

Colombia FORESTAL

Vol. 21(2) • Bogotá-Colombia • Julio-Diciembre de 2018



Publicación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Proyecto Curricular de Ingeniería Forestal • ISSN 0120-0739
Universidad Distrital Francisco José de Caldas



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Colombia FORESTAL



Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales
Colomb. For. volumen 21 número 2. Bogotá, D.C. Julio-Diciembre de 2018 ISSN 0120-0739
Publicación semestral

Editor

René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Comité Editorial

Andrés Avella Muñoz, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Beatriz Salgado Negret, Ph.D.
Universidad del Norte. Colombia.
Camila Pizano, Ph.D.
Universidad Icesi. Colombia.
Carlos Alfonso Zafra Mejía, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Esteban Galeano Gómez, Ph.D.
Universidad de Alberta. Canadá.
Julio Eduardo Beltrán Vargas, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Nelly Rodríguez Eraso, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
René López Camacho, Ph.D(c).
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Rocío Cortés, Ph.D.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.
Roy González, Ph.D(c).
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.

Gestor Editorial

Camilo Andrés Angulo Muñoz, M.Sc.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia.

Distribución

Centro de Publicaciones Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Famarena)
y Centro de Documentación Forestal (Cedof).

Fotografía de la cubierta

Mario Pedraza

Preparación editorial y diseño

Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico, Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Coordinación editorial-CIDC

Fernando Piraquive

Corrección de estilo para español

Fabián Gullaván

Diagramación electrónica y diseño de cubierta

Julían Hernández - Taller de Diseño
director@julianhernandez.co

Impresión

Grupo de árbitros del presente número

Alejandro Zuluaga Trochez, Ph.D.
Universidad del Valle. Colombia.
Alessandro Paletto, Ph.D.
Council for Agricultural Research and Agricultural Economy Analysis. Italia.
Alexandra Des Camps, Ph.D.
Universidad de Toulouse. Francia.
Dolly Palacio, Ph.D.
Universidad Externado de Colombia. Colombia.
Ester Gaya, Ph.D.
Royal Botanic Gardens Kew. Inglaterra.
Jorge Orlando Cancino, Ph.D.
Universidad de Concepción. Chile.
Jorge Rodríguez Toro, Ph.D.
Universidad del Tolima. Colombia.
María Morales Puentes, Ph.D.
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Colombia.
Mario Quijano, Ph.D.
Herbario Universidad Católica de Oriente. Colombia.
Pablo Baldassini, Ph.D(c).
Universidad de Buenos Aires. Argentina.
Pablo Stevenson, Ph.D.
Universidad de los Andes. Colombia.
Pedro Calaza Martínez, Ph.D.
Escuela Gallega del Paisaje Juana de Vega. España.
Poliopetro F. Martínez Austria, Ph.D.
Universidad de las Américas Puebla. México.
Rosa Emilia Pérez, Ph.D.
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México.
Simón Sandoval.
Arauco, Chile.
Tomás Martínez Trinidad, Ph.D.
Colegio de Postgraduados. México.

Comité científico

Antoine Cleff, Ph.D.
Universidad de Amsterdam. Holanda.
Catalina Segura, Ph.D.
Universidad Estatal de Oregón. Estados Unidos de América.
Felipe Bravo Oviedo, Ph.D.
Universidad de Valladolid. España.
Guillermo Trincado, Ph.D.
Universidad Austral de Chile. Chile.
Jesús Orlando Rangel, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Jorge Ignacio del Valle, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
Joseph W. Veldman, Ph.D.
Universidad Estatal de Iowa. Estados Unidos de América.
Pablo Stevenson, Ph.D.
Universidad de los Andes. Colombia.
Sandra Rodríguez Piñeros, Ph.D.
Universidad Autónoma de Chihuahua. México.

Universidad Distrital Francisco José de Caldas, sede Vivero (avenida Circunvalar) Venado de Oro, Bogotá, Colombia.

Correo electrónico: colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co

Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>

Colombia Forestal está bajo una licencia Creative Commons-4.0 Colombia License.



Atribución-Non Comercial-Sin Derivadas

Contenido

Artículos de Investigación Científica y Tecnológica

BOSQUE DE ROBLE O PLANTACIÓN DE CONIFERAS, ¿QUÉ PREFIEREN LOS LÍQUENES EPÍFITOS? Oak forest or conifer plantation, what do epiphytic lichens prefer? Diego Simijaca, Bibiana Moncada y Robert Lücking	123
DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN UN PAISAJE RURAL DEL PIEDEMONTE DE LOS FARALLONES DE CALI, COLOMBIA Floristic diversity in a rural landscape of the lower slope in Farallones of Cali, Colombia Antonella Sardi, Alba Marina Torres y Germán Corredor	142
COMPARACIÓN DE CUATRO MÉTODOS DE EVALUACIÓN VISUAL DEL RIESGO DE ÁRBOLES URBANOS Comparison of four methods of visual risk tree assessment in urban areas Jorge Reyes de la Barra, Mauricio Ponce-Donoso, Óscar Vallejos-Barra, Gustavo Daniluk-Mosquera y Ana Paula Coelho Duarte	161
MODELOS COMPATIBLES DE AHUSAMIENTO-VOLUMEN PARA ÁRBOLES DE <i>Gmelina arborea</i> Roxb. EN EL ALTO MAGDALENA, COLOMBIA Compatible volume-taper models for <i>Gmelina arborea</i> Roxb. trees grown in the upper Magdalena basin, Colombia German Stid Niño López, Paula Andrea Ramos Molina, Alonso Barrios y Ana Milena López Aguirre	174
MODELACIÓN DINÁMICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA RESERVA FORESTAL PRODUCTORA THOMAS VAN DER HAMMEN Dynamic modeling of ecosystem goods and services in the Thomas van der Hammen Forest Reserve David Mauricio Gómez Rodríguez y Julio Eduardo Beltrán Vargas	188
USO DEL SUELO Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN PAISAJES FRAGMENTADOS EN LA AMAZONIA, COLOMBIA Land use and vegetation structure in forest remnants of fragmented landscapes in Amazonia, Colombia María Constanza Meza Elizalde y Dolors Armenteras Pascual	205

DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	225
INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	228

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



BOSQUE DE ROBLE O PLANTACIÓN DE CONIFERAS, ¿QUÉ PREFIEREN LOS LÍQUENES EPÍFITOS?

Oak forest or conifer plantation, what do epiphytic lichens prefer?

Diego Simijaca¹, Bibiana Moncada² y Robert Lücking³

Simijaca, D., Moncada, B. y Lücking, R. (2018). Bosque de roble o plantación de coníferas, ¿qué prefieren los líquenes epífitos? *Colombia Forestal*, 21(2), 123-141

Recepción: 11 de noviembre de 2017

Aprobación: 22 de marzo de 2018

Resumen

Quercus humboldtii es un elemento dominante en los bosques altoandinos de Boyacá, Colombia, el cual, a pesar de ser una especie sombrilla, registra consumos per-cápita de 1300 Kg.año⁻¹ y el remplazo de sus rodales por plantaciones de *Pinus patula*. Este remplazo afecta las comunidades liquénicas más sensibles. Para rastrear dichas afecciones se examinaron los líquenes en cuatro árboles de cada especie forófito. Cada árbol fue dividido en cinco estratos verticales y se midió la rugosidad, humedad, acidez y luminosidad en cada estrato. Los análisis comprendieron índices de diversidad, tablas Anova y escalas multidimensionales. Se registraron 161 especies de líquenes, se reconocen 53 especies exclusivas sobre pino y 45 exclusivas de roble. Se destacan *Cladonia ceratophylla* y *Herpothallon rubrocinctum* como especies comunes entre forófitos, y la exclusividad de *Astrothelium* spp, *Anzia leucobatoides* y *Leptogium diaphanum* sobre los robles. La luminosidad y la rugosidad son factores de influencia en la distribución de los líquenes.

Palabras clave: bosque nativo, corteza, cianolíquenes, composición, forófito.

Abstract

Quercus humboldtii is a dominant element in the high Andean forests of Boyacá, Colombia. Despite being an umbrella species, it has a per-capita consumption of 1300 Kg.year⁻¹ and its natural stands are widely replaced with plantations of *Pinus patula*. This replacement affects the most sensitive epiphyte communities. To track these conditions, lichens were examined on four trees of each phorophytic species. Each tree was divided into five vertical levels and bark roughness and acidity, as well as humidity and luminosity were measured at each level for each tree. The data were analysed by means of diversity indexes, Anova, and multidimensional scaling. 161 lichen fungal species were recorded, 53 of these unique to pine trees and 45 unique to oak trees. *Cladonia ceratophylla* and *Herpothallon rubrocinctum* stand out as a frequent species shared between both phorophytes, whereas *Astrothelium* spp, *Anzia leucobatoides* y *Leptogium diaphanum* are exclusive to oaks. Luminosity and bark roughness are factors influencing lichen community formation.

Keywords: native forest, bark, composition, cyanoli-chens, phorophyte.

1 Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. dfsimijacas@correo.udistrital.edu.co Autor para correspondencia

2 Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. lbmoncada@udistrital.edu.co

3 Botanical Garden and Botanical Museum Berlin. Berlin, Alemania. ruecking@bgbm.org

INTRODUCCIÓN

Los bosques de roble en Colombia se distribuyen desde los 750 hasta los 3450 m de altitud y ocurren en cerca de 18 departamentos del país, con lo que se reconocen como elementos importantes de los bosques andinos de Colombia (Avella y Cárdenas, 2010). Sin embargo, su dominancia es más evidente en localidades que superan los 2500 m de altitud, en las cuales *Quercus humboldtii* Bonpl. se convierte en un elemento típico del paisaje (Marín-Corba y Betancur, 1997).

Estos bosques ofrecen una gran variedad de hábitats para mamíferos, aves y organismos invertebrados (Gasca e Higuera, 2008; Otálora, 2003; Ramírez y Pérez, 2007; Sáenz-Jiménez, 2010; Vanegas, Fagua y Flórez, 2012), que a su vez contribuyen con la dispersión de semillas y, de tal manera, con el enriquecimiento de la flora en la cual orquídeas, bromelias, helechos, briófitos y líquenes también son conspicuos sobre los troncos y ramas de *Q. humboldtii* (Alzate, Cardona y Callejas, 2001; Ariza et al., 2010; Ávila, Ángel y López, 2010; Gil y Morales-Puentes, 2014; Vargas-Rojas y Morales-Puentes, 2014).

Pese a su función como especie sombrilla, los robles han sido históricamente explotados por la calidad de su madera y la versatilidad de usos que puede dársele a la misma (Ariza et al., 2010). Ejemplo de esto son los departamentos de Boyacá y Santander, lugares donde *Q. humboldtii* se utiliza en la fabricación de cabos para herramientas y para el uso doméstico como combustible en la elaboración de alimentos, alcanzando un consumo per-cápita superior a los 1300 Kg.año⁻¹ (Avella y Cárdenas, 2010; Medina 2010). Otro impacto de las actividades humanas en los robledales recae en la deforestación para ampliar la frontera agrícola o para el establecimiento de plantaciones forestales (Kapelle, 2006). Con lo cual se registra una pérdida de 28 550ha de bosques de roble hasta el año 2006 (CAS, 2006), que son remplazados por cultivos y pastos; mientras, en el caso de las plantaciones forestales, el área aumenta visiblemente con

53 195ha de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. para el año 2002 (FAO, 2002).

El cambio en el uso del suelo y el remplazo de los bosques nativos por plantaciones de coníferas trae consigo fuertes repercusiones que afectan la calidad del suelo, la circulación tanto de nutrientes como de agua, además de la dinámica de las poblaciones de plantas y animales que habitan estos ecosistemas (Barlow et al., 2007; Calviño-Cancela, Rubido-Bará y van Etten, 2012; Goward y Arsenault, 2000; Hietz-Seifert, Hietz y Guevara, 1996), debido a que se homogenizan las condiciones ambientales, como luz y humedad, acidez y rugosidad de los árboles a nivel local, con lo que se suprime la variedad de microecosistemas ofrecida por los bosques naturales (Käffer, Ganade y Marcelli, 2009; Ardila, Moncada y Lücking, 2015).

Los líquenes corresponden a uno de los grupos de organismos notablemente afectados por la paridad en las condiciones ambientales y con frecuencia son usados como indicador para el estudio del estado de las comunidades epífitas. La homogenización de la riqueza, la dominancia de especies generalistas y la desaparición de ciertos grupos funcionales son respuestas comunes ante esta transformación del paisaje (Goward y Arsenault, 2000; Bäcklund Jönsson, Strengbom, Frisch y Thor 2016; Berg, Hunt y Gordon, 2013; Calviño-Cancela, López de Silanes, Rubido-Bará y Uribarri, 2013; Ardila et al., 2015). De hecho, se ha demostrado la alta sensibilidad de los líquenes a condiciones microclimáticas como la luz incidente y la humedad (Lücking, 1999; Soto, Lücking y Rojas, 2012) y las características propias de los forófitos, como: la arquitectura del dosel, la estructura y acidez de la corteza, su rugosidad o la presencia de ornamentos y lenticelas (Cáceres, Lücking y Rambold, 2007; Hauck, 2011; Käffer, Ganade y Marcelli, 2009; Rosabal, Burgaz y Reyes, 2013). Esta sensibilidad ha permitido el uso de los líquenes como bioindicadores en diversos aspectos ambientales que incluyen: la calidad del aire (Rubiano y Charro, 2006; Llop, Pinho, Matos, Pereira y Branquinho, 2012; Simijaca, Vargas y Morales, 2014),

el cambio en el uso del suelo (Stofer *et al.*, 2006; Maestre *et al.*, 2011; Giordani, Brunialti, Bacaro y Nascimbene, 2012) y la fragmentación de bosques (Rivas Plata, Lücking y Lumbsch, 2008; Pulido y Ramos, 2016; Ramírez-Morán, León-Gómez y Lücking, 2016).

El estudio de la flora líquénica en las plantaciones forestales de Colombia tiene como referente una investigación que utilizó la familia Graphidaceae como elemento bioindicador y comparó la diversidad líquénica de un bosque de roble con una plantación de *Eucalyptus globulus* Labill. (Ardila *et al.*, 2015). De otro lado, la flora líquénica de los bosques altoandinos de Colombia ha sido ampliamente documentada y es objeto de constante actualización (Sipman y Aguirre-C, 1982; Aguirre-C, 2008; Moncada, Coca y Lücking, 2013; Lücking *et al.*, 2016). Sin embargo, son escasos los estudios que evalúan la preferencia de forófitos y las condiciones que presenta cada hospedero intrínsecamente para albergar líquenes epífitos (Soto *et al.*, 2012; Ardila *et al.*, 2015).

Un sector de especial interés para el estudio de la biota líquénica corresponde al corredor de robles Guantiva-La Rusia-Iguaque, el cual es considerado el corredor con los bosques de roble más extensos en el territorio colombiano al abarcar 141 293 ha y transcurrir por 22 municipios de los departamentos de Boyacá y Santander (Avella y Cárdenas, 2010). Esta característica le confiere especial importancia a *Q. humboldtii* porque es soporte para múltiples especies de líquenes epífitos, dentro de las que se destacan algunas nuevas especies para la ciencia dentro los géneros *Cora* y *Sticta* que, a su vez, son indicadores de bosques conservados (Lücking *et al.*, 2016; Moncada *et al.*, 2013).

Un caso de estudio en el corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque la reserva de la sociedad civil Rogitama Biodiversidad (Arcabuco- Boyacá), que corresponde a un predio privado en el que, durante más de 30 años, se ha hecho un esfuerzo por la restauración del bosque de roble y en el cual el proceso de recuperación del bosque nativo se ha llevado a cabo alterno a la plantación de rodales

de *Pinus patula*, sobre la cual no se realiza tala. Esta reserva sustenta una gran diversidad de flora y fauna representativa del corredor de robles y es el albergue de especies de plantas y animales en peligro de extinción como *Chalybea macrocarpa* (Uribe) Morales-P. & Penneys (Gil-Leguizamón, Morales-Puentes y Díaz-Pérez, 2014) y *Coeligena prunellei* Bourcier (Chavarro, 2005). Adicionalmente, es el refugio de insectos como *Pseudopogonogaster iguaquensis* Salazar y Carrejo, que utiliza líquenes como superficie de mimetismo (Parada, 2015). No obstante, en los bosques de la reserva no se han realizado estudios concernientes a los líquenes epífitos y al efecto que la generación de un “bosque mixto” pueda tener en la distribución de las comunidades líquénicas. Por consiguiente, esta investigación tiene por objeto comparar la riqueza y composición de la biota líquénica asociada a *Q. humboldtii* y *P. patula* en la reserva natural Rogitama Biodiversidad, con el fin de reconocer el impacto del establecimiento las comunidades líquénicas y determinar si las características propias de los forófitos como rugosidad, acidez, luminosidad incidente y humedad varían entre las especies de forófitos y tienen efectos en la riqueza y composición de las comunidades de líquenes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la reserva de la sociedad civil Rogitama Biodiversidad, un área protegida privada, localizada en la vereda Peñas Blancas del municipio de Arcabuco (Boyacá), 5°47'47.3" N; 73°26'56.0" W. Altitudinalmente se ubica entre los 2485 a 2530 m de altitud y presenta una temperatura promedio anual de 13 °C, con un régimen de precipitación bimodal de 1900 mm.año⁻¹ (Gil-Leguizamón, Morales-Puentes y Díaz-Pérez, 2014). La reserva abarca 29 hectáreas de las cuales 22 son de bosque nativo y dentro de estas, ocho

hectáreas presentan robledales. Por otro lado, seis hectáreas son plantaciones de *P. patula*; y una hectárea es dedicada a la vivienda (Chavarro, 2005). La importancia estratégica de esta área protegida está soportada en su ubicación en el corredor conservación Guantiva-La Rusia-Iguaque, una de las áreas más representativas en la protección de *Q. humboldtii* (Morales *et al.*, 2007).

Selección de forófitos y recolección de ejemplares

Se seleccionaron y marcaron cuatro árboles de *P. patula* y cuatro de *Q. humboldtii* con altura superior a 5 m y circunferencia a la altura del pecho (CAP) superior a 100 cm, que presentaran ramas resistentes al ascenso (Gradstein, Nadkarni, Krömer, Holz y Nöske, 2003). Para registrar el mayor número de especies por forófito, cada árbol se dividió en cinco estratos de acuerdo con la zonificación planteada por Johansson (1974) y se ascendió mediante técnicas de escalada simple con una sola cuerda (Lowman, Moffett y Rinker, 1993). Cada levantamiento se realizó en un transecto vertical, con un flexómetro de 100 cm en cada estrato, en los que se recolectaron los líquenes que estaban debajo de la cinta métrica y se anotaron las características morfológicas y de ubicación espacial para cada ejemplar recolectado. El transecto vertical se replicó en cada punto cardinal. Para la extracción del material del dosel externo se usó un corta ramas que permitió el acceso y desmote de las porciones más externas. Las muestras de líquenes recolectadas y etiquetadas se secaron por exposición al ambiente y, posteriormente, se llevaron al herbario forestal Gilberto Emilio Mahecha Vega (Sección Criptógamas) UDBC, donde se realizó el correspondiente proceso de determinación mediante claves taxonómicas (Coca y Sanín, 2010; Lücking, Aptroot, Chaves, Sipman y Umaña, 2008; Moncada y Forero, 2006; Moncada, 2012) y la aplicación de pruebas químicas con NaClO, KOH, KI y parafenilendiamina, además del uso de estereoscopio Leica TS1232W26 y microscopio

Olympus CX31 con los cuales se realizó la observación y el corte de las estructuras reproductivas de los líquenes para la observación de caracteres útiles en la identificación taxonómica.

Registro de características de los forófitos

Para cada estrato vertical se midieron los pH de la corteza mediante la extracción de un fragmento de la misma y la maceración de 0.5 g diluidos en 5 ml de agua destilada, que se dejaron ocho horas en reposo para su posterior análisis en laboratorio con un medidor de pH digital RoHS (Kricke, 2002). Se examinó la estructura de la corteza en cada estrato, tomando como referencia un testigo de 10 centímetros, medida que se modificó de la metodología de Rosabal, Burgaz, Altamirano y Aragón (2012), quienes usan un testigo de 5 cm. La intensidad de luz relativa (luminosidad) se registró para cada forófito con el uso de fotografías periféricas de cada levantamiento con un lente ojo de pez de 180°, que se transformaron a blanco y negro y se calcularon los porcentajes de cada color mediante el programa Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer, Canham y Lertzman, 2000), con el color blanco como la luz relativa y el negro como la cobertura del dosel. La humedad relativa se registró puntualmente en el levantamiento con el uso de un psicrómetro digital EHM-10.

Análisis de datos

Se calculó la diversidad alfa (α) para cada especie forófito mediante los índices de riqueza, dominancia de Simpson y equidad de Shannon-Wiener (Magurran, 1988). Se evaluó la relación entre la riqueza y los estratos verticales mediante una correlación de Spearman y la diversidad beta mediante el uso del índice de Jaccard (Magurran, 1988). Para evaluar el comportamiento de las variables ambientales en cada hospedero se realizó un análisis de varianza Anova no paramétrica (Kruskal-Wallis). Para reconocer la distribución de las comunidades y la influencia de las variables en

la distribución de los líquenes epífitos se hizo el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMS) (McCune, Grace y Urban, 2002).

RESULTADOS

Riqueza líquénica de las especies forófitas

Se recolectaron 964 muestras de líquenes en las dos especies hospederas, de las cuales 903 se identificaron hasta nivel de especie; mientras las otras 61 muestras se identificaron a nivel de género por carecer de estructuras que permitieran su determinación. Dicha revisión permitió el reconocimiento de 161 especies agrupadas en 40 géneros y 24 familias (anexo 1). Las familias con mayor riqueza fueron Parmeliaceae (ocho géneros-64 especies), Graphidaceae (8-31) y Physciaceae (2-12).

Los árboles de *Pinus patula* (pino), con 116 especies, exhibieron una mayor riqueza líquénica que la observada en *Quercus humboldtii* (roble), con 108 especies (tabla 1). Para las dos especies forófitas se observan bajos valores de dominancia (Simpson; $D' = 0.02$) y valores similares en la equidad con $H' = 4.15$ para *P. patula* y $H' = 4.18$ para *Q. humboldtii*. Se observa una composición líquénica que difirió sustancialmente entre las dos especies forófitas con un índice de Jaccard ($I_j = 0.38$) que señala que se comparten el 38% de las especies.

Tabla 1. Índices de diversidad para los forófitos evaluados

Índices	<i>Pinus patula</i>	<i>Quercus humboldtii</i>
Riqueza de especies	116	108
Simpson (D')	0.02	0.02
Shannon- Wiener (H')	4.15	4.18

En el caso de los pinos, *Parmotrema mellissii* (C.W. Dodge), *Herpothallon rubrocinctum* (Ehrenb.) Aptroot, Lücking & G. Thor y *Heterodermia japonica* (M. Satô) Swinscow y Krog fueron las

especies más frecuentes (anexo 1). En contraste, *Crocodia aurata* (Ach.) Link, *Erioderma solediatum* Galloway y Jørg y *Parmotrema indicum* Hale, entre otras, presentan un solo registro y hacen parte de las 50 especies únicas del pino.

En los robles, *Herpothallon rubrocinctum*, *Hypotrachyna bogotensis* (Vain.) Hale y *Cladonia ceratophylla* (Sw.) Spreng fueron las especies más frecuentes (anexo 1) y se reconocen 47 especies únicas de este forófito, como son *Heterodermia corallophora* (Taylor) Skorepa, *Hypotrachyna densirhizinata* (Kurok.) Hale y varias especies de *Astrothelium*, que también se destacaron por ser especies raras con un solo registro.

Caracterización fisicoquímica y microambiental de los forófitos

Respecto a la rugosidad, se encontró una mayor heterogeneidad en los registros obtenidos sobre las cortezas de *P. patula* comparado con *Q. humboldtii* (figura 1a) y se observan diferencias significativas entre los forófitos (Kruskal-Wallis, $p = 0.006$) que indican que los pinos (promedio = 12.58) eran más rugosos que los robles (promedio = 10.60). En lo concerniente al pH, los robles se consideraron significativamente más ácidos que los pinos (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Aunque la luminosidad fue más heterogénea en pinos que en robles (figura 2c), no presentó diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0.279$). Por su parte, la humedad tampoco registró diferencias significativas entre las especies forófitas (Kruskal-Wallis, $p = 0.279$).

Distribución espacial de las comunidades líquénicas

La ordenación de las muestras resultó en dos agrupaciones visiblemente separadas, lo que muestra una correlación significativa con la especie de forófito. Se observa que la distribución de las comunidades líquénicas está relacionada con las diferencias en los parámetros de rugosidad, luminosidad y pH entre pinos y robles, mientras la humedad es el

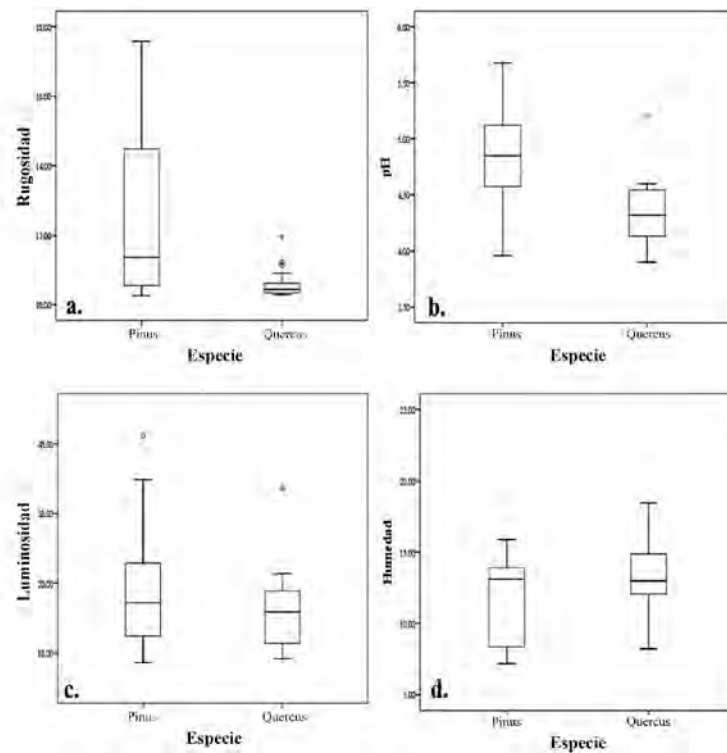


Figura 1. Diagramas de caja para los factores fisicoquímicos (a. rugosidad; b. pH) y microambientales, (c. Luminosidad; d. Humedad) que muestran la variabilidad en las especies forófitas.

parámetro de menos influencia dada su posición perpendicular en el diagrama. Se reconocen tres muestras de *Pinus patula* dentro de la agrupación de *Quercus humboldtii*, que corresponden con las especies compartidas por los dos forófitos.

DISCUSIÓN

Impacto de las plantaciones de pino que replazan bosque de roble

Los resultados de esta investigación ponen en evidencia el impacto sobre la composición de la biota líquénica que ocurre al replazar el bosque nativo de *Q. humboldtii* por plantaciones de *P. patula*. Se observó que, aunque los índices de diversidad alfa en ambas especies eran similares, su composición varió notablemente con el cambio de forófito. El impacto también se percibe en la cantidad

de especies particulares que presenta cada hospedero (50 especies particulares del pino y 47 especies particulares del roble). Además, en el robledal se encontraron especies de las familias Graphidaceae (thelotremoides) y Lobariaceae, las cuales son indicadoras de bosques bien conservados (Cáceres *et al.*, 2007; Rivas Plata *et al.*, 2008; Soto *et al.*, 2012; Ramírez-Morán *et al.*, 2016), mientras que en la plantación de pino dominan las especies de *Parmotrema*, *Hypotrachyna* y algunas especies de Graphidaceae (lirelados) como *Graphis elegans* y *Phaeographis inconspicua*, que son afines a condiciones más hostiles en los sustratos como contaminación atmosférica, alta incidencia de la luz, presencia de resinas en la corteza de los forófitos (Mossmann, Weidner y Martins, 2012) y que para el caso de Graphidaceae se destacan como especies pioneras en cortezas de fácil desprendimiento como la de *Eucalyptus globulus* (Ardila, Moncada y Lücking, 2014; anexo 1).

Estas modificaciones en la diversidad y estructura de las comunidades líquénicas parecen ser un patrón común al comparar bosques nativos con plantaciones forestales, en las que se han encontrado cambios en la riqueza, abundancia y composición de los líquenes como respuestas frecuentes a la intervención (Estrabou, 2007; Calviño-Cancela et al., 2013; Nascimbene, Thor y Nimis, 2013; Bäcklund et al., 2016). Por ejemplo, Ardila et al. (2014) reconocieron un impacto sustancial en la estructura de las comunidades de especies de la familia Graphidaceae, que cambian al contrastar un robledal característico de los bosques altoandinos colombianos con una plantación de *Eucalyptus globulus*. Los mismos autores encontraron riquezas homogéneas entre los árboles de eucalipto evaluados y la separación de las comunidades líquénicas en los forofitos exóticos y los de bosque de roble; esto último coincidiendo con los resultados de los análisis de escalamiento multidimensional realizados.

De manera similar Käffer, Ganade y Marcelli (2009) detectan cambios en la composición líquénica de los bosques nativos de *Araucaria* en Rio Grande do Sul, comparándolos con plantaciones de pino y eucalipto. El cambio más notable se observó en términos de la dominancia de especies

umbrófilas, que se presentan recurrentemente en los bosques nativos de *Araucaria*, mientras en las plantaciones dominan los líquenes heliófilos. En los resultados obtenidos se identificaron cianolíquenes de los géneros *Coccocarpia*, *Erioderma*, *Leptogium* y *Sticta*, considerados como especies umbrófilas y más frecuentes en los robles; mientras que en los pinos son frecuentes las especies heliófilas de los géneros *Parmotrema*, *Hypotrachyna* y *Usnea*.

Los resultados obtenidos representan no solamente un cambio en las especies asociadas a cada forófito, sino también en los grupos funcionales característicos de los líquenes (Koch Mossmann, Martins, Lucheta y Müller, 2013; Lakatos, Rascher y Büdel, 2006; Llop et al., 2012; Stofer et al., 2006), lo que a su vez se relaciona con la variedad de microclimas que pueden encontrarse en los árboles de Rogitama, en los que características como la rugosidad, la luminosidad y la acidez de las cortezas varían entre los forófitos (figura 2). Por consiguiente, se esperaría que los rodales de pino presentaran condiciones más hostiles para el crecimiento de cianolíquenes, por presentar cortezas ácidas, sitios con amplia incidencia de luz y un régimen homogéneo de humedad, tal como lo han registrado varios estudios (Bäcklund et al., 2016;

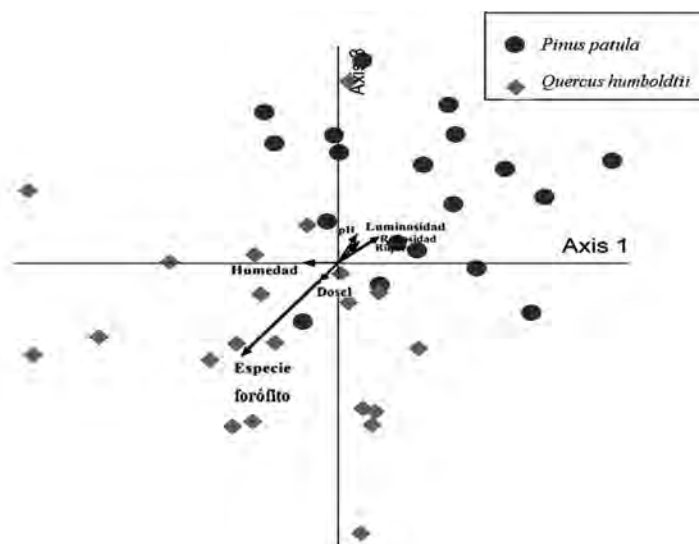


Figura 2. Diagrama de ordenación para la composición de los espacios muestrados en las dos especies de forófitos.

Calviño-Cancela *et al.*, 2013; Käffer, Ganade y Marcelli, 2009). En contraste, las condiciones evidenciadas y la presencia exclusiva de *Erioderma solediatum* sobre el pino implican que en ocasiones este forófito pueda considerarse como facilitador para el desarrollo de especies umbrófilas, lo que corrobora lo indicado por Ellis (2012) y Gjordani *et al.* (2012).

A pesar de los cambios en la composición, que se producen con el establecimiento de las plantaciones, es importante evaluar la dominancia que ejercen las especies resilientes al disturbio. En lo referente a los líquenes, en nuestra investigación se registran varias especies de la familia Parmeliaceae, como: *Hypotrachyna costaricensis* (Nyl) Hale, *Hypotrachyna osorioi* (Hale) Hale, *Parmotrema arnoldii* (Du Rietz) Hale y *Parmotrema simulans* (Hale) Hale que son frecuentes en pinos y robles. Esto concuerda con algunos estudios los cuales sugieren que varias especies de la familia Parmeliaceae son tolerantes a la desecación, acidificación de sustratos e incluso a la presencia de material particulado (Hauck y Javkhlan, 2009; Käffer, Ganade y Marcelli, 2009; Llop *et al.*, 2012; Simijaca *et al.*, 2014). Esta familia también es dominante sobre varios forófitos en los bosques del Chaco argentino, donde crecen con exuberancia (Estrabou, 2007). Los bosques altoandinos colombianos también son referentes en la diversidad de Parmeliaceae, donde se registran como una de las familias de mayor riqueza, junto con Lobariaceae y Physciaceae (Aguirre-C, 2008; Ramírez-Morán *et al.*, 2016; Simijaca, 2011; Wolf, 1993b).

En el caso de los taxones exclusivos, se destaca la presencia de la familia Trypetheliaceae y el género *Astrothelium* (cuatro especies), como taxón particular de los robles de este estudio. En contraste con las formas lireladas, características de la familia Graphidaceae, que abundan en los pinos (anexo 1). Al respecto, se han delimitado algunos biotipos que reflejan el estado de conservación o intervención de los bosques (Koch Mossmann *et al.*, 2013; Mercado-Díaz, Gould, González y Lücking, 2015; Ramírez-Morán *et al.*, 2016), donde morfotipos

telotremoides y con peritecios, representan los bosques bien conservados; mientras algunas formas lireladas de la familia Graphidaceae concuerdan con el biotipo de bosques intervenidos (Rivas Plata *et al.*, 2008). De manera similar, el género *Sticta* es más diverso en robles que en pinos y puede relacionarse con los biotipos descritos por Ramírez-Morán *et al.* (2016) para los bosques conservados.

Con estas diferencias, los líquenes anteriormente mencionados pueden ser utilizados como indicadores de continuidad ecológica (Rivas Plata *et al.*, 2008), en la que *Anzia*, *Astrothelium*, *Leptogium* y *Sticta* son habitantes de los robles y se sugieren como biotipos de los bosques bien conservados; mientras que *Cladonia*, *Herpothallon*, *Hypotrachyna* y *Parmotrema* son característicos de la plantación de pino y se sugieren como biotipos de los bosques intervenidos. Lo anterior concuerda con algunos registros de Ramírez-Morán *et al.* (2016) y Pulido y Ramos (2016), que incluyen tanto características morfológicas como fisiológicas de los líquenes en la delimitación de los biotipos.

No obstante, la presencia de cianolíquenes como *Coccocarpia prostrata* y *Erioderma solediatum* y su exclusividad en el pino, sugieren que buenas prácticas de manejo de las plantaciones o el mantenimiento de remanentes sin tala y entresaca de las mismas, conservan algunas condiciones ambientales que son favorables para estos grupos de líquenes sensibles (Calviño-Cancela *et al.*, 2013) y pueden promover el recambio por especies de Lobariaceae o Trypetheliaceae que son frecuentes en los bosques conservados (Moncada, 2012; Ramírez-Morán *et al.*, 2016).

De otro lado, las modificaciones en los patrones de diversidad como consecuencia de la intervención humana no son manifestaciones exclusivas de los líquenes, pues la flora vascular del sotobosque y del dosel también experimentan cambios considerables con la transformación del bosque nativo (Alzate, Cardona y Callejas, 2001; Braun *et al.*, 2017; Marín-Corba y Betancur, 1997). Del mismo modo, la reducción de hábitat y alimento,

producto de la homogenización de recursos en las plantaciones, afecta especies de aves (Barlow *et al.*, 2007; Calviño-Cancela *et al.*, 2013; Sáenz-Jiménez, 2010), mamíferos (Otálora, 2003; Ramírez y Pérez, 2007; Sáenz-Jiménez, 2010) y artrópodos (Gasca e Higuera, 2008; Parada, 2015; Vanegas, Fagua y Flórez, 2012). Por ejemplo, *Macroagelaius subalaris* Boissonneau, *Chorostilbon poortmani* Bourcier y *C. prunellei* son aves con distribución restringida a los robledales del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque (del cual hace parte Rogitama) que se ven afectadas por la explotación de madera en departamentos como Boyacá y Santander, trayendo como consecuencia la reducción en sus poblaciones, con la transición de bosques nativos a plantaciones forestales (Avela y Cárdenas, 2010; Sáenz-Jiménez, 2010).

Los resultados de este estudio reiteran el éxito en el uso de los líquenes como indicadores en diversos aspectos ambientales, dentro de los que se destacan la medición de la calidad del aire (Llop *et al.*, 2012; Rubiano y Chaparro, 2006; Simijaca *et al.*, 2014) y el cambio en la salud de los bosques (Dingová Košuthová y Šibík, 2013; Nascimbene *et al.*, 2013; Song, Liu y Nadkarni, 2012). Teniendo en cuenta que modificaciones en parámetros como la acidez del sustrato, la rugosidad del mismo y la luz incidente sobre los tallos liquénicos modifican la composición de las comunidades de dichos organismos y permiten rastrear la preferencia de los mismos por determinada condición ambiental.

¿Que prefieren los líquenes?

Particularmente para *Pinus patula* se destacan especies exclusivas como *Chrysothrix candelaris*, *Graphis cognata*, *G. elegans* y *Heterodermia leucomela*, que han sido mencionados por algunas investigaciones dentro de los morfotipos resistentes a condiciones ambientales hostiles y en este estudio se presentan sobre las cortezas más rugosas y con mayor incidencia de la luz. No obstante, otras de sus exclusividades corresponden a *Coccocarpia prostrata* y *Erioderma solediatum*

que corresponden a especies que según Goward y Arsenault (2000) son poco frecuentes sobre coníferas y prosperarían en condiciones de baja luminosidad.

Por su parte, como especies únicas de *Quercus humboldtii* se observa a *Anzia leucobatoides* (que corresponde a un nuevo registro para el país), *Leptogium diaphanum* y *Sticta isidioimpresula* y tres especies de *Astrothelium* que corresponden a especies propias de bosques conservados y denotan una preferencia por ambientes de baja luminosidad, pero que son tolerantes a la acidez que la presencia de taninos le confiere a los robles (Martínez-Gil *et al.*, 2017). Estos resultados son comparables con los estudios Wolf (1993a), que señalan entre 35 y 50 especies en las formaciones vegetales evaluadas y con las 41 especies de Graphidaceae sobre robles, identificadas por Ardila *et al.* (2015). Además, con bosques de *Weinmannia tomentosa* del municipio de Guasca-Cundinamarca en el que se registran 54 especies (Ramírez-Morán *et al.*, 2016).

Es importante señalar que la preferencia de los líquenes por determinado forófito depende de un conjunto de parámetros dentro de los cuales la rugosidad y la acidez de las cortezas y la luminosidad son determinantes en la distribución de las comunidades liquénicas, corroborando lo mencionado por Cáceres *et al.* (2007) y Soto *et al.* (2012). Por consiguiente, algunas especies como *Chrysothrix candelaris* prefirieron las cortezas rugosas y la alta luminosidad presente en los rodales de pino, mientras otras especies como *Anzia leucobatoides* fueron más afines a cortezas lisas y con acidez pronunciada por la presencia de taninos como es el caso del roble, que también presenta una mayor cobertura del dosel.

Dadas las similitudes en la metodología utilizada y la riqueza de la reserva Rogitama, se considera superior a la encontrada por Cornelissen y Ter Steege (1989) en las tierras bajas de Guyana. También es comparable con el reconocimiento de 250 especies en un bosque de tierras bajas en Venezuela (Komposch y Hafellner, 2000) y con

la identificación de 150 especies en el estado de Alagoas al noreste de Brasil (Cáceres *et al.*, 2007). Ubicando a la reserva Rogitama como un resguardo de flora líquénica en el cual el esfuerzo de conservación del roble y las buenas prácticas de manejo de los rodales de pino permiten que se comparta el 38% de la flora líquénica y que se presenten especies de cianolíquenes sobre las cortezas de pino.

CONCLUSIONES

Con este estudio se reconoce la reducción en la frecuencia y diversidad de las especies umbrófilas e indicadoras de continuidad ecológica como *Anzia leucobatiodes*, *Astrothelium spp*, *Leptogium diaphanum* y *Sticta isidioimpresula*; la considerable cantidad de especies particulares de cada forófito y la prevalencia de especies tolerantes al disturbio tales como: *Cladonia ceratophylla*, *Herpothallon rubrocinctum*, *Hypotrachyna costaricensis*, *H. osorioi*, *Parmotrema arnoldii* y *P. mellissii*; como los principales impactos observados que son efecto del establecimiento de plantaciones de *Pinus patula* en los bosques de roble de la reserva Rogitama.

El porte del bosque nativo de *Quercus humboldtii* en la reserva Rogitama es el resultado del experimento de restauración que se ha llevado en combinación con la siembra de *Pinus patula*. Este mosaico de vegetación sirve como resguardo de especies umbrófilas y heliófilas, pero presenta espacios que mantienen algún grado de intervención. Sin embargo, la presencia de taxones de los géneros *Coccocarpia*, *Erioderma* y *Sticta* muestran un avance en la sucesión vegetal que permite la observación de estrategias de vida características de los bosques nativos. Lo anterior sugiere que buenas prácticas de manejo de las plantaciones o el mantenimiento de remanentes sin tala y entresaca de las mismas conservan algunas condiciones de los bosques nativos, que son favorables para los líquenes.

Se destaca la función que cumple la reserva Rogitama como resguardo de diversidad en el

corredor ecológico Guantiva-La Rusia-Iguaque y el rol como especies sombrilla que asumen los robles allí presentes, que no solo son importantes para el establecimiento de aves como *Macroagelaius subalaris* y *Coeligena prunellei*, sino que, particularmente para el caso de los líquenes, permiten el desarrollo de 161 especies epífitas (10% de las especies registradas para Colombia).

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre-C, J.** (2008). Diversidad y riqueza de los líquenes en la región natural andina o sistema cordillera. En J. O. Rangel-Ch. (ed.), *Colombia diversidad biótica VI Riqueza y diversidad de los musgos y líquenes en Colombia* (pp. 337-382). Bogotá D.C.: Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia.
- Alzate, F., Cardona, F. y Callejas, R.** (2001). Diversidad y composición de epífitas vasculares en rodales de Antioquia (Colombia). *Actualidades Biológicas*, 23(74), 25-31.
- Ardila, A. I., Moncada, B. y Lücking, R.** (2014). Epiphyte homogenization and de-diversification on alien Eucalyptus versus native Quercus forest in the Colombian Andes: a case study using lirellate Graphidaceae lichens. *Biodiversity and Conservation*, 24(5), 1239-1252. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0855-7>
- Ariza Cortés, W., Huertas García, C., Hernández Ortiz, A., Geltvez Bernal, J., González Rodríguez, J. y López Gutiérrez, L.** (2010). Caracterización y usos tradicionales de productos forestales no

- madeirables (PFNM) en el corredor de conservación Guantiva-La Rusia-Iguaque. *Colombia Forestal*, 13(1), 117-140.
- Avella, A. y Cárdenas, L. M.** (2010). Conservación y uso sostenible de los bosques de roble en el corredor de conservación Guantiva-La Rusia-Iguaque, departamentos de Santander y Boyacá, Colombia. *Colombia Forestal*, 13(1), 5-26. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a01>
- Ávila, F., Ángel, S. y López, R.** (2010). Diversity and structure of an oak community in the Cachalú Biological Reserve, Encino (Santander-Colombia). *Colombia Forestal*, 13(1), 87-116. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a04>
- Bäcklund, S., Jönsson, M., Strengbom, J., Frisch, A. y Thor, G.** (2016). A Pine Is a Pine and a Spruce Is a Spruce. The Effect of Tree Species and Stand Age on Epiphytic Lichen Communities. *Plos One*, 11(1), 1-18. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147004>
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., ... Peres, C. A.** (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(47), 18555-18560. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- Berg, K., Hunt, S. L. y Gordon, A. M.** (2013). Epiphytic lichens in jack pine and black spruce plantations in northern Ontario, Canada: diversity and community patterns. *The Bryologist*, 116(1), 65-77. DOI: <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.1.065>
- Braun, A., Troeger, D., García, R., Aguayo, M., Barra, R. y Vogt, J.** (2017). Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. *Global Ecology and Conservation*, 10, 159-172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.006>
- Caceres, M. E. S., Lücking, R. y Rambold, G.** (2007). Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rain forest of northeastern Brazil. *Mycological Progress*, 6(3), 117-136. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11557-007-0532-2>
- Calviño-Cancela, M.** (2013). Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management*, 310, 692-699. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>
- Calviño-Cancela, M., López de Silanes, M. E., Rubido-Bará, M. y Uribarri, J.** (2013). The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *Forest Ecology and Management*, 291, 386-395. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M. y van Etten, E. J. B.** (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management*, 270, 153-162. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>
- Chavarro, R.** (2005). Ilustraciones y fotografías de aves-*Coeligona prunellei* Inca Negro- Black Inca (Príncipe de Arcabuco). *Boletín SAO*, 15(2), 118-122.
- Coca, L. F. y Sanín, D.** (2010). Coccocarpia Pers. (Peltigerales-Ascomycetes Liquenizados) en Colombia. *Tropical Bryology*, 32, 19-38.
- Cornelissen, J. y Ter Steege, H.** (1989). Distribution and Ecology of Epiphytic Bryophytes and Lichens in Dry Evergreen Forest of Guyana. *Journal of Tropical Ecology*, 5(2), 131-150. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400003400>
- Corporación Autónoma Regional de Santander (CAS)** (2006). Estudio técnico para efectos de establecer áreas susceptibles de aprovechamientos forestales persistentes de impacto reducido para la especie roble (*Quercus humboldtii*) de acuerdo con la resolución 0096 de 2006. Documento N.º: CAS-ROBLES-JAGR-00395-06-02.
- Dingová Košuthová, A. y Šibík, J.** (2013). Ecological indicator values and life history traits of terricolous lichens of the Western Carpathians. *Ecological Indicators*, 34, 246-259. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.013>
- Ellis, C. J.** (2012). Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*,

- 14(2), 131-152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001>
- Estrabou, C.** (2007). Preferencia de forofito por los líquenes en el bosque chaqueño oriental. *Bosque*, 28(1), 46-49. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002007000100007>
- Frazer, G. W., Canham, C. D. y Lertzman, K. P.** (2000). Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0. Technological tools. *Geological Society of America Bulletin*, 191-197
- Gasca, H. e Higuera, D.** (2008). Artrópodos asociados al dosel de un robleal de *Quercus humboldtii* Bonpl. (Fagaceae) de la reserva Bosque Macanal (Bojacá, Colombia). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43, 173-185.
- Gil, J. y Morales-Puentes, M.** (2014). Estratificación vertical de briófitos epífitos encontrados en *Quercus humboldtii* (Fagaceae) de Boyacá, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62, 719-727.
- Gil-Leguizamón, P., Morales-Puentes, M. y Díaz-Pérez, C.** (2014). Population Assessment and Degree of Threat of *Chalybea macrocarpa* (Melastomataceae) Endemic Species from Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 19(2), 261-270. DOI: <https://doi.org/10.15446/abc.v19n2.40691>
- Giordani, P., Brunialti, G., Bacaro, G. y Nascimbene, J.** (2012). Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 413-420. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.006>
- Goward, T. y Arsenault, A.** (2000). Cyanolichens and conifers: implications for global conservation. *Forest Snow and Landscape Research*, 75, 303-318.
- Gradstein, S. R., Nadkarni, N. M., Krömer, T., Holz, I. y Nöske, N.** (2003). A protocol for rapid and representative sampling of vascular and non-vascular epiphyte diversity of tropical rain forest. *Selbyana*, 24(1), 105-111.
- Hauck, M.** (2011). Site factors controlling epiphytic lichen abundance in northern coniferous forests. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(2), 81-90. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.02.001>
- Hauck, M. y Javkhlan, S.** (2009). Epiphytic lichen diversity and its dependence on bark chemistry in the northern Mongolian dark taiga. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 204(4), 278-288. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2008.03.001>
- Hietz-Seifert, U., Hietz, P. y Guevara, S.** (1996). Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 75(2), 103-111. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00071-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00071-2)
- Johansson, D.** (1974). Ecology of vascular epiphytes in West African rain forest. *Acta Phytogeogr. Suecica*, 59, 1-141.
- Käffer, M. I., Ganade, G. y Marcelli, M. P.** (2009). Lichen diversity and composition in Araucaria forests and tree monocultures in southern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 18(13), 3543-3561. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9659-6>
- Kapelle, M.** (2006). *Ecology and conservation of neotropical montane Oak Forest* (vol. 185). Berlin: Springer Verlag. DOI: <https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7>
- Koch Mossmann, N., Martins, S. M. de A., Lucheta, F. y Müller, S. C.** (2013). Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators*, 34, 22-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.012>
- Komposch, H. y Hafellner, J.** (2000). Diversity and vertical distribution of lichens in a venezuelan tropical lowland rain forest. *Selbyana*, 21(1,2), 11-24.
- Kricke, R.** (2002). Measuring bark pH. En: P. L. Nimis, C. Scheidegger y P. A. Wolseley (eds.), *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens. Nato science series. IV. Earth and environmental sciences* (pp. 333-336). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_30
- Lakatos, M., Rascher, U. y Büdel, B.** (2006). Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. *New Phytologist*, 172(4), 679-695. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01871.x>

- Llop, E., Pinho, P., Matos, P., Pereira, M. J. y Branquinho, C.** (2012). The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators*, 13(1), 215-221. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.005>
- Lowman, M., Moffett, M. y Rinker, B.** (1993). A new technique for taxonomic and ecological sampling in rain forest canopies. *Sebyana*, 14, 75-79.
- Lücking, R.** (1999). Ecology of foliicolous lichens at the "Botarrama" trail (Costa Rica), a neotropical rain forest. I. Species composition and its ecogeographical implications. *Biotropica*, 31(4), 553-564. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00402.x>
- Lücking, R., Aptroot, A., Chaves, J. L., Sipman, H. J. M. y Umaña, L.** (2008). A First Assessment of the Ticolichen Biodiversity Inventory in Costa Rica: The Genus *Graphis*, with Notes on the Genus *Hemithecium* (Ascomycota: Ostropales: Graphidaceae). *Fieldiana Botany*, 46, 1-126. DOI: [https://doi.org/10.3158/0015-0746\(2008\)46\[1:AFAOTT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3158/0015-0746(2008)46[1:AFAOTT]2.0.CO;2)
- Lücking, R., Dal Forno, M., Moncada, B., Coca, L. F., Vargas-Mendoza, L. Y., Aptroot, A., y Lawrey, J.** (2016). Turbo-taxonomy to assemble a megadiverse lichen genus: seventy new species of *Cora* (Basidiomycota: Agaricales: Hygrophoraceae), honouring David Leslie Hawksworth's seventieth birthday. *Fungal Diversity*, 1-69. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13225-016-0374-9>
- Maestre, F. T., Bowker, M. A., Cantón, Y., Castillo-Monroy, A. P., Cortina, J., Escolar, C., Martínez, I.** (2011). Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1282-1291. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.12.008>
- Magurran, A.** (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Nueva Jersey: Princeton University Press. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Marín-Corba, C. y Betancur, J.** (1997). Estudio florístico en un robleal del santuario de flora y fauna de Iguaque (Boyacá-Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 21(80), 249-259.
- Martínez-Gil, A., Cadahía, E., Fernández de Simón, B., Gutiérrez-Gamboa, G., Nevares, I. y Del Alamo-Sanza, M.** (2017). *Quercus humboldtii* (Colombian oak): characterization of oak heartwood phenolic composition with respect to traditional oak woods in oenology. *Ciência e Técnica Vitivinícola*, 32(2), 93-101. DOI: <https://doi.org/10.1051/ctv/20173202093>
- McCune, B., Grace, J. y Urban, D.** (2002). *Analysis of ecological communities*. Portland, Oregon: MjM Software design.
- Medina, M.** (2010). Uso de especies forestales asociadas a bosques de roble en tres veredas del municipio de Encino-Santander. *Colombia Forestal*, 13(2), 237-244. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.2.a04>
- Mercado-Díaz, J. A., Gould, W. A., González, G. y Lücking, R.** (2015). *Lichens in Puerto Rico: An Ecosystem Approach*. San Juan, Puerto Rico. DOI: <https://doi.org/10.2737/IITF-GTR-46>
- Moncada, B.** (2012). *El género Sticta (Schreb.) Ach. en Colombia: taxonomía, ecogeografía e importancia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. DOI: <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.2.169>
- Moncada, B. y Forero, E.** (2006). El género *Pseudocyphellaria* Vain. (Lobariaceae-Lichenized) Ascomycetes en Colombia. *Caldasia*, 28(2), 197-215.
- Moncada, B., Coca, L. F. y Lücking, R.** (2013). Neotropical members of *Sticta* (lichenized Ascomycota: Lobariaceae) forming photosymbiodemes, with the description of seven new species. *The Bryologist*, 116(2), 169-200. DOI: <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.2.169>
- Morales, M., Otero, J., Van der Hammen, T., Cadena, C., Pedraza, C., Rodríguez, N. y Cárdenas, L.** (2007). *Atlas de páramos de Colombia*. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mossmann, N., Weidner, R. y Martins, S.** (2012). Comunidade de líquens foliosos em *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme (Asteraceae) em área de Floresta Ombrófila Mista no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Serie Botanica*, 67(1), 47-57.

- Nascimbene, J., Thor, G. y Nimis, P. L.** (2013). Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe-A review. *Forest Ecology and Management*, 298, 27-38. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.008>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)** (2002). Estado de la información forestal en Colombia. Santiago de Chile: FAO. Recuperado de <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/AD392S/AD392S00.pdf>
- Otálora, A.** (2003). Mamíferos de los bosques de roble. *Acta Biológica Colombiana*, 8(2), 57-71.
- Parada, J. A.** (2015). On the description of the male of *Pseudopogonogaster iguaquensis* Salazar & Carrejo, 2002 (Insecta:Mantodea:Thespidae). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 19(1), 258-262. DOI: <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.1.19>
- Pulido, K. y Ramos, C.** (2016). Efecto de borde en la distribución de líquenes y el contenido de clorofilas en fragmentos de *Polylepis quadrijuga* (Rosaceae) en el páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 64(4), 1683-1697. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i4.22735>
- Ramírez, H. y Pérez, W.** (2007). Mamíferos de un fragmento de bosque de roble en el departamento del Cauca, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 11, 65-79.
- Ramírez-Morán, N. A., León-Gómez, M. y Lücking, R.** (2016). Uso de biotipos de líquenes como bioindicadores de perturbación en fragmentos de bosque altoandino (reserva biológica "Encenillo", Colombia). *Caldasia*, 38(1), 31-52. DOI: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57821>
- Rivas Plata, E., Lücking, R. y Lumbsch, H. T.** (2007). When family matters: an analysis of Thelotremaaceae (Lichenized Ascomycota: Ostropales) as bioindicators of ecological continuity in tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1319-1351. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9289-9>
- Rosabal, D., Burgaz, A. R. y Reyes, O. J.** (2013). Substrate preferences and phorophyte specificity of corticolous lichens on five tree species of the montane rainforest of Gran Piedra, Santiago de Cuba. *The Bryologist*, 116(2), 113-121. DOI: <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.2.113>
- Rosabal, D., Burgaz, A.R., Altamirano, A. y Aragón, G.** (2012). Differences in diversity of corticolous lichens between interior and edge of the Monte Barranca semi-deciduous forest, Santiago de Cuba. *The Bryologist*, 115(2), 333-340. DOI: <https://doi.org/10.1639/0007-2745-115.2.333>
- Rubiano, J. y Chaparro, M.** (2006). Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epífitos). *Acta Biológica Colombiana*, 11(2), 82-102.
- Sáenz-Jiménez, F.** (2010). An approximation to the fauna associated with oak forests of Guantiva-La Rusia-Iguaque corridor (Boyacá-Santander, Colombia). *Colombia Forestal*, 13(2), 299-334. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.2.a08>
- Simijaca, D.** (2011). Líquenes epífitos de *Quercus humboldtii* en el parque natural municipal Robledales de Tipacoque (Boyacá-Colombia) (trabajo de pregrado, Ciencias Biológicas). Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Bogotá.
- Simijaca, D. F., Vargas, D. L. y Morales, M. E.** (2014). Uso de organismos vegetales no vasculares como indicadores de contaminación atmosférica urbana (Tunja, Boyacá, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 19(2). DOI: <https://doi.org/10.15446/abc.v19n2.40681>
- Sipman, H. J. M. y Aguirre-C., J.** (1982). Contribución al conocimiento de los líquenes de Colombia -I. Clave genérica para los líquenes foliosos y fruticosos de los páramos colombianos. *Caldasia*, 13(64), 603-634.
- Song, L., Liu, W. Y. y Nadkarni, N. M.** (2012). Response of non-vascular epiphytes to simulated climate change in a montane moist evergreen broad-leaved forest in southwest China. *Biological Conservation*, 152, 127-135. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.002>

- Soto, E., Lücking, R. y Rojas, A. B.** (2012). Especificidad de forófito y preferencias microambientales de los líquenes cortícolas en cinco forófitos del bosque premontano de finca Zíngara, Cali, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 843-856.
- Stofer, S., Bergamini, A., Aragón, G., Carvalho, P., Coppins, B. J., Davey, S., ... Scheidegger, C.** (2006). Species richness of lichen functional groups in relation to land use intensity. *The Lichenologist*, 38(4), 331. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0024282906006207>
- Vanegas, S., Fagua, G. y Flórez, E.** (2012). Distribución vertical de arañas asociadas a *Quercus humboldtii* y *Clusia spp.* en el santuario de Fauna y Flora Iguaque, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 17(3), 635-656.
- Vargas-Rojas, D. L. y Morales-Puentes, M. E.** (2014). Hepáticas del Parque Natural Municipal "Robledales de Tipacoque", Boyacá-Colombia. *Universitas Scientiarum*, 19(3), 201-211. DOI: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC19-3.hpnm>
- Wolf, J.** (1993a). Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80(4), 928-960. DOI: <https://doi.org/10.2307/2399938>
- Wolf, J.** (1993b). Epiphyte communities of tropical montane rain forest in the northern Andes II. Uper montane communities. *Phytocoenologia*, 22(1), 53-103. DOI: <https://doi.org/10.1127/phyto/22/1993/53> y <https://doi.org/10.1127/phyto/22/1993/1>

Anexo 1. Taxones registrados sobre *Quercus humboldtii* y *Pinus patula* en la reserva Rogitama Biodiversidad. Se presenta la frecuencia, los nuevos registros para Colombia (COL) y Boyacá (BOY) y las nuevas especies (sp, nov.).

Familia	Especies	Pino	Roble	COL	BOY	sp. nov.
Arthoniaceae	<i>Herpothallon antillarum</i>	1	2	1	1	0
Arthoniaceae	<i>Herpothallon aff. rubrocinctum</i>	1	13	1	1	1
Arthoniaceae	<i>Herpothallon echinatum</i>	2	0	1	1	0
Arthoniaceae	<i>Herpothallon granulare</i>	0	1	1	1	0
Arthoniaceae	<i>Herpothallon japonicum</i>	0	1	1	1	0
Arthoniaceae	<i>Herpothallon minimum</i>	1	2	0	1	0
Arthoniaceae	<i>Herpothallon roseocinctum</i>	1	0	0	1	0
Arthoniaceae	<i>Herpothallon rubrocinctum</i>	28	26	0	0	0
Catillariaceae	<i>Catillaria sp.1</i>	0	2	0	1	0
Cladoniaceae	<i>Cladonia ceratophylla</i>	14	20	0	0	0
Cladoniaceae	<i>Cladonia chlorophaea</i>	1	4	0	0	0
Cladoniaceae	<i>Cladonia didyma</i>	5	8	0	0	0
Cladoniaceae	<i>Cladonia pyxidata</i>	4	0	0	1	0
Coccocarpiaceae	<i>Coccocarpia palmicola</i>	9	7	0	0	0
Coccocarpiaceae	<i>Coccocarpia prostrata</i>	5	0	0	1	0
Coenogoniaceae	<i>Coenogonium isidiiferum</i>	3	1	1	1	0
Coenogoniaceae	<i>Coenogonium luteum</i>	1	1	0	0	0
Coenogoniaceae	<i>Coenogonium nepalense</i>	0	1	1	1	0
Coenogoniaceae	<i>Coenogonium roumeguerianum</i>	4	0	1	1	0
Coenogoniaceae	<i>Coenogonium sp.1</i>	0	4	0	0	0
Coenogoniaceae	<i>Coenogonium stenosporum</i>	0	2	0	1	0
Collemataceae	<i>Leptogium diaphanum</i>	0	2	0	1	0
Cryotricaceae	<i>Chrysotrix candelaris</i>	5	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Fissurina sp.1</i>	0	5	0	0	0
Graphidaceae	<i>Fissurina triticea</i>	3	0	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis adpresa</i>	1	1	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis aff. subtracta</i>	1	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis bífera</i>	0	1	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis cognata</i>	2	0	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis conferta</i>	5	12	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis conspersa</i>	0	2	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis dracaenae</i>	2	0	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis duplicata</i>	0	1	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis elegans</i>	6	0	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis emersa</i>	1	0	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis nana</i>	1	3	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis nanodes</i>	0	1	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis nuda</i>	1	3	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis ovata</i>	5	1	1	1	0

Familia	Especies	Pino	Roble	COL	BOY	sp. nov.
Graphidaceae	<i>Graphis pedunculata</i>	1	0	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis phaeospora</i>	1	3	1	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis rhizocola</i>	0	1	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis ruiziana</i>	0	1	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis</i> sp.1	0	2	0	0	0
Graphidaceae	<i>Graphis subtracta</i>	2	0	0	1	0
Graphidaceae	<i>Graphis tenella</i>	1	0	0	1	0
Graphidaceae	<i>Hemithecium</i> sp1	0	1	0	0	0
Graphidaceae	<i>Ocellularia buckii</i>	2	1	1	1	0
Graphidaceae	<i>Ocellularia</i> sp.	1	11	0	0	0
Graphidaceae	<i>Phaeographis inconspicua</i>	4	0	1	1	0
Graphidaceae	<i>Phaeographis major</i>	0	3	1	1	0
Graphidaceae	<i>Platythecium leiogramma</i>	0	1	0	1	0
Hygrophoraceae	<i>Cora glabrata</i>	1	0	0	0	0
Hygrophoraceae	<i>Cora</i> sp.1	1	1	0	0	0
Hygrophoraceae	<i>Cora</i> sp.2	1	0	0	0	0
Hygrophoraceae	<i>Dictyonema obscuratum</i>	2	4	0	1	0
Lecanoraceae	<i>Lecanora</i> sp	4	2	0	0	0
Lobariaceae	<i>Crocodia aurata</i>	1	0	0	0	0
Lobariaceae	<i>Sticta colombiana</i>	1	21	0	0	0
Lobariaceae	<i>Sticta isidioimpressula</i>	0	4	0	0	0
Megalariaceae	<i>Lopezaria versicolor</i>	1	2	0	1	0
Megalosporaceae	<i>Bisoloma</i> sp	0	1	0	0	0
Megalosporaceae	<i>Megalospora kalbii</i>	0	1	1	1	0
Megalosporaceae	<i>Megalospora tuberculosa</i>	1	0	0	1	0
Pannariaceae	<i>Erioderma solediatum</i>	1	0	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Anzia leucobatooides</i>	0	2	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Canoparmelia caroliniana</i>	7	1	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna vexans</i>	1	4	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna</i> aff. <i>paramensis</i>	1	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna bogotensis</i>	0	24	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna chlorina</i>	0	11	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna costaricensis</i>	8	8	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna dactylifera</i>	2	4	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna degelii</i>	1	0	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna densirhizinata</i>	0	1	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna dentella</i>	1	2	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna elongata</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna endochlora</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna ensifolia</i>	2	5	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna gondylophora</i>	1	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna imbricatula</i>	6	2	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna immaculata</i>	17	2	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna laevigata</i>	11	2	0	0	0

Bosque de roble o plantación de coníferas, ¿qué prefieren los líquenes epífitos?

SIMIACA, D., MONCADA, B. Y LÜCKING, R.

Familia	Especies	Pino	Roble	COL	BOY	sp. nov.
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna lividescens</i>	2	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna minuscula</i>	2	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna neodissecta</i>	0	2	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna osorioi</i>	8	9	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna osseoalba</i>	8	0	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna producta</i>	5	1	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna prolongata</i>	3	1	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna protoformosana</i>	2	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna pseudosinuosa</i>	11	1	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna pulvinata</i>	1	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna revoluta</i>	5	1	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna sanjosensis</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna stictifera</i>	3	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna sublaevigata</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna subpustulifera</i>	16	4	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmelinopsis horrescens</i>	18	2	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmelinopsis</i> sp.2	4	1	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema</i> aff. <i>horridum</i>	3	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema arnoldii</i>	11	4	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema bonplandii</i>	2	0	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema cetratum</i>	1	7	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema hababianum</i>	3	1	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema hypoleucinum</i>	0	4	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema indicum</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema internexum</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema mellissii</i>	44	5	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema mirandum</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema rampoddense</i>	9	2	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema reticulatum</i>	9	7	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema robustum</i>	8	2	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema simulans</i>	10	10	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema stuppeum</i>	2	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema subarnoldii</i>	9	4	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Parmotrema subsidiosum</i>	4	7	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Punctelia subrudecta</i>	2	0	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea columbiana</i>	2	5	0	1	0
Parmeliaceae	<i>Usnea firma</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Usnea malmei</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Usnea perhispidella</i>	1	0	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Usnea sancteritae</i>	11	8	1	1	0
Parmeliaceae	<i>Usnea</i> sp.1	0	2	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea</i> sp.2	0	1	0	0	0
Parmeliaceae	<i>Usnea subscabrosa</i>	1	1	1	1	0
Peltigeraceae	<i>Peltigera</i> sp.	0	1	0	0	0

Familia	Especies	Pino	Roble	COL	BOY	sp. nov.
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.1	2	2	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.2	1	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.3	0	2	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.4	5	1	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.5	9	2	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.6	0	1	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.7	1	0	0	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.8	0	1	0	0	0
Physciaceae	<i>Dirinaria</i> sp.	1	0	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia boryi</i>	3	10	1	1	0
Physciaceae	<i>Heterodermia casarettiana</i>	5	2	0	1	0
Physciaceae	<i>Heterodermia corallophora</i>	0	1	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia japonica</i>	19	7	0	1	0
Physciaceae	<i>Heterodermia kurokawae</i>	1	0	0	1	0
Physciaceae	<i>Heterodermia leucomela</i>	1	0	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia lutescens</i>	1	10	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia magellanica</i>	0	2	0	1	0
Physciaceae	<i>Heterodermia obscurata</i>	1	1	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia squamulosa</i>	2	2	0	0	0
Physciaceae	<i>Heterodermia vulgaris</i>	0	1	0	1	0
Porinaceae	<i>Porina nucula</i>	0	1	0	1	0
Porinaceae	<i>Porina</i> sp	1	0	0	0	0
Pyrenulaceae	<i>Pyrenula bahiana</i>	0	3	0	1	0
Pyrenulaceae	<i>Pyrenula microcarpa</i>	1	0	0	1	0
Pyrenulaceae	<i>Pyrenula</i> sp.1	0	1	0	0	0
Ramalinaceae	<i>Bacidia auerswaldii</i>	2	0	1	1	0
Rocellaceae	<i>Opegrapha</i> sp.	1	0	0	0	0
Rocellaceae	<i>Opegrapha</i> sp.1	1	8	0	0	0
Sphaerophoraceae	<i>Bunodophoron</i> sp1	0	3	0	0	0
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> aff. <i>amylosporum</i>	0	2	1	1	1
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> aff. <i>flavoduplex</i>	0	6	1	1	1
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> sp.	0	1	0	0	0
Trypetheliaceae	<i>Astrothelium</i> sp.2	0	1	0	0	0
Trypetheliaceae	<i>Bogoriella nonensis</i>	0	1	1	1	0





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN UN PAISAJE RURAL DEL PIEDEMUNTE DE LOS FARALLONES DE CALI, COLOMBIA

Floristic diversity in a rural landscape of the lower slope in Farallones of Cali, Colombia

Antonella Sardi¹, Alba Marina Torres² y Germán Corredor³

Sardi, A., Torres, A. M. y Corredor, G. (2018). Diversidad florística en un paisaje rural del piedemonte de los farallones de Cali, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(2), 142-160

Recepción: 30 de agosto de 2016

Aprobación: 22 de marzo de 2018

Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar la composición, estructura y diversidad florística de bosque, matorral y pastizal en un paisaje rural del piedemonte de los Farallones de Cali en el año 2013. Se realizaron muestreos con tres repeticiones en cada elemento del paisaje. En bosque y matorral se muestrearon en total 24 parcelas de 200 m² para registrar árboles, y 24 subparcelas de 50 m² para registrar arbustos y plántulas. En pastizales, se muestrearon 36 cuadrantes de 1 m². En total, se encontraron 140 especies (69 en bosque, 60 en matorral y 53 en pastizal). Las familias con mayor índice de importancia fueron: en bosque Melastomataceae, Myrtaceae y Lacistematataceae; en matorral, Melastomataceae; y en pastizal, Poaceae y Asteraceae. El elemento del paisaje más diverso fue matorral. Se concluye que la comunidad vegetal se encuentra en estados sucesionales tempranos, dominada por plantas pioneras intermedias y ricas en plántulas.

Palabras clave: bosque tropical, composición florística, estructura vegetal, matorral, pastizal.

Abstract

This study aimed to evaluate composition, structure and plant diversity of forest, scrub and grassland in a rural landscape of lower of the "Farallones of Cali" in 2013. We sampled three replicates of forest and scrub which consisted of a total of 24 plots of 200 m² to register trees, and 24 subplots of 50 m² to register shrubs and seedlings. In grassland, 36 quadrants of 1 m² were sampled. In total, 140 species were recorded (69 in forest, 60 in scrub and 53 in grassland). Families with the highest importance value were Melastomataceae, Myrtaceae and Lacistematataceae in forest, Melastomataceae in scrub and Poaceae and Asteraceae in grassland. In conclusion, the plant community is in early successional stages, dominated by intermediate pioneer species and rich in seedlings plants.

Key words: tropical forest, floristic composition, vegetation structure, scrub, grassland.

1 Grupo de Investigación Ecología de Agroecosistemas y Hábitat Naturales (GEAHNA), Universidad del Valle. Cali, Colombia. antonellasardi06@gmail.com. Autor para correspondencia.

2 Grupo de Investigación Ecología y Diversidad Vegetal, Universidad del Valle. Cali, Colombia. alba.torres@correounivalle.edu.co

3 GEAHNA, Universidad del Valle. Cali, Colombia. german.corredor@correounivalle.edu.co

<http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.10866>

INTRODUCCIÓN

La fragmentación del hábitat es considerada una de las principales causas de pérdida de la biodiversidad (Etter y Wyngaarden, 2000; Fahrig, 2003; Rudas *et al.*, 2007; Kattán y Naranjo, 2008), pues en esta la composición, estructura y función original de un ecosistema se han alterado. La pérdida en la conectividad, la creación de bordes en el hábitat o el aislamiento de fragmentos (Fahrig, 2003; Kattán y Naranjo, 2008) provocan dinámicas muy diferentes sobre las poblaciones biológicas que allí se encuentran. Estos factores modifican la composición y abundancia de las especies de un ecosistema e incrementan su vulnerabilidad (Sarmiento *et al.*, 2002; Fahrig, 2003). Se estima que entre el 60 y 75% de la extensión original de los bosques de los Andes colombianos ha sido transformada a sistemas antropogénicos (Fahrig, 2003). La destrucción de grandes extensiones de bosque da paso a los agroecosistemas característicos de los paisajes rurales, en los que unos parches de bosque de tamaños variables quedan dispersos en una matriz de cultivos, potreros y otros hábitats antropogénicos (Etter, McAlpine, Wilson, Phinn y Possingham, 2006; Kattán y Naranjo, 2008).

El Parque Nacional Natural (PNN) Farallones de Cali es el área protegida más grande del Valle del Cauca, con una extensión de 206 770.63 ha y en la que nacen más de 30 ríos que abastecen el suroccidente colombiano. Alberga una gran diversidad florística y abarca varias formaciones vegetales, que van desde el bosque de tierras bajas hasta el páramo (Mayor, *et al.*, 2005). Sin embargo, el área de baja montaña en la zona rural del municipio de Cali no se encuentra protegida y ha sido alterada por diferentes actividades humanas. Este sector es de gran interés, pues los bosques que se encuentran entre los 1000 y 1500 m de altitud presentan uno de los niveles más altos en concentración de especies por unidad de área (Gentry, 1995; Rangel y Velásquez, 1997).

La vegetación de este lugar ha sido poco estudiada, se sabe que el dosel del bosque puede alcanzar alturas de hasta 35 m y en ellos es común

la presencia de palmas y especies de las familias Melastomataceae, Rubiaceae, Lauraceae y Sapotaceae; así como variadas epífitas y helechos arbóreos (Botina y García, 2005; Rodríguez *et al.*, 2006). No obstante, esta zona se encuentra en riesgo debido a la expansión de la frontera urbana, el ecoturismo poco controlado, la minería, incendios forestales y el establecimiento de cultivos y pastos para ganadería. Por ello, todo esto trae como consecuencia un paisaje fragmentado y degradado que amenaza la biodiversidad que alberga.

Los estudios de la composición florística son muy útiles para evaluar la diversidad vegetal en un paisaje fragmentado ya que permiten comparar las comunidades vegetales de los parches en función de su riqueza de especies y evidenciar aspectos de su ecología (Begon, Harper y Townsend, 1999) en relación con otros organismos con los cuales pueden cohabitar. Por otro lado, la estructura de la vegetación responde a varios factores abióticos como la incidencia de la radiación solar, el flujo de la precipitación al interior de la comunidad y la acción del viento (Rangel y Velásquez, 1997). Esta estructura se define por su ordenamiento espacial (Kuchler, 1966), tanto vertical como horizontal (Kuchler, 1966; Rangel y Velásquez, 1997). La estructura vertical se refleja en la estratificación o la altura de los individuos, y la horizontal se manifiesta en la densidad, el área basal y la cobertura vegetal (Rangel y Velásquez, 1997).

La mayoría de los estudios de diversidad en bosques neotropicales se han enfocado en áreas poco intervenidas. Sin embargo, por el interés reciente de entender el efecto de la actividad humana sobre la biodiversidad en paisajes transformados, ha aumentado la cantidad de estudios relacionados con los paisajes rurales (Lozano-Zambrano, 2009). En este contexto, el objetivo de esta investigación fue caracterizar la diversidad florística de un paisaje rural del piedemonte de los Farallones de Cali para entender su composición, estructura y diversidad. Para ello, se evaluaron tres elementos del paisaje, bosques, matorrales y pastizales, predominantes en el área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en el área rural del municipio de Cali (Colombia), corregimiento de Pance, vereda el Peón (3°19'0.7" N-76°34'39" O), en el área privada Loma Larga, ubicada en el piedemonte del Parque Nacional Natural Farallones. Esta zona se encuentra entre los 1100 y 1250 m de altitud, representa la vegetación secundaria del ecosistema zonobioma alterno hídrico y subxerofítico tropical del Valle del Cauca (Ideam, 2007), con una precipitación y temperatura promedio anual de 1910 mm y 24.8°C respectivamente (Ideam, 2015).

El paisaje está conformado principalmente por parches de bosque secundario (25%), los cuales se

encuentran distribuidos a lo largo de cañadas, matorrales en diferentes estados de sucesión vegetal (28%) y pastizales para la ganadería (24%), considerados los tres elementos o unidades del paisaje a evaluar en este estudio (figura 1). Además, en el paisaje encontramos rastrojos (12%), que son formaciones densas con alta luminosidad compuesta por plantas herbáceas y arbustos bajos, y en menor proporción helechales (6%) y viviendas y vías (5%) (Corredor, 2016). Dichos parches de bosque son el resultado de la historia de esta región que formó parte de una matriz ganadera y agrícola con cultivos de café, sujeta a incendios forestales, derrumbes, explotación de madera y minería. Los bosques y matorrales se encuentran en proceso de regeneración natural desde hace unos 20 años, bajo un tipo de protección privada por los actuales propietarios.

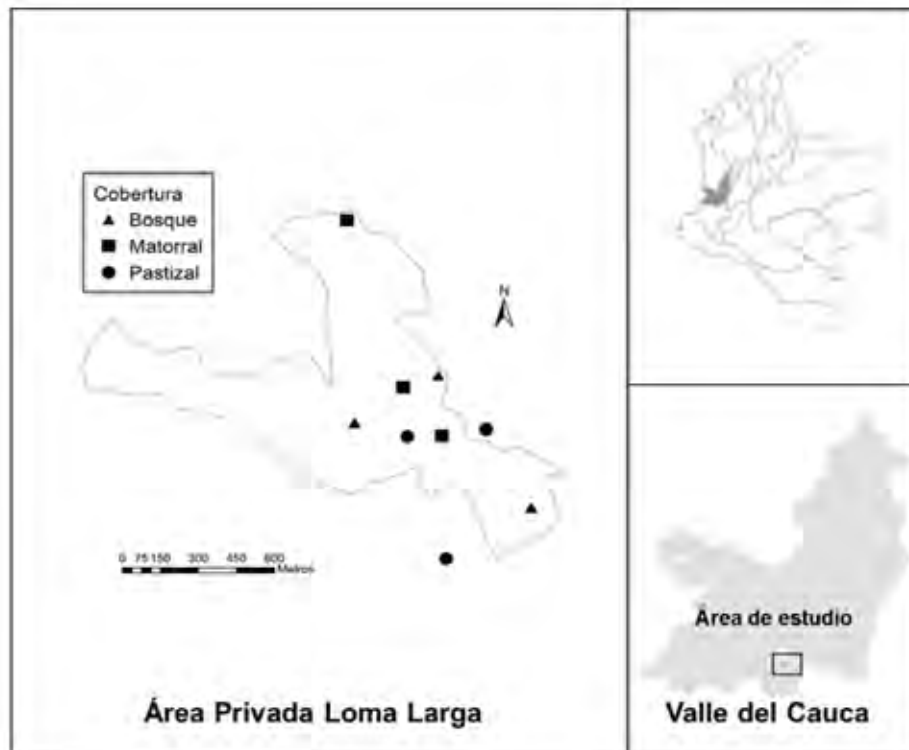


Figura 1. Área de estudio indicando tres repeticiones en cada uno de los elementos del paisaje (bosque, matorral y pastizal). Polígono muestra área de Loma Larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia.

Muestreo de la vegetación

Los muestreos fueron realizados en un área de 60 ha entre abril y diciembre de 2013. Para los muestreos en bosque secundario y matorral se caracterizaron los árboles y arbustos empleando el método propuesto por [Lozano-Zambrano \(2009\)](#), el cual consiste en trazar en cada elemento del paisaje cuatro parcelas de 200 m² (50 x 4 m), para un total de 800 m². Se realizaron tres repeticiones por cada cobertura para un total de 24 parcelas (2 elementos del paisaje x 4 parcelas x 3 repeticiones), para un total de 4800 m².

En cada parcela se hizo el muestreo de individuos con diámetro a la altura del pecho mayor a 5 cm (*i.e.* DAP ≥ 5 cm a 1.3 m del suelo) que incluyó árboles, arbustos y lianas. Además, se realizaron al interior de cada parcela muestreos de vegetación en subparcelas de 50 m² (50 x 1 m), para un total de 24 subparcelas (1200 m²). En estas subparcelas se registraron los individuos leñosos y con diámetro entre 0.5 y 2.5 cm, medido a 50 cm del suelo, e incluye arbustos y plántulas. Estas dos categorías diametrales muestran el componente arbóreo (*i.e.* DAP ≥ 5 cm) y la regeneración de la comunidad vegetal (*i.e.* DAP 0.5 a 2.5 cm). Para cada individuo se registró el nombre común, el hábito de crecimiento, la circunferencia a la altura del pecho (CAP) y características como el tipo de corteza, aromas, entre otros para facilitar su identificación taxonómica.

En cada pastizal se hicieron dos transectos de 50 m de longitud cada uno, distanciados entre sí por 50 m. En cada transecto se ubicaron seis subparcelas de 1 m² para un total de 12 m² por cada pastizal. Se muestrearon tres pastizales, para un total de 36 parcelas (36 m²).

De cada especie registrada, se tomaron fotografías, se colectaron dos ejemplares, que fueron depositados en el herbario de la Universidad del Valle (CUVC), bajo la serie AS. Los especímenes fueron identificados en su mayoría hasta la categoría taxonómica específica, por comparación en colecciones de herbario, mediante literatura especializada o con la ayuda de especialistas.

Análisis de datos

Para cada sitio de muestreo se determinó la abundancia y la riqueza total por especies y por familias de plantas. Para los individuos con DAP ≥ 5 cm de bosque y matorral se calculó el índice de valor de importancia (IVI), así como la sumatoria de la densidad relativa (DR), cobertura relativa (CR) y frecuencia relativa (FR). También se calculó el índice de valor de importancia por familias (IVIF) para estimar las familias dominantes ([Rangel y Velásquez, 1997](#)). Adicionalmente, se graficó una distribución de tallos por clase diamétricas con el fin de determinar el estado sucesional.

Para los individuos con DAP entre 0.5 y 2.5 cm y todos los individuos registrados en los pastizales, se estimó la densidad y la frecuencia relativa ([Rangel y Velásquez, 1997](#)).

La diversidad se midió como el número de especies efectivas mediante el cálculo de la diversidad verdadera (qD) propuesta por [Jost \(2006\)](#), con la fórmula:

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^S P_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde, p_i es la abundancia relativa (*i.e.* abundancia proporcional) de la i -ésima especie, S es el número de especies (*i.e.* riqueza) y q es el orden de la diversidad y define la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies ([Jost, 2007](#)). El valor del parámetro q determina la influencia de la abundancia de las especies en la medida de la diversidad y puede tomar cualquier valor de 0 a infinito. Para este estudio se tomó un valor de $q = 1$ (1D , exponencial de la entropía de Shannon, que da igual peso a todas las especies) ([Jost 2006](#)).

Finalmente, se hizo un análisis no métrico multidimensional (NMDS) para determinar la similitud entre parcelas usando los valores de abundancia de las especies; se usó la distancia Bray curtis, dos dimensiones y $\text{stress} = 0.1205192$, en el programa estadístico R, librería `fun` ([R Core Team, 2013](#)).

RESULTADOS

Diversidad y composición florística

Los tres elementos del paisaje del área de Loma Larga se caracterizan por:

Bosques secundarios: dispuestos principalmente a lo largo de cañadas, con un dosel cerrado, predominio de árboles con alturas que oscilan entre 15 y 25 m, tres estratos verticales, sotobosque medianamente denso, rico en plántulas en crecimiento y suelo recubierto 100% por hojarasca. La diversidad en el bosque tuvo valores intermedios, comparados con las otras dos unidades del paisaje matorrales y pastizales ($B_1^1D = 9.14$; $B_2^1D = 15.53$; $B_3^1D = 14.73$).

Matorrales: presenta árboles dispersos y distribuidos en parches, con variación en la cobertura arbórea, desde matorrales abiertos hasta matorrales semi-cerrados. Los arbustos y árboles tienen alturas entre 5 y 15 m, con vegetación densa al interior, suelo cubierto de herbáceas en un 80% y con algunas plántulas de árboles. La diversidad en el matorral tuvo los valores más altos entre los tres elementos del paisaje ($M_1^1D = 20.22$; $M_2^1D = 20.69$; $M_3^1D = 18.1$).

Pastizales: forman parte de potreros y senderos ecoturísticos, con predominio de poáceas. Los potreros tienen ganadería poco intensiva y control de herbáceas con guadaña o con machete. La diversidad en el pastizal fue la menor entre los tres elementos del paisaje ($P_1^1D = 8.04$; $P_2^1D = 4.17$; $P_3^1D = 2.84$).

En los tres elementos del paisaje se encontraron en total 140 especies de plantas, pertenecientes a 43

familias (anexo 1). En el elemento del paisaje bosque, se registraron 69 especies, 55 géneros y 30 familias, representadas por 32 especies 27 géneros y 20 familias con DAP ≥ 5 cm y 61 especies, 49 géneros y 27 familias con DAP entre 0.5 cm y 2.5 cm (tabla 1).

En matorral se registraron 60 especies, 42 géneros y 24 familias; donde 23 especies, 19 géneros y 12 familias presentaron DAP ≥ 5 cm y 55 especies, 36 géneros y 23 familias registraron DAP entre 0.5 cm y 2.5 cm. En pastizal se registraron en total 53 especies de hierbas y plántulas, 43 géneros y 18 familias (tabla 1).

En bosque, dentro de la categoría cuyos individuos tuvieron DAP mayor o igual a 5 cm, las familias mejor representadas fueron Lauraceae, con tres géneros y cinco especies, y Melastomataceae, con dos géneros y tres especies. Las familias más abundantes fueron Melastomataceae, Myrtaceae, Lacistemataceae, Erythroxylaceae y Lauraceae. Las especies dominantes fueron *Lacistema aggregatum* (P.J. Bergius) Rusby, *Eugenia* cf. *egensis* DC., *Henriettea seemannii* (Naudin) L.O. Williams y *Erythroxylum citrifolium* A. St.-Hil. Dentro de la categoría cuyos individuos tuvieron DAP entre 0.5 y 2.5 cm, las familias con mayor número de especies fueron Melastomataceae, Rubiaceae y Piperaceae, cada una con seis especies. En abundancia, las familias que se destacaron fueron Erythroxylaceae y Myrtaceae. Las especies más abundantes fueron *E.* cf. *egensis* y *E. citrifolium*.

En matorral, dentro de la categoría de individuos con DAP mayor o igual a 5 cm, la familia con mayor riqueza de especies y a su vez la más abundante fue Melastomataceae, representada

Tabla 1. Abundancia y riqueza de plantas dentro de dos categorías de DAP, en tres elementos del paisaje de Loma Larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia, entre abril y diciembre de 2013.

Elemento del paisaje	0.5 cm \leq DAP \leq 2.5 cm			DAP \geq 5 cm		
	Abundancia		Riqueza	Abundancia		Riqueza
	(n.º individuos)	(n.º especies)	(n.º familias)	(n.º individuos)	(n.º especies)	(n.º familias)
Bosque	1168	61	27	251	32	20
Matorral	889	55	20	142	23	12
Pastizal	0	56	17	0	0	0

por dos géneros y seis especies. Las especies más abundantes en este caso fueron *Ladenbergia oblongifolia* (Humb. ex Mutis) L. Andersson, *Miconia minutiflora* (Bonpl.) DC. y *Miconia rubiginosa* (Bonpl.) DC. Para la categoría con individuos con DAP entre 0.5 y 2.5 cm, las familias con mayor riqueza de especies fueron Asteraceae (10) y Melastomataceae (9). La familia más abundante fue Melastomataceae y las especies más abundantes fueron *M. minutiflora*, *E. cf. egensis*, y *Miconia stenostachya* DC.

En pastizal, las familias con mayor riqueza y densidad fueron Poaceae (10 especies) y Asteraceae (9). Las especies más abundantes fueron *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, *Eleutheranthera* sp. y *Homolepis aturensis* (Kunth) Chase.

Por otra parte, el análisis NMDS permitió observar la separación de tres grandes grupos, que representan los tres elementos del paisaje bosque, matorral y pastizal. Estos resultados confirman la

categorización subjetiva que, *a priori*, se había hecho de los elementos del paisaje. Las parcelas de bosque fueron más homogéneas entre sí, mientras que matorral y pastizal tuvieron más diferencias entre parcelas (figura 2).

El pastizal se diferenció completamente de bosques y matorrales. Las diferencias entre parcelas se dieron debido a los diferentes usos que tiene cada pastizal. Por un lado, el pastizal 3 tuvo una gran intensidad ganadera, como se pudo evidenciar por la dominancia del pasto para ganadería *U. decumbens*. Mientras que los pastizales 1 y 2, con presencia ocasional o ausencia de ganadería, presentaron una mayor riqueza de arvenses de las familias Poaceae, Asteraceae y Fabaceae, con especies propias de pastizal como *Hypparrhenia rufa* (Nees) Stapf, *Pseudelephantopus spiralis* (Less.) Cronquist y *Mimosa púdica* L.

Dentro de los materiales había tres subgrupos: matorral temprano, matorral y matorral avanzado.

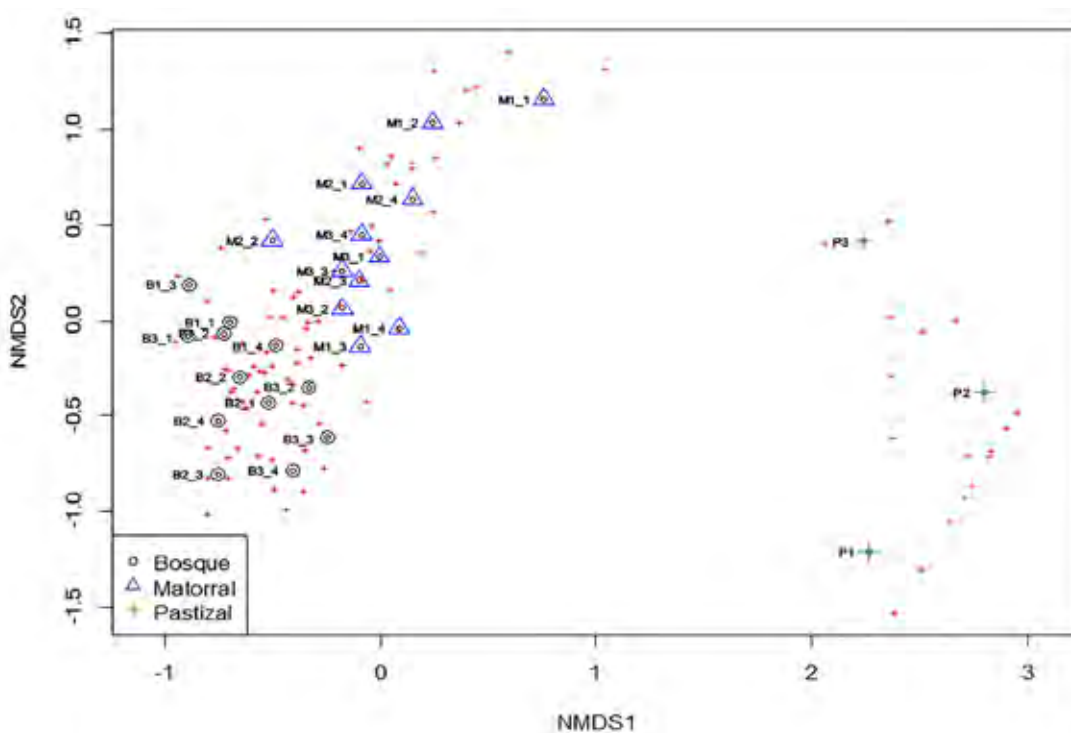


Figura 2. Análisis no métrico multidimensional (NMDS) basado en la abundancia de las especies de las subparcelas para los tres elementos del paisaje, B: bosque; M: matorral; P: pastizal, en Loma Larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia, entre abril y diciembre de 2013.

El primero se caracterizó por presentar arbustos aislados del género *Miconia*, como *M. minutiflora* y *M. rubiginosa*, además del dominio de herbáceas de las familias Asteraceae (e.g. *Chromolaena tacotana* (Klatt) R.M. King & H. Rob.) y Melastomataceae (e.g. *M. stenostachya*, *Clidemia ciliata* D. Don) y la colonización de plántulas del género *Miconia*. El matorral estuvo conformado por arbustos con géneros como *Miconia*, *Clusia* y árboles dispersos como *L. oblongifolia* y *Persea caerulea* (Ruiz & Pav.) Mez. El matorral avanzado se puede considerar como una transición entre bosque y matorral, en el cual hay árboles de mayor porte y un sotobosque tapizado por herbáceas de las familias Asteraceae y Poaceae, además de la colonización de plántulas de especies propias de bosque como *E. citrifolium*. Entre las especies características de esta transición se encuentran *Cinnamomum triplinerve* (Ruiz & Pav.) Kosterm., *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin, *Ocotea aurantiadora* (Ruiz & Pav.) Mez y *H. seemannii*.

Los bosques fueron más homogéneos entre sí y se caracterizaron por el predominio de árboles como *Calliandra pittieri* Standl., *Miconia matthaei* Naudin, *E. citrifolium* y *Allophylus racemosus* Sw. Mientras que el sotobosque estuvo constituido por las plántulas de dichos árboles, y por hierbas y arbustos de los géneros *Psychotria* y *Piper*.

Estructura de la vegetación

Teniendo en cuenta solo los individuos con DAP superior a 5 cm, se encontró que *H. seemannii*, *S. morototoni* y *O. aurantiadora* estuvieron entre las especies con mayor IVI, tanto en bosque como en matorral.

En bosque, las especies con mayor distribución espacial, es decir, mayor frecuencia relativa (FR), fueron *E. cf. egensis* (FR = 11.0), *H. seemannii* (FR = 8.4) y *L. aggregatum* (FR = 8.4). Las especies con mayor cobertura fueron *H. seemannii* (CR = 24.3), *Cupania americana* L. (12.7) y *C. pittieri* (CR = 10.3). Asimismo, las especies con mayor índice de valor de importancia (IVI) fueron *H.*

seemannii (IVI = 46.2), *L. aggregatum* (IVI = 29.9) y *E. cf. egensis* (IVI = 29.7). Por otro lado, las familias con mayor índice de valor de importancia (IVIF) fueron Melastomataceae (IVIF = 60.6), Myrtaceae (IVIF = 34.5) y Lacistemataceae (IVIF = 31.8) (tabla 2).

En matorral, las especies con mayor distribución espacial fueron *H. seemannii* (FR = 12.0), *M. minutiflora* (FR = 10.0), *L. oblongifolia* (FR = 8.8) y *S. morototoni* (FR = 8.8). Las especies con mayor cobertura fueron *L. oblongifolia* (CR = 23.0), *Pinus patula* Schldl. & Cham. (CR = 13.4), y *H. seemannii* (CR = 10.7). Las especies con mayor IVI fueron *L. oblongifolia* (IVI = 46.6), *H. seemannii* (IVI = 32.4) y *M. minutiflora* (IVIF = 28.4) (tabla 2). Las familias más importantes fueron Melastomataceae (IVIF = 85.9), Rubiaceae (IVIF = 49.6) y Araliaceae (IVIF = 31.3).

Para los individuos con DAP entre 0.5 cm y 2.5 cm, las especies *E. cf. egensis* y *E. citrifolium*, se destacaron por presentar mayor IVI tanto en bosque como en matorral. Siendo *E. cf. egensis* la especie con mayor IVI en los dos elementos del paisaje.

En bosque, las especies con mayores frecuencias fueron *E. cf. egensis* (FR = 5.9), *E. citrifolium* (FR = 5.4), *L. aggregatum* (FR = 5.4) y *Psychotria deflexa* D.C. (FR = 5.4). La especie con mayor cobertura fue *E. cf. egensis* (CR = 32.1) y la familia más importante fue Myrtaceae (IVIF = 89.8).

En matorral, las especies más frecuentes fueron *M. minutiflora* (FR = 5.3), *E. citrifolium* (FR = 4.9), *E. cf. egensis* (FR = 4.9) y *Ocotea aurantiadora* (Ruiz & Pav.) Mez (FR = 4.9). La especie con mayor cobertura fue *M. rubiginosa* (CR = 18.1) y la familia más importante fue Melastomataceae (IVIF = 77.2) (tabla 3).

En pastizal, las especies más frecuentes fueron *U. decumbens* (FR = 9.8) y *Eleutheranthera* sp. (FR = 8.8), predominando *U. decumbens* con una densidad relativa de 36.5 (tabla 3).

La distribución de los tallos de los árboles de bosque y matorral por clases diamétricas mostró una curva en forma de J invertida (figura 3).

Tabla 2. Lista de las especies con mayor IVI ($DAP \geq 5$ cm) en los elementos del paisaje bosque y matorral de Loma Larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia, entre abril y diciembre de 2013. DR: densidad relativa; FR: frecuencia relativa; CR: cobertura relativa; IVI: índice de valor de importancia por especie; IVIF: índice de valor de importancia por familia.

	Familia	Especie	DR	FR	CR	IVI	IVIF
Bosque	Melastomataceae	<i>Henriettea seemannii</i>	13.5	8.4	24.3	46.2	60.6
	Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i>	15.1	8.4	6.4	29.9	31.8
	Myrtaceae	<i>Eugenia cf. egensis</i>	15.1	11.0	3.3	29.7	34.5
	Sapindaceae	<i>Cupania americana</i>	3.6	4.7	12.7	21.0	25.4
	Fabaceae	<i>Calliandra pittieri</i>	4.0	5.6	10.3	19.9	21.1
	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	10.0	5.6	4.0	19.6	20.8
	Lauraceae	<i>Ocotea aurantiodora</i>	6.4	5.6	5.8	17.8	28.6
	Melastomataceae	<i>Miconia matthaei</i>	7.6	6.5	2.0	16.1	60.6
	Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i>	4.0	4.7	6.7	15.4	22.2
	Clusiaceae	<i>Clusia palmicida</i>	1.2	2.8	7.3	11.3	12.4
	Matorral	Rubiaceae	<i>Ladenbergia oblongifolia</i>	14.8	8.8	23.0	46.6
Melastomataceae		<i>Henriettea seemannii</i>	9.9	12.0	10.7	32.4	85.9
Melastomataceae		<i>Miconia minutiflora</i>	12.7	10.0	5.4	28.4	85.9
Melastomataceae		<i>Miconia rubiginosa</i>	12.7	7.4	5.5	25.5	85.9
Araliaceae		<i>Schefflera morototoni</i>	5.6	8.8	9.8	24.2	31.3
Primulaceae		<i>Myrsine pellucida</i>	8.5	5.9	6.0	20.3	22.3
Pinaceae		<i>Pinus patula</i>	0.7	1.5	13.4	15.6	16.1
Myrtaceae		<i>Myrcia popayanensis</i>	4.9	4.4	4.0	13.3	31.0
Lauraceae		<i>Persea caerulea</i>	4.2	4.4	2.8	11.5	27.6
Lauraceae		<i>Ocotea aurantiodora</i>	2.8	5.9	1.4	10.1	27.6

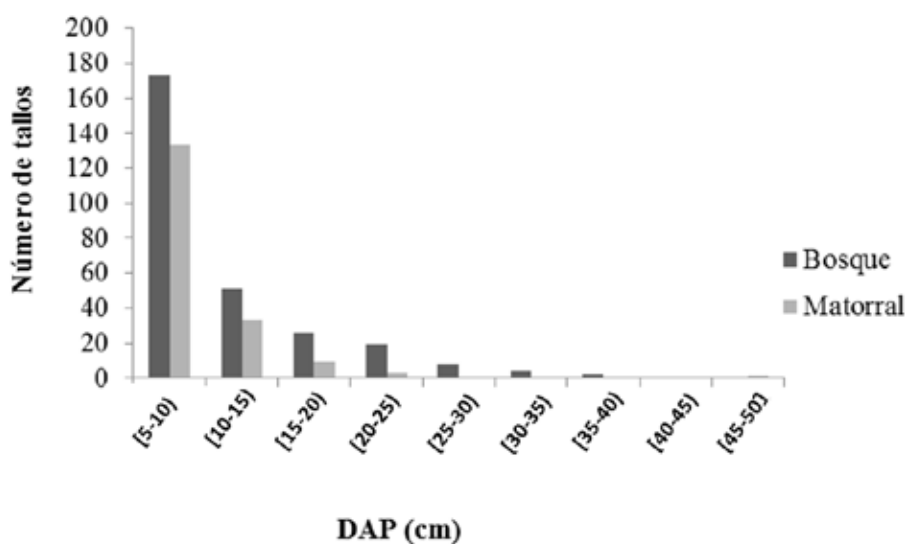


Figura 3. Distribución de tallos de los árboles de bosque y matorral por clases diamétricas en Loma larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia, entre abril y diciembre de 2013.

Tabla 3. Lista de las especies con mayor IVI ($0.5 \text{ cm} \leq \text{DAP} \leq 2.5 \text{ cm}$) en bosque y matorral y mayor abundancia en pastizal de Loma Larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia, entre abril y diciembre de 2013. DR: densidad relativa; FR: frecuencia relativa; CR: cobertura relativa; IVI: índice de valor de importancia por especie; IVIF: índice de valor de importancia por familia.

	Familia	Especie	DR	FR	CR	IVI	IVIF
Bosque	Myrtaceae	<i>Eugenia cf. egensis</i>	32.7	5.9	32.1	70.7	89.8
	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	12.8	5.4	11.8	30.0	32.4
	Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i>	3.9	5.4	9.1	18.5	20.8
	Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i>	8.1	2.9	5.6	16.6	89.8
	Rubiaceae	<i>Psychotria deflexa</i>	4.9	5.4	2.7	12.9	23.4
	Poaceae	<i>Olyra latifolia</i>	2.0	2.0	2.5	10.6	8.67
	Arecaceae	<i>Prestoea acuminata</i>	3.0	3.4	3.4	9.9	14.5
	Primulaceae	<i>Parathesis candolleana</i>	6.6	2.5	6.6	9.4	18.1
	Lauraceae	<i>Ocotea aurantiodora</i>	1.8	3.9	2.3	8.3	12.8
	Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>	2.2	2.0	3.3	7.5	23.4
Matorral	Myrtaceae	<i>Eugenia cf. egensis</i>	8.9	4.9	10.5	24.3	41.7
	Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i>	1.6	1.9	18.1	21.6	77.2
	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	6.3	4.9	7.7	18.9	22.3
	Melastomataceae	<i>Miconia minutiflora</i>	10.2	5.3	1.1	16.6	77.2
	Melastomataceae	<i>Clidemia ciliata</i>	6.7	3.9	3.3	13.9	77.2
	Clusiaceae	<i>Clusia minor</i>	4.0	3.4	5.2	12.6	15.0
	Poaceae	<i>Guadua angustifolia</i>	6.1	1.0	5.4	12.4	22.8
	Lauraceae	<i>Ocotea aurantiodora</i>	5.6	4.9	1.9	12.4	19.8
	Melastomataceae	<i>Miconia stenostachya</i>	7.9	3.9	0.4	12.1	77.2
	Myrtaceae	<i>Myrcia popayanensis</i>	4.7	2.4	4.5	11.6	41.7
Pastizal	Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i>	36.5	9.8	-	-	-
	Asteraceae	<i>Eleutheranthera</i> sp.	13.5	8.8	-	-	-
	Poaceae	<i>Homolepis aturensis</i>	10.7	2.9	-	-	-
	Poaceae	<i>Steinchisma laxum</i>	5.2	3.4	-	-	-
	Asteraceae	<i>Emilia fosbergii</i>	3.8	4.4	-	-	-
	Poaceae	<i>Oplismenus</i> sp.	3.3	2.5	-	-	-
	Asteraceae	<i>Pseudelephantopus spiralis</i>	2.6	3.4	-	-	-
	Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp. 2	2.2	3.9	-	-	-
	Poaceae	<i>Digitaria</i> sp.	1.91	2.0	-	-	-
	Poaceae	<i>Hyparrhenia rufa</i>	1.70	2.9	-	-	-

El 74.3% de los individuos en bosque y el 61.1% en matorral se ubicaron en la clase diamétrica de 5-10 cm. Se registraron más individuos en la clase con diámetro menor y disminuyeron significativamente a medida que aumenta el diámetro. En pastizales no se registraron árboles.

DISCUSIÓN

Diversidad y composición florística

La riqueza y diversidad vegetal resultado de la recuperación de bosque y matorral muestran la resiliencia de este paisaje, con mayoría de especies

pioneras, aunque no evidencia elementos del bosque original.

El elemento del paisaje matorral mostró los valores más altos de diversidad y comparte 50% de las especies con bosque y 17% con pastizal. En contraste, el bosque presentó valores más bajos de diversidad que el matorral, pues está dominado por pocas especies, a pesar de que tuvo mayor riqueza, lo cual es frecuente en bosques tropicales en los que procesos de dispersión de semillas son limitados y, por lo tanto, se generan distribuciones agrupadas de individuos de una misma especie (Hubbell, 1979). Los valores más bajos de diversidad los presentaron los pastizales por ser más homogéneos y estar dominados por especies de Poaceae.

Los bosques presentaron homogeneidad entre subparcelas. Los bosques 1 y 3 pertenecen a la microcuenca La Quesada y el bosque 2 se localiza en la microcuenca La Mina. En general, la composición de las especies de las subparcelas de cada bosque es similar debido a la proximidad de los fragmentos y al estado sucesional en que se encuentran.

Por el contrario, los matorrales, aunque forman un grupo separado de bosques y pastizales, mostraron mayor heterogeneidad entre ellos, incluso entre las subparcelas de cada matorral. Esto responde a la variación microclimática y a la mayor tasa de colonización de este elemento del paisaje.

La variación entre estos elementos del paisaje puede estar determinada por la variación de factores abióticos (*i.e.* tipo de suelo y pendiente del suelo) y bióticos (*i.e.* dispersión y depredación), como a la historia de uso de cada unidad del paisaje, con diferentes estados sucesionales originadas por distintas alteraciones antrópicas.

La riqueza de especies en bosque, con DAP > 2.5 cm, reportada para este estudio (*i.e.* 69) es relativamente baja con relación a otros bosques premontanos de Colombia, en Antioquia, Magdalena y Valle del Cauca, en los que se encontraron entre 56 y 150 especies (Gentry, 1995; Cantillo y Fajardo, 2004; Robles, 2006; Ariza, Toro y Lores, 2009). Sin embargo, la riqueza es similar o mayor que en

los estudios en bosques secos del Valle del Cauca (Torres *et al.*, 2012; Londoño y Torres, 2015).

La composición florística del bosque en Loma Larga tiene una influencia muy grande de especies del bosque seco, ya que más del 62% de las especies registradas se han reportado en este tipo de bosques (Vargas, 2012). Sin embargo, familias tan predominantes del bosque seco no son muy representativas en Loma larga como las Fabáceas, Rutáceas y Moráceas (Torres *et al.*, 2012; Vargas, 2012). Mientras que familias de bosques premontanos de los Andes como Myrtaceae y Melastomataceae (Cantillo y Fajardo, 2004; Robles, 2006; Ariza *et al.*, 2009; Chaves y Rodríguez, 2012; Trujillo y Henao, 2018), fueron dominantes en el área de estudio. Las especies arbóreas que predominaron en el bosque *H. seemannii*, *L. aggregatum* y *E. cf. egensis* son propias de bosques húmedos de zonas bajas o montañosas (Giraldo-Castaño, 2000; Reina, Medina, Ávila, Ángel y Cortéz, 2010; Chaves y Rodríguez, 2012; Vásquez-Vélez, 2014). Este patrón confirma que esta zona representa la transición entre el bosque seco y el bosque premontano (Botina y García, 2005).

En bosque, para los individuos con DAP inferior a 2.5 cm, las familias con mayor riqueza de especies fueron Piperaceae, Rubiaceae y Melastomataceae. Dichas familias presentan generalmente alta riqueza en el sotobosque de los bosques de los Andes (Laska, 1997; Botina y García, 2005; Villareal *et al.*, 2006). La riqueza de plántulas y arbustos (*i.e.* DAP < 2.5 cm) fue superior a la riqueza de árboles (*i.e.* DAP > 2.5 cm), evidenciando que estos son bosques jóvenes. En general, el número de especies de plantas de sotobosque aumenta en los primeros estados sucesionales y va disminuyendo con la edad; mientras que la diversidad de árboles, por el contrario, aumenta con la edad (Gentry, 1982; Laska, 1997). Las plantas de sotobosque tienen patrones de diversidad diferentes a los que presentan los árboles, ya que difieren en las variables de respuesta a factores abióticos como diferentes niveles de luz, nutrientes y disponibilidad de agua, viento y temperatura (Denslow, Schultz,

Vitousek y Strain, 1990). El sotobosque se caracterizó por estar poblado por una gran cantidad de plántulas de diferentes especies arbóreas (1168 individuos), lo cual muestra el alto reclutamiento que ocurre en estos bosques jóvenes.

En contraste, en matorral hubo un menor número de individuos entre 0.5 cm y 2.5 cm de DAP que lo encontrado en bosque. Este elemento del paisaje está cubierto por pastos secos y helechos que cubren el suelo e inhiben el crecimiento de otras plantas. En matorral es común el reemplazo de pastos por arbustos ampliamente espaciados que pueden amortiguar las drásticas condiciones ambientales y beneficiar el establecimiento y desarrollo de plántulas (Browning, Laliberte y Rango, 2011). Aunque en Loma Larga el matorral está dominado por arbustos tolerantes a la luz, la mayoría de la familia Melastomataceae, una buena proporción de las plántulas que empiezan a colonizar el suelo son especies que dominan el bosque (como *E. cf. egensis* y *E. citrifolium*). De hecho, especies de borde de bosque de los géneros *Eugenia* y *Miconia*, son registradas como colonizadoras de pastizales abandonados en Puerto Rico (Cubiña y Aide, 2001). Estos arbustos colonizadores son de gran importancia en la regeneración natural de la vegetación, pues traen consigo la acumulación de materia orgánica, la cual aumenta los nutrientes del suelo y aumenta las partículas transportadas por el agua; esto trae como consecuencia la formación de sistemas de raíces, el incremento de los sitios de germinación y el establecimiento de plántulas (Montaña, 1992).

Por otra parte, la riqueza de los pastizales es relativamente alta (*i.e.* 56), lo cual indica que tienen baja presión de intervención y pastoreo. Estos están dominados por las familias Poaceae y Asteraceae. Las especies de Asteraceae son clave en los procesos de colonización de áreas abiertas, en la creación de hábitat en estados iniciales de sucesión y en el mejoramiento de las condiciones para el establecimiento de especies con altos requerimientos de luminosidad (Lozano-Zambrano, 2009).

Estructura de la vegetación

A nivel estructural, en los bosques y los matorrales pocas especies fueron muy abundantes (*i.e.* mayor IVI) y muchas especies tuvieron pocos individuos (*i.e.* menos IVI). La especie *H. seemannii*, fue la de mayor IVI dentro del bosque por su alta frecuencia, densidad y su gran porte, mientras que *L. aggregatum* y *E. cf. egensis*, las especies que le siguen en orden de importancia, determinaron su dominancia por su alta densidad y frecuencia. En los matorrales, *L. oblongifolia* fue la especie más importante por su gran cobertura y su densidad, aunque no fue tan frecuente en las parcelas. Mientras que el valor de importancia de *H. seemannii* se debe a la frecuencia y cobertura y la de *M. minutiflora* a la frecuencia y densidad.

La distribución de clases diamétricas de tallos en forma de J invertida tanto en bosque como en matorral, con DAP entre 5 y 10 cm estuvieron sobre-representadas, es decir, exhibieron un alto número de individuos, lo que es característica de estados sucesionales tempranos (Torres *et al.*, 2012).

Ecología de las especies

El bosque estuvo dominado por especies pioneras intermedias, propias de bosques secundarios tardíos, que toleran la sombra, pero necesitan luz para alcanzar mayores tallas, tales como especies típicas de claro de bosques (Hubbell, Foster y O'Brien, 1999). Por ejemplo, *H. seemannii* fue la especie más importante del estudio y especies con alto IVI como *L. aggregatum*, *E. cf. egensis*, *C. americana*, *C. pittieri* y *E. citrifolium*, han sido reportadas como pioneras intermedias en bosques del Huila (Vargas, 2015). Especies como estas son muy buenas competidoras, eficientes en la acumulación de biomasa, producción de hojarasca, creación de hábitat, producen grandes cantidades de recursos para la fauna y son tolerantes a condiciones extremas de clima (Lozano-Zambrano, 2009; Vargas, 2015).

En contraste, en pastizal, las especies pioneras o heliófitas (Swaine y Whitmore, 1988) como las especies herbáceas de Poaceae y Asteraceae presentaron la mayor densidad. Sin embargo, en algunos lugares donde hay un poco de sombra ocurren especies como *C. americana* y *Croton gossypiifolius* Vahl.

Por otra parte, las plantas cultivadas o introducidas están representadas por pocas especies en los tres elementos del paisaje. El matorral fue el que presentó un mayor número de especies introducidas, encontrándose individuos cultivados de *P. patula* y *Guadua angustifolia* Kunth y especies dispersadas por aves y murciélagos, como *Psidium guajava* L. y *Carica papaya* L. En bosque, dos de las especies con mayor IVI son plantas cultivadas, *Coffea arabica* L. y *Syzygium jambos* (L.) Alston. La primera especie es un vestigio de la zona cafetera, mientras que la segunda es considerada invasora dispersada por el agua, aves y mamíferos (CABI, 2015) de la que, si bien fue muy abundante en el sotobosque, no se registraron individuos con DAP superior a 5 cm. Por otro lado, en los pastizales prevalece la especie introducida *U. decumbens*.

El matorral se encuentra en un estado de colonización en el cual hay elementos de zonas abiertas como las especies herbáceas de Asteraceae y especies de bosque secundario como los árboles de *E. citrifolium* y *E. cf. egensis*. Además, en el estrato bajo del matorral se encontraron muchas especies compartidas con el bosque. Es decir, que el matorral está en proceso de sucesión vegetal y proporciona la sombra necesaria para que especies pioneras intermedias se establezcan.

De las especies pioneras intermedias registradas en este estudio, la mayoría suelen ser dispersadas por aves, las cuales cumplen un papel importante en la regeneración de estos bosques jóvenes. Esto se puede constatar en la alta colonización del sotobosque por plántulas de especies como *E. cf. egensis*, *E. citrifolium* y *L. aggregatum* (tabla 3), cuyos frutos son consumidos por aves. En contraste, especies más longevas como *Pouteria torta* (Mart.) Radlk., *Aniba* sp., *Gustavia speciosa* (Kunth) DC.,

Tapirira guianensis Aubl., *Guatteria cargadero* Triana & Planch., *Guarea* sp., *Trichilia pallida* Sw. y *Andira* sp. son, en muchos casos, dispersadas por gravedad o por mamíferos y fueron muy escasas o ausentes en las parcelas, mientras que pueden ser más comunes en bosques maduros aledaños.

El banco de semillas de las especies de edades avanzadas o esciófitas en los fragmentos de bosque pudo ser afectado por la degradación del hábitat ocasionado por las actividades agropecuarias prolongadas en el tiempo, la deforestación y la tala selectiva de los árboles longevos. Adicionalmente, la distancia que existe entre los fragmentos de bosque secundario y bosque maduro limita la dispersión de semillas grandes. Por lo tanto, la lluvia de semillas la realizan en su mayoría animales voladores como aves y murciélagos, que por lo general consumen frutos de semillas pequeñas (e.g. frutos de plantas pioneras). Como consecuencia, la trayectoria sucesional hacia los bosques premontanos maduros tiende a ser muy lenta. Por esa razón, se recomienda realizar una intervención con programas de restauración a escala de poblaciones con el fin de repoblar los fragmentos de bosque secundario con estas especies de árboles longevos característicos de bosques premontanos para, de esta forma, recuperar las propiedades del ecosistema original.

CONCLUSIONES

El paisaje rural del piedemonte de los Farallones de Cali en la localidad de Loma Larga es un mosaico de pastizales, matorrales y bosques, resultado de la historia de uso del suelo que acompaña esta región. Se evidenció que el cambio de una matriz ganadera y agrícola a un proceso de regeneración natural por más de 20 años aumenta la diversidad vegetal en matorral y bosque, lo que muestra la resiliencia de este paisaje. El traslape de 50% de especies entre matorral y bosque muestra que estas comunidades están enriquecidas con especies de alta capacidad de dispersión. De hecho,

los bosques son jóvenes, dominados por plantas pioneras intermedias nativas y ricos en plántulas de especies arbóreas en crecimiento, aunque no se registraron especies que pudieron existir en los bosques originales.

Si bien las especies de los tres elementos del paisaje juegan un papel importante en la regeneración natural de la vegetación y en el mantenimiento de diversas poblaciones vegetales y animales, la ausencia de propágulos de fases avanzadas retarda la trayectoria sucesional hacia el ecosistema original de bosque premontano. Es por eso que se recomienda realizar una intervención con programas de restauración con el fin de incorporar en el bosque especies de árboles longevos característicos de los bosques premontanos maduros. Las acciones que se emprendan desde ahora para conservar la diversidad existente y promover la restauración de las zonas degradadas permitirán mantener la heterogeneidad del paisaje y acelerar la recuperación de estos bosques.

AGRADECIMIENTOS

A Colciencias y a la Universidad del Valle por su apoyo con el programa Jóvenes Investigadores e Innovadores (Antonella Sardi). Al grupo de investigación de Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales (GEAHNA). A la Cooperativa Loma Larga por brindar su espacio. A Jorge Mario Ruiz, Fabio Nelson Ulabares y José Ricardo Vásquez por su ayuda en el trabajo de campo. A Pedro José Cardona, Alexander Vargas, María Esther Cardona y Carlos Parra por su ayuda en la identificación del material botánico. A Mercedes Andrade por su asesoría estadística. A Inge Armbrrecht y William Beltrán por la revisión y comentarios del manuscrito.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ariza, W., Toro, J. y Lores, A.** (2009). Análisis florístico de los bosques premontanos en el municipio de Amalfi (Antioquia, Colombia). *Colombia Forestal*, 12(1), 81-102. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2009.1.a07>
- Begon, M., Harper, J. y Townsend, C.** (1999). *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Botina, J. y García, L.** (2005). *Árboles y arbustos del ecoparque Río Pance*. Cali: Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), Corporación para la Recreación Popular, Fondo para la Acción Ambiental.
- Browning, D., Laliberte, A. y Rango, A.** (2011). Temporal dynamics of shrub proliferation: linking patches to landscapes. *International Journal of Geographical Information Science*, 25(6), 913-930. DOI: <https://doi.org/10.1080/13658816.2010.498789>
- Cantillo, E. y Fajardo, A.** (2004). La reserva natural de Yotoco: su vegetación leñosa. *Colombia Forestal*, 8(1), 75-93. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2004.1.a05>
- Chávez, C. y Rodríguez, S. A.** (2012). Estructura y composición florística del bosque ribereño subbandino de la subcuenca de Yumbillo, Yumbo (Valle del Cauca). *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 3(1), 63-66. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.933>
- Corredor, G.** (2016). *Hábitat, su uso e historia natural del tinamí chico (Crypturellus soui) en el piedemonte de los Farallones de Cali, Colombia*. Cali (tesis de doctorado). Doctorado en Ciencias-Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

- Cubiña, A. y Aide, M.** (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, 33(2), 260-267. DOI: [https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2001\)033\[0260:TEODFF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2001)033[0260:TEODFF]2.0.CO;2)
- Denslow, J., Schultz, J., Vitousek, P. y Strain, B.** (1990). Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology*, 71, 165-179. DOI: <https://doi.org/10.2307/1940257>
- Etter, A. y Wynngaarden, W.** (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio*, 29(7), 432-439. DOI: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S. y Possingham, H.** (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2), 369-386. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013>
- Fahrig, L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Gentry, A.** (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*, 15, 1-84. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1
- Gentry, A.** (1995). Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forest. En S. B. Churchill, *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest* (pp. 103-126). Nueva York: The New York Botanical Garden.
- Giraldo-Castaño, D.** (2000). Variación de la diversidad florística en un mosaico sucesional en la cordillera Central andina (Antioquia, Colombia). *Darwiniana*, 38(1-2), 33-42.
- Hubbell, S.** (1979). Tree dispersion, abundance and diversity in a Tropical Dry Forest. *Science*, 203, 1299-1309. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.203.4387.1299>
- Hubbell, S. P., Foster, R. B. y O'Brien, S. T.** (1999). Light gap disturbances recruitment limitation and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283, 554-557. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.283.5401.554>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam); Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac); Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH)** (2007). *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Bogotá, D.C.: Ideam, Igac, IAvH, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam)** (3 de junio de 2015). Datos meteorológicos en la estación de la Universidad del Valle de Cali. Recuperado de <http://www.ideam.gov.co/>
- Jost, L.** (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L.** (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427-2439. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- Kattán, G. y Naranjo, L.** (2008). *Regiones biodiversas. Herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas*. Cali: Fundación Eco Andina, WCS y WWF.
- Kuchler, A.** (1966). Analyzing the physiognomy and structure of vegetation. *Annals of the Association of American Geographers*, 56, 112-127. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1966.tb00547.x>
- Laska, M.** (1997). Structure of understory shrub assemblages in adjacent secondary and old growth tropical wet forest, Costa Rica. *Biotropica*, 19(1), 29-37. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00003.x>
- Londoño L, V. y Torres G. A.** (2015). Estructura y composición vegetal de un bosque seco tropical en regeneración en Bataclán (Cali, Colombia). *Colombia Forestal*, 18(1), 71-85.
- Lozano-Zambrano, F. H.** (2009). *Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales*. Bogotá, D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR).

- Mayor, G., Gómez, L., Sarria, S., Cobo, A., Mejía, Y., Libreros, A., ... Mamiám, L.** (2005). *Plan de manejo 2005-2009 Parque Nacional Natural Farallones de Cali. Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Cali: Embajada de los Países Bajos, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) y WWF.
- Montaña, C.** (1992). The colonization of bare areas in two-phase mosaics of an arid ecosystem. *Journal of Ecology*, 80(2), 315-327. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261014>
- R Core Team** (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <http://www.R-project.org/>
- Rangel, J. y Velásquez, A.** (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En J. Rangel, P. Lowey y M. Aguilar, *Colombia- Diversidad Biótica II* (pp. 17-47). Bogotá, D.C.: Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales, Instituto de hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam)-Ministerio del Medio Ambiente, Comité de Investigaciones y Desarrollo Científico.
- Reina, M., Medina, R., Ávila, F., Ángel, S. y Cortéz, R.** (2010). Catálogo preliminar de la flora vascular de los bosques subandinos de la reserva biológica Cachalú, Santander (Colombia). *Colombia Forestal*, 13(1), 27-54. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a02>
- Robles, C.** (2006). *Caracterización de la diversidad y uso de la flora silvestre en el municipio de Donmatías, Antioquia*. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M. y Romero, M.** (2006). *Ecosistemas de los Andes colombianos*. Bogotá, D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rudas, G., Marcelo, D., Armenteras, D., Rodríguez, N., Morales, M., Delgado, L. y Sarmiento, A.** (2007). *Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia*. Bogotá, D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Sarmiento, A., Galán, F. A., Mesa, C., Castaño, E., Delgado, C. L., y Ariza, F.** (2002). *Metodología de índices sintéticos de estado de los ecosistemas y relación con índices de presión y respuesta antrópica*. Bogotá, D.C.: Programa Nacional de Desarrollo Humano- Departamento Nacional de Planeación, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Swaine, M. D. y Whitmore, T. C.** (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetation*, 75, 81-86. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00044629>
- Torres, A., Bautista, J., Cárdenas, M., Vargas, J., Londoño, V., Rivera, K., ... González, A.** (2012). Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 66-85.
- Trujillo, W. y Henao, M.** (2018). Riqueza florística y intercambio de especies en la vertiente orinoquense de los Andes. *Colombia Forestal*, 21(1), 18-33 DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201X.11848>.
- Vargas, W.** (2012). Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 102-164 DOI: <https://doi.org/10.21068/bc.v13i2.265>.
- Vargas, W.** (2015). Una breve descripción de la vegetación, con especial énfasis en las pioneras intermedias de los bosques secos de la Jagua, en la cuenca alta del río Magdalena en el Huila. *Colombia Forestal*, 18(1), 47-70. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a03>
- Vásquez-Vélez, A.** (2014). Estructura y diversidad de la vegetación del Parque Nacional Natural de la Isla Gorgona, Colombia. *Revista Biología Tropical*, 62(1), 13-26. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15976>
- Villarreal, H., M. Álvarez, S., Córdoba, F., Escobar, G., Fagua, F., Gast, H., ... Umaña, A.** (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá, D.C.: Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Anexo 1. Listado de especies de los elementos del paisaje de Loma larga, El Peón, Valle del Cauca, Colombia, entre abril y diciembre de 2013.

Familia	Especie	Bosque		Matorral		Pastizal
		DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 2.5 cm	DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 25 cm	
Acanthaceae	<i>Blechum</i> sp.					X
Araceae	<i>Philodendron barrosoanum</i>		X		X	
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i>	X	X	X		
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i>	X	X	X	X	
Arecaceae	<i>Chamaedorea tepejilote</i>		X			
Arecaceae	<i>Prestoea acuminata</i>	X	X			
Asteraceae	<i>Bidens</i> sp.					X
Asteraceae	<i>Calea jamaicensis</i>		X			
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata</i>				X	X
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i>					X
Asteraceae	<i>Chromolaena</i> sp.					X
Asteraceae	<i>Chromolaena</i> sp. 2					X
Asteraceae	<i>Chromolaena tacotana</i>				X	
Asteraceae	<i>Delilia</i> sp.					X
Asteraceae	<i>Elephantopus mollis</i>					X
Asteraceae	<i>Eleutheranthera</i> sp.					X
Asteraceae	<i>Emilia fosbergii</i>				X	X
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.					X
Asteraceae	Indeterminada				X	
Asteraceae	Indeterminada				X	
Asteraceae	Indeterminada				X	
Asteraceae	Indeterminada				X	
Asteraceae	Indeterminada				X	
Asteraceae	Indeterminada					X
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.		X		X	X
Asteraceae	<i>Pseudelephantopus spiralis</i>					X
Bignoniaceae	Indeterminada	X				
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>				X	
Clusiaceae	<i>Clusia minor</i>	X	X	X	X	X
Clusiaceae	<i>Clusia palmicida</i>	X	X	X		
Commelinaceae	<i>Dichorisandra hexandra</i>		X			
Commelinaceae	<i>Commelina obliqua</i>		X			
Convolvulaceae	Indeterminada					X
Costaceae	<i>Costus chartaceus</i>		X			

Familia	Especie	Bosque		Matorral		Pastizal
		DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 2.5 cm	DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 25 cm	
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.					X
Cyperaceae	<i>Rhynchospora nervosa</i>					X
Cyperaceae	<i>Scleria melaleuca</i>				X	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	X	X	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Alchornea latifolia</i>		X			
Euphorbiaceae	<i>Chamaesyce</i> sp.					X
Euphorbiaceae	<i>Croton gossypifolius</i>	X			X	X
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.		X			
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	X	X			
Fabaceae	<i>Calliandra pittieri</i>	X	X			
Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp. 1					X
Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp. 2					X
Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp. 3					X
Fabaceae	<i>Mimosa pudica</i>					X
Fabaceae	<i>Senna macrophylla</i>				X	
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>					X
Fabaceae	<i>Vigna</i> sp.					X
Indeterminada						X
Indeterminada						X
Indeterminada						X
Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i>	X	X	X	X	
Lamiaceae	Indeterminada					X
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	X	X	X	X	
Lauraceae	<i>Nectandra acutifolia</i>	X	X			
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp. 1	X	X			
Lauraceae	<i>Ocotea aurantiodora</i>	X	X	X	X	X
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp.	X				
Lauraceae	<i>Persea caerulea</i>			X	X	
Malpighiaceae	<i>Hiraea fagifolia</i>		X			
Malvaceae	<i>Sida</i> sp.					X
Malvaceae	<i>Triumfetta</i> sp.					X
Melastomataceae	<i>Clidemia ciliata</i>		X		X	X
Melastomataceae	<i>Henriettea seemanii</i>	X	X	X	X	
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i>				X	
Melastomataceae	<i>Miconia caudata</i>			X		
Melastomataceae	<i>Miconia dodecandra</i>				X	
Melastomataceae	<i>Miconia macrotis</i>		X		X	

Familia	Especie	Bosque		Matorral		Pastizal
		DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 2.5 cm	DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 25 cm	
Melastomataceae	<i>Miconia matthaei</i>	X	X	X	X	
Melastomataceae	<i>Miconia minutiflora</i>	X	X	X	X	
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i>			X	X	
Melastomataceae	<i>Miconia stenostachya</i>				X	X
Melastomataceae	<i>Miconia trinervia</i>			X	X	
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.				X	
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 2					X
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i>	X				
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	X	X			
Meliaceae	Indeterminada		X			
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>egensis</i>	X	X	X	X	
Myrtaceae	<i>Myrcia popayanensis</i>	X	X	X	X	
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>			X	X	
Myrtaceae	<i>Psidium guineense</i>				X	
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i>		X		X	
Orchidaceae	<i>Galeandra beyrichii</i>		X			
Pinaceae	<i>Pinus patula</i>			X		
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>		X		X	
Piperaceae	<i>Piper augustum</i>		X			
Piperaceae	<i>Piper crassinervium</i>		X		X	
Piperaceae	<i>Piper reticulatum</i>		X		X	
Piperaceae	<i>Piper</i> sp. 1		X		X	
Piperaceae	<i>Piper</i> sp. 2		X			
Plantaginaceae	<i>Angelonia angustifolia</i>				X	X
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp.					X
Poaceae	<i>Digitaria</i> sp.					X
Poaceae	<i>Guadua angustifolia</i>		X	X	X	
Poaceae	<i>Gynerium sagittatum</i>		X			
Poaceae	<i>Homolepis aturensis</i>					X
Poaceae	<i>Hyparrhenia rufa</i>					X
Poaceae	Indeterminada					X
Poaceae	Indeterminada					X
Poaceae	Indeterminada			X		
Poaceae	<i>Ischaemum</i> sp.				X	
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i>		X		X	
Poaceae	<i>Oplismenus</i> sp.					X
Poaceae	<i>Steinchisma laxum</i>					X

Familia	Especie	Bosque		Matorral		Pastizal
		DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 2.5 cm	DAP ≥ 5 cm	0.5 < DAP ≤ 25 cm	
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i>					X
Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i>					X
Polygalaceae	<i>Polygala</i> sp.					X
Polygonaceae	<i>Polygonum</i> sp.				X	
Primulaceae	<i>Myrsine pellucida</i>	X	X	X	X	
Primulaceae	<i>Parathesis candolleana</i>		X			
Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i>		X			
Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i>					X
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>		X			
Rubiaceae	<i>Geophila macropoda</i>					X
Rubiaceae	<i>Ladenbergia oblongifolia</i>	X	X	X	X	
Rubiaceae	<i>Psychotria micrantha</i>		X			
Rubiaceae	<i>Psychotria racemosa</i>		X			
Rubiaceae	<i>Psychotria deflexa</i>		X		X	
Rubiaceae	<i>Spermacoce</i> sp.					X
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	X			X	
Sapindaceae	<i>Allophylus racemosus</i>	X	X			
Sapindaceae	<i>Cardiospermum corindum</i>		X			
Sapindaceae	<i>Cupania americana</i>	X	X		X	X
Sapindaceae	<i>Paullinia faginea</i>		X			
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>		X			
Siparunaceae	<i>Siparuna laurifolia</i>		X		X	
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	X				
Solanaceae	<i>Solanum lepidotum</i>		X			
Solanaceae	<i>Solanum pseudolulo</i>					X
Urticaceae	<i>Cecropia angustifolia</i>	X				
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>		X			
Verbenaceae	<i>Petrea pubescens</i>	X	X	X		
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>				X	
Verbenaceae	Indeterminada				X	
Violaceae	Indeterminada	X				



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



COMPARACIÓN DE CUATRO MÉTODOS DE EVALUACIÓN VISUAL DEL RIESGO DE ÁRBOLES URBANOS

Comparison of four methods of visual risk tree assessment in urban areas

Jorge Reyes de la Barra¹, Mauricio Ponce-Donoso², Óscar Vallejos-Barra³,
Gustavo Daniluk-Mosquera⁴ y Ana Paula Coelho Duarte⁵

Reyes de la Barra, J., Ponce-Donoso, M., Vallejo-Barra, O., Daniluk-Mosquera, G. y Coelho-Duarte, A.P. (2018). Comparación de cuatro métodos de evaluación visual del riesgo de árboles urbanos. *Colombia Forestal*, 21(2), 161-173

Recepción: 19 de octubre de 2017

Aprobación: 22 de marzo de 2018

Resumen

Cuatro métodos de evaluación visual del riesgo se aplicaron en 30 árboles urbanos con niveles de riesgo en la ciudad de Talca (Chile). Los métodos utilizados fueron: "Avaliação de árvores de risco na arborização de vias públicas de Nova Olímpia" (método Sampaio), "International Society of Arboriculture (ISA) Matheny y Clark" (método ISA[A]), "Best Management Practice BMP/ISA" (método ISA[B]) y "Urban tree risk management USDA Forest Service" (método USF). Los resultados fueron estandarizados para su análisis estadístico, se encontraron diferencias significativas y variaciones en los métodos al aplicar el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y de Duncan. Se conformaron tres grupos: los métodos Sampaio y USF, que presentaron evaluaciones con riesgo muy alto y alto, respectivamente; el segundo, conformado por USF e ISA(A), presentó evaluaciones de alto a medio riesgo; mientras que un tercer grupo lo conformó ISA(B), con evaluaciones de riesgo bajo. Ya que la ciudad de Talca no cuenta con una metodología propia, se sugiere usar en el área mediterránea de Chile el método ISA(A) o USF, ya que fueron los métodos que presentaron una mejor adecuación a las condiciones locales.

Palabras clave: arbolado urbano, arboricultura, riesgo del árbol urbano, silvicultura urbana.

Abstract

Four methods of visual risk tree assessment were applied in 30 urban trees with different risk levels, in Talca city (Chile). The methods used were: "Avaliação de árvores de risco na arborização de vias públicas de Nova Olímpia" (Sampaio Method), "International Society of Arboriculture (ISA) Matheny & Clark" (Method ISA[A]), "Best Management Practice BMP/ISA" (Method ISA[B]) and "Urban tree risk management USDA Forest Service" (Method USF). The results were standardized for statistical analysis, finding significant differences and variations between the methods, after applying the nonparametric Kruskal-Wallis and Duncan test. Three groups were formed; the Sampaio and USF methods, which presented very high and high risk assessments, respectively; the second one was conformed by USF and ISA (A), which presented high to medium risk assessments; while the third group was shaped by ISA (B) with low risk assessments. Since the Talca city does not have its own methodology, it is suggested that the ISA (A) or USF method could be used in

- 1 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca. Talca, Chile. jorreyes@utalca.cl
- 2 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca. Talca, Chile. mponce@utalca.cl. Autor para correspondencia
- 3 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca. Talca, Chile. ovallejo@utalca.cl
- 4 Departamento Forestal, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. gdaniluk@fagro.edu.uy
- 5 Departamento Forestal, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. paula.coelho@fagro.edu.uy

<http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.12604>

the Mediterranean area of Chile, because they were the methods presenting the best adaptation to local conditions.

Key words: urban trees, arboriculture, urban tree risk, urban forestry.

INTRODUCCIÓN

El concepto de silvicultura urbana se origina en los años sesenta en Norteamérica y en Europa en los años ochenta (Pauleit *et al.*, 2002; Konijnendijk, Kjell, Randrup y Schipperijn, 2005). Se circunscribe a aquellas áreas arboladas o árboles que se ubican en sectores urbanos y periurbanos (Tyrväinen, Silvennoinen y Kolehmainen, 2003) e incluye plantación, cuidado y manejo de los árboles en las ciudades para asegurar múltiples beneficios para los habitantes urbanos (Miller, Hauer y Werner, 2015; FAO, 2017). La presencia del arbolado urbano tiene un valor tanto intrínseco como monetario (Ponce-Donoso y Vallejos-Barra, 2016) lo que les otorga un valor patrimonial a las ciudades. Su gestión es posible bajo una aproximación integral, que involucra planificación, diseño, desarrollo, conservación y manejo; realizado conjuntamente tanto por entidades públicas y privadas, como por los propios habitantes (Forrest, 2002; Pauleit *et al.*, 2002). Estos deben inscribirse según los principios de la biología arbórea, que garantice a largo plazo y bajo óptimas condiciones su supervivencia, haciendo uso del análisis urbanístico y del planeamiento como instrumento multidisciplinario para afrontar la proyección de la ciudad (Bonells, 2003).

Los árboles urbanos conllevan un riesgo o potencial de fallo que puede poner a las personas en peligro, dañar sus propiedades o ambos, aspecto que ha ido creciendo tanto en las personas como en los administradores municipales (Koeser, Hauer, Miesbauer y Peterson, 2016). Las situaciones de riesgo del árbol se pueden controlar parcialmente, pero no se puede eliminar completamente sin suprimir cada árbol. Por ello, el desafío está en desarrollar una adecuada gestión con

el fin de asegurar un nivel de riesgo aceptable (Tomao *et al.*, 2015) para sus gestores, compañías de seguros y la sociedad en general. Por ejemplo, un árbol longevo sin mantenimiento tiene más probabilidad de fallar (O'Brien, 2003) por lo que es importante identificar dónde un árbol se ha convertido en un riesgo inaceptable a consecuencia de su deterioro natural, por estrés hídrico o térmico, contaminación atmosférica, urbanización, ataque de plagas o enfermedades (Restrepo, Moreno y Hoyos, 2015) o producto de las inadecuadas intervenciones u otros elementos que concommitan en su riesgo.

La eliminación total del riesgo del arbolado urbano es una actividad económica y técnicamente inviable; por lo cual el gestor debe hacer uso de herramientas eficientes que orienten sus intervenciones, como es el caso de las metodologías de evaluación del riesgo de árboles urbanos; entre ellos, los métodos descritos en Mattheck y Breloer (1994), Matheny y Clark (1994), Pokorny (2003) y Ellison (2005). Actualmente, estatutos y ordenanzas municipales obligan a un mayor nivel de formación para gestionar los árboles en la ciudad (Van Wassenaer y Richardson, 2009).

La National Tree Safety Group (NTSG, 2011) define peligro como una situación o condición con el potencial de causar daño, dando a entender que cualquier parte del árbol, tronco, ramas o copa puede fallar estructuralmente, colapsar y caer sobre una persona o propiedad, causando lesiones o daños. Por otro lado, Calaza e Iglesias (2016) definen riesgo como contingencia o proximidad de un daño, mientras que peligro es un riesgo o contingencia inminente de que suceda algún mal. Por tanto, un árbol peligroso es un árbol con riesgo inminente de que suceda algún mal, es decir, con proximidad inminente de producir un daño. De tal

manera que el riesgo puede clasificarse en varios niveles, por ejemplo, como en la guía BMP/ISA (Smiley, Matheny y Lilly, 2011), que clasifica en bajo, moderado, alto y extremo.

Una zona de riesgo alto incluye áreas con un concurrido grado de uso, ya sea debido a la afluencia de personas, automóviles y estructuras permanentes, denominadas dianas, correspondiendo a zonas prioritarias para inspeccionar (Ellison, 2005). Las zonas de riesgo medio tienen uso intermitente, cuya prioridad de inspección se basa en la cantidad y el tipo de uso. La zona de riesgo bajo carece de vehículos o estructuras y un bajo uso de visitantes, por lo que tienen una baja prioridad de inspección (Angwin, Cluck, Zambino, Oblinger y Woodruff, 2012). Lo anterior se tiene como causa que lograr cero riesgos se vuelve costoso en el tiempo, conlleva extracciones prematuras de árboles, reemplazos más frecuentes y la pérdida de beneficios que los árboles maduros proporcionan (Hauer y Johnson, 2003; Geiger, King y Hartel, 2004).

No todos los árboles defectuosos pueden ser detectados, corregidos o eliminados; aunque se puede reconocer fácilmente la mayoría de los defectos y síntomas. Sin embargo, hay problemas en raíces y algunos defectos internos que no son perceptibles y pueden requerir inspecciones en profundidad, además del uso de herramientas de diagnóstico especializadas (Pokorny, 2003; Norris, 2007) como tomógrafo, resistógrafo y georradar, y los sensores para análisis estructural dinámico de los árboles bajo carga de vientos (James, 2010), pero a costos considerables. Cabe señalar que muchos defectos pueden ser evaluados mediante una inspección visual, identificando y comprendiendo los indicadores de peligrosidad potencial (Calaza e Iglesias, 2016); los defectos son señales visibles de un árbol que tiene el potencial de fallar de manera predecible pues los defectos muestran dónde es probable que falle el árbol. Así, se identifican siete categorías de defectos potenciales de fallo: madera descompuesta, grietas, problemas en las raíces, uniones débiles de ramas, canchales, arquitectura

pobre del árbol y ramas, copa o árboles muertos (Pokorny, 2003; Calaza e Iglesias, 2016).

En la actualidad es posible encontrar diversos estudios en los que se evalúa el desempeño de diferentes métodos, visuales, cuantitativos como cuali-cuantitativos, en los cuales participan arboristas acreditados y con experiencia, cuyos resultados muestran una amplia variabilidad (Norris, 2007; Koeser y Smiley, 2017). Por su parte, Koeser, Hauer, Klein y Miesbauer (2017) evalúan la probabilidad de falla en el arbolado urbano haciendo uso de diferentes técnicas, en los niveles básico, intermedio y avanzado, apoyados en la Norma A300 (ANSI, 2011) y en la guía de buenas prácticas para la gestión del riesgo BMP de la ISA (Smiley, Matheny, N. y Lilly, 2011); encontraron que el básico y avanzado tienen menos diferencias entre sí, comparativamente con el intermedio, destacando que ningún nivel de evaluación redujo la variabilidad de los evaluadores participantes. Norris (2007) identifica 23 métodos de evaluación del riesgo en árboles urbanos, varios de ellos de tipo privado, y evalúa 15 en un estudio desarrollado en Melbourne (Australia), con la finalidad de identificar la influencia individual en los criterios de evaluación, encontrándose diferencias debido a su estructura, peso relativo de las variables y tipos de categorizaciones. En el estudio, los métodos de Matheny y Clark (1994) y de Pokorny (2003) presentan desviaciones estándar bajas (20% y 22% respectivamente), ocupando el segundo y tercer lugar, cuya correlación entre métodos es de 0.63.

En el contexto descrito, es necesario analizar métodos de evaluación para contribuir en la selección más practicable en contextos locales, a la espera de la adaptación de un método ya existente o bien el desarrollo de uno específico. Por ello, este artículo tiene como finalidad comparar cuatro metodologías de evaluación visual del riesgo en arbolado urbano disponibles y factibles de aplicar, ejecutado por un único evaluador, y analizar estadísticamente sus resultados con el fin de proponer cuál de ellos resulta más conveniente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluaron árboles de la ciudad de Talca, Región del Maule, Chile; la cual se encuentra a una altitud de 102 m, latitud 35° 25' 59" sur y longitud 71° 40' 00" oeste, cubre una superficie de 51 km² y posee una población urbana cercana a los 220 mil habitantes ([Biblioteca del Congreso Nacional \[BCN\], s.f.](#)).

Se seleccionaron visualmente 30 árboles en sectores residenciales y comerciales de la ciudad, los cuales aparentemente mostraban diferentes condiciones de riesgo. Los criterios de selección se basaron en parámetros e indicadores de riesgo considerados en los métodos de evaluación elegidos que se encuentran definidos en la [tabla 1](#).

Tabla 1. Información de las especies seleccionadas

N.º	Especie	Ubicación	Criterio de selección
1	<i>Morus nigra</i>	14 1/2 sur con Pasaje 2 poniente	Arquitectura pobre, ramas muertas y grietas
2	<i>Schinus</i> sp.	14 sur con 3 poniente	Arquitectura pobre y grietas
3	<i>Schinus</i> sp.	15 sur con 3 poniente	Arquitectura pobre
4	<i>Eucalyptus</i> sp.	Av. Ignacio Carrera Pinto con Pasaje Los Caquis	Arquitectura pobre
5	<i>Schinus</i> sp.	3 sur con 11 poniente	Arquitectura pobre, inclinación y carga en ramas individuales
6	<i>Schinus</i> sp.	13 sur con 11 poniente	Arquitectura pobre y unión débil de ramas
7	<i>Acer negundo</i>	5 sur con 2 oriente	Madera descompuesta y cavidad
8	<i>Platanus orientalis</i>	6 sur con 4 oriente	Arquitectura pobre
9	<i>Platanus orientalis</i>	El Arenal con 1 oriente	Cancro
10	<i>Acer negundo</i>	5 sur con 4 oriente	Cavidad, cancro, inclinación y grieta
11	<i>Acer negundo</i>	6 sur con 4 oriente	Arquitectura pobre y cancro
12	<i>Acer negundo</i>	1 norte con 4 oriente	Arquitectura pobre, cancro y muerte regresiva de copa
13	<i>Acer negundo</i>	2 norte con 4 oriente	Arquitectura pobre, cancro y muerte regresiva de copa
14	<i>Acer negundo</i>	1 norte con 4 oriente	Madera descompuesta, cavidad, unión débil de rama y cancro
15	<i>Platanus orientalis</i>	5 norte con 4 oriente	Arquitectura pobre, inclinación y grietas
16	<i>Platanus orientalis</i>	5 norte con 4 oriente	Arquitectura pobre y grietas
17	<i>Platanus orientalis</i>	9 norte con 5 oriente	Arquitectura pobre y cavidad
18	<i>Melia azadarach</i>	5 sur con 4 oriente	Inclinación y grietas
19	<i>Eucalyptus</i> sp.	3 sur con 11 1/2 poniente	Grieta, muerte regresiva de copa y ramas muertas
20	<i>Acer negundo</i>	4 norte con 4 oriente	Arquitectura pobre y cancos
21	<i>Platanus orientalis</i>	5 norte con 6 oriente	Arquitectura pobre
22	<i>Platanus orientalis</i>	5 oriente con 3 norte	Arquitectura pobre
23	<i>Araucaria angustifolia</i>	16 1/2 sur con 1 oriente	Inclinación
24	<i>Catalpa speciosa</i>	15 sur con Pasaje Tirso de Molina	Madera descompuesta y grieta
25	<i>Acer negundo</i>	14 sur con Pasaje Tirso de Molina	Arquitectura pobre, grietas y cancos
26	<i>Robinia pseudoacacia</i>	9 sur con Pasaje Fresia	Grieta e inclinación
27	<i>Acer negundo</i>	9 sur con Pasaje Fresia	Grieta, cavidad, inclinación y muerte regresiva de copa
28	<i>Morus nigra</i>	9 sur con Pasaje Fresia	Inclinación
29	<i>Casuarina equisetifolia</i>	7 sur con 1 oriente	Madera descompuesta y arquitectura pobre
30	<i>Prunus cerasifera</i>	3 sur con 2 poniente	Madera descompuesta, inclinación, grieta y cavidad

Las metodologías de evaluación visual del riesgo en el arbolado urbano usadas se resumen a continuación:

A) Avaliação de árvores de risco na arborização de vias públicas de Nova Olímpia, Paraná (Método Sampaio [Sampaio, Duarte, Silva, De Angelis y Blum, 2010]), desarrollado para el arbolado urbano en el municipio de Nova Olimpia, Estado de Paraná, Brasil. Se compone de dos partes: la primera consiste en la evaluación general de las condiciones del árbol, que subdivide en tres las zonas de evaluación: dosel, tronco y base del tronco; cada una compuesta por distintos indicadores relacionados con el estado fitosanitario, condiciones del lugar, estructura y tamaño del árbol. Los indicadores se califican en función de una determinada característica que indica riesgo, donde 0 significa que esta característica no está presente en el árbol y de 1 a 5 significa un aumento de esta característica. La segunda parte consta de dos ítems de puntuación, el primero es el índice de riesgo para redes eléctricas, relacionado con la cercanía del árbol al tendido eléctrico, puntuación que varía entre 1, 3 y 5 puntos; el segundo es el índice de riesgo para efecto colateral, vinculado con la probabilidad de daño a las personas, en el que se evalúa la zona y su grado de ocupación, su puntuación varía entre 1, 3 y 5. El índice de riesgo final, que varía de 3 a 15 puntos, se compone del mayor grado de riesgo obtenido en la evaluación de las condiciones generales del árbol, sumado al índice de riesgo para redes eléctricas y el índice de riesgo para efecto colateral. Un índice de 3 a 6 representa un riesgo menor; un índice de 7 a 11 tiene un riesgo de media importancia; y el índice de 12 a 15 corresponde a un riesgo de elevada importancia.

B) Urban Tree Risk Management: A Community Guide to Program Design and Implementation (Pokorny, 2003 [Método USF]), permite la identificación de árboles defectuosos al evaluar las consecuencias de fallas y entrega recomendaciones de acciones destinadas a reducir su riesgo (Koeser, Hasing, McLean y Northrop, s.f.). Se aplica en la medida que exista un bien, persona o servicio

que pueda ser potencialmente dañado, denominado blanco, el cual debe encontrarse a una distancia menor a 1.5 veces la altura del árbol (Pokorny, 2003). La metodología es un sistema de calificación de 10 puntos, compuestos por cuatro secciones de análisis: probabilidad de fallo, tamaño de la pieza defectuosa, probabilidad de impacto y otros riesgos, como calificación opcional. La probabilidad de fallo evalúa la presencia de defectos que debiliten y deterioren la estructura del árbol, la calificación de riesgo se divide en: baja (1), moderada (2), alta (3), y extrema (4). La sección otros riesgos considera asignar de uno o dos puntos opcionales, si a juicio del evaluador existe la necesidad de aumentar la calificación de riesgo, a fin de ejecutar acciones correctivas inmediatas; la valoración total del riesgo no debe superar los 10 puntos. La calificación final de riesgo es la suma de los tres componentes principales y, opcionalmente, el cuarto componente. Los árboles con la calificación de riesgo numérico más alto (10) deben ser tratados en primer lugar, con base en la política del municipio, eliminar o tratar los árboles defectuosos con los índices más altos e ir bajando hasta que lo permitan los recursos financieros y humanos (Pokorny, 2003).

C) A Photographic Guide to the Evaluation of Hazard Trees in Urban Areas (Matheny y Clark, 1994; Método ISA[A]), desarrollado bajo la International Society of Arboriculture y ampliamente utilizado y modificado por municipios y arboristas comerciales (Koeser, Hasing, McLean y Northrop, s.f.; Calaza e Iglesias, 2016). Tiene un procedimiento cuyo protocolo de análisis está dividido en cinco secciones: características del árbol, estado fitosanitario, condición de sitio, blanco y defectos del árbol. En cada una de estas secciones se determina la gravedad de los defectos individuales y se identifica la o las partes del árbol con mayor probabilidad de fallo. La información recopilada permite calificar el riesgo del árbol mediante tres índices de puntuación: potencial falla (1-3 puntos), tamaño de la parte (1-4 puntos), puntaje de uso (1-4 puntos). Los puntajes alcanzados en cada sección

se suman para obtener el índice final de riesgo, siendo 12 el máximo valor. Las puntuaciones tienen solo un significado relativo, un árbol puntuado con 11 tiene un mayor riesgo potencial que uno con 5, por lo que un árbol puntuado con 12 significa un peligro extremo, aunque la eliminación de este peligro puede ser tan simple como mover el blanco bajo riesgo (Calaza e Iglesias, 2016).

D) Best Management Practice, Tree Risk Assessment (Smiley, Matheny y Lilly, 2011) (Método ISA[B]), es un método diseñado para árboles que reciben la clasificación nivel dos dentro de los tres niveles de evaluación de riesgo definidos en la norma ANSI A300 (Standards for Tree Care Operations) (ANSI, 2011). Recoge la mayoría de los aspectos analizados por el método ISA(A), pero califica el riesgo en categorías descriptivas, ya que los usuarios son guiados a través de matrices de decisión para determinar la calificación de riesgo general. El protocolo de análisis se encuentra a modo de lista de chequeo y está dividido en cinco

secciones: evaluación del blanco, factores de sitio, salud del árbol y perfil de la especie, factores de carga y defectos que inciden en la probabilidad de falla. Se analiza la o las partes del árbol que pueden fallar, evaluando el tamaño de la parte, la distancia de caída hacia el blanco y el blanco. Luego se determina la probabilidad de falla de la parte y la probabilidad de impacto del blanco, para posteriormente determinar las consecuencias de la falla. La clasificación final del riesgo resulta de la probabilidad de falla e impacto combinada con las consecuencias de la falla, los resultados de ambas se introducen en una matriz de clasificación de riesgo la que genera la calificación final del riesgo de la parte o del árbol completo, que se categoriza en: bajo, moderado, alto o extremo (tabla 2).

Las evaluaciones fueron realizadas entre el 19 de diciembre del 2014 y el 22 de enero del 2015. Se midieron las variables dendrométricas de altura, diámetro a la altura del pecho y diámetro de copa. Para la evaluación visual del riesgo se utilizaron

Tabla 2. Características de los métodos

Características	Métodos			
	Sampaio	USF	ISA(A)	ISA(B)
Factores de riesgo calificados	Condición general del árbol Uso del espacio Cercanía a redes eléctricas	Probabilidad de falla Tamaño de la pieza Uso del espacio	Probabilidad de falla Tamaño de la pieza Uso del espacio	Probabilidad de falla Uso del espacio Consecuencias de la falla
Tipo de calificación	Numérica	Numérica	Numérica	Descriptiva
Rango de calificación de riesgo	De 3 a 15	De 3 a 10	De 3 a 12	Bajo Moderado Alto Extremo
Tiempo de análisis aproximado (minutos)	15 a 20	10 a 15	20 a 25	20 a 25
Particularidades	En la sección análisis general del árbol, todos los indicadores reciben puntaje, pero solo se considera el mayor valor alcanzado en cualquiera de las tres zonas de análisis (copa, tronco y base)	Considera un puntaje opcional en el caso que exista algún factor no contemplado en la evaluación o si a juicio del evaluador amerite aumentar la calificación de riesgo	El formulario de evaluación contiene los factores de riesgo a partir de los cuales se determina la probabilidad de falla del árbol	La calificación de final riesgo se realiza mediante dos matrices de análisis

formularios de los métodos para la toma de datos, de acuerdo a cada metodología en particular. Los índices de riesgo obtenidos de las evaluaciones se procesaron en una planilla de cálculo de Excel®.

Dada la particularidad de cada método en relación al índice final de riesgo, los resultados obtenidos se estandarizaron, de modo que la variación de la puntuación del riesgo para cada método se expresó en un rango de 0 a 100%, haciendo uso de la siguiente expresión:

$$IE = (I - \text{val mín.}) * (100 / (\text{val máx.} - \text{val mín.}))$$

Donde, IE: índice de riesgo estandarizado; I: índice de riesgo; val mín.: valor mínimo a alcanzar por el método; val máx.: valor máximo a alcanzar por el método.

Para realizar la comparación se establecieron cuatro niveles de riesgo: riesgo bajo (RB) de 0 a 25%; riesgo medio (RM) mayor a 25 y hasta 50%; riesgo alto (RA) mayor a 50 y hasta 75%; y riesgo extremo (RE) mayor a 75%.

En el análisis estadístico se planteó la siguiente hipótesis:

$H_0: \beta_1 = \beta_2 \dots = \beta_k$ no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los índices de riesgo de los métodos evaluados.

$H_1: \beta_1 \neq \beta_2 \dots \neq \beta_k$ existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los índices de riesgo de los métodos evaluados.

Donde $\beta_1 \dots \beta_k$ representan las medias.

Se aplicó el test de Levene para el análisis de homogeneidad de varianza y la prueba de Shapiro-Wilk para determinar si los datos provienen de una distribución normal, obteniéndose valores de $p=0.0248927$ y $p=0.000161588$ ($p<0.05$) respectivamente, condición que se mantuvo incluso realizándose técnicas de normalización de los datos. Los resultados determinaron que no se cumplen los supuestos subyacentes al análisis de varianza, por lo cual se procedió a realizar el análisis mediante estadística no paramétrica. Se utilizó el análisis de varianza de Kruskal-Wallis, que no requiere

suposiciones de normalidad de los datos (Wackerly, Mendehall y Scheaffer, 2010), obteniéndose un valor $P=9.31286*10^{-10}$ ($p<0.05$), lo que indicó la existencia de diferencias significativas entre los métodos.

La hipótesis para los métodos se replanteó de la siguiente manera:

$H_0: \Omega_1 = \Omega_2 \dots = \Omega_k$, no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de los índices de riesgo de los métodos evaluados.

$H_1: \Omega_1 \neq \Omega_2 \dots \neq \Omega_k$, existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de los índices de riesgo de los métodos evaluados.

Donde $\Omega_1 \dots \Omega_k$ representan las medianas.

Para determinar la existencia de una o más fuentes de variación se utilizó el test de rangos múltiples de Duncan, concordante otros estudios (Hernández, Arreaza y Lazo, 2002; Cárdenas, 2008; Merchán-Gaitán, Ferrucho y Álvarez-Herrera, 2014).

Los materiales utilizados fueron: formularios, forcípula, huincha métrica, clinómetro, transportador, planilla MS-Excel 2013 y el software Statgraphics Centurion XVI®.

RESULTADOS

Se obtuvo los índices de riesgo para cada árbol evaluado y su índice estandarizado para cada uno de los métodos (tabla 3).

Los principales estadígrafos muestran diferencias entre los métodos al calificar el riesgo en un mismo árbol (tabla 4). En cuanto al índice estandarizado, el promedio de los métodos ISA(A) y USF se ubican cercano a 50.0, mientras que en los extremos están el método ISA(B) en la parte baja (29.2) y el método Sampaio en la parte alta (61.1); misma tendencia se observa tanto en la mediana como en la moda. La desviación estándar es menor en los métodos ISA, siendo más aun en el método ISA(B).

Tabla 3. Índice de riesgo y valor estandarizado para cada árbol según método

N.º Árbol	Método Sampaio		Método USF		Método ISA(A)		Método ISA(B)	
	Índice	IE*	Índice	IE*	Índice	IE*	Índice	IE*
1	13	83.3	4	14.3	4	11.1	Bajo	12.5
2	7	33.3	6	42.9	7	44.4	Bajo	12.5
3	7	33.3	6	42.9	7	44.4	Bajo	12.5
4	13	83.3	5	28.6	5	22.2	Bajo	12.5
5	13	83.3	7	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
6	13	83.3	7	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
7	9	50.0	8	71.4	8	55.6	Moderado	37.5
8	13	83.3	6	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
9	9	50.0	6	57.1	7	44.4	Moderado	37.5
10	13	83.3	8	71.4	9	66.7	Alto	62.5
11	13	83.3	8	71.4	8	55.6	Bajo	12.5
12	11	66.7	4	14.3	5	22.2	Bajo	12.5
13	11	66.7	4	42.9	5	22.2	Bajo	12.5
14	11	66.7	9	85.7	9	66.7	Moderado	37.5
15	13	83.3	7	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
16	13	83.3	7	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
17	13	83.3	7	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
18	13	83.3	6	42.9	6	33.3	Bajo	12.5
19	6	25.0	5	28.6	6	33.3	Bajo	12.5
20	15	1000	7	57.1	8	55.6	Moderado	37.5
21	9	50.0	6	42.9	7	44.4	Moderado	37.5
22	9	50.0	6	42.9	6	33.3	Moderado	37.5
23	9	50.0	9	87.5	10	77.8	Alto	62.5
24	9	50.0	8	71.4	10	77.8	Moderado	37.5
25	6	25.0	4	14.3	9	66.7	Bajo	12.5
26	7	33.3	5	28.6	5	22.2	Bajo	12.5
27	7	33.3	5	28.6	5	22.2	Bajo	12.5
28	6	25.0	5	28.6	6	33.3	Bajo	12.5
29	10	58.3	8	71.4	9	66.7	Moderado	37.5
30	9	50.0	8	71.4	8	55.6	Alto	62.5

*: índice estandarizado

Tabla 4. Principales estadígrafos

Estadígrafo	Método ISA(B)		Método ISA(A)		Método Sampaio		Método USF	
	Índice	Índice estandarizado	Índice	Índice estandarizado	Índice	Índice estandarizado	Índice	Índice estandarizado
Promedio	---	29.2	7.2	47.0	10.3	61.1	6.4	48.6
Mediana	---	37.5	8.0	55.6	10.5	62.5	6.5	50.0
Dev. St.	---	16.5	1.6	17.9	2.7	22.7	1.5	21.5
Dev. St. (%)	---	56.5	22.2	38.1	26.2	37.2	23.4	44.2
Moda	---	37.5	8.0	55.6	13.0	83.3	7.0	57.1

El método que obtuvo más evaluaciones de árboles en riesgo extremo fue Sampaio (12), con riesgo alto fue el método ISA(A) con 14 evaluaciones, seguido de USF con 13. El mayor número de árboles evaluados con riesgo moderado (14) fue con el método ISA(B), seguido de los métodos Sampaio y USF (11). El método que evaluó más árboles en

riesgo bajo fue ISA(B) con 13, seguido del ISA(A) con 7 (figura 1).

La aplicación del test de Kruskal-Wallis identificó diferencias estadísticas de las evaluaciones y el test de Duncan cómo se agrupan los métodos (figura 2, figura 3), en el que se identificó que los cuatro métodos se agrupan en tres grupos. Además, con

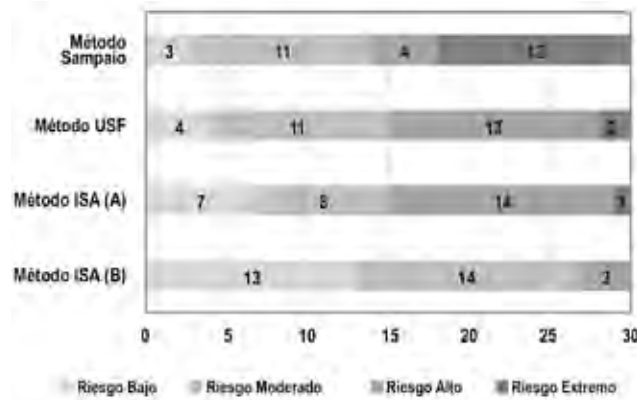


Figura 1. Número de árboles según clasificación de riesgo.

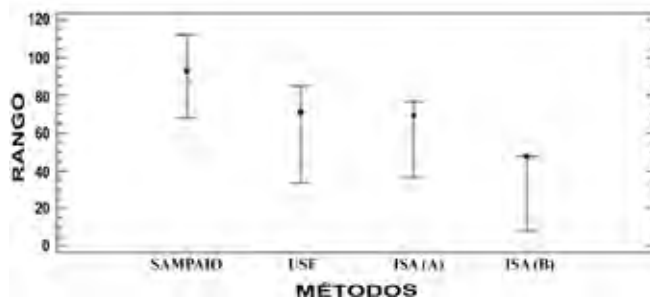


Figura 2. Gráfico de medianas con intervalos del 95% de confianza.

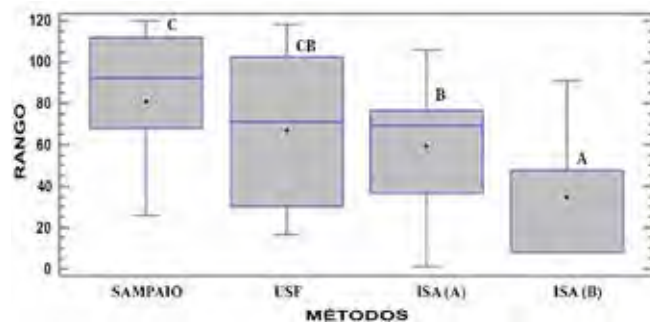


Figura 3. Gráfico de caja y bigote para rangos por métodos. Las letras sobre las cajas muestran los tres grupos conformados al aplicar el test de Duncan (A, B y C).

la finalidad de identificar mejor su variabilidad se obtuvo el gráfico de caja y bigote (figura 3), en el cual se observó la variabilidad que muestran los desempeños de cada uno de los métodos.

DISCUSIÓN

Los métodos de evaluación visual básica usados en este trabajo han resultado ser un medio eficiente para determinar el riesgo del árbol urbano, dado a que junto con la factibilidad de aplicación logran identificar niveles de riesgo del árbol evaluado, por lo que son métodos viables, tal como lo señala Koeser, Hauer, Klein y Miesbauer (2017), respecto de otras metodologías como las de limitación visual o instrumental. Aun cuando presentaron un desempeño diferenciado.

En general, las diferencias encontradas se deben a la estructura de los métodos, ya que la multidimensionalidad que el riesgo representa en la evaluación se ve expresada en las diferentes variables y su peso relativo en cada uno de los métodos (Norris, 2007; Tomao *et al.*, 2015; Koeser y Smiley, 2017). Así, el método Sampaio hace énfasis en la cercanía a redes del tendido eléctrico aéreo, considerando que, según datos de 2010 de la Agencia Nacional de Energía Eléctrica de Brasil (ANEEL), la utilización de redes subterráneas de distribución no llegaba a los 2% del total de redes de baja y media tensión en ese país (Nakaguishi y Hermes, 2011). Por lo tanto, la aplicación del método Sampaio sería recomendable donde la mayoría del cableado de distribución de energía sea subterráneo, situación que no sucede en la ciudad de Talca, lugar del estudio.

Comparativamente, el método que muestra un desempeño diferenciado de los desarrollados en ISA, en este estudio es el método ISA(A). Por su parte, ISA(B) identificó riesgo solo en tres de las cuatro categorías establecidas; al tiempo que ISA(A) lo hizo en las cuatro, con una mejor distribución, calificó 7 árboles en riesgo bajo, 8 en riesgo medio, 14 en riesgo alto y solo uno en riesgo

extremo (figura 1); e ISA(B) concentró sus resultados en riesgo bajo (13) y riesgo moderado (14).

En comparación al estudio de Norris (2007), tanto el promedio como la desviación estándar de los métodos ISA(A) y USF, incorporados en ambos estudios, fueron similares. ISA(A) mostró en este estudio una diferencia en el promedio de 0.73 (10.1%) y para USF la diferencia fue de -0.13 (-2%); de otra parte, en la desviación estándar, las diferencias fueron de 0.3 (2.2%) para ISA(A) y de 0.1 (1.4%) en USF. Lo anterior permite señalar que ambos métodos mostraron similares desempeños en ambos estudios y, como se observó, conformaron uno de los grupos del análisis de rangos.

El test de rangos múltiples de Duncan identificó tres grupos homogéneos para los cuatro métodos (figura 3). El método ISA(B) conforma el grupo A, que presentó las evaluaciones de riesgo más bajas en el ranking; los métodos ISA(A) y USF conforman el grupo B, con valores de riesgo en rangos intermedios, relación que también pudo observarse en la comparación del estudio hecho por Norris (2007); mientras que USF y método Sampaio constituyen el grupo C, con los valores de riesgo más altos. Estos resultados se observan con mayor claridad en el gráfico de medianas con intervalos, con 95% de confianza (figura 2). En esta figura se aprecia que la mediana del método Sampaio presentó un valor centrado en el rango, para el caso de los métodos USF e ISA(A) se ubicó en valores más altos y para el método ISA(B) se posicionó en el extremo de los valores altos dentro del ranking.

El gráfico de caja y bigote (figura 3) mostró que las evaluaciones de riesgo realizadas con el método USF obtuvieron una mejor distribución de las evaluaciones, mostrando una amplia dispersión, cuya media se ubicó muy cercana a la mediana. Le siguió en desempeño el método Sampaio que, aunque con evaluaciones de riesgo con niveles relativos más altos, la mediana se ubicó en el centro del cuartil inferior. A su vez, el método ISA(A) concentra gran parte de las evaluaciones en el cuartil superior y la media se ubicó al interior del cuartil inferior, siendo el principal aspecto positivo la

mayor dispersión de datos en todos los métodos. Lo anterior mostraría una mejor capacidad de discriminar los diferentes niveles de riesgo, aspecto además relacionado con la amplitud de la puntuación del método. El método ISA(B) presentó en esta gráfica (figura 3) un desempeño con limitaciones, dado que la transformación de las cuatro expresiones cualitativas del método original a cuatro cuantitativas, hace que el análisis cuantitativo resulte con serias restricciones, ya que los datos se concentraron en un único cuartil, esto es en la parte baja de las calificaciones de riesgo.

Finalmente, dado el contexto de esta investigación, sus resultados y las investigaciones referenciadas, se sugiere ampliar este tipo de estudios en los que se incorpore un número mayor de árboles y de evaluadores, de tal manera que ampliando la base de las fuentes de variación se logre mayor certidumbre respecto al método a usar.

CONCLUSIONES

Las metodologías de evaluación visual del riesgo para el arbolado urbano constituyen una herramienta eficiente, ya que se basan en criterios técnicos, biológicos y biomecánicos apoyados en la experticia necesaria del evaluador. Sin embargo, no todas las usadas en este estudio serían recomendadas para los espacios urbanos arbolados de Chile.

Los resultados evidenciaron diferencias estadísticas significativas en los métodos evaluados, conformando tres grupos homogéneos. El método Sampaio conformó un grupo, obteniendo índices de riesgo más altos, mientras un segundo grupo lo conformaron los métodos USF e ISA(A), con índices de riesgo medios a altos, y el tercer grupo fue constituido por el método ISA(B) que obtuvo valores bajos en la calificación de riesgo.

De acuerdo a los resultados, no sería recomendable aplicar el método Sampaio en zonas donde habitualmente hay redes eléctricas, condición habitual en las ciudades de Chile central, ya que es

un factor que sobreestima la calificación de riesgo, obteniéndose valores de riesgo muy altos.

Se recomienda la aplicación de los métodos ISA(A) y USF, teniendo en cuenta los resultados obtenidos y su análisis estadístico y en consideración a las condiciones generales donde se desarrollan los árboles en zonas urbanas de Chile, dado que sería más inequívoca la determinación del riesgo del árbol.

Es necesario seguir investigando, validando y ajustando métodos para las diferentes condiciones locales y contar con más evaluadores para reducir la incertidumbre de las evaluaciones.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- American National Standard Institute (ANSI)** (2011). *Tree, Shrub, and Other Woody Plant Management – Standard Practices. Ansi A300 (Part 9) - Tree Risk Assessment*. Washington, DC: American National Standards Institute.
- Angwin, P., Cluck, D., Zambino, P., Oblinger, B. y Woodruff, W.** (2012). Hazard Tree Guidelines for Forest Service Facilities and Road in the Pacific Southwest Region. Recuperado de http://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb5332560.pdf
- Biblioteca del Congreso Nacional (BCN)** (2017). *Reportes estadísticos distritales y comunales 2013*. Recuperado de <http://reportescomunales.bcn.cl>
- Bonells, J.** (2003). *La gestión moderna del arbolado urbano de las ciudades*. Sevilla, España. Recuperado

- de <http://www.sevilla.org/ayuntamiento/areas/area-de-urbanismo-y-medio-ambiente/aservicio-de-parques-y-jardines/e-articulos-tecnicos/.pdf>
- Calaza, P. e Iglesias, M.** (2016). *El riesgo del arbolado urbano. Contexto, concepto y evaluación*. Madrid: Editorial Mundiprensa.
- Cárdenas, C.** (2008). Identificación de tipologías de actitud hacia las matemáticas en estudiantes de séptimo y octavo grados de educación primaria. *Perfiles educativos*, 30(122), 94-108.
- Ellison, M.** (2005). Quantified Tree Risk Assessment used in the management of amenity trees. *Journal of Arboriculture*, 31(2), 57-65.
- Food and Agricultural Organization (FAO)** (2017). Directrices para la silvicultura urbana. Estudio FAO: Montes 178. Roma: FAO.
- Forrest, M.** (2002). Trees in European cities - a historical review. En L. Dunne (ed.), *Biodiversity in the city* (pp. 15-22). Dublín: University Collage Dublín, Environmental Institute.
- Geiger, J., King, C. y Hartel, D.** (2004). *The Large Tree Argument - The case for large-stature trees vs. small-stature trees*. Davis, CA: Center for Urban Forest Research, Pacific Southwest Research Station, USDA Forest Service. Recuperado de https://www.fs.fed.us/psw/topics/urban_forestry/products/cufr_511_large_tree_argument.pdf
- Hauer, R. y Johnson, G.** (2003). *Tree Risk Management in Urban tree risk management: A community guide to program design and implementation*. Saint Paul, EE. UU.: USDA Forest Service. Recuperado de http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/uf/utmm/urban_tree_risk_mgmt.pdf
- Hernández, L., Arreaza, J. y Lazo, A.** (2002). Evaluación de nicosulfuron en el control de *Rottboellia exaltata*, *Euphorbia heterophylla* y *Aldama dentata* en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.) aplicado en tres diferentes estadios de desarrollo de las malezas. *Revista de la Facultad de Agronomía* 19(4), 294-303.
- James, K.R.** (2010). A dynamic structural analysis of trees subject to wind loading (tesis de doctorado). Melbourne School of Land and Environments, The University of Melbourne, Melbourne, Australia.
- Koeser, A. y Smiley, T.** (2017). Impact of assessor on tree risk assessment rating and prescribed mitigation measures. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24, 109-115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.027>
- Koeser, A., Hasing, G., McLean, D. y Northrop, R.** (s.f.). Tree risk assessment methods: A comparison of three common evaluation forms (ENH1226). Florida, EE. UU.: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. Recuperado de <http://www.edis.ifas.ufl.edu/ep487>
- Koeser, A., Hauer, R.J., Klein, R. W. y Miesbauer, J.W.** (2017). Assessment of likelihood of failure using limited visual, basic, and advanced assessment techniques. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24, 71-79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.024>
- Koeser, A., Hauer, R., Miesbauer, J. y Peterson, W.** (2016). Municipal tree risk in the United States: Findings from a comprehensive survey of urban forest management. *Arboriculture Journal*, 38(4), 218-229. DOI: <https://doi.org/10.1080/03071375.2016.1221178>
- Konijnendijk, C., Kjell, N., Randrup, T. y Schipperijn, L.** (2005). *Urban Forest and Trees*. Amsterdam, Holanda: Springer Verlag. DOI: <https://doi.org/10.1007/3-540-27684-X>
- Matheny, N. y Clark, J.** (1994). *A photographic guide to the evaluation of hazard trees in urban areas* (2ª. ed.). Savoy, IL: International Society of Arboriculture.
- Mattheck, C. y Breloer, H.** (1994). *The body language of trees: a handbook for failure analysis*. Londres: HMSO Publications Centre. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00197869>
- Merchán-Gaitán, J., Ferrucho, R. y Álvarez-Herrera, J.** (2014). Efecto de dos cepas de *Trichoderma* en el control de *Botrytis cinerea* y la calidad del fruto en fresa (*Fragaria* sp.). *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 8(1), 44-56
- Miller, R., Hauer, R. y Werner, L.** (2015). *Urban Forestry. Planning and Managing Urban Greenspaces* (3ª ed.). Illinois: Waveland Press, Inc. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.001>

- Nakaguishi, M. y Hermes, P.** (2011). *Estudo comparativo técnico/financeiro para implantação de redes de distribuição subterrâneas* (tesis de grado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- National Tree Safety Group (NTSG)** (2011). Common sense risk management of trees: Guidance on trees and public safety in the UK for owners, managers and advisers. Edimburgo: Forestry Commission. Recuperado de <http://www.forestry.gov.uk/pdf/FCMS024.pdf>
- Norris, M.** (2007). *Tree risk assessment – What works – What does not – Can we tell? A review of a range of existing tree risk assessment methods*. Ponencia presentada en el ISAAC Conference Perth 2007.
- O'Brien, J.** (2003). Introduction. En, *Urban Tree Risk Management: A Community Guide to Program Design and Implementation*. Saint Paul, EE. UU.: USDA Forest Service. Recuperado de http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/uf/utrmm/urban_tree_risk_mgmnt.pdf. <https://doi.org/10.1201/b16997-2>
- Pauleit, S., Jones, N., García-Marín, G., García-Valdecantos, J.L., Riviére, L.M., Vidal-Beaudet, L., Bodson, M. y Randrup, T.** (2002). Tree establishment practice in towns and cities - results from a European survey. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(2), 83-96. DOI: <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00009>
- Pokorny, J.** (2003). *Urban tree risk management: A community guide to program design and implementation*. Saint Paul, EE. UU.: USDA Forest Service. Recuperado de http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/uf/utrmm/urban_tree_risk_mgmnt.pdf
- Ponce-Donoso, M. y Vallejos-Barra, O.** (2016). Valoración de árboles urbanos, comparación de fórmulas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo*, 48(2), 195-208.
- Restrepo, H. I., Moreno, F. y Hoyos, C.** (2015). Incidencia del deterioro progresivo del arbolado urbano en el Valle de Aburrá, Colombia. *Colombia Forestal*, 18(2), 225-240. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.2.a04>
- Sampaio, A., Duarte, F., Silva, E., De Angelis, B. y Blum, C.** (2010). Avaliação de árvores de risco na arborização de vias públicas de Nova Olímpia, Paraná. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 5(2), 82-104.
- Smiley, E., Matheny, N. y Lilly, S.** (2011). *Best Management Practices: Tree Risk Assessment*. Champaign, IL: International Society of Arboriculture.
- Tomao, A., Secondi, A., Corona, P., Giuliarelli, D., Quantirini, V. y Agrimi, M.** (2015). Can composite indices explain multidimensionality of tree risk assessment? A case study in an historical monumental complex. *Urban Forest & Urban Greening*, 14(3), 456-465. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.009>
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H. y Kolehmainen, O.** (2003). Ecological and aesthetic value in urban forest management. *Urban Forest & Urban Greening*, 1(3), 135-149. DOI: <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00014>
- Van Wassenae, P. y Richardson, M.** (2009). A Review of Tree Risk Assessment Using Minimally Invasive Technologies and Two Case Studies. *Arboricultural Journal*, 32, 275-292. DOI: <https://doi.org/10.1080/03071375.2009.9747583>
- Wackerly, D., Mendehall, W. y Scheaffer, R.** (2010). *Estadística matemática con aplicaciones* (7ª ed.). México D.F.: Cengage Learning Editores.





MODELOS COMPATIBLES DE AHUSAMIENTO-VOLUMEN PARA ÁRBOLES DE *Gmelina arborea* Roxb. EN EL ALTO MAGDALENA, COLOMBIA

Compatible volume-taper models for *Gmelina arborea* Roxb. trees grown in the upper Magdalena basin, Colombia

German Stid Niño López¹, Paula Andrea Ramos Molina², Alonso Barrios³
y Ana Milena López Aguirre⁴

Niño-López, G. S., Ramos-Molina, P. A., Barrios, A. y López-Aguirre, A.M. (2018). Modelos compatibles de ahusamiento-volumen para árboles de *Gmelina arborea* Roxb. en el Alto Magdalena, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(2), 174-187

Recepción: 22 de junio de 2017

Aprobación: 22 de marzo de 2018

Resumen

La estimación precisa del volumen y el ahusamiento de los árboles es importante para el manejo eficiente de los recursos forestales. El objetivo principal del estudio fue generar un sistema de ecuaciones compatibles de ahusamiento-volumen para *Gmelina arborea* Roxb. Los datos corresponden a perfiles fustales de 97 árboles en edad de cosecha, con edades entre 13-18 años, cultivados en el Alto Magdalena, Colombia. Se evaluaron cuatro sistemas compatibles de ahusamiento-volumen en la predicción de diámetros fustales y volúmenes comerciales. Los sistemas de ecuaciones fueron ajustados simultáneamente para minimizar los errores en la estimación de parámetros y evaluados empleando medidas de bondad de ajuste y de predicción. Los modelos evaluados presentaron sesgos entre -0.07-0.92 cm y -0.0003-0.0009 m³ y errores promedio entre 1.62-2.76 cm y 0.019-0.021 m³ en la predicción de diámetros fustales y volúmenes comerciales, respectivamente. Finalmente, el sistema de ahusamiento-volumen seleccionado fue el propuesto por Fang. **Palabras clave:** biometría forestal, conicidad, diámetro fustal, volumen comercial.

Abstract

The accurate estimation of tree volume and taper is important for the efficient management of forest resources. The main objective of the study was to generate a compatible volume-taper equations system for *Gmelina arborea* Roxb. Data used in the study correspond to 97 trees at harvest age, between 13 and 18 years-old, grown in the upper Magdalena basin, Colombia. Four compatible volume-taper systems were evaluated for stem diameter and merchantable volume prediction. The equations systems were fitted simultaneously to minimize the errors during the parameter estimation and evaluated considering measures of fit goodness and prediction. The evaluated models showed bias in the range of -0.07-0.92 cm and -0.0003-0.0009 m³ and mean errors in the range of 1.62-2.76 cm and 0.019-0.021 m³ in stem diameters and merchantable volumes prediction, respectively. Finally, the selected volume-taper system was the one proposed by Fang.

Keywords: forest biometrics, taper, stem diameter, merchantable volume.

1 Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. gsninol@ut.edu.co.

2 Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. paramosm@ut.edu.co

3 Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. Autor para correspondencia: abarriost@ut.edu.co.

4 Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. amlopeza@ut.edu.co

INTRODUCCIÓN

La cuantificación precisa de las existencias de madera de una plantación es de gran relevancia en la planificación y evaluación económica de proyectos de reforestación comercial. El desarrollo de herramientas para la estimación del volumen permite a los reforestadores y silvicultores calcular de forma precisa y confiable la producción generada por las plantaciones forestales. Las estimaciones de volumen para las plantaciones forestales en países tropicales se basan principalmente en modelos de volumen y de rendimiento, los cuales no permiten clasificar el volumen entre los productos ofertados por los fustes cosechados. Es importante resaltar que las ecuaciones de volumen y ahusamiento deben ser generadas de manera específica para cada especie (Bi y Long, 2001; Özçelik y Göçeri, 2015) e incluso para cada sitio (Rodríguez-Toro *et al.*, 2016a; 2016b). La falta de conocimiento en este tema se hace más evidente cuando las predicciones de volumen no representan con fidelidad la realidad y muchas veces se sobrestima o subestima la producción de madera, lo cual causa incertidumbre en la planificación forestal. Las funciones de ahusamiento o modelos fustales son ecuaciones matemáticas utilizadas en el modelamiento de la forma y ahusamiento fustal (Burkhart y Tomé, 2012). Estos modelos permiten predecir tres atributos: I) diámetro (d) para una altura fustal h , II) altura fustal (h) para un diámetro (d) y III) volumen entre dos alturas fustales ($v(h_1, h_2)$). El volumen es calculado resolviendo la integral $v_{(h_1, h_2)} = \frac{\pi}{4} \int_{h_1}^{h_2} d_{(h)}^2 dh$ a través de la cual se obtiene el volumen de un sólido de revolución.

Diferentes formulaciones de modelos de ahusamiento han sido presentadas en la literatura forestal de las últimas décadas, tales como funciones polinomiales simples (Bruce, Curtis y Vancoevering, 1968), segmentadas (Max y Burkhart, 1976), de exponente o forma variables (Kozak, 2004), enfoques no paramétricos (Lappi, 2006) y funciones trigonométricas (Thomas y Parresol, 1991). Una aproximación para el modelamiento de la forma

de los árboles es dividir el fuste en tres secciones: la sección basal correspondiendo a la forma de un neiloide, la sección central correspondiendo a un paraboloides y la sección apical correspondiendo a un cono (Avery y Burkhart, 2001).

Los primeros estudios incluyeron el uso de polinomios con potencias altas para describir principalmente la sección basal del fuste (Bruce *et al.*, 1968). Max y Burkhart (1976) presentaron un modelo polinomial segmentado que usaba dos puntos de unión para conectar estas tres secciones fustales a lo largo del tronco. Otros investigadores introdujeron ecuaciones de exponente y/o forma variable (Kozak, 2004), las cuales usan un exponente cambiante o una forma cambiante para continuamente describir la forma del fuste del árbol desde el nivel del suelo hasta el ápice, exhibiendo más flexibilidad.

El mayor inconveniente en el desarrollo de modelos de volumen y de ahusamiento es que a pesar de que se obtengan parámetros estimados a partir del mismo conjunto de datos, estos no presentan compatibilidad en sus predicciones (Burkhart y Tomé, 2012). Por lo tanto, para obviar este inconveniente se han empleado técnicas de ajuste que garanticen la compatibilidad del sistema de ahusamiento-volumen (Jiang, Brooks y Clark, 2010; Cruz, De los Santos y Valdez, 2008). La compatibilidad entre funciones de ahusamiento y volumen fue propuesta por Demaerschalk (1972), con el propósito de que cuando se integren las ecuaciones de ahusamiento, también sean representaciones realistas de modelos de volumen total y comercial del fuste.

En los últimos años se han generado diferentes funciones compatibles de ahusamiento-volumen para diferentes especies. Cruz *et al.* (2008) desarrollaron un sistema compatible de ahusamiento-volumen para *Pinus cooperi* mediante la modificación de un modelo lineal polinómico, el cual hicieron más flexible con la inclusión de efectos mixtos que controlan la variabilidad y mejoran notablemente la capacidad predictiva. Quiñonez, De los Santos, Álvarez y Velázquez (2014)

desarrollaron un sistema compatible de ahusamiento y volumen comercial para las principales especies de *Pinus* en Durango, México, en el que obtuvieron buenos resultados con el sistema desarrollado por Fang, Borders y Bailey (2000), por lo cual dicho sistema se puede usar como modelo completo o reducido para caracterizar el ahusamiento y volumen comercial para las especies estudiadas. De manera similar, Özçelik y Göçeri (2015) desarrollaron un sistema compatible para *Eucalyptus grandis* y *Eucalyptus camaldulensis* en Turquía, empleando las funciones desarrolladas por Fang et al. (2000), pero requiriéndose el ajuste de un sistema para cada especie.

Gmelina arborea es una especie importante en los programas de reforestación comercial en zonas tropicales secas (MADR, 2012), debido a su rápido crecimiento (Rojas et al., 2004) y a las características tecnológicas de su madera, que han permitido su uso en diferentes procesos industriales (Obregón, 2006). Actualmente, existen en Colombia aproximadamente 14 000 ha de plantaciones comerciales de la especie, concentradas principalmente en los departamentos de Bolívar, Magdalena, Córdoba, Tolima, entre otros (Obregón, 2006). Sin embargo, de acuerdo a la Unidad de Planificación Rural Agropecuaria (Upra, 2014) en el interior del país existe una superficie potencial para la reforestación con la especie de 1.76 millones de ha, principalmente en los valles interandinos de los ríos Magdalena y Cauca. Solo en el departamento del Tolima se cuenta con un área aproximada de 221 463 ha aptas para el cultivo de la especie (Upra, 2014).

A pesar de su importancia económica, son pocos los estudios reportados encaminados a la generación de ecuaciones para la cuantificación de volúmenes comerciales para la especie (Alo, Onyekwelu y Akindede, 2011; López, Barrios, Trincado y Nieto, 2011; Quirós 2015). El desarrollo de ecuaciones compatibles de ahusamiento-volumen representa una oportunidad para mejorar las estimaciones de la oferta maderera en la planificación

forestal y, de esta manera, maximizar el retorno económico de las plantaciones de *G. arborea*. El presente estudio tiene como objetivo desarrollar un sistema de ecuaciones compatibles de ahusamiento-volumen para *Gmelina arborea*, en la región central de Colombia, conocida como Alto Magdalena. Se busca optimizar la utilización del fuste previo a su industrialización. Los objetivos específicos fueron: I) seleccionar un sistema de ecuaciones de ahusamiento-volumen compatibles apropiado para la especie y II) evaluar el comportamiento de los sistemas de ecuaciones desarrolladas respecto a su capacidad para predecir diámetros fustales y volúmenes comerciales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Datos

La base de datos utilizada corresponde a perfiles fustales de 97 árboles muestra de *Gmelina arborea* distribuidos en cinco rodales con edades entre 13 a 18 años, ubicados en el municipio de Armero-Guayabal, Tolima. El área de estudio se caracteriza por presentar temperaturas promedio anuales de 27 °C, precipitación media anual de 1738 mm y una humedad relativa promedio anual de 71%. Se seleccionaron árboles muestra sanos, rectos, sin daños y que sus diámetros estuvieran distribuidos en el amplio rango de clases diamétricas presente en los rodales.

Posteriormente, estos árboles fueron apeados y desramados; una vez en el suelo se procedió a marcar y medir posiciones en el fuste partiendo de la altura del tocón, 0.5 m, 1.3 m (DAP), 2 m y de ahí en adelante cada metro (1 m). En cada sección se midieron los diámetros con y sin corteza empleando una forcípula de brazos paralelos. Las secciones fueron cubicadas usando la fórmula de aproximación de Smalian (Avery y Burkhart, 2001), excepto la última sección en la cual se utilizó la fórmula del cono (Barrios et al., 2014).

La base de datos de perfiles fustales fue dividida en una base de ajuste para la estimación de parámetros y una base para realizar la validación de los sistemas de ecuaciones (tabla 1). La base de ajuste consideró la selección de un total de 69 perfiles fustales (71% del total) y la base de validación un total de 28 perfiles fustales (29% del total). Se empleó el procedimiento propuesto por López, Barrios

y Trincado (2015) en la selección de árboles para la base de validación, el cual consistió en seleccionar de manera aleatoria siete árboles dentro de cuatro clases de tamaños definidas por los percentiles de la distribución de diámetros a 1.3 m: 0-25, 25-50, 50-75 y 75-100%. Este procedimiento permitió asegurar que la base de ajuste y validación incluyera árboles de similar clase diamétrica (tabla 1).

Tabla 1. Estadística descriptiva de los árboles muestra de *G. arborea* empleados en el ajuste y validación de los sistemas compatibles de ahusamiento-volumen

Estadístico	Ajuste ($n = 69$)				Validación ($n = 28$)			
	D (cm)	H (m)	v_{cc} (m ³)	v_{sc} (m ³)	D (cm)	H (m)	v_{cc} (m ³)	v_{sc} (m ³)
Mínimo	7.9	10.7	0.03	0.03	6.0	9.1	0.01	0.01
Máximo	35.3	31.9	1.04	0.94	36.7	31.9	1.25	1.12
Media	18.7	19.4	0.29	0.26	18.5	19.1	0.28	0.24
Desv. Est.	6.5	5.0	0.22	0.20	7.2	5.3	0.27	0.25
CV (%)	35.1	26.0	77.4	79.0	38.7	27.7	98.7	100.2

donde D es el diámetro a 1.3 m (cm), H altura total del árbol, v_{cc} y v_{sc} es el volumen total con y sin corteza, respectivamente.

Modelos de ahusamiento-volumen evaluados

El perfil de los árboles se modeló a partir de cuatro modelos citados en la literatura, los cuales han sido seleccionados para otras especies (Cruz *et al.*, 2008; Pompa, Corral, Díaz y Martínez, 2009; Özçelik, Yavuz, Karatepe, Gürlevik y Kırış, 2012; Hernández, Santos, Ángeles, Valdez y Volke, 2013; Quiñonez *et al.*, 2014; Özçelik y Göçeri, 2015; Tang *et al.*, 2017). Los modelos analizados corresponden al modelo polinomial simple propuesto por Demaerschalk (1972), los modelos segmentados desarrollados por Max y Burkhart (1976),

Parresol, Hotvedt y Cao (1987) y Fang *et al.* (2000). Los modelos de ahusamiento evaluados fueron integrados algebraicamente para obtener su ecuación de volumen comercial implícita. La siguiente notación fue utilizada para describir cada una de las variables incluidas en los modelos: D es el diámetro con corteza (cm) a una altura de 1.3 m sobre el suelo, H es la altura total del árbol (m), d es el diámetro sin corteza (cm) a una altura h , h es la altura fustal (m), v_c es el volumen comercial (m³), $k = \pi/40\ 000$, y a_{i-1} , b_{i-1} , p_i son parámetros a ser estimados ($i = 1, 2, \dots, n$). Los modelos se describen a continuación:

Sistema 1: [Demaerschalk \(1972\)](#).

$$d = D\sqrt{b_0 Z^{b_1}}$$

$$v_c = -kD^2 H^{-b_1} (b_0 / (b_1 + 1)) \left\{ (H - h_u)^{b_1 + 1} - (H - h_l)^{b_1 + 1} \right\} \quad [1]$$

donde,

$$Z = (H - h) / H$$

Sistema 2: [Max y Burkhart \(1976\)](#).

$$d = D\sqrt{b_1(q-1) + b_2(q^2-1) + b_3(a_1-q)^2 I_1 + b_4(a_2-q)^2 I_2}$$

$$v_c = kD^2 H \left\{ \begin{array}{l} \frac{b_2}{3}(q_u^3 - q_l^3) + \frac{b_1}{2}(q_u^2 - q_l^2) - (b_1 + b_2)(q_u - q_l) \\ -\frac{b_3}{3}[(a_1 - q_u)^3 J_1 - (a_1 - q_l)^3 K_1] \\ -\frac{b_4}{3}[(a_2 - q_u)^3 J_2 - (a_2 - q_l)^3 K_2] \end{array} \right\} \quad [2]$$

donde,

$$q = h/H, \quad q_u = h_u/H, \quad q_l = h_l/H,$$

$$I_i = \begin{cases} 1 & q \leq a_i \\ 0 & q > a_i \end{cases}, \quad J_i = \begin{cases} 1 & q_u \leq a_i \\ 0 & q_u > a_i \end{cases}, \quad K_i = \begin{cases} 1 & q_l \leq a_i \\ 0 & q_l > a_i \end{cases} \quad i = 1, 2$$

Sistema 3: [Parresol et al. \(1987\)](#).

$$d = D\sqrt{Z(b_1 - b_2 Z) + (Z - a_1)^2 [b_3 + b_4(Z + 2a_1)] I}$$

$$v_c = -kD^2 H \left\{ \begin{array}{l} \frac{b_1}{3}(Z_u^3 - Z_l^3) + \frac{b_2}{4}(Z_u^4 - Z_l^4) + \frac{b_3}{3}[(Z_u - a_1)^3 I_u - (Z_l - a_1)^3 I_l] + \\ \frac{b_4}{4}[(Z_u - a_1)^3 (Z_u + 3a_1) I_u - (Z_l - a_1)^3 (Z_l + 3a_1) I_l] \end{array} \right\} \quad [3]$$

donde,

$$Z = (H - h) / H, \quad I = \begin{cases} 1 & Z \geq a_1 \\ 0 & Z < a_1 \end{cases}, \quad I_i = \begin{cases} 1 & Z_i \geq a_1 \\ 0 & Z_i < a_1 \end{cases} \quad i = l, u$$

Sistema 4: Fang *et al.* (2000).

$$d = c_1 \sqrt{H^{(k-b_1)/b_1} (1-q)^{(k-\beta)/\beta} \alpha_1^{I_1+I_2} \alpha_2^{I_2}}$$

$$v_c = c_1^2 H^{k/b_1} \left\{ \begin{array}{l} b_1 r_0 + (I_1 + I_2)(b_2 - b_1)r_1 + \\ I_2(b_3 - b_2)\alpha_1 r_2 - \beta(1-q)^{k/\beta} \alpha_1^{I_1+I_2} \alpha_2^{I_2} \end{array} \right\}$$

donde,

$$q = h/H \quad \left\{ \begin{array}{l} I_1 = 1 \text{ si } p_1 \leq q \leq p_2; 0 \text{ de lo contrario} \\ I_2 = 1 \text{ si } p_2 < q \leq 1; 0 \text{ de lo contrario} \end{array} \right. \quad [4]$$

$$\beta = b_1^{1-(I_1+I_2)} b_2^{I_1} b_3^{I_2}, \quad \alpha_1 = (1-p_1)^{(b_2-b_1)k/b_1 b_2}, \quad \alpha_2 = (1-p_2)^{(b_3-b_2)k/b_2 b_3}, \quad r_0 = ((1-h_{st})/H)^{k/b_1},$$

$$r_1 = (1-p_1)^{k/b_1}, \quad r_2 = (1-p_2)^{k/b_2}, \quad c_1 = \sqrt{\frac{a_0 D^{a_1} H^{a_2-k/b_1}}{b_1(r_0-r_1)+b_2(r_1-\alpha_1 r_2)+b_3 \alpha_1 r_2}}$$

Estimación de parámetros

Durante el proceso de estimación de parámetros se utilizó el procedimiento Model, contenido en Statistical Analysis System-SAS ®, empleando el algoritmo de minimización de la suma de cuadrados de Marquardt (SAS Institute Inc., 2009). Para el ajuste del sistema de ecuaciones se estimaron los parámetros de ambas ecuaciones (ahusamiento y volumen) en simultáneo, empleando el método de máxima verosimilitud con información completa (FIML) (Quiñonez *et al.*, 2014). Esta estrategia minimiza la suma de cuadrados del error del sistema entero, optimizando el ajuste de ambas funciones (Özçelik y Brooks, 2012).

Criterios de decisión

La bondad de ajuste de los sistemas de ecuaciones fue evaluada considerando el error estándar de estimación ($S_{y \cdot x}$),

$$S_{y \cdot x} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (y_{ij} - \hat{y}_{ij})^2}{\sum_{i=1}^n m_i - p}} \quad [5]$$

un índice de ajuste (I_A) (Parresol, 1999),

$$I_A = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (y_{ij} - \hat{y}_{ij})^2}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (y_{ij} - \bar{y}_i)^2} \quad [6]$$

y el criterio de información de Akaike (Beal, 2007),

$$AIC = \sum_{i=1}^n m_i \cdot \ln \left(\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (y_{ij} - \hat{y}_{ij})^2}{\sum_{i=1}^n m_i} \right) + 2p \quad [7]$$

donde, n es el número de árboles; m_i es el número de puntos de medición en el i -ésimo árbol; y_{ij} y \hat{y}_{ij} es la variable dependiente observada y predicha en el j -ésimo punto de medición en el i -ésimo

árbol, respectivamente; \bar{y}_i es la media de la variable dependiente en el i -ésimo árbol; y p es el número de parámetros del modelo. El criterio de Akaike fue utilizado como una medida para observar la

calidad relativa de los modelos utilizados. Se realizó una evaluación de los residuales obtenidos en el ajuste de cada sistema de ecuaciones con el fin de detectar problemas de heterocedasticidad y evaluar la normalidad de los residuales.

La base de datos de validación ($n = 28$) se utilizó para calcular medidas de bondad de predicción (sesgo y error) ponderadas por los diámetros fustales. El sesgo se evaluó a través de la diferencia agregada ponderada,

$$DIFA_p = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} w_{ij} (y_{ij} - \hat{y}_{ij})}{n} \quad [8]$$

y el error se evaluó empleando la raíz del error medio cuadrático ponderado,

$$REMC_p = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} w_{ij} (y_{ij} - \hat{y}_{ij})^2}{n}} \quad [9]$$

donde, el factor de ponderación w_{ij} es el cociente entre el diámetro en el j -ésimo punto de medición en el i -ésimo árbol y la suma total de las j -ésimas mediciones de diámetro del i -ésimo árbol ($w_{ij} = d_{ij} / \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}$). Al utilizar esa expresión se da mayor peso a diámetros más grandes en el árbol (sección basal), donde efectivamente interesa ser más preciso en la estimación de diámetros y volúmenes.

Adicionalmente, se realizó un análisis comparativo del comportamiento de las medidas de sesgo y error de los modelos en la predicción de diámetros fustales y volúmenes comerciales a diferentes alturas relativas (décimos de h/H). Este análisis permitió identificar los modelos con menores errores, principalmente, en la sección basal del árbol, donde habitualmente se acumula la mayor cantidad de volumen y de la cual se obtienen productos de mayor valor comercial (Pérez, 2004; Pompa et al., 2009; Özçelik et al., 2012; Özçelik y Göçeri, 2015).

RESULTADOS

Bondad de ajuste

Los parámetros estimados y los estadísticos de bondad de ajuste de los sistemas de ecuaciones evaluados se presentan en la [tabla 2](#). Todos los parámetros estimados de manera simultánea fueron altamente significativos ($P < 0.01$), lo cual indica que todas las variables independientes aportan significativamente a la predicción de las variables dependientes.

De acuerdo a los estadísticos de bondad de ajuste, no se aprecian diferencias notables entre los sistemas de ecuaciones evaluadas en cuanto a los modelos de volumen comercial. Sin embargo, estos presentan diferencias notorias al considerar los modelos de ahusamiento, principalmente entre el sistema 1 (con los estadísticos de bondad de ajuste más bajos) y los sistemas restantes. El sistema 3 presentó ligeramente mejores estadísticos de bondad de ajuste (menor AIC) en la predicción de volúmenes comerciales (tabla 2). Entre los sistemas evaluados, el sistema 4 presenta la mejor bondad de ajuste en el modelo de ahusamiento, con menores valores de S_{yx} y AIC y mayor I_A .

Para la predicción de diámetros fustales se encontró que los sistemas 2, 3 y 4 no presentan diferencias notables en la distribución de sus residuales, los cuales tienden a una distribución normal. El sistema 1 presenta residuales con distribución heterogénea en el rango de valores predichos ([figura 1a](#)). Para la predicción de volúmenes comerciales se observan patrones de comportamiento en los residuales similares entre los modelos evaluados ([figura 1b, d, f y h](#)). Entre los cuatro sistemas de ecuaciones evaluados sobresale el sistema 4, con residuales sin ninguna tendencia y distribuidos homogéneamente a lo largo de los valores predichos ([figura 1](#)). Los residuales generados en la predicción de volúmenes comerciales tienden a aumentar a medida que el tamaño del árbol aumenta, este comportamiento es típico en los modelos de volumen total.

Tabla 2. Parámetros estimados y bondad de ajuste para los sistemas de ecuaciones de ahusamiento-volumen ajustados a perfiles fustales de *G. arborea*.

Sistema	Variable	S_{yx}	I_A	AIC	Parámetro	Estimado	EE	P-valor
1	d	2.05	0.91	1199.4	b_0	0.930753	0.0058300	<0.0001
	v_c	0.02	0.99	- 6511.4	b_1	1.549625	0.0150000	<0.0001
2	d	1.29	0.96	428.6	b_1	-3.309880	0.5779000	<0.0001
	v_c	b_2	1.536379	0.3198000	<0.0001			
		b_3	-1.175020	0.3439000	0.0007			
		b_4	687.4064	109.80000	<0.0001			
		a_1	0.871938	0.0858000	<0.0001			
		a_2	0.038295	0.0023700	<0.0001			
3	d	1.48	0.95	650	b_1	2.064192	0.0356000	<0.0001
	v_c	b_2	-1.400160	0.0488000	<0.0001			
		b_3	95.00364	10.572800	<0.0001			
		b_4	-5.799910	1.8259000	0.0015			
		a_1	0.894353	0.0044200	<0.0001			
4	d	1.23	0.97	347.1	a_0	0.000041	0.0000023	<0.0001
	v_c	a_1	1.925831	0.0101000	<0.0001			
		a_2	0.960374	0.0123000	<0.0001			
		b_1	0.000003	0.0000002	<0.0001			
		b_2	0.000018	0.0000002	<0.0001			
		b_3	0.000035	0.0000260	<0.0001			
		p_1	0.024004	0.0013800	<0.0001			
		p_2	0.124355	0.0530000	<0.0001			

donde d es el diámetro fustal, v_c es el volumen comercial y EE es el error estándar.

Bondad de predicción

Los estadísticos usados en la validación de los sistemas de ecuaciones de volumen y ahusamiento no presentaron diferencias notorias entre los cuatro sistemas evaluados (tabla 3). El sistema 4 tiende a sobrestimar los diámetros fustales y subestimar ligeramente el volumen comercial. Los restantes sistemas tienden a subestimar las variables estudiadas; excepto el sistema 2, el cual tiende a la sobrestimación del volumen. El menor sesgo promedio lo presentaron los sistemas 2 (0.04 cm) y 4 (0.00004 m³) en la predicción de diámetros fustales y volúmenes comerciales, respectivamente. El sistema 4 presentó los menores errores promedio en la predicción de diámetros fustales (1.622 cm)

y el sistema 3 los menores errores promedio en la predicción de volúmenes comerciales (0.0194 m³) (tabla 3).

Tabla 3. Bondad de predicción para la estimación de diámetros fustales y volúmenes comerciales para cuatro sistemas de ecuaciones de ahusamiento-volumen

Sistema	Diámetro fustal (cm)		Volumen comercial (m ³)	
	DIFAp	REMCp	DIFAp	REMCp
1	0.922	2.757	0.00089	0.0208
2	0.042	1.700	-0.00028	0.0204
3	0.353	1.894	0.00073	0.0194
4	-0.065	1.622	0.00004	0.0210

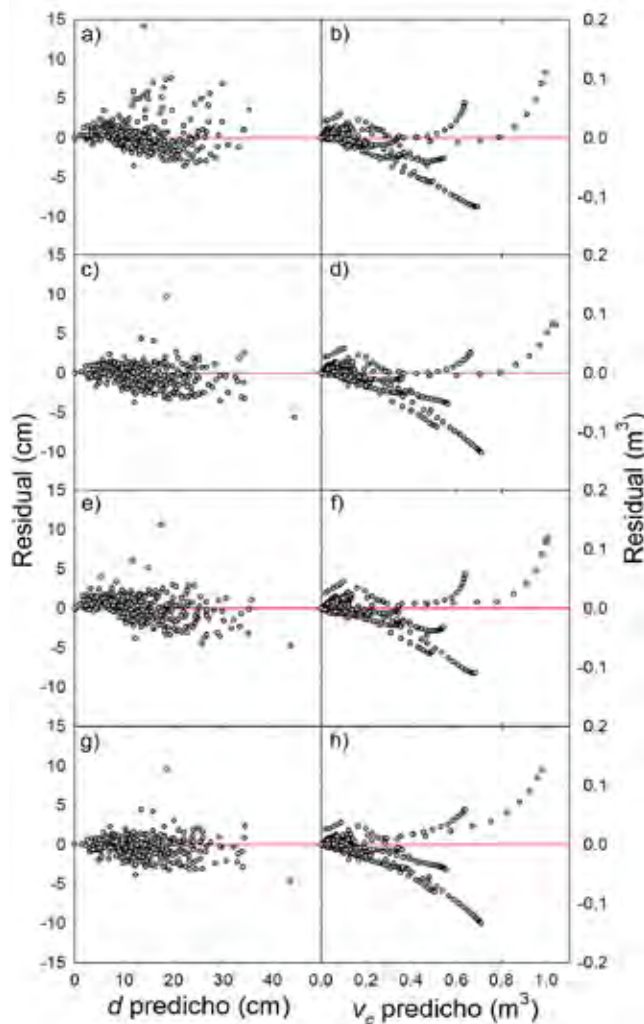


Figura 1. Residuales para los cuatro sistemas de ecuaciones evaluados en la predicción de diámetros fustales y volúmenes comerciales de árboles de *G. arborea*. Sistema 1 (a, b), sistema 2 (c, d), sistema 3 (e, f), y sistema 4 (g, h).

La [figura 2](#) muestra el comportamiento del sesgo (a, b) y error promedio (c, d) a lo largo del fuste (altura relativa h/H). Los sistemas evaluados tienden a subestimar los diámetros fustales en la base del árbol (hasta 20% de h/H), para luego sobrestimar los diámetros fustales hasta una altura relativa del 50-60%, desde ese punto el comportamiento cambia a la subestimación. Los sistemas 2 y 4 presentan un menor sesgo en la predicción de diámetros a lo largo del fuste del árbol. En cuanto a la predicción

de volúmenes comerciales, los sistemas evaluados presentan un comportamiento similar hasta el 50% de la altura fustal, desde ese punto se destacan los sistemas 3 y 1. Todos los modelos evaluados subestiman el volumen comercial hasta aproximadamente 20% de h/H y desde ese punto tienden a la sobrestimación del volumen comercial. Estas variaciones en la tendencia (de subestimación a sobrestimación) podrían responder, principalmente, a cambios en la forma geométrica del árbol.

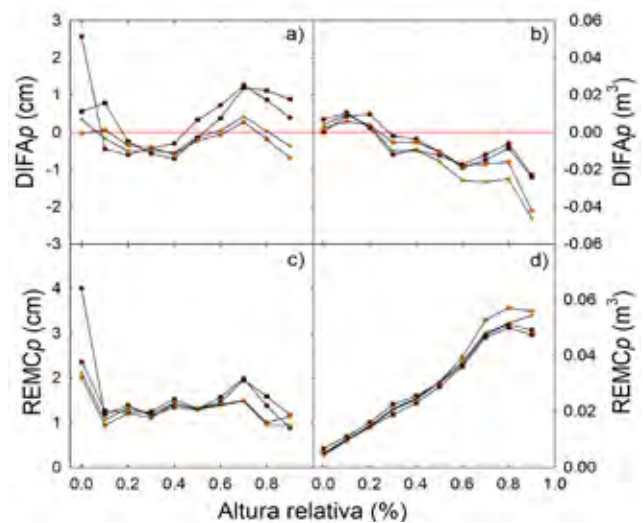


Figura 2. Sesgo (panel superior) y error promedio (panel inferior) en la predicción de diámetros (a, c) y volúmenes comerciales (b, d) para diferentes alturas relativas. Sistema 1 (—●—), sistema 2 (—▲—), sistema 3 (—■—), y sistema 4 (—◆—).

Los errores promedio en la predicción de diámetros fustales son más altos en la base y hacia el ápice del árbol, principalmente en los sistemas 1 y 3. Los sistemas 2 y 4 presentan menor $REMCp$ en la predicción de diámetros a lo largo del fuste ([figura 2c](#)). En cuanto a la predicción de volúmenes comerciales, no se aprecian diferencias importantes entre los sistemas evaluados hasta aproximadamente 60% de la altura relativa, desde ese punto el sistema 4 presenta valores más altos de $REMCp$ hasta el ápice del árbol (60-100% de altura

relativa). El sistema 3 presenta ligeramente menores $REMC_p$ en la predicción de volúmenes comerciales a lo largo del fuste (figura 2d). De acuerdo a los estadísticos de bondad de ajuste y predicción empleados (tablas 2 y 3), los sistemas compatibles mejor evaluados fueron el 3 y 4. La figura 3 muestra una representación gráfica de los perfiles fustales predichos a partir de los sistemas 3 y 4 para tres árboles de diferente tamaño de la base de datos de validación (árbol de diámetro a 1.3 m mayor, menor y medio). Los dos sistemas son consistentes en sus estimaciones para árboles de diferente tamaño y representan de manera fiel a las formas geométricas típicas de árboles de *G. arborea*: neiloide en la base, paraboloides en la sección central y conoide en el ápice del árbol (figura 3). En la figura 3 se aprecian leves diferencias en los diámetros fustales predichos por los dos sistemas en la sección apical del árbol; así mismo, en los dos sistemas se aprecia una disminución en la precisión para árboles de mayor tamaño (principalmente en la base). En cuanto a la predicción de volúmenes comerciales, se observan diferencias entre los valores predichos por los dos sistemas en árboles de pequeñas dimensiones ($D = 6$ cm). El sistema 3 tiende a subestimar y el sistema 4 a sobrestimar el volumen comercial en árboles pequeños. Los dos sistemas predicen valores sobrestimados de volumen comercial en árboles medianos ($D = 19$ cm) y subestimados en árboles grandes ($D = 37$ cm; figura 3).

DISCUSIÓN

En el estudio se comparan cuatro sistemas compatibles de ahusamiento-volumen en cuanto a su capacidad predictiva de diámetros y volúmenes comerciales de árboles de *G. arborea*, en el Alto Magdalena, Colombia. Estos sistemas de ecuaciones compatibles son una herramienta importante para la planificación y el manejo de la especie creciendo en plantaciones, ya que disminuyen la incertidumbre al permitir cubicar y calcular los productos a extraer de un árbol (Diéguez et al., 2009).

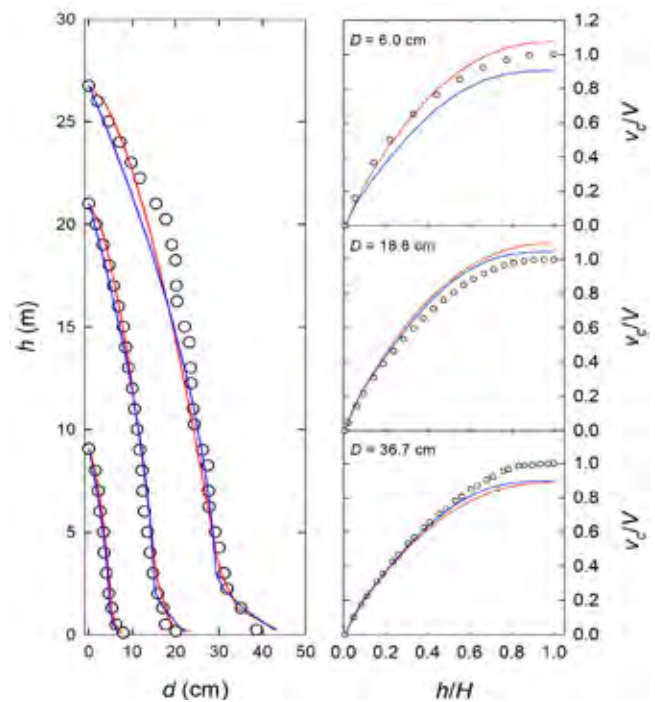


Figura 3. Perfiles fustales (panel de la izquierda) y volúmenes comerciales (panel de la derecha) observados (círculos) y predichos (líneas) a partir del ajuste del sistema 3 (azul) y 4 (rojo) para tres árboles de diferente tamaño de la base de datos de validación.

El ajuste simultáneo de las funciones de ahusamiento-volumen permitió obtener predicciones consistentes tanto de diámetros fustales como de volúmenes comerciales, ya que las ecuaciones comparten parámetros en sus expresiones (Tang et al., 2016; Hernández-Ramos et al., 2017).

Entre los cuatro sistemas evaluados, el sistema de ecuaciones propuesto por Demaerschalk (1972) presentó resultados inferiores en cuanto a bondad de ajuste y predicción de las variables examinadas. Otros estudios han mostrado que los modelos polinomiales simples presentan deficiencias para describir la sección basal de los árboles, especialmente en árboles que exhiben una alta conicidad (Heidarsson y Pukkala, 2011; Quirós, 2015). Similar a los resultados del presente estudio, Gaillard, Pece y Ríos (1997) encontraron que el modelo de Demaerschalk (1972) presentaba deficiencias para

describir la base y el ápice de árboles de *Eucalyptus tereticornis* en Argentina. Igualmente, López *et al.* (2015) reportaron que los modelos polinomiales simples mostraron deficientes capacidades predictivas en *Eucalyptus tereticornis* creciendo en el norte de Colombia.

Varios estudios han demostrado que las ecuaciones segmentadas proporcionan estimaciones consistentes y precisas tanto para los diámetros a lo largo del fuste como para volúmenes comerciales (Tamarit *et al.*, 2014; Pompa *et al.*, 2009; Quiñonez *et al.*, 2014; Özçelik y Göçeri, 2015; Tang *et al.*, 2016). En el presente estudio, el sistema de ecuaciones segmentadas de Max y Burkhart (1976) tuvo un buen comportamiento en el ajuste y validación para la estimación de diámetros a diferentes alturas. El sistema 3, propuesto por Parresol *et al.* (1987), presentó el menor error en la predicción de volúmenes comerciales y el sistema 4 propuesto por Fang *et al.* (2000) fue el más consistente en la predicción de diámetros fustales.

Escasos estudios han reportado el desarrollo de modelos de ahusamiento para *G. arborea*. Quirós (2015) ajustó un modelo polinómico simple a 223 perfiles fustales de *G. arborea* de 3 a 6 años de edad en Costa Rica. El autor reporta sesgos negativos hasta del 17.3% en la predicción de diámetros fustales, originados principalmente en la base del árbol. De manera similar, en el presente estudio la sección basal fue la que más sesgo (máximo 2.6 cm) y error (máximo 4.0 cm) promedio presentó en la predicción de diámetros fustales.

Alo *et al.* (2011) desarrollaron ecuaciones de ahusamiento para *G. arborea* en Nigeria usando un polinomio de orden dos. Los autores encontraron que el ahusamiento de *G. arborea* aumentaba directamente con el tamaño de los árboles (clase diamétrica), por lo que se requirió del ajuste de una ecuación de ahusamiento por clase diamétrica, obteniendo R^2_{adj} entre 0.45-0.86. En la presente investigación, los sistemas evaluados tuvieron I_A entre 0.91 a 0.97 y no se requirió del ajuste de ecuaciones por clase de tamaño, ya que los

sistemas de ecuaciones seleccionados presentaron estimaciones consistentes para árboles de diferente diámetro (figura 3).

López *et al.* (2011) ajustaron modelos de ahusamiento a una muestra de árboles de *G. arborea* en Colombia. Los autores seleccionaron el modelo de exponente variable propuesto por Kozak (1988) para describir el perfil fustal de la especie. La debilidad de este modelo es que requiere utilizar métodos de integración numérica para el cálculo de volúmenes totales y comerciales (López *et al.*, 2015). En contraste, los sistemas compatibles desarrollados en el presente estudio presentan la ventaja de no requerir métodos iterativos para la determinación del volumen total y/o comercial.

De acuerdo a los estadísticos de bondad de ajuste y predicción y al análisis gráfico, no se encontraron diferencias notorias entre el sistema 3 y 4 para la estimación de diámetros fustales y volúmenes comerciales de *G. arborea*. Sin embargo, debido a que el uso principal proyectado del sistema compatible de ahusamiento-volumen desarrollado será optimizar la utilización del fuste, previo a su industrialización y dada la importancia de la predicción de diámetros fustales para la clasificación de productos, se recomienda el sistema 4 por los mejores resultados obtenidos en la predicción de diámetros fustales. A pesar de ello, el sistema 3 podría servir como alternativa para la predicción principalmente de volúmenes comerciales en sistemas de procesamiento de inventarios forestales, debido a su mayor simplicidad.

El sistema de ecuaciones compatibles de Fang *et al.* (2000) ha sido seleccionado para otras latifoliadas (Özçelik y Göçeri, 2015) y coníferas (Quiñonez *et al.*, 2014). El sistema seleccionado es un sistema flexible que proporciona estimaciones muy precisas de diámetros fustales y aceptables de volumen comercial, principalmente en la sección basal del árbol, lo cual es importante en términos prácticos, debido a que es la zona de mayor importancia comercial del árbol.

CONCLUSIONES

El ajuste simultáneo de las funciones de ahusamiento-volumen permitió tener predicciones consistentes tanto de diámetros fustales como de volúmenes comerciales, ya que las ecuaciones comparten parámetros en sus expresiones, asegurando su compatibilidad. En el presente estudio, los sistemas basados en ecuaciones segmentadas (sistemas 2, 3 y 4) mostraron mejores resultados en términos de bondad de ajuste y predicción comparados con el sistema de ecuaciones polinomiales simples (sistema 1).

El sistema de ecuaciones propuesto por Fang *et al.* (2000) presentó mejor comportamiento en la predicción de diámetros fustales y el sistema de Parresol *et al.* (1987) de volúmenes comerciales (acumulados a lo largo del fuste). Adicionalmente, a partir de un análisis gráfico se demostró que no existen diferencias notorias en las predicciones de diámetros fustales y volúmenes comerciales en árboles de diferente tamaño entre los dos sistemas.

De acuerdo a lo anterior, y debido a la importancia de la predicción de diámetros fustales para la clasificación de productos, se recomienda el sistema 4 debido a los mejores resultados obtenidos en la predicción de diámetros fustales. Sin embargo, considerando que el sistema 3 presenta mayor simplicidad, este podría servir como alternativa para la predicción principalmente de volúmenes comerciales de árboles de *G. arborea*.

El sistema compatible de ahusamiento-volumen desarrollado puede ser incorporado en sistemas de simulación de crecimiento y rendimiento para cuantificar volúmenes totales y en sistemas de simulación de trozado en los que se requiera conocer volúmenes acumulados hasta diferentes índices de utilización de productos demandados por la industria.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Oficina de Investigaciones y Desarrollo Científico de la Universidad del Tolima por el apoyo financiero otorgado para desarrollar la presente investigación a través del proyecto n.º 150220516.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alo, A. A., Onyekwelu, J. C. y Akindele, S. O. (2011). Taper equations for *Gmelina arborea* in Omo forest reserve, southwestern Nigeria. *Journal of Applied Tropical Agriculture*, 16(1-2), 120-127.
- Avery, T. E. y Burkhart, H. E. (2001). Forest measurements (5ª ed.). Nueva York: McGraw-Hill.
- Barrios, A., López, A. y Nieto, V. (2014). Predicción de volúmenes comerciales de *Eucalyptus grandis* a través de modelos de volumen total y de razón. *Colombia Forestal*, 17(2), 137-149. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a01>
- Beal, D. J. (2007). Information criteria methods in SAS® for multiple linear regression models. En: *Sesug: Proceedings of the 15th annual SouthEast SAS Users Group Conference. Paper SA05*. (pp. 1-10). Carolina del Sur, EE. UU.: Southeast SAS Users Group.
- Bi, H. y Long, Y. (2001). Flexible taper equation for site-specific management of *Pinus radiata* in New South Wales. *Forest Ecology and Management*,

- 148(1-3), 79-91. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00526-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00526-0)
- Bruce, D., Curtis R. O. y Vancoevering, C.** (1968). Development of a system of taper and volume tables for red alder. *Forest Science*, 14, 339-350.
- Burkhardt, H. y Tomé, M.** (2012). *Modeling forest trees and stands*. Nueva York: Springer. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9>
- Cruz, F., De los Santos, H. M. y Valdez, J. R.** (2008). Sistema compatible de ahusamiento-volumen para *Pinus cooperi* blanco en Durango, Mexico. *Agrociencia*, 42(4), 473-485.
- Demaerschalk, J.** (1972). Converting volume equations to compatible taper equations. *Forest Science*, 18(3), 241-245.
- Diéguez, U., Rojo, A., Castedo, F., Alvarez, J., Barrio, M., Crecente, F., ... y Sánchez, F.** (2009). *Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia*. Galicia, España: Dirección Xeral de Montes, Consellería do Medio Rural.
- Fang, Z., Borders, B. E. y Bailey, R. L.** (2000). Compatible volume taper models for loblolly and slash pine based on system with segmented-stem form factors. *Forest Science*, 46, 1-12.
- Gaillard, C., Pece, M. G. y Ríos, N.** (1997). Ajuste de funciones de forma en *Eucalyptus tereticornis*. *Quebracho*, 5, 51-62.
- Heidarsson, L. y Pukkala, T.** (2011). Taper functions for lodgepole pine (*Pinus contorta*) and siberian larch (*Larix sibirica*) in Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences*, 24, 3-11.
- Hernández, D., Santos, H., Ángeles, G., Valdez, J. R. y Volke, V.** (2013). Funciones de ahusamiento y volumen comercial para *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(16), 34-44.
- Hernández-Ramos, J., Hernández-Ramos, A., García-Magaña, J., García-Cuevas, X., García-Espinoza, G., Muñoz-Flores, H. y Olvera-Delgadillo, E.** (2017). Sistema compatible de ahusamiento-volumen comercial para plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. en Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(39), 59-70. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i39.43>
- Jiang, L., Brooks, J. R. y Clark III, A.** (2010). Compatible taper and volume equations for young longleaf pine plantations in southwest Georgia. En J. A. Stanturf (ed.), *Proceedings of the 14th biennial southern silvicultural research conference* (pp. 375-378). Asheville, EE. UU.: Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.
- Kozak, A.** (1988). A variable exponent taper equation. *Canadian Journal of Forest Research*, 18(11), 1363-1368. DOI: <https://doi.org/10.1139/x88-213>
- Kozak, A.** (2004). My last words on taper equations. *The Forestry Chronicle*, 80(4), 507-515. DOI: <https://doi.org/10.5558/tfc80507-4>
- Lappi, J.** (2006). A multivariate, nonparametric stem-curve prediction method. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(4), 1017-1027. DOI: <https://doi.org/10.1139/x05-305>
- López, A. M., Barrios, A., Trincado, G. y Nieto, V.** (2011). *Monitoreo y modelamiento del crecimiento para el manejo de plantaciones forestales comerciales*. Bogotá: Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (Conif), Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.
- López, A. M., Barrios, A. y Trincado, G.** (2015). Modelos de perfiles fustales con una estructura de error autorregresiva para plantaciones de *Eucalyptus tereticornis* en Colombia. *Madera y Bosques*, 21(2), 73-88.
- Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural** (2012). *Sector forestal en Colombia*. Bogotá: Proexport Colombia.
- Max, T. y Burkhardt, H.** (1976). Segmented polynomial regression applied to taper equations. *Forest Science*, 22(3), 283-289.
- Obregón, C.** (2006). *Gmelina arborea*: versatilidad, renovación y productividad sostenible para el futuro. *Revista el Mueble y la Madera (M&M)*, 50, 14-20.
- Özçelik, R. y Brooks, J. R.** (2012). Compatible volume and taper models for economically important tree species of Turkey. *Annals of Forest Science*, 69, 105-118. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0137-4>
- Özçelik, R., Yavuz H., Karatepe, Y., Gürlevik, N. y Kırış, R.** (2012). Compatible stem taper and volume

- equations for brutian pine stands in Burdur Region. *SDU Faculty of Forestry Journal*, 13, 85-91.
- Özçelik, R. y Göçeri, M.** (2015). Compatible merchantable stem volume and taper equations for *Eucalyptus* plantations in the Eastern Mediterranean Region of Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 39, 851-863. DOI: <https://doi.org/10.3906/tar-1501-27>
- Parresol, B. R.** (1999). Assessing tree and stand biomass: A review with examples and critical comparisons. *Forest Science*, 45(4), 573-593.
- Parresol, B. R., Hotvedt, J. E. y Cao, Q. V.** (1987). A volume and taper prediction system for bald cypress. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 250-259. DOI: <https://doi.org/10.1139/x87-042>
- Pérez, M. A.** (2004). *Compatibilidad de funciones de volumen y ahusamiento para renovales de Roble en la Décima Región* (tesis de pregrado, Ingeniería Forestal). Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Pompa, M., Corral, J., Díaz, M. y Martínez, M.** (2009). Funciones de ahusamiento y volumen compatibles para *Pinus arizonica* Engelm. en el suroeste de Chihuahua. *Revista Ciencia Forestal en Mexico*, 34(105), 119-136.
- Quiñonez, J., De los Santos, H., Álvarez, J. y Velázquez, A.** (2014). Sistema compatible de ahusamiento y volumen comercial para las principales especies de *Pinus* en Durango, México. *Agrociencia*, 48(5), 553-567.
- Quirós, S.** (2015). *Modelos de volumen comercial, perfil de fuste y crecimiento para plantaciones clonales de Gmelina arborea Roxb. ex Sm. en Costa Rica* (tesis de pregrado, Ingeniería Forestal). Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Rodríguez-Toro, A., Rubilar-Pons, R., Muñoz-Sáez, F., Cártes-Rodríguez, E., Acuña-Carmona, E. y Cancino-Cancino, J.** (2016a). Modelo de ahusamiento para *Eucalyptus nitens*, en suelos de cenizas volcánicas de la región de La Araucanía (Chile). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 48(1), 101-114.
- Rodríguez-Toro, A., Rubilar-Pons, R., Muñoz-Sáez, F., Cártes-Rodríguez, E., Acuña-Carmona, E. y Cancino-Cancino, J.** (2016b). Modelo de ahusamiento por tipo de suelo para *Pinus radiata* en las regiones del Biobío y la Araucanía, Chile. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(2), 203-220. DOI: <https://doi.org/10.5154/rchscfa.2015.05.021>
- Rojas, F., Arias, D., Moya, R., Meza, A., Murillo, O. y Arguedas, M.** (2004). *Manual para productores de melina Gmelina arborea en Costa Rica*. Cartago: Fonafifo.
- SAS Institute Inc.** (2009). *SAS/STAT® 9.2 User's Guide, Second Edition*. Cary, EE. UU.: SAS® Publishing.
- Tamarit, J. C., De los Santos, H. M., Aldrate, A., Valdez, L. J., Ramírez, M. H. y Guerra, V.** (2014). Sistema de cubicación para árboles individuales de *Tectona grandis* L.f. mediante funciones compatibles de ahusamiento-volumen. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(21), 59-73.
- Tang, C., Wang C. S., Pang, S. J., Zhao, Z. G., Guo, J. J., Lei, Y. C. y Zeng, J.** (2017). Stem taper equations for *Betula alnoides* in south China. *Journal of Tropical Forest Science*, 29(1), 80-92. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147610>
- Tang, X., Pérez-Cruzado, C., Fehrmann, L., Álvarez-González, J.G., Lu, Y. y Kleinn, C.** (2016). Development of a compatible taper function and stand-level merchantable volume model for Chinese fir plantations. *PloSOne*, 11(1), 1-15. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147610>
- Thomas, C. y Parresol, B.** (1991). Simple, flexible, trigonometric taper equations. *Canadian Journal of Forest Research*, 21, 1132-1137. DOI: <https://doi.org/10.1139/x91-157>
- Unidad de Planificación Rural Agropecuaria (Upra)** (2014). *Zonificación para plantaciones forestales con fines comerciales escala 1:100.000, memoria técnica*. Bogotá: Upra.





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



MODELACIÓN DINÁMICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA RESERVA FORESTAL PRODUCTORA THOMAS VAN DER HAMMEN

Dynamic modeling of ecosystem goods and services in the Thomas van der Hammen Forest Reserve

David Mauricio Gómez Rodríguez¹ y Julio Eduardo Beltrán Vargas²

Gómez-Rodríguez, D. M. y Beltrán-Vargas, J. E. (2018). Modelación dinámica de bienes y servicios ecosistémicos en la reserva forestal productora Thomas van der Hammen. *Colombia Forestal*, 21(2), 188-204

Recepción: 9 de noviembre de 2017

Aprobación: 22 de marzo de 2018

Resumen

El propósito de este estudio fue realizar una modelación dinámica de la oferta y demanda de bienes y servicios ecosistémicos en relación con el cambio de uso del suelo por expansión urbana, en la reserva forestal productora Thomas van der Hammen, en la ciudad de Bogotá, Colombia. Se analizó el crecimiento poblacional, cambio de uso del suelo y de bienes y servicios ecosistémicos. La modelación dinámica se desarrolló utilizando el programa Vensim PLE®. Como resultados, se observó que para el año 2060 la reserva presentaría pérdida, cambio o deterioro en 68.75% del área que oferta bienes y servicios ecosistémicos de mantenerse las tasas actuales de cambio de uso del suelo. Además, se duplicaría la población al interior de la reserva para el periodo 2055-2056 y se perdería el agua sub-superficial como bien y servicio de provisión. Se discutió la relación existente entre la expansión urbana y el efecto negativo expresado en el deterioro de bienes y servicios ecosistémicos.

Palabras clave: áreas protegidas, bienes y servicios ecosistémicos, modelación, reserva forestal.

Abstract

The purpose of this study was to perform a dynamic modeling of demand and offer of ecosystem goods and services related to the land use change due to urban expansion in the Thomas van der Hammen reserve, in Bogotá, Colombia. Population growth, land use and impact on ecosystem goods and services changes were analyzed. The VensimPLE® software was used to develop the dynamic modeling. As results, it was noted that by 2060 the reserve will show loss, change or deterioration in 68.75% of the area that offers ecosystem goods and services if the actual change of land use rates is maintained. Furthermore, the population inside the reserve will be duplicated by period 2055-2056 with a possible loss of sub-superficial water used as ecosystem provision good and service. The relation between the city growth and the ecosystem goods and services deterioration was discussed.

Key words: protected areas, ecosystem goods and services, modeling, forest reserve.

1 Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. dmgomezr@correo.udistrital.edu.co. Autor para correspondencia.

2 Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia. jebeltran@udistrital.edu.co

INTRODUCCIÓN

El deterioro de los bienes y servicios ecosistémicos se puede relacionar con el crecimiento de las ciudades que carecen de modelos de ocupación regulados y coherentes con la funcionalidad ecosistémica. Ocupaciones que transforman la estructura ecológica principal (EEP) de los territorios y afectan la sustentabilidad de los mismos (Monteiro y García, 2017). Esto en concordancia con lo afirmado por Quintero, Castro, Garcés y Escobar (2017), quienes indican que la pérdida de la biodiversidad y el deterioro de los bienes y servicios ecosistémicos contribuyen directa o indirectamente al detrimento de aspectos del bienestar humano como la salud y la seguridad alimentaria, incrementado la vulnerabilidad y riesgo de las ciudades.

Un caso de estas transformaciones se presenta en la reserva Thomas van der Hammen (RTvdH), la cual limita con el área urbana norte de la ciudad de Bogotá y se debate entre su intervención acelerada por la urbanización o su consolidación como corredor ecológico. Teniendo en cuenta que, según la Corporación Autónoma regional de Cundinamarca (CAR, 2014b), la reserva cuenta con unas particularidades: una heterogeneidad ecosistémica con humedales y la única área representante del bosque medio denso subhúmedo secundario en planicie aluvial del río Bogotá (bosque de Las Mercedes). Zona en la que los suelos de origen aluvial dan cuenta del alto potencial productivo en términos agrícolas, pecuarios y forestales, ya que el 76.5% de los suelos son catalogados como categoría agroológica II y III con una calidad fundamental para la seguridad alimentaria y el potencial establecimiento de proyectos productivos tanto agroforestales como silvopastoriles con un enfoque ecológico.

En oposición a lo anterior, esta área puede ser transformada por la expansión urbana, razón por la cual se estructuró un sistema simplificado basado en la modelación dinámica y la simulación, ya que son herramientas útiles para describir, analizar y evaluar sistemas. Según Villanueva-Solis (2013), estas herramientas han sido utilizadas en diferentes

disciplinas y áreas del conocimiento con el fin de entender sistemas en los que se concibe cualquier aspecto del mundo como la interacción causal entre atributos que lo describen y, que según Ibarra (2013), se construyen como representaciones sistémicas con flechas y puntos, denominadas *diagramas causales*.

Teniendo en cuenta lo anterior, un modelador establece hipótesis y relaciones que posteriormente se visualizan en un diagrama de niveles y flujos, en el que se realiza una cuantificación del diagrama causal para, de este modo, obtener un conjunto de ecuaciones que permitan ver al tomador de decisión el comportamiento del sistema de interés a través de simulaciones en un software especializado.

Como establecen Mas y Flamenco (2011), existen diferentes modelos de cambio de cobertura y uso del suelo que han sido desarrollados para satisfacer las necesidades de gestión de la tierra y otros elementos ecosistémicos. Estos buscan predecir para entender, evaluar y proyectar el papel de los cambios en el funcionamiento del sistema terrestre.

Es así como los procesos de modelación aportan a la generación de metodologías y herramientas, ya que se basan, como indican Mas y Flamenco (2011), en el análisis de los cambios pasados que permiten evaluar las tasas de cambio entre los diferentes tipos de coberturas y uso del suelo, teniendo en cuenta la localización y las variables que influyen la distribución de los cambios. Lo cual permite predecir escenarios para la toma de decisiones para mejorar la calidad de vida y gestión sustentable de los ecosistemas y territorios.

Existen diferentes paquetes de modelación que tienen funciones y herramientas con requisitos y supuestos distintos, ya que emplean distintos tipos de algoritmos que pueden ser más o menos adecuados dependiendo de los datos de entrada y el propósito de la modelación. Según Ibarra (2013), con el desarrollo de la modelación dinámica se generan sistemas de información que poseen soporte de decisiones con una disminución de los

niveles de incertidumbre para que, por tanto, las alternativas que se desarrollen tengan umbrales de riesgo más bajos.

El objeto del estudio fue estimar el estado de los bienes y servicios ambientales en la RTvdH en relación con las áreas y coberturas vinculadas al flujo de los bienes y servicios ambientales; además de predecir posibles comportamientos en las variables población, recurso hídrico y suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La RTvdH tiene 1395.16 ha y está localizada al noroccidente de la ciudad de Bogotá, en las localidades de Suba y Usaquén, en la sabana de Bogotá, centro geográfico de Colombia, sobre el flanco occidental de la cordillera Oriental, parte sur del altiplano cundiboyacense, entre los 2550 y 2560 m de altitud.

Este territorio, según [Gómez \(2017\)](#), ha crecido de forma ilegal, desordenada y con carencia de un modelo de crecimiento urbano, lo cual ha llevado al deterioro paulatino de la estructura ecológica principal. Esto coincide con lo que establecen Barroso, de [Zárate y Álvarez \(2010\)](#), como una ciudad que se extiende por el territorio devorando suelo, consumiendo energía, agua y materiales; acrecentando sus problemas de circulación y, a su vez, emitiendo contaminantes.

La ocupación sistemática del espacio supone la desvaloración de los espacios agrícolas, forestales y naturales; aplicando una lógica sectorial basada en la movilidad privada. Esto explica claramente la degradación ambiental en la RTvdH, parte del hábitat de una amplia biodiversidad, representada especialmente en aves nativas y migratorias, mamíferos y especies de flora. Lo anterior, según [Casas y Porras \(2017\)](#), ya que el principal uso actual del suelo en la reserva es agropecuario, el cual se extiende sobre el 59.28% de la misma, seguido del cultivo de flores (11.37%). Asimismo, ningún

uso urbano se extiende en mayor área que los anteriores, pero en conjunto ocupan el 15.43% de la reserva, y el uso dotacional educativo es el urbano con mayor extensión en la reserva (4.61%). Por otra parte, el uso residencial se duplicó en los dos últimos años, pasando de 0.84% al 1.56% ([CAR, 2014a](#)).

La [CAR \(2014a\)](#) identifica la formación *sabana* en casi un 80% de la zona de estudio, la cual se encuentra expuesta en nivel superficial por lo que cuenta con niveles freáticos y no piezométricos, lo que hace que tenga característica de acuífero libre. Inclusive, la existencia de acuíferos libres es bastante importante y se lleva a cabo hasta una profundidad de 7 metros, mientras que la existencia de acuíferos semiconfinados es menor, encontrándose a partir de los 30 m de profundidad. Es así como la zona de estudio incluye dos áreas de drenaje que corresponden al humedal de Torca-Guaymaral, en el nororiente (cuenca Torca) y el humedal de La Conejera (subcuenca del mismo nombre) en el noroccidente; ambos drenajes tributan al río Bogotá. La conectividad hídrica de las aguas superficiales está representada en tres ejes principales, el canal de Torca-Guaymaral, los vallados paralelos a la vía Cota-Suba y la quebrada La Salitrosa. Estos hacen parte de ecosistemas naturales de gran importancia ecológica por las funciones ambientales que cumplen, siendo áreas estratégicas para la conectividad entre corredores ecológicos y la estructura ecológica regional que aportan al equilibrio ambiental de la ciudad y la región ([Sánchez Díaz, 2016](#)).

[Gómez \(2017\)](#) observó que en la RTvdH se reconocen en mayor proporción los bienes y servicios ecosistémicos (BySE) de regulación (54%), seguido de los BySE de provisión (29%) y por último los bienes BySE culturales (17%). Como los bienes y servicios de regulación más relevantes en el área, se resalta que, a pesar de ser un área altamente intervenida, la población reconoce la conservación de especies y el mantenimiento de la calidad del aire, seguido de la conservación del bosque y las áreas de recarga de acuíferos.

Con relación a los bienes y servicios de provisión, se observa que los que se perciben como de mayor importancia son el agua subterránea y el suelo, seguidos del agua superficial, los recursos genéticos como semillas y los alimentos.

Finalmente, respecto a los bienes y servicios culturales se identificó que, debido a la influencia de los centros deportivos, la recreación con el 31% tiene gran importancia en los servicios de la reserva, y en un segundo plano, los bienes y servicios correspondientes a la belleza escénica y los enriquecimientos espirituales, y con un menor porcentaje, la inspiración artística y la investigación a pesar de los más de 50 estudios que se reportan en la RTvdH.

METODOLOGÍA

La modelación dinámica de la oferta y demanda de bienes y servicios ecosistémicos con relación al cambio de uso del suelo incluyó valores de estudios realizados por la Car, la Secretaría Distrital de Planeación (SDP), el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (Dane), entre otros.

Es así como se definieron las variables necesarias para determinar el comportamiento de algunos aspectos ambientales de la RTvdH como: el crecimiento poblacional, el cambio del uso del suelo, los cambios de las reservas de agua subterránea y la afectación de bienes y servicios ambientales de regulación, provisión y culturales.

Lo anteriormente mencionado se desarrolló utilizando como herramienta el programa VensimPLE (Ventana Systems, 2015), herramienta que Eberlein y Peterson (1992) describieron como un entorno de software interactivo que permite el desarrollo, exploración, análisis y optimización de modelos de simulación.

Así mismo, se utilizó como prueba estadística de validación la prueba de análisis de sensibilidad multivariable de Montecarlo que, según García, Hoz Sánchez y Pfaffenbichler (2008), es el método más recomendado para tratar con tendencias de

falla y reparación variables. Este método requiere recopilar gran cantidad de datos para establecer las combinaciones de eventos que definen el comportamiento del sistema con estimaciones más precisas que dependen del número de experimentos simulados (Narváez, 2015).

Por último, el enfoque de simulación se basa en representar el proceso real y el comportamiento aleatorio del sistema como un diagrama de flujo, en el cual se recrean sus posibles escenarios. En general, estos métodos tratan el problema como una serie de experimentos soportados por computador y el sistema es evaluado en términos del número de veces que ocurre el evento de interés. Según Verma, Srividya y Karanki (2010), la simulación Monte Carlo es la técnica más representativa de este tipo, ya que el modelo representa y luego realiza 200 simulaciones cambiando automáticamente los parámetros.

Modelo dinámico

Por medio de la construcción del modelo se relacionaron áreas y el uso que se da a algunas relacionadas a los bienes y servicios ambientales con el fin de determinar el ritmo de deterioro de los mismos por el cambio de uso del suelo con tendencia a la urbanización y el crecimiento de la población al interior de la reserva. Es así como se construyen supuestos que ayudan a simplificar y analizar el modelo. De esta forma, se consideran como supuestos las siguientes premisas:

- a. Al aumentar la población se incrementa el cambio del uso del suelo, incrementando la demanda de suelo.
- b. Una mayor presión y deterioro de los bienes y servicios ecosistémicos reduce la cantidad de hectáreas disponibles para la consolidación de la reserva con un uso forestal o con coberturas naturales.
- c. Los cambios de uso del suelo con tendencia a la urbanización cambian y deterioran los bienes y servicios ecosistémicos.

Arquitectura del modelo

En el modelo se establecieron subsistemas integrados a partir de la dinámica poblacional y el cambio del uso del suelo, relacionándolo con los componentes ambientales agua y usos del suelo de la RTvdH. Estos fueron agrupados en bienes y servicios ambientales, culturales, de provisión y regulación, con el fin de identificar el cambio y deterioro de los mismos (figura 1).

El recurso hídrico se modeló en un subsistema diferente, buscando integrar al modelo la demanda de agua, las reservas de agua subterránea y el agua superficial. Ya que, según Gómez (2017), el mayor aprovisionamiento en la reserva está dada por la obtención de agua subterránea y de suelo.

Teniendo como referencia el diseño metodológico de Wei (2012), el proceso de modelación dinámica empleó los siguientes pasos: (1) búsqueda

de información y la definición de objetivos de simulación; (2) determinar el alcance del sistema; (3) la construcción del diagrama causal; (4) el diseño de una estructura al identificar variables y unidades; (5) el desarrollo de diagramas de flujos; (6) supuestos del modelo y la formulación del modelo matemático; (7) la calibración y validación de modelo; y (8) la implementación del modelo.

Las variables que se han identificado en la RTvdH para estructurar el modelo son las presentes en la tabla 1.

Para la construcción del sistema dinámico se tuvieron en cuenta las áreas de infiltración para recarga de acuíferos de la reserva que, según la CAR (2014a), corresponde a la franja de 30 m localizada al pie del cerro La Conejera (borde occidental del cerro) y el costado oriental del polígono ubicado en la localidad de Usaquén contra la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá.

Tabla 1. Elementos y valores asociados al modelo

Elemento asociado al modelo	Datos utilizados	Fuente
Uso del suelo actual		
Suelo de la reserva	1395.16 ha	
Cambio de uso del suelo periodo 2001-2014	267.45 ha	
Cobertura forestal	103.10 ha	
Coberturas artificiales	165.60 ha	
Bosques	35.7 ha	
Agropecuaria	985.6 ha	
Comercio y servicios	7.43 ha	
Dotacional	95.36 ha	
Conservación	108.54 ha	
Población		
Población residente	2095 habitantes	Car (2014b)
Población flotante	21284 habitantes	
Tasa de crecimiento poblacional Suba 2015	Exponencial 2.36 Geométrico 2.39	
Tasa de migrantes netos por mil (Suba)		
Tasa natalidad por mil	16.51	
Recurso hídrico		
Precipitación promedio	982 mm/año	
Agua acumulada acuíferos	412000000 m ³	
Agua superficial 27.87% del área.	278669 m ² (388 831092 ha)	
Concesiones de agua superficial y subterránea para el consumo	115.82 Lps	

Estas áreas ocupan 4.35 ha, equivalentes al 0.31% de la reserva. Además, para la construcción del modelo se tuvo en cuenta el consumo de agua en los modelos productivos agropecuarios los cuales son de aproximadamente 16 000 m³.ha.año⁻¹ por cosecha (Siac, 2012); en un área en uso agropecuario que se estima en 985.60 ha. Además, se utilizaron los datos correspondientes al cambio de uso del suelo en el área de influencia que, según la Car (2014), es de 20.57 ha por año.

La estructura del modelo simplifica la realidad para analizar los bienes y servicios ambientales asociados a coberturas y usos del suelo definidos en el plan de manejo ambiental de la reserva, los cuales fueron integrados en la oferta de la siguiente manera, teniendo en cuenta que los valores de las áreas asociadas a los usos y coberturas que aportan al flujo de bienes y servicios ecosistémicos se les dieron una valoración positiva:

- Regulación: aportan a la auto-regulación de los procesos ecosistémicos. Usos vinculados; usos en coberturas forestales+, bosques + y conservación +

- Provisión: aportan a la provisión de bienes y productos que se obtienen de los ecosistemas. Usos vinculados; uso dotacional- y agropecuario+
- Culturales: aportan a la obtención de los beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas. Usos vinculados; uso en coberturas artificiales+, comercio y servicios-

Los valores y formulas utilizados se encuentran en la modelación dinámica se encuentran anexos (anexo 1).

RESULTADOS

Modelación

En la figura 1 se observa lo obtenido de las relaciones que fueron el resultado del diagrama causal. Este permite establecer las relaciones existentes entre la población, el recurso hídrico y los bienes y servicios ambientales.

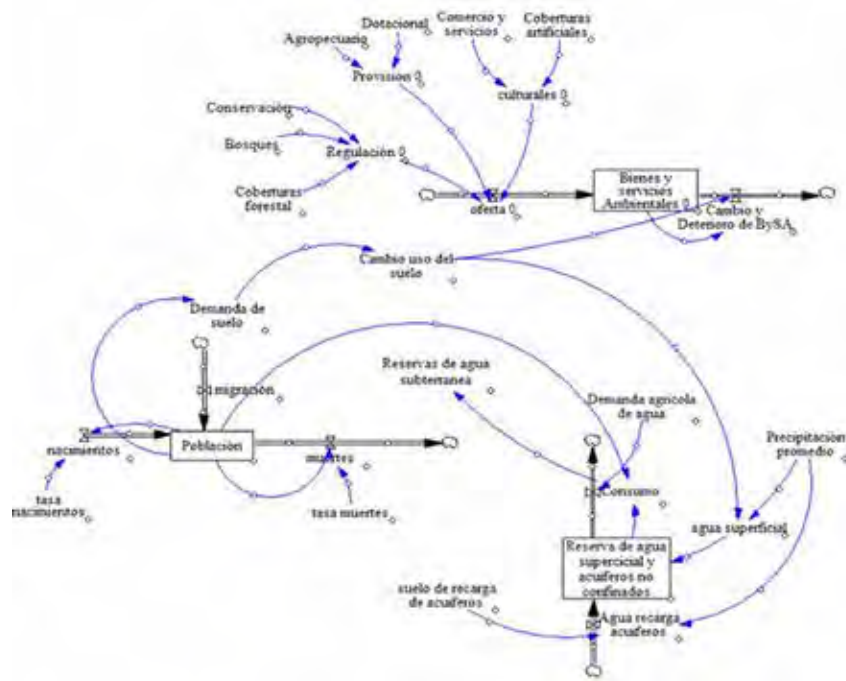


Figura 1. Estructura del modelo aplicado a la RTvdH.

Teniendo en cuenta que algunos usos del suelo generan una presión negativa y otros una presión positiva en la oferta de bienes y servicios ambientales, se determinó que a partir de los usos actuales en la RTvdH el área del suelo que oferta bienes y servicios ecosistémicos inicialmente se estima en 1295 ha. De no ser afectadas por la demanda de suelo para urbanizar se podría incrementar esta y para el año 2041 llegaría a casi 1500 ha, que ofertarían bienes y servicios ecosistémicos. Lo anterior contrasta con la pérdida de los bienes y servicios ambientales si se alteran por el cambio de uso del suelo con tendencia a la urbanización, como se observa a continuación (figura 2):

Como se observa en la figura 2, el incremento de cambio del uso del suelo genera cambios

y deterioro de BySA. El cambio y deterioro en la oferta de bienes y servicios ambientales hasta el año 2060 correspondería al 37%, cuando la reserva presente cambios en el 68.75% del área que oferta bienes y servicios ambientales, si se mantienen las tasas actuales de cambio de uso del suelo con tendencia a la urbanización.

En la figura 3 se observa que, debido a una posible alteración de los suelos y las zonas de recarga, existe una alteración de la regulación hídrica, ya que se reduce el agua de los acuíferos no confinados, que se calculan en el 3.9% de las reservas totales (16 068 000 m³), reduciendo por completo el aprovechamiento del agua de sub-superficial como bien de provisión en dos años; esto debido a la posible alteración de los suelos y las zonas

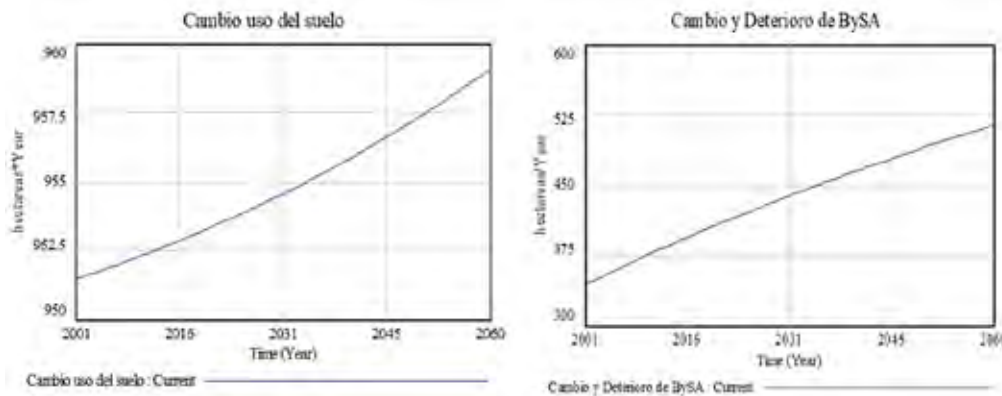


Figura 2. Modelación cambio de uso del suelo y cambio y deterioro de bienes y servicios ambientales RTvdH.



Figura 3. Modelación de reservas del recurso hídrico RTvdH.

de recarga. En la simplificación que permite hacer el modelo, dentro de los siete primeros años se afectarían totalmente las dinámicas hídricas, incrementando la presión en un 0.98% de las aguas subterráneas de acuíferos confinados; pero manteniéndose constantes las reservas de aguas subterráneas que se encuentran a más de 30 metros de profundidad. Aparte del tiempo inicial de la modelación, esto ocurriría dependiendo de las tasas de transformación del uso del suelo en las áreas de recarga de acuíferos.

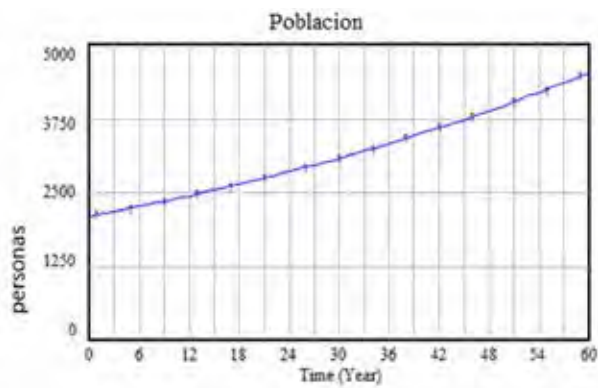


Figura 4. Modelación de la población RTvdH.

Se identificó que la población al interior del área de estudio se incrementaría (figura 4). Con referencia al censo poblacional del año 2005 (año 0), para el periodo 2055-2056 se duplicaría la

población. Este resultado corresponde a la modelación de los datos de las proyecciones de las tasas de crecimiento poblacional, natalidad, mortalidad, migraciones netas, etc., basados en fuentes oficiales de la Secretaría de Planeación Distrital de Bogotá. El incremento de la población en el modelo influye directamente en las tasas de cambio de uso del suelo.

En el modelo se observó que el aumento de la población podría hacer que para el 2060 se acumule una demanda de suelo urbano de casi 15 ha en las condiciones actuales. Pero con el cambio de uso del suelo con tendencia a la urbanización se podrían transformar entre 143 y 150 ha anuales, llegando a ocupar en nueve años el suelo destinado a la consolidación de la RTvdH.

Montecarlo

La prueba de sensibilidad se realizó con la variable correspondiente a precipitación, debido a que de esta variable depende la modelación de otros procesos, ello verifica la importancia de modelar el recurso hídrico en los componentes ambientales y demuestra que los datos están muy acordes con los análisis realizados, pues no se sobreestiman ni se subestiman los datos y valores simulados. Los límites de confianza de la precipitación están dentro de los 0- y 0.00001 m³ anuales (figura 5).

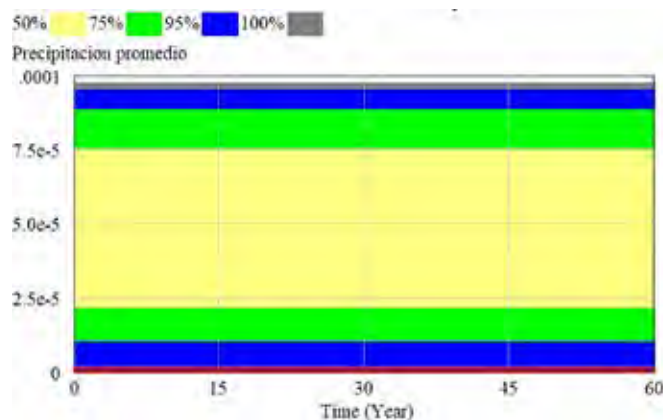


Figura 5. Resultado arrojado por la prueba de sensibilidad en Vensim PLE.

DISCUSIÓN

Según [Gómez \(2017\)](#), las sociedades transforman dinámicamente su entorno y difícilmente encuentran un límite en la estructuración de las ciudades, ya que estas transformaciones provienen de visiones territoriales y necesidades divergentes que al encontrarse en un mismo espacio generan conflictos de intereses. [Mazza \(2017\)](#) identifica que cada vez son mayores los desequilibrios y contrastes territoriales en ciudades latinoamericanas. Estos se evidencian en conflictos ambientales por la tenencia y el uso del suelo en los que la construcción de paisajes mezcla aspectos urbano-rurales en las periferias con tipologías de vivienda disímiles, lo cual se acentúa en sociedades con grandes brechas socioeconómicas que carecen de modelos de ocupación regulados y que no tienen en cuenta la conservación de la estructura ecológica principal de los territorios la cual, según [van Der Hammen y Andrade \(2003\)](#), sustenta los bienes y servicios ecosistémicos.

[Rojas \(2016\)](#) afirma que en la actualidad Bogotá afronta transformaciones por la presión de construir viviendas en ecosistemas frágiles, como áreas rurales o zonas propensas a las inundaciones, que al mismo tiempo se deben proteger para asegurar la capacidad de resiliencia.

En concordancia con [Mosquera \(2015\)](#), la ocupación y el uso del suelo, las prácticas agrícolas insostenibles y la poca presencia institucional afectan los servicios ecosistémicos. En la modelación se observó que estos pueden llegar a un estado crítico, poniendo en riesgo la sustentabilidad de la RTvdH ([figura 2](#)), pues se plantean modelos de desarrollo que no tienen en cuenta las relaciones complejas que se entretienen en los socio-ecosistemas, dando prioridad a la transformación de ecosistemas para emplazar equipamiento de la ciudad, desconociendo la funcionalidad y complejidad territorial.

Además, la sociedad obtiene muchos beneficios del crecimiento económico y uso del suelo ([Eppink, 2004](#)) que, según [Calvachi \(2013\)](#), genera

conflictos sociales como la expansión desmesurada de la ciudad. Esto se deriva en degradación ambiental o en depresión social y económica. Razón por la cual se hace énfasis en tener en cuenta la estructura ecológica de soporte definida por [van der Hammen y Andrade \(2003\)](#) como la expresión territorial de los ecosistemas naturales, agroecosistemas y sistemas urbanos construidos que soportan y aseguran a largo plazo los procesos, sustentan la vida humana, la biodiversidad, el suministro de servicios ambientales y la calidad de la vida. Es así como la conservación y restauración de la Estructura Ecológica Principal (EEP) son el fundamento territorial para el desarrollo verdaderamente sostenible.

Teniendo en cuenta lo anterior, y considerando la RTvdH como parte de la estructura ecológica principal, la [Car \(2014a\)](#) indica que la presencia de acuíferos en la zona es evidente, principalmente debido a que se encuentra ubicada dentro de la gran cuenca artesiana de la sabana de Bogotá, además de estar en el borde oriental, el cual constituye el límite geográfico de la sabana y una de las zonas de recarga más importantes para los acuíferos profundos.

Igualmente, la [Car \(2014b\)](#) identifica características de porosidad y permeabilidad de las rocas en este sector que producen varios niveles de almacenamiento y flujo de agua, generando dos grandes acuíferos semiconfinados y uno libre. Indiscutiblemente estos representan una buena fuente de aguas subterráneas y condicionan la existencia de humedales en la zona de estudio, razón por la cual el cambio del uso del suelo con tendencia a la urbanización estaría en contravía a los elementos reguladores, ya que generan una mayor escorrentía superficial.

Los argumentos que indican que el recurso hídrico subterráneo no es afectado por la urbanización y desconocen la importancia de los suelos allí presentes con los que se justifica la expansión urbana son desmentidos por [Torres, Martínez y Nájera \(2017\)](#), quienes han demostrado que en los procesos de expansión urbana se genera destrucción

de ecosistemas, contaminación, disminución o pérdida de cuerpos de agua, sobreexplotación de mantos acuíferos y pérdida de bosques. Lo anterior se refleja en el caso de los cambios de uso y cobertura de suelo por la expansión urbana en la ciudad de Viña del Mar, Chile, en la que se demostró que la disponibilidad del agua, permeabilidad de los suelos y abundancia en la vegetación han sido afectados por las áreas urbanas o caminos de acceso.

La construcción y análisis del modelo permite interpretar que con o sin una intervención de expansión urbana planificada, aun así, se están transformando los suelos y se alteran las áreas relacionadas a la oferta de los bienes y servicios ecosistémicos. En Bogotá, en promedio son urbanizadas 26 207 ha.año⁻¹ (0.08% del área urbana de la ciudad), en la reserva el cambio del uso del suelo en los últimos 13 años, según la Car (2014a), fue de 20.57 ha.año⁻¹ (1.4% del área de la reserva). Cambio de uso que está relacionado con la disposición de escombros, la construcción ilegal, la pérdida de coberturas de bosque, entre otros. Según Acevedo (2003), entre 1940 y 1965 el cambio de uso del suelo en la zona fue de 25 ha.año⁻¹, reduciéndolo el bosque de las mercedes a casi 6 ha. Así mismo, podemos agregar que el uso del suelo formado en conjunto por el tejido urbano discontinuo es de 1.03% y se identifica un 0.69% del área de la reserva afectada por escombros (Gómez y Jiménez, 2014).

Inclusive las áreas que ofertan bienes y servicios ecosistémicos se pueden ver afectados debido a factores como la contaminación, ya que las ciudades enfrentan una preocupante degradación ambiental con altos niveles de contaminación que resultan de los modelos de desarrollo (Montero y García, 2017). Como, por ejemplo, los modelos productivos basados en el modelo de revolución verde y el incremento en el consumo de recursos naturales y servicios públicos fruto del incremento de la población al interior de la reserva, la cual se calcula que pasará de 2095 a 5000 habitantes aproximadamente en los próximos 60 años.

El incremento de la población se tuvo en cuenta para modelar la demanda de suelo con tendencia a la urbanización, ya que el tamaño mínimo del lote unifamiliar según el Decreto 2083/2014 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial es de 35 m². Así mismo, según Acevedo (2003), el índice de elasticidad suelo-población es definido como el incremento del área desarrollada sobre el incremento de la población de 30 m².hab⁻¹; datos con los cuales se justifican áreas de expansión urbana.

De la misma forma, Álvarez (2010) indica que la demanda creciente por servicios ambientales y las consecuentes transformaciones de los ecosistemas pueden exceder la habilidad de la tierra para proveerlos. Estos están asociados a las funciones de hábitat, la provisión de los ecosistemas naturales de sitios de refugio y reproducción para organismos silvestres como componentes del manejo del ambiente para un desarrollo sustentable; es así como los cambios de uso y cambios de cobertura del suelo generan cambios en los bienes y servicios ecosistémicos (fenómeno que está considerado entre las principales fuerzas que inciden sobre el cambio y deterioro global).

De esta manera, González (2017) relaciona el cambio de uso del suelo con la afectación dinámica del paisaje, especialmente en las ciudades, lo que incrementa la vulnerabilidad ante eventos meteorológicos extremos y reduce la capacidad de adaptación.

Teniendo en cuenta lo anterior, y según los resultados de la modelación, en promedio se podría generar un acelerado cambio de uso del suelo, ya que se pueden transformar anualmente entre 143 y 150 ha.año⁻¹, llegando a ocupar en 9 años el suelo destinado a la RTvdH y reduciendo la capacidad de la ciudad para consolidar áreas estratégicas para la adaptación a fenómenos de variabilidad y cambio climático. Como lo indicó la Academia Colombiana de Ciencias Físicas y Naturales (ACCEFy, 2011) al afirmar que esta área aportaría a la disminución de emisiones de gases de efecto invernadero, la captura y almacenamiento de carbono, a la

conectividad y mantenimiento de los ecosistemas regionales con un modelo de protección del ambiente capaz de contribuir a la preservación de la vida, con el consecuente bienestar humano.

Es importante saber que este modelo identifica los procesos acelerados que puede alterar el área delimitada, ya que en la realidad la tenencia de la tierra corresponde a 30 empresas y sociedades que poseen 1020 ha de la zona protegida (Correa y Suárez, 2016). Es decir, el 76% del total de la RTvdH se podría urbanizar, lo cual inicialmente reduciría el ritmo de cambio del suelo, pero dependiendo de los cambios en la política distrital podría afectarse en la totalidad la reserva. Es decir, solo entre agroindustriales y empresas interesadas en la construcción suman el 55% de la RTvdH.

Dadas las consideraciones anteriores, en el modelo se observa que en 60 años la población al interior de la reserva se duplicaría llegando a 5000 habitantes y se alteraría la recarga de agua de los acuíferos no confinados, que se calculan en el 3.9% de las reservas totales (16 068 000 m³). Lo anterior reduciría por completo el aprovechamiento del agua sub-superficial como un bien y servicio de provisión en dos años, debido a la posible alteración de los suelos y las zonas de recarga, resaltando que la recarga principal de los acuíferos semiconfinados se da por infiltración de aguas en las zonas en las que aflora la roca y en forma secundaria por percolación de aguas en los acuíferos superiores; para el acuífero libre, la recarga se da por infiltración de aguas provenientes de precipitación y escorrentía superficial (CAR, 2014a). Lo cual se podría comprobar de una mejor forma si se realiza la modelación dinámica del recurso hídrico con relación a factores sociales y económicos que, según Kang (2012), deben ser tenidos en cuenta.

De acuerdo a lo anteriormente expuesto y lo indicado por Cortés, García y Díaz (2015), la expansión urbana relacionada con el crecimiento poblacional incrementa la demanda de bienes y servicios ecosistémicos, afectando negativamente los ecosistemas que los proveen. Esto hace que los

ecosistemas pierdan su reconocimiento de capital natural dentro del sistema económico, siendo degradados debido a la producción económica y el consumo humano.

De hecho, Montero y García (2017) señalan que en América Latina y el Caribe la expansión urbana, además de su impacto ambiental, implica un importante costo económico al aumentar todos los costos de gestión de la ciudad. Es decir, la red de infraestructura (agua, electricidad, transporte, comunicación, carreteras, etc.) no solo tiene que ampliar su cobertura a zonas cada vez más alejadas, sino que a medida que va bajando la densidad de la población su costo por habitante se incrementa.

Sin embargo, es importante reconocer las limitaciones del modelo que utiliza tasas, valores y constantes que se derivan de los estudios realizados con anterioridad. La simulación relacionó la afectación de los bienes y servicios ecosistémicos como consecuencia del cambio de uso del suelo en áreas que sustentan estos mismos, pero que no son afectados de igual forma ni en igual magnitud. Aun así, es importante reconocer la utilidad de la modelación, ya que como indican Zhan, Zhang, Ma y Chen (2012), en la moderación del crecimiento urbano en la región China de Tianjin, los resultados de estas metodologías son directamente útiles para los planificadores y formuladores de políticas al comparar diferentes consecuencias dinámicas como consecuencia de las políticas y decisiones, siendo una herramienta útil para identificar que tan rápido puede ser una región o área urbanizada y como puede desarrollarse bajo principios de sostenibilidad ecológica y económica.

Así mismo, Zhan *et al.* (2012) resaltan la importancia de integrar los entornos ambiental-social y económico para desarrollar sistemas que ayuden a evaluar los posibles impactos de las políticas gubernamentales en desarrollo. Quintero *et al.* (2017) señalan la dificultad conceptual, técnica y operativa al momento de espacializar los bienes y servicios ecosistémicos.

Los resultados de esta investigación demuestran la relación existente que, según Torres *et al.* (2017),

existe entre la urbanización y los daños en el ambiente en ciudades, afirmación que ha sido demostrada con diferentes metodologías y herramientas. Por ejemplo: los estudios de caso en ciudades asiáticas, utilizando un esquema que se basa principalmente en gestión de agua del subsuelo, ya que [Wu y Tan \(2012\)](#) determinaron el impacto en la atmósfera por la urbanización en la provincia de Shandong, China, así como la relación entre el cambio climático y el crecimiento urbano demostrando por medio de modelos matemáticos y diferentes escenarios que los cambios de cobertura y uso de suelo pueden causar inundaciones. De modo similar, [Zhan et al. \(2009\)](#) demostraron cómo la falta de vegetación en Beijing, debido a la expansión urbana, ha ocasionado un aumento en la temperatura, extensos flujos de calor y una menor evaporación. Resaltando la importancia de estos factores pues reducen la precipitación. Otras investigaciones ([Li, Zhu, Sun, y Wang, 2010](#)) estimaron el uso de suelo anual de Lian yungang, China, basado en imágenes satelitales para localizar y dimensionar la expansión urbana y la contaminación de cuerpos de agua; de igual forma, [Seto, Güneralp y Hutrya \(2012\)](#) estudió el cambio de suelo por la agricultura y el acelerado crecimiento de las ciudades relacionado con pérdida de biodiversidad. Por medio de modelación de la expansión urbana en ciudades de África como Kampala, capital de Uganda, y otras investigaciones que señalan los impactos negativos principalmente en los bosques de Guinea del este de África y el oeste de Sri Lanka ([Seto et al, 2012](#)).

Aun así, [Torres et al. \(2017\)](#) afirman que son pocos los trabajos existentes en relación con la medición o evaluación de la expansión urbana y sus impactos; siendo estos difíciles de comparar teniendo en cuenta que corresponden a adaptaciones a los casos de estudio que incluyen sistemas de información geográfica, listas de chequeos, matrices, modelos de simulación, etc. Se resalta la importancia de este estudio, pues busca predecir los impactos de la urbanización del área destinada a la reserva con relación a la oferta de bienes y servicios ecosistémicos.

CONCLUSIONES

La sustentabilidad es afectada en todas sus dimensiones al ocupar la RTvdH, desconociendo su funcionalidad ecosistémica y siendo el cambio del uso del suelo con tendencia a la urbanización el principal factor negativo.

El estudio permitió demostrar por medio de la modelación los procesos que pueden alterar el área de estudio en el cual se observan las tendencias y la relación directa entre el cambio del uso del suelo y el deterioro de los bienes y servicios ecosistémicos. Es así como se determina que para el año 2060 el cambio y deterioro en la oferta de bienes y servicios ambientales correspondería al 37% de la reserva, presentando cambios en el 68.75% del área que oferta bienes y servicios ambientales de mantenerse las tasas actuales de cambio de uso del suelo, con tendencia a la urbanización. También se identificó la posible pérdida del aprovechamiento del agua sub-superficial como un bien y servicio de provisión y se calculó el crecimiento poblacional al interior de la reserva, la cual se estimó que se duplicaría para el periodo 2055-2056.

La simulación dinámica de los componentes ambientales de la RTvdH es el principal insumo para la generación de estrategias de gestión integrada de los sistemas socio-ecológicos, razón por la cual se debe consolidar la reserva, reduciendo la ocupación ilegal y el cambio de uso del suelo con tendencia a la urbanización.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen especialmente al Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, el cual apoyó la investigación "Análisis de sustentabilidad ambiental por uso del suelo en la Reserva Forestal Productora Thomas van der Hammen Bogotá D.C.", con la entrega del estímulo a la investigación Thomas van der Hammen de la subdirección científica (resolución 422 del 20 de diciembre del 2016).

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Academia Colombiana de Ciencias Físicas y Naturales (ACCEFY)** (2011). *Soporte de la declaración sobre la reserva forestal regional del norte -RFRN- de Bogotá*. Recuperado de <http://www.reservathomasvanderhammen.co/index.php/documentos/send/3-documentos-tecnicos-cientificos/4-declaracion-sobre-la-reserva-forestal-regional-del-norte-de-bogota>
- Acevedo, A. B. y Samper, G.** (2003). Elementos de una política de vivienda popular. En G. Ardila (ed.), *Territorio y sociedad: el caso del Plan de Ordenamiento Territorial de la ciudad de Bogotá* (pp. 203-206). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Álvarez Hincapié, C. F.** (2010). Capital natural crítico y función de hábitat como aproximación a la complejidad ambiental. *Revista Lasallista de Investigación*, 7(2), 132-149.
- Barroso, A. M., de Zárate, L. L. O. y Álvarez, A. M. A.** (2010). *Estudio de Caso. Retos para la sostenibilidad de las ciudades inteligentes*. Madrid: Fundación José Ortega y Gasset-Gregorio Marañón, Goberna IUIOG.
- Calvachi Zambrano, B.** (2013). Lineamientos para el ordenamiento ambiental del borde sur de la ciudad de Bogotá y para consolidar un área de reserva ambiental. *Mutis*, 3(1), 86-131. DOI: <https://doi.org/10.21789/22561498.842>
- Casas-Matiz, E. I. y Porras, X. A. C.** (2017). Rehabilitación ecológica, Reserva Thomas van der Hammen. *Questionar: Investigación Específica*, 5(1), 93-104. DOI: <https://doi.org/10.29097/23461098.103>
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR)** (2014a). *Acuerdo 021 del 23 de septiembre del 2014, por medio del cual se adopta el Plan de Manejo Ambiental de la Reserva Forestal Regional Productora del Norte de Bogotá, D. C. "Thomas van der Hammen"*. Recuperado de <http://www.car.gov.co/index.php?idcategoria=48647#>
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR)** (2014b). *Objetos y objetivos de conservación, Plan de Manejo Ambiental de la Reserva Forestal Regional Productora del Norte de Bogotá D.C. "Thomas van der Hammen"*. Recuperado de <http://www.car.gov.co/index.php?idcategoria=48654>
- Cortés, M. G. O., García, J. I. U. y Díaz, G. P.** (2015). Importancia económica y social de los servicios de los ecosistemas: una revisión de la agenda de investigación. *Revista Global de Negocios*, 3(2), 103-113.
- Eberlein, R. L. y Peterson, D. W.** (1992). Understanding models with Vensim™. *European journal of operational research*, 59(1), 216-219. DOI: [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(92\)90018-5](https://doi.org/10.1016/0377-2217(92)90018-5)
- Eppink, F. V.** (2004). Modelling biodiversity and land use: urban growth, agriculture and nature in a wetland area. *Ecological Economics*, 51(3), 201-216. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.04.011>
- García, G. A., Hoz Sánchez, D. y Pfaffenbichler, P.** (2008). *Análisis de impactos en la tarifa de cobro por congestión en Madrid utilizando la dinámica de sistemas*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Gómez, D. E. y Jiménez, M. A.** (2014). Generación de cartografía temática de la cobertura y uso del suelo en la Reserva Forestal Productora del Norte de Bogotá D.C. "Thomas van der Hammen" (RFPNBT VH), implementando la metodología Corine Land Cover (trabajo de pregrado, ingeniería en topografía). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Gómez Rodríguez, D. M.** (2017). *Análisis de Sustentabilidad Ambiental por Uso del Suelo en la Reserva Forestal Productora, Thomas van der Hammen*

- Bogotá D.C. (trabajo de posgrado, Maestría en Desarrollo y Gestión Ambiental). Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia.
- González, Y. O.** (2017). Conservación de vegetación para reducir riesgos hidrometeorológicos en una metrópoli fronteriza. *Estudios fronterizos*, 18(35), 47-69. DOI: <https://doi.org/10.21670/ref.2017.35.a03>
- Han, R. y Zhao, M.** (2012). Evaluation on the Coordination of Economy and Environment with scarce Water Resources in Shandong Peninsula, China. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 2236-2245.
- Hincapié, C. F.** (2014). Exergía en sistemas biológicos: aproximación holística para el estudio de ecosistemas y el manejo ambiental. *Producción+ Limpia*, 8(2), 106-127.
- Ibarra, D. W.** (2013). Modelación de aspectos ambientales en la cadena de suministro del bioetanol. *Ingeniería Industrial*, 12(2), 79-93.
- Kang, P.** (2012). Water environmental carrying capacity assessment of an industrial park. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 879-890. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.082>
- Li, Y., Zhu, X., Sun, X. y Wang, F.** (2010). Landscape effects of environmental impact on bay-area wetlands under rapid urban expansion and development policy: a case study of Lianyungang, China. *Landscape and urban Planning*, 94(3-4), 218-227.
- Mas, J. F. y Flamenco, A.** (2011). Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTrópico*, 5(1), 1-24.
- Mazza, C.** (2017). La ciudad desde más allá de la ciudad, 1930-1950. Hipótesis sobre algunas propuestas de equilibrio urbano-rural provenientes del agro. *Registros. Revista de Investigación Histórica*, 10, 4-23.
- Montero, L. y García, J.** (2017). *Panorama multidimensional del desarrollo urbano en América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Mosquera, Y. M.** (2015). *Estrategias de gestión de riesgo fundamentada en la adaptación basada en ecosistemas (abe). Estudio de caso: cuenca Quebradanegra (Utica-Quebradanegra: Cundinamarca, Bogotá D.C.)* (trabajo de posgrado, Maestría en Desarrollo y Gestión Ambiental). Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia.
- Narváez, V.** (2015). Modelo para la evaluación de la fiabilidad de sistemas dinámicos reparables de múltiples componentes (trabajo doctoral, Ingeniería Industrial). Universidad del Valle, Santiago de Cali, Colombia.
- Quintero, J. C. V., Castro, C. A. C., Garcés, H. P. y Escobar, J. F.** (2017). Procesos de geoprocésamiento en la espacialización de servicios ecosistémicos en áreas de interés local. *Ingenierías USBmed*, 8(1), 19-28. DOI: <https://doi.org/10.21500/20275846.2672>
- Rojas Bernal, C. L.** (2016). Water infrastructure and social housing in Bogotá: an intersection between modern water management and social housing production. En: *VIII Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo*. Barcelona: Departament d'Urbanisme i Ordenació del Territori. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Sánchez Díaz, C.** (2016) Desarrollo y sostenibilidad de la reserva forestal Thomas van der Hammen: un acercamiento a la propuesta urbanística y expansiva de la actual administración del distrito capital. *Red de Geografía Crítica de Raíz Latinoamericana, GeoRaízAL*, 1(1), 1-19.
- Seto, K. C., Güneralp, B. y Hutyra, L. R.** (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Torres, A. V., Martínez, S. A. y Nájera, R. M. S.** (2017). Reflexión sobre enfoques metodológicos para la medición de la expansión urbana: el caso de la zona metropolitana de Toluca. En: B. V. Carrasco-Gallego (ed.), *Megaproyectos urbanos productivos. Impactos socio-territoriales* (pp. 105-117). Toluca: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Van der Hammen, T. y Andrade, G.** (2003). *Estructura ecológica principal de Colombia. Primera aproximación*. Bogotá: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

- Ventana Systems** (2015). *Vensim PLE. Vensim® Software*. Recuperado de <http://vensim.com/download/>
- Verma, A. K., Srividya, A. y Karanki, D. R.** (2010). *Reliability and Safety Engineering*. Londres: Springer Verlag. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-84996-232-2>
- Villanueva-Solis, J. R. M.** (2013). Isla de calor urbana: modelación dinámica y evaluación de medidas de mitigación en ciudades de clima árido extremo. *Información Tecnológica*, 24(1), 15-24. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0718-07642013000100003>
- Wei, S. Y.** (2012). System dynamics simulation model for assessing socio-economic impacts of different levels of environmental flow allocation in the Weihe River Basin, China. *European Journal of Operational Research*, 221(1), 248-262. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2012.03.014>
- Wu, P. y Tan, M.** (2012). Challenges for sustainable urbanization: a case study of water shortage and water environment changes in Shandong, China. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 919-927.
- Zhan, S. F., Zhang, X. C., Ma, C. y Chen, W. P.** (2012). Dynamic modelling for ecological and economic sustainability in a rapid urbanizing region. *Environmental Sciences*, 13, 242-251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.023>
- Zhang, C. L., Chen, F., Miao, S. G., Li, Q. C., Xia, X. A. y Xuan, C. Y.** (2009). Impacts of urban expansion and future green planting on summer precipitation in the Beijing metropolitan area. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114, 1-26. DOI: <https://doi.org/10.1029/2008JD010328>

Anexo 1. Valores y formulas de la modelación dinámica

- | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| (01) Agropecuario=986
Units: hectáreas
986.60 | (13) culturales 0=Coberturas artificiales-Comercio y servicios
Units: hectáreas/Year |
| (02) Agua recarga acuíferos=Precipitación promedio*suelo de recarga de acuíferos
Units: metros cúbicos/año | (14) Demanda agrícola de agua=985.6*16000
Units: metros cúbicos/año |
| (03) agua superficial=3.88e+006-Cambio uso del suelo*Precipitación promedio
Units: metros cúbicos
388.9 ha de agua superficial | (15) Demanda de suelo=0.0032*Población
Units: hectáreas/personas
32m2 es el suelo que demanda una persona en Bogotá |
| (04) Bienes y servicios Ambientales 0= INTEG (oferta 0/Cambio y Deterioro de BySA, 1295) Units: hectáreas/Year | (16) Dotacional=95
Units: hectáreas
95.36 |
| (05) Bosques=36
Units: hectáreas
35.71 | (17) FINAL TIME = 2060
Units: Year
The final time for the simulation. |
| (06) Cambio uso del suelo=267/13*46+Demanda de suelo
Units: hectáreas*Year | (18) INITIAL TIME = 2001
Units: Year
The initial time for the simulation. |
| (07) Cambio y Deterioro de BySA=Bienes y servicios Ambientales 0-Cambio uso del suelo
Units: hectáreas/Year | (19) migración=11.21/1000
Units: personas/año |
| (08) Coberturas artificiales=165.6
Units: hectáreas
165.6 | (20) muertes=Población*tasa muertes
Units: personas/año |
| (09) Coberturas forestales=103Units: hectáreas
103.102 | (21) nacimientos=Población*tasa nacimientos
Units: personas/año |
| (10) Comercio y servicios=7
Units: hectareas7.43 | (22) oferta 0=Culturales 0+Provision 0+Regulacion 0
Units: hectáreas/Year |
| (11) Conservación=108
Units: hectáreas
108.54 | (23) Población= INTEG (migración + nacimientos- muertes, 2095)
Units: personas/año |
| (12) Consumo=Reserva de agua superficial y acuíferos no confinados (Demanda agrícola de agua+(Población*60))-1.80123e+006
Units: metros cúbicos/año
5m3 por 12 meses consumo por persona y 1.80123e+006 agua de
Concesión al año supuesto de consumo 8 h 180 días al año | (24) Precipitación promedio=982/1000
Units: metros cuadrados/año |
| | (25) Provisión 0=Agropecuario-Dotacional
Units: hectáreas*Year |
| | (26) Regulación 0=Bosques+ Coberturas forestal+ Conservación
Units: hectáreas/Year |
| | (27) Reserva de agua superficial y acuíferos no confinados=
INTEG ((Agua recarga acuíferos+ agua superficial)-Consumo, 0)
Units: metros cúbicos/año |

- | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|
| (28) Reservas de agua
subterránea=4.12e+008-Consumo
Units: metros cúbicos | (31) tasa muertes=3.62/1000
Units: 1/año |
| (29) SAVEPER = TIME STEP
Units: Year
The frequency with which output is stored. | (32) tasa nacimientos=16.51/1000
Units: 1/año |
| (30) suelo de recarga de acuíferos=40350
Units: metros
4.035 hectáreas | (33) TIME STEP = 0.5
Units: Year
The time step for the simulation. |





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



USO DEL SUELO Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN PAISAJES FRAGMENTADOS EN LA AMAZONIA, COLOMBIA

Land use and vegetation structure in forest remnants of fragmented landscapes in Amazonia, Colombia

María Constanza Meza Elizalde¹ y Dolors Armenteras Pascual²

Meza-Elizalde, M. C. y Armenteras, D. (2018). Uso del suelo y estructura de la vegetación en paisajes fragmentados en la amazonia, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(2), 205-223

Recepción: 24 de julio de 2017

Aprobación: 22 de marzo de 2018

Resumen

El seguimiento al uso del suelo y el conocimiento del estado de la vegetación en remanentes de bosques de paisajes representan una metodología fundamental para la planificación del territorio ante la acelerada fragmentación. Por ello, se realizó un análisis multitemporal de la composición y configuración del paisaje (1990-2016) y se establecieron transectos de muestreo de la vegetación. Se identificó una pérdida del 56.34% de áreas de bosque, aumento en el número de parches, reducción de su área y ampliación de la distancia entre relictos, lo que evidencia procesos activos de fragmentación. En los bosques muestreados se registró la dominancia de especies heliófitas generalistas de ecosistemas perturbados y se encontró una reducción en la complejidad estructural asociada a una baja densidad de individuos (DAP \geq 10 cm) en el estrato superior arbóreo, mostrando que la fragmentación del paisaje ha conllevado a la degradación de estos bosques.

Palabras clave: análisis multitemporal, bosque húmedo tropical, deforestación, degradación forestal, fragmentación, Guaviare, métricas del paisaje.

Abstract

Monitoring land use and knowledge about the vegetation state in forests remnants which are in a rapid fragmentation process are essential to support decision-making on land planning. We undertook a multitemporal analysis of land use change and landscape configuration for the period 1990-2016. Vegetation sampling transects were established in three forest relicts. Our results indicate a loss of 56.34% of forest area, an increase in the patches number, area reduction and a distance increase between the forest fragments. In the sampled forests, the dominance of generalist heliophyte species from disturbed ecosystems was found. Also, we observed a structural complexity reduction of the forest associated with an individuals low density with a DBH \geq 10 cm in the upper tree layer, showing that landscape fragmentation has led to the forest degradation.

Key words: multitemporal analysis, tropical rain forest, deforestation, forest degradation, fragmentation, Guaviare, landscape metrics.

1 Grupo de Investigación en Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas (Ecolmod). Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia. mcmesae@correo.udistrital.edu.co. Autor para correspondencia.

2 Grupo de Investigación en Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas (Ecolmod). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia. darmenterasp@unal.edu.co

INTRODUCCIÓN

El paisaje es el producto de numerosas interacciones entre los factores bióticos, abióticos y sociales (Torres-Gómez, Delgado, Martín y Bustamante, 2009), en el cual el uso y manejo del territorio es el factor más determinante en los procesos de deforestación, fragmentación y degradación de los bosques (Armenteras y Vargas, 2016), principalmente en las zonas de fácil acceso (Vergara y Gayoso, 2004). Es por esto que el uso del suelo realizada por el hombre la hace más simple y con mayor homogeneidad en el paisaje, constituyéndose en el principal determinante de las medidas del paisaje y el indicador más sensible de los sistemas terrestres (Peng, Mi, Qing y Xue, 2016).

Las actividades del hombre han llevado al deterioro de los bosques debido a la expansión de la frontera agrícola, la ganadería, la infraestructura y la minería; y otras causas indirectas asociadas a los cambios sociales, políticos y económicos, como lo son el crecimiento demográfico, la tenencia de la tierra y políticas sectoriales (Armenteras y Rodríguez, 2014).

Las causas de deforestación varían según el tipo de bosque. Sin embargo, en la mayoría de países latinoamericanos las principales causas de deforestación son el acceso a los mercados, las actividades agrícolas y forestales (Armenteras, Espelta, Rodríguez y Retana, 2017). En el caso de los bosques amazónicos, la extracción de madera, la expansión de cultivos y las áreas de pastos dedicadas al pastoreo extensivo constituyen los principales motores de deforestación (Martino, 2007). Se ha sugerido que a medida que aumenta la apertura de comercio la deforestación también ha aumentado (Rodríguez y Nunes, 2016).

Se logran diferenciar de forma marcada dos patrones de deforestación en toda la región amazónica: uno geométrico o difuso asociado a la consolidación de las fronteras de colonización y otro en espina de pescado asociado a la construcción de carreteras (Armenteras y Rodríguez, 2014). Por ejemplo, en la Amazonia brasilera y algunos

sectores de la ecuatoriana, los principales ejes de deforestación son las carreteras (Rodríguez y Nunes, 2016); en Brasil se presenta una tendencia fuerte de deforestación influenciada por políticas sectoriales asociadas a hidrocarburos, infraestructura para la producción de energía y cultivos intensivos de soja y caña de azúcar (Martino, 2007); mientras que en Ecuador la palma africana para la obtención de aceite es el motor que impulsa la pérdida de bosques amazónicos (Potter, 2011). En países como Perú, Bolivia y Colombia se les suma los cultivos ilícitos como causantes de deforestación (Martino, 2007).

En la Amazonia colombiana el patrón de deforestación y fragmentación está asociado a los ríos dado que estos son el medio principal de colonización y desarrollo (Armenteras, Rudas, Rodríguez, Sua y Romero, 2006), y se presenta una alta tasa de conversión de bosques a pastos (Armenteras *et al.*, 2006; Murcia, Huertas, Rodríguez y Castellanos, 2011; Dávalos, Holmesb, Rodríguez y Armenteras, 2014). Entre los años 2005 y 2010, el primer factor de pérdida de área boscosa y fragmentación de la Amazonia colombiana fue la transformación de bosques a pastos (Dane, 2013), siendo el departamento de Guaviare uno de los principales focos de deforestación en la zona del piedemonte amazonense, registrando pérdidas de bosques en mayor cantidad y de forma más acelerada (Nepstad *et al.*, 2013). El Guaviare tiene una tasa media anual de deforestación de 65 013.43 ha.año⁻¹ (Murcia *et al.*, 2011), y de los cuatro municipios que lo constituyen (Calamar, El Retorno, Miraflores y San José del Guaviare) los que presentan mayor tasa de deforestación son San José del Guaviare y El Retorno, con una tasa anual de deforestación de 9364.9 y 6492.65 ha año⁻¹, respectivamente (Murcia *et al.*, 2011).

Un segundo suceso a la tasa de deforestación es el grado relativo de fragmentación de los ecosistemas naturales (Armenteras *et al.*, 2006), que puede verse con la expansión de la frontera agropecuaria en la cual se generan numerosos fragmentos de bosque inmersos en una matriz donde predominan sistemas agrícolas y ganaderos (Chacón, Harvey y

Delgado, 2008). El aumento en el número de fragmentos, la reducción de su área y el aumento en la distancia entre estos, son una limitante para algunos procesos ecológicos como la dispersión de semillas, la colonización, la migración y la interacción entre especies (Matteucci, 2004). Todos estos sucesos conllevan a cambios de amplio alcance en la recomposición de comunidades forestales, generando tensiones entre las especies de plantas tolerantes a la sombra y favoreciendo la regeneración de árboles pioneros (Laurance *et al.*, 2011), hasta que algunas poblaciones alcancen un umbral por debajo del cual son inviables (Santos y Telleria, 2006). Igualmente, el proceso de fragmentación hace que aumenten la susceptibilidad de los bosques y el riesgo de sufrir impactos (Cordero y Boshier, 2003). Dentro de los impactos más recurrentes de los procesos de fragmentación se encuentra la mayor exposición e influencia de los ambientes periféricos que se evidencia en una interfase entre el bosque y su matriz circundante, conocida como borde (Gurrutxaga y Lozano 2008). El borde generado facilita el sobrepastoreo en áreas de bosque (Ormazábal, Ávila, Mena, Morales y Bustos, 2013), la incidencia de incendios (Armenteras, Gonzales y Retana, 2013) y la colonización de plantas invasoras (Bustamante y Grez, 1995; Fuentes-Ramírez, Pauchard, Marticorena y Sánchez, 2010), en definitiva a la degradación de las funciones ecológicas de los ecosistemas (Jiang, Cheng, Li, Zhao y Huang, 2014).

La afectación de los ecosistemas se evidencia en la reducción de la calidad de la vegetación que implica cambios en su composición y estructura, como la dominancia de pocas especies, la abertura del dosel y regeneración escasa de plantas nativas tolerantes a la sombra (Acharya, Dangi y Acharya, 2011; Thompson, 2011), colocando en riesgo la conservación de la biodiversidad al interior de los relictos (Chacón *et al.*, 2008) e indicando pérdida de resiliencia con una reducción en la producción de bienes y servicios (Acharya *et al.*, 2011).

Es por ello que, considerando la exposición del paisaje a procesos continuos de deforestación por

cambios en el uso del suelo, se hace necesario detectar y hacer seguimiento de estos cambios, lo cual puede realizarse a partir del análisis multitemporal de la cobertura del suelo, así como de métricas del patrón espacial (Sun y Zhou, 2016). El análisis de los cambios de cobertura permite detectar y estimar la extensión de los cambios (Canzio, 2006), mientras que la cuantificación de la configuración espacial a través de métricas permite describir la estructura y dinámica de cambio de los elementos estructurales del paisaje (Matteucci, 2004).

Sin embargo, el conocimiento de los cambios de cobertura y estructura del paisaje por sí solos no bastan para confirmar las asociaciones que se dan entre patrones y procesos (Matteucci, 2004). Por lo cual, se hace necesario emplear metodologías alternativas que permitan analizar las relaciones sociales entre la dinámica de transformación del paisaje, los procesos subyacentes que conducen al cambio (Vieira y Castillo, 2010) e investigaciones de procesos ecológicos (Aguilera y Botequilla-Leitão, 2012).

El análisis integrado de los cambios de cobertura, configuración espacial y factores sociales que inciden en ellos son poco frecuentes (Torres-Gómez *et al.*, 2009), por ello, este estudio buscó integrar metodologías a diferentes escalas espaciales y temporales que contribuyan al desarrollo de alternativas de manejo para la conservación planificada de los ecosistemas del departamento del Guaviare. Para lo cual, el objetivo general de este estudio fue identificar si se han presentado procedimientos de fragmentación del paisaje y si estos han conllevado a procesos de degradación que se reflejen en la composición florística y estructural de bosques de galería a escala local.

Para dar cumplimiento al objetivo general de este estudio, los objetivos específicos fueron: realizar un análisis de coberturas del suelo y determinar las principales métricas del paisaje; analizar las relaciones sociales que han influenciado la dinámica de transformación del paisaje; y caracterizar la composición y estructura de relictos boscosos presentes en el área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio (figura 1) se encuentra en el municipio El Retorno del departamento del Guaviare (Colombia), ubicado en la cuenca alta del río Inírida por debajo de los 500 m de altitud, se encuentra en la zona de vida de bosque húmedo tropical (Bh-T), presenta temperaturas mayores a los 24°C y precipitaciones que oscilan entre los 2000 y 4000 mm anuales (Igac, 2008). Hace parte de la reserva forestal de la Amazonia (Ley 2 de 1959), el área de protección regional Ariari-Guayabero y la Zona de Reserva Campesina del Guaviare (ZRCCG).

En el ámbito socioeconómico, el área de estudio se ha caracterizado por relaciones económicas extractivas, desiguales y reforzadas por coaliciones violentas acompañadas de desplazamiento y olas de colonización (García, 1995). Su estructura económica se basa en las bonanzas y no en una base económica sustentable, lo cual ha conllevado a que no se consolide aún la frontera agropecuaria y se presente procesos de expansión (Sinchi, 1999). El Retorno ha presentado procesos de colonización campesina que intercala pequeños cultivos de coca (Reyes, 1998), los cuales se mantienen en la actualidad. Sin embargo, según el *Informe de Gestión Municipal 2012-2015*, la ganadería es la actividad principal por lo cual esta es considerado la capital ganadera del Guaviare. Igualmente, se destacan otras actividades como la producción de caucho, contando con el 50% de cultivos con más de 1715 ha instaladas en el departamento (Confederación Cauchera Colombiana, 2016).

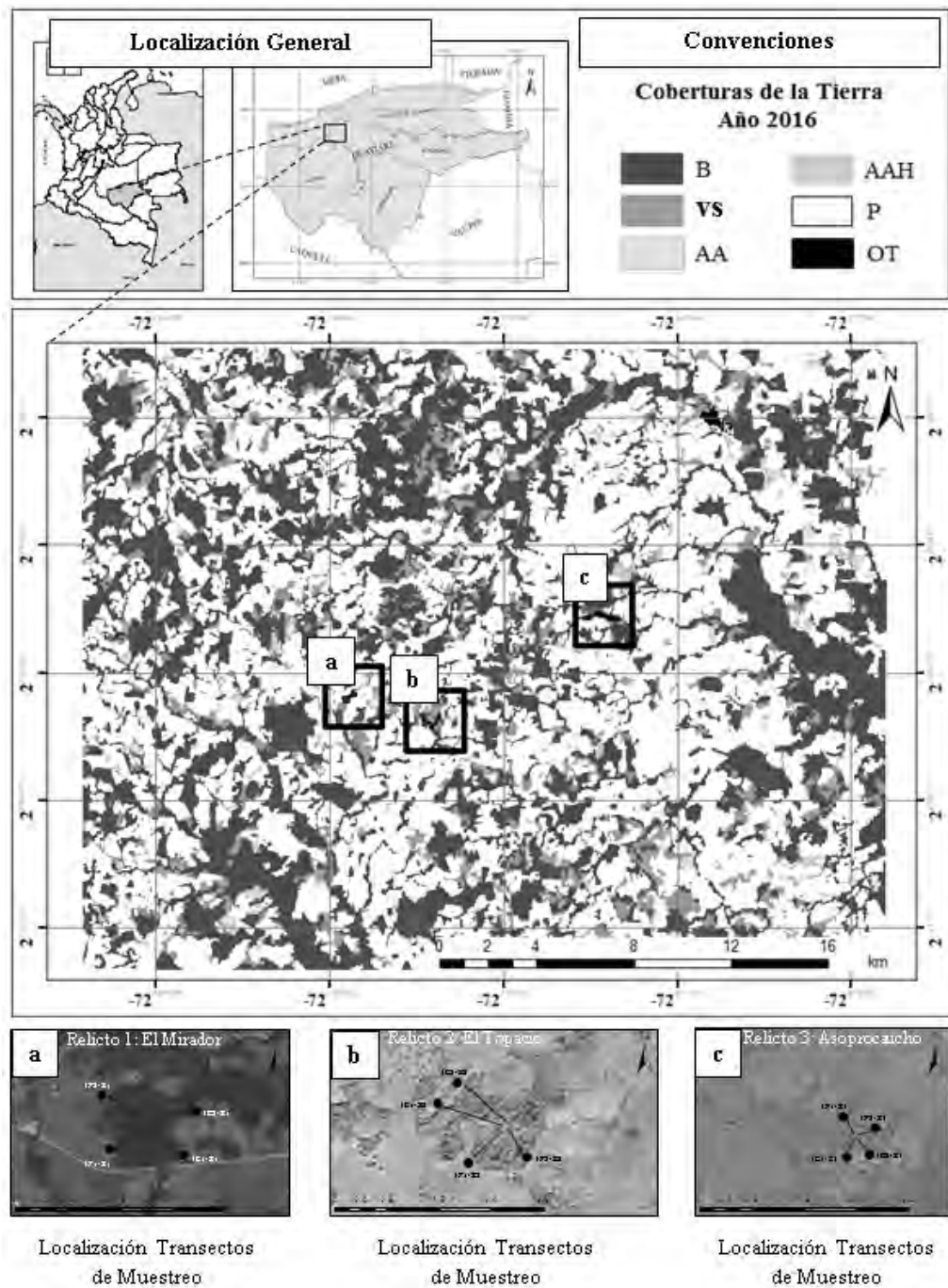
Entrevistas a actores clave

Se realizaron siete entrevistas cualitativas semiestructuradas, entre marzo y julio de 2016 a diferentes actores clave de la zona (productores de coca, agricultores familiares, ganaderos, productores de caucho y funcionarios públicos). Los actores clave fueron referenciados por habitantes de la zona

y posteriormente fueron contactados de forma directa. Se emplearon dos criterios para la selección de los entrevistados: ser habitantes del municipio con antigüedad mayor a 30 años y desarrollar una actividad productiva en el municipio. Para la orientación de las preguntas se consideraron tres dimensiones: actividades económico-productivas, organización comunitaria y conflictos sociales. Por último, con el fin de contextualizar e interpretar las afirmaciones de los entrevistados, se comparó la información proporcionada con otra obtenida a través de observaciones no participativas. Con base en lo recolectado, se construyó una línea del tiempo cuyo fin es identificar las dinámicas de cambio en el uso del suelo que podrían estar relacionadas con la ganancia o pérdida de cobertura boscosa.

Análisis multitemporal de imágenes

Se seleccionaron tres relictos boscosos que no han presentado extracción de productos forestales en los últimos 30 años, alrededor de los cuales se estableció un área buffer de 10 km; suficiente considerando que el área mínima adecuada para observar la disposición de las diferentes clases de uso del suelo, así como obtener diferentes métricas del paisaje (Costafreda, 2009; Arancibia-Arce et al., 2013; Fernández y Silva, 2015). Sobre esta se hizo un análisis multitemporal de las coberturas de la tierra para el periodo comprendido entre los años 1990 y 2016, empleando imágenes Landsat 4 para los años 1990, 1991, 1997 y 2000, imágenes Landsat 7 (ETM+) para el año 2002 e imágenes Landsat 8 para los años 2013 y 2016; todas estas disponibles en el servidor libre Earth Resources Observation and Science Center (Eros) del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). El procesamiento de las imágenes se realizó con el software *Impact Toolbox* versión 1.3.7 beta (Simonetti, Marelli y Eva, 2015), identificando cinco clases de cobertura (tabla 1) con base en la Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra Corine Land Cover nivel 2 adaptada para Colombia (Ideam, 2010).



Nombre	Coordenadas Inicio			Altitud
	Norte	Este	Altitud	
TP1-R1	2° 13' 39.824"	-72° 45' 52.383"	270	
TP2-R1	2° 13' 39.484"	-72° 45' 50.792"	267	
TC1-R1	2° 13' 38.881"	-72° 45' 46.422"	308	
TC2-R1	2° 13' 37.529"	-72° 45' 46.022"	217	

Nombre	Coordenadas Inicio			Altitud
	Norte	Este	Altitud	
TP1-R2	2° 13' 1.1009"	-72° 43' 52.637"	281	
TP2-R2	2° 13' 0.2741"	-72° 44' 1.2313"	398	
TC1-R2	2° 13' 5.8790"	-72° 44' 2.0326"	381	
TC2-R2	2° 13' 4.0542"	-72° 44' 2.9087"	384	

Nombre	Coordenadas Inicio			Altitud
	Norte	Este	Altitud	
TP1-R3	2° 15' 26.057"	-72° 39' 47.606"	215	
TP2-R3	2° 15' 24.339"	-72° 39' 44.819"	220	
TC1-R3	2° 15' 20.020"	-72° 39' 46.823"	204	
TC2-R3	2° 15' 20.612"	-72° 39' 44.012"	224	

AA: áreas abiertas, sin o con poca vegetación. AAH: áreas agrícolas heterogéneas. AVHA: áreas con vegetación herbácea y arbustiva. B: bosques. OT: otras tierras. SD: sin datos.

Figura 1. Área de estudio.

Tabla 1. Clases de cobertura empleadas en el estudio

Clases de cobertura
Zonas urbanizadas u otras tierras (OT): hace referencia a los territorios cubiertos por infraestructura urbana y todos aquellos espacios verdes y redes de comunicación asociados con ellas.
Pastos (P): comprende tierras ocupadas por pastos con un porcentaje de cubrimiento mayor al 70%. Su presencia se debe a la acción antrópica, por lo cual las prácticas de manejo empleadas impiden el establecimiento de otras coberturas. Son lugares con pastoreo permanente por un periodo de dos o más años. La composición florística dominante son hierbas principalmente de la familia Poaceae.
Áreas agrícolas heterogéneas (AAH): hace referencia a unidades de área que reúnen dos o más clases de coberturas agrícolas o naturales, pero dado el tamaño de estas no pueden ser representadas de forma individual. En estos mosaicos las áreas de pastos y cultivos son dominantes, ocupando entre el 30% y 70% de la unidad; en menor medida se pueden encontrar espacios naturales asociados a bosques u otras coberturas naturales.
Vegetación secundaria o en transición (VS): son aquellas áreas cubiertas por vegetación principalmente arbustiva y herbácea con dosel irregular y presencia ocasional de árboles y enredaderas. Corresponden a unidades en estadios iniciales de sucesión vegetal después de presentarse un proceso de deforestación de los bosques o aforestación de los pastizales o áreas agrícolas abandonadas.
Bosques (B): comprende áreas naturales o seminaturales constituidas por elementos arbóreos que alcanzan una altura de dosel superior a los 5 m. La cobertura arbórea ocupa más del 70% de la unidad.
Áreas abiertas, sin o con poca vegetación (AA): comprende territorios en los cuales la cobertura vegetal no existe o es escasa. Conformado comúnmente por suelos desnudos y quemados.

Fuente: Ideam (2010).

Con el fin de determinar la confiabilidad de las clasificaciones temáticas, se siguió el procedimiento propuesto por Stehman y Czaplewski (1998). Se tomaron como unidad de muestreo puntos de control de diferentes fuentes, la primera referida a 640 puntos capturados con GPS en campo durante los años 2015 y 2016. Como segunda fuente, se estratificó la ventana de estudio en las clase temáticas de áreas de bosque y no bosque, sobre cada una de las cuales se generaron puntos aleatorios simples con el software QGIS v. 2.12.2 (Quantum GIS Development Team, 2016), más de 50 por clase temática, dado que es el mínimo recomendado para evaluar la precisión (Chuvieco, 2000); y se tomó como único criterio la distancia de separación entre puntos, mayor a 400 m. Los puntos creados se validaron con ortofotos de alta resolución y cartografía temática regional a una escala de 1:100 000. Para el análisis de precisión de los años 1990, 2000 y 2013, los puntos fueron comparados con los mapas de cobertura de bosque-no bosque de los mismos años del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam). El año 2002 se validó

con el mapa de cobertura de la tierra de la Amazonia del mismo año del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi); los años 1991 y 1997 se validaron con puntos en áreas boscosas no cambiantes entre los años 1990-2000 apoyados en ortofotos de alta resolución; y, por último, el año 2016 se validó con los puntos control tomados en campo. La exactitud temática de los mapas de cobertura generados se determinó a través de una matriz de confusión empleando el coeficiente de Kappa (Chuvieco, 2000). Para obtener la información más precisa posible se tomó como mínimo permitido un porcentaje de 60% de coincidencia con respecto a la información de referencia, llegando a fiabilidades altas (Landis y Koch, 1977).

Métricas de paisaje

Con base en la información referida se realizaron los mapas de coberturas para los años 1989 y 2016, los cálculos de métricas de área, forma y agregación a nivel de clase (tabla 2), empleando el software Fragstats v. 4.2.1. (McGarigal, Cushman y Ene, 2012).

Tabla 2. Métricas de paisaje empleadas a los niveles de clase

Tipo	Descripción
Área	Área (CA): suma de todas las áreas de todos los parches de un tipo de cobertura (m ²), dividido por 10 000 para convertirlo a hectárea.
	Número de parches (NP): número de parches de cada clase de cobertura.
	Densidad de parches (DP): muestra el número de parches por área (100 ha), permite determinar comparaciones de mosaicos en diferentes tamaños y niveles de fragmentación.
Forma	Índice de parche más grande (LPI): indica el porcentaje de área que ocupa el parche grande de cada clase sobre toda el área de estudio. Este indicador es útil para realizar comparaciones de la evolución de los parches mayores en el paisaje para diferentes años. Toma valores de 0 a 100 (%).
	Proporción perímetro/área (Para): razón entre la longitud del parche (m) y el área (m ²), es una medida de complejidad de forma.
Agregación	Distancia euclidiana al vecino más cercano (ENN): distancia al parche más cercano del mismo tipo (m), basado en la distancia de borde a borde más corta. Es útil para cuantificar aislamiento entre parches. Valores más altos indican mayor aislamiento entre parches de la misma clase de cobertura.
	Índice de agregación (AI): número de adyacencia de cada clase de cobertura dividido entre el máximo número de adyacencias posibles. Toma un valor de 0 para una mínima agregación y 100 para la máxima agregación.

Fuente: [McGarigal y Marks \(1995\)](#) y [Matteucci \(2004\)](#).

Composición y estructura de la vegetación

En cada uno de los relictos de estudio (tres), se establecieron cuatro transectos variables de Foster ([Cámara y Díaz del Olmo, 2013](#)), con un ancho fijo de 10 m y una longitud de 100 m, en estos se hizo la medición de fustales (DAP \geq 10 cm; HT > 1.5 m). Cada transecto se subdividió en transectos de igual longitud al principal, pero con un ancho de 4 m, para la medición de latizales (DAP < 10 cm; HT > 1.5 m). Para la medición de la regeneración natural, a lo largo de los transectos se establecieron parcelas cuadradas de 4 m², separadas entre sí por 10 m, en las cuales se midieron brinzales (DAP < 10 cm; HT > 0.3 m), y estas a su vez se subdividieron en parcelas de 1 m² para hacer el conteo de renuevos (DAP < 10 cm; HT < 0.3 m). Se determinó el índice de valor de importancia ampliado (I_{via}), combinando la estructura horizontal y vertical de todas las categorías de tamaño para determinar las especies con mayor peso ecológico en el bosque. Además, se realizó la distribución por clase diamétrica y altimétrica para todos los individuos con DAP \geq 10 cm (fustales); y todos los individuos de

las categorías de tamaño de fustales y latizales se estratificaron en tres categorías de acuerdo a su altura total para determinar la altura dominante del bosque ([Gadow, Real y Álvarez, 2001](#)).

Se colectaron muestras botánicas de todos los individuos muestreados. Para la determinación del material vegetal se recurrió a la consulta de claves taxonómicas, literatura e información existente en colecciones botánicas, así como a la comparación directa con los ejemplares de la colección del Herbario Forestal Gilberto Emilio Mahecha Vega (UDBC) de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

RESULTADOS

Análisis multitemporal del cambio de uso de suelo:

La exactitud temática de los mapas de cobertura generados tiene un porcentaje mayor al 60% de coincidencia con respecto a la información de referencia, por lo que alcanza una alta fiabilidad con un valor de Kappa que varía entre 0.64 y 0.91 para

la clasificación de todas las coberturas. Se encontró que la clasificación del año 2016 validada con puntos de referencia tomados en campo obtuvo la mayor precisión, con un coeficiente de Kappa de 0.908. Los valores obtenidos y la fuerza de concordancia se presentan en la [tabla 3](#).

En el año 1990 los bosques predominaban la cobertura ocupando el 67.24% del área de estudio, mientras que en el año 2016 representaban el 37.88%; los pastos limpios dedicados a la ganadería extensiva tenían la cobertura dominante del 50.27% del área de estudio ([figura 2](#)). Con base en la información suministrada por los entrevistados, se identificó a la ganadería extensiva y los cultivos ilícitos como las actividades que han impulsado en mayor medida la pérdida de bosques en el área de estudio y su dinámica se encuentra directamente relacionado con el conflicto armado ([figura 3](#)). Al contrastar esta información con los resultados del análisis multitemporal, se encontró que durante los años 1991 y 1997, en los cuales se implementaron en el municipio otras estrategias productivas como los cultivos de caucho, se registraron menos hectáreas de tierra dedicadas a los pastos. Igualmente, se identificaron dos periodos en los cuales la pérdida de área boscosa fue mayor, el primero comprendido entre 1997 y 2000, años en los que se presentaron gran cantidad de cambios en la dinámica del cultivo de coca; y un segundo periodo desde 2002 hasta 2013, coincidiendo con la época de mayor desplazamiento de la población a

causa del conflicto armado y la compra de grandes extensiones de tierra para la ganadería extensiva.

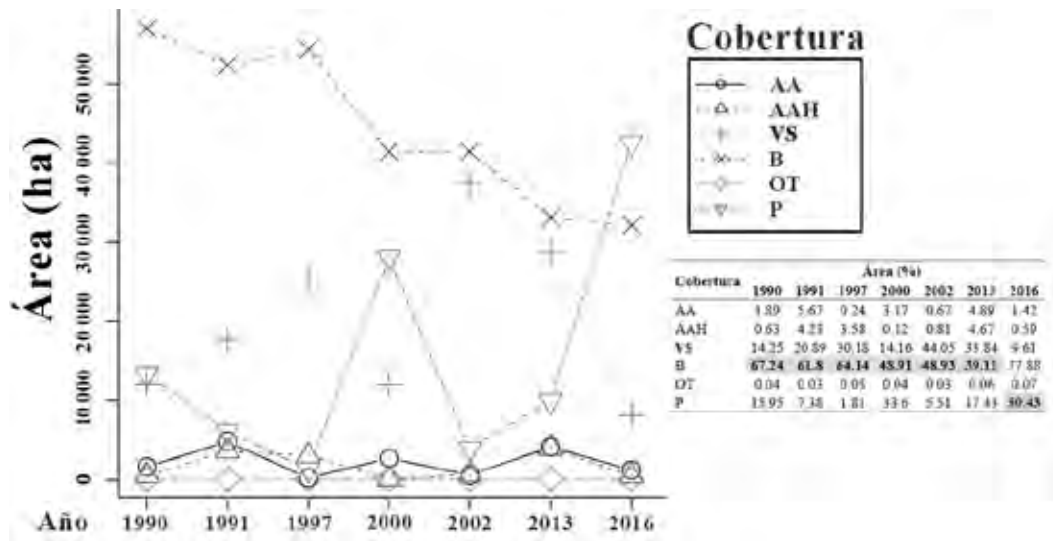
Los entrevistados también señalaron el rol de las plantaciones de caucho como actividad productiva para la conservación de las áreas de bosque e indicaron que esta actividad obtuvo su mayor auge a inicios de los años 90 través del Plan de Desarrollo Alternativo (Plante); (1993-1996), como alternativa de sustitución de cultivos ilícitos que venían proliferando desde la década del 70 y que se vio frenado por el desplazamiento de la población a causa del conflicto armado. Los entrevistados relacionaron que la apuesta productiva de la región en la actualidad está orientada al establecimiento de cultivos de caucho y cacao, así como de ganadería sostenible, en aras de promover la conservación de los bosques; iniciativas que se han mantenido desde el año 2008, cuando surgió el Programa de Alianzas Productivas.

En lo concerniente a las métricas de paisaje, se encontró que al comparar los años 1990 con 2016 hay un aumento significativo en el número de parches de bosques que pasó de 62 (1990) a 339 (2016); mientras que la cobertura de pastos disminuyó la cantidad de parches de 552 a 332, respectivamente. Así, son los bosques los que en 1990 tenían los parches con mayor área con un valor medio de 918.89 ha, mientras que en el 2016 el área promedio de los parches de bosque es de 94.68 ha. Los pastos, por su lado, presentan mayor porcentaje de área ocupada dentro del paisaje con un área promedio de parches con 128.29 ha.

Tabla 3. Valores de coeficiente de Kappa para el análisis multitemporal del uso del suelo en El Retorno (Colombia)

Imagen	Coeficiente de Kappa	Error estándar	I.C (95%)	Fuerza de la concordancia
08/01/1990	0.640	0.045	(0.552–0.728)	Buena
16/03/1991	0.693	0.057	(0.581–0.805)	Buena
13/12/1997	0.647	0.060	(0.529–0.764)	Buena
13/02/2000	0.747	0.052	(0.645–0.849)	Buena
30/09/2002	0.661	0.052	(0.559–0.764)	Buena
06/10/2013	0.649	0.068	(0.515–0.782)	Buena
01/02/2016	0.908	0.090	(0.731–1.085)	Muy buena

I.C: índice de concordancia.



AA: áreas abiertas, sin o con poca vegetación. AAH: áreas agrícolas heterogéneas. AVHA: áreas con vegetación herbácea y arbustiva. B: bosques. OT: otras tierras. SD: sin datos.

Figura 2. Área (ha) por clases de cobertura en el periodo 1990-2016.

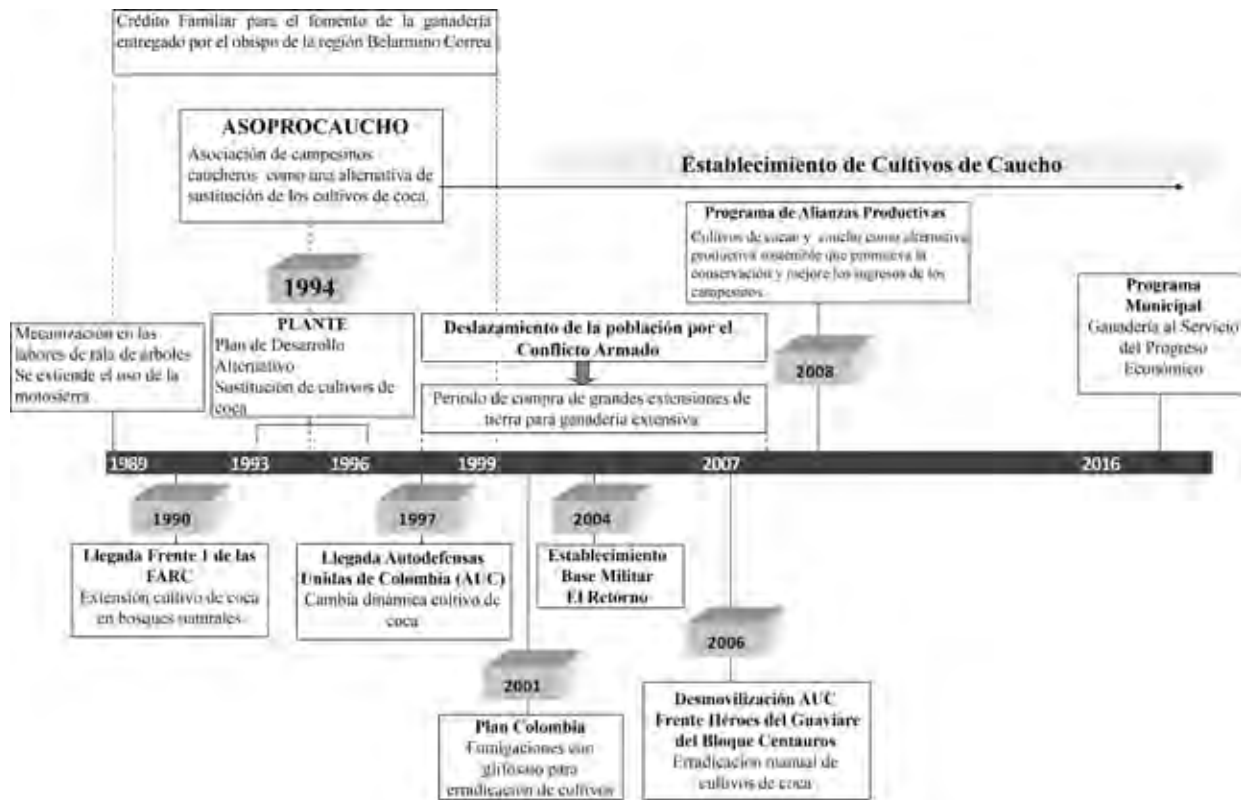


Figura 3. Línea del tiempo para el periodo comprendido entre 1990-2016. Elementos socioeconómicos que han incidido en el cambio de uso del suelo.

En relación al índice del parche más grande, en 1990 los bosques (64.84%) eran la cobertura que tenían los parches con mayor área, mientras que en 2016 las coberturas de bosques y pastos son las que tienen mayor porcentaje de área ocupada por su parche más grande dentro del paisaje, con 15.06% y 11.76%, respectivamente.

En lo que respecta a las mediciones de la forma de los fragmentos, de acuerdo al índice de proporción perímetro/área (Para), se evidencia que, dada la relación entre la longitud del parche (m) y el área (m²), de 1990 al 2016 aumentó la relación para los bosques mientras que disminuyó el valor del índice para los pastos.

De acuerdo a las métricas de agregación, y considerando la distancia media de los fragmentos al vecino cercano (ENN), los bosques presentaron un aumento de 7.39 m, lo cual muestra una mayor dispersión de los parches de esta cobertura. Por el contrario, los pastos mostraron una disminución de la distancia entre parches, la cual pasó de 243.26 m en 1990 a 99.38 m en el 2016. El índice de agregación (AI) entre los años 1990 al

2016 presenta una disgregación de fragmentos de bosque mientras que aumentan la agregación de parches de pastos. En la [tabla 4](#) se relacionan las métricas de paisaje a nivel de clase tomadas para los años 1990 y 2016, respectivamente.

Composición florística

En el relicto 1 (predio El Mirador) se registraron 208 especies forestales pertenecientes a 55 familias y se encontró que las más representativas son: Moraceae con 14 especies, Rubiaceae con 13 especies y Burseraceae con 12 especies. Mientras que en el relicto 2 (predio El Topacio) se hallaron 161 especies pertenecientes a 49 familias, en donde las familias con mayor cantidad de especies fueron Fabaceae con 15 especies, Lauraceae y Burseraceae con 10 especies cada una. Por último, en el relicto 3 (predio Asoprocaucho), se encontraron 151 especies forestales distribuidas en 47 familias, Fabaceae con 16 especies, Lauraceae con 10 especies y Moraceae con 9 especies fueron las familias con mayor cantidad de especies.

Tabla 4. Métricas de paisaje a nivel de clase para el análisis multitemporal del uso del suelo en El Retorno (Colombia).

Métrica	Año 1990						Año 2016					
	AA	AAH	VS	B	OT	P	AA	AAH	VS	B	OT	P
Métricas de área												
Area MN (ha)	12.0	10.2	23.2	918.9	36.2	24.3	11.8	9.9	14.8	94.7	59.6	128.3
NP (#)	133.0	52.0	520.0	62.0	1.0	552.0	102.0	51.0	549.0	339.0	1.0	332.0
PD (#/100 ha)	0.2	0.1	0.6	0.1	0.0	0.7	0.1	0.1	0.7	0.4	0.0	0.4
LPI (%)	0.1	0.1	0.5	64.8	0.0	0.9	0.1	0.1	0.1	15.1	0.1	11.8
Métricas de forma												
Para MN	224.0	269.9	234.1	206.5	174.1	222.0	238.6	304.4	290.6	226.6	125.9	194.4
Para SD	81.9	71.5	80.6	84.7	0.0	82.3	98.9	100.9	106.3	89.2	0.0	92.2
Para CV (%)	36.5	26.5	34.4	41.0	0.0	37.1	41.5	33.1	36.6	39.4	0.0	47.4
Métricas de agregación												
ENN MN (m)	813.4	921.9	219.0	124.9	N/A	243.3	963.6	1430.4	232.1	132.3	N/A	99.4
ENN CV (%)	84.0	93.9	91.0	66.4	N/A	85.6	98.4	102.1	90.5	63.0	N/A	74.0
AI	96.2	87.0	90.1	88.4	84.0	91.6	93.4	91.8	83.1	86.8	82.3	94.3

Clases de cobertura: AA: áreas abiertas, sin o con poca vegetación. AAH: áreas agrícolas heterogéneas. VS: vegetación secundaria o en transición; B: bosques. OT: otras tierras. SD: sin datos.

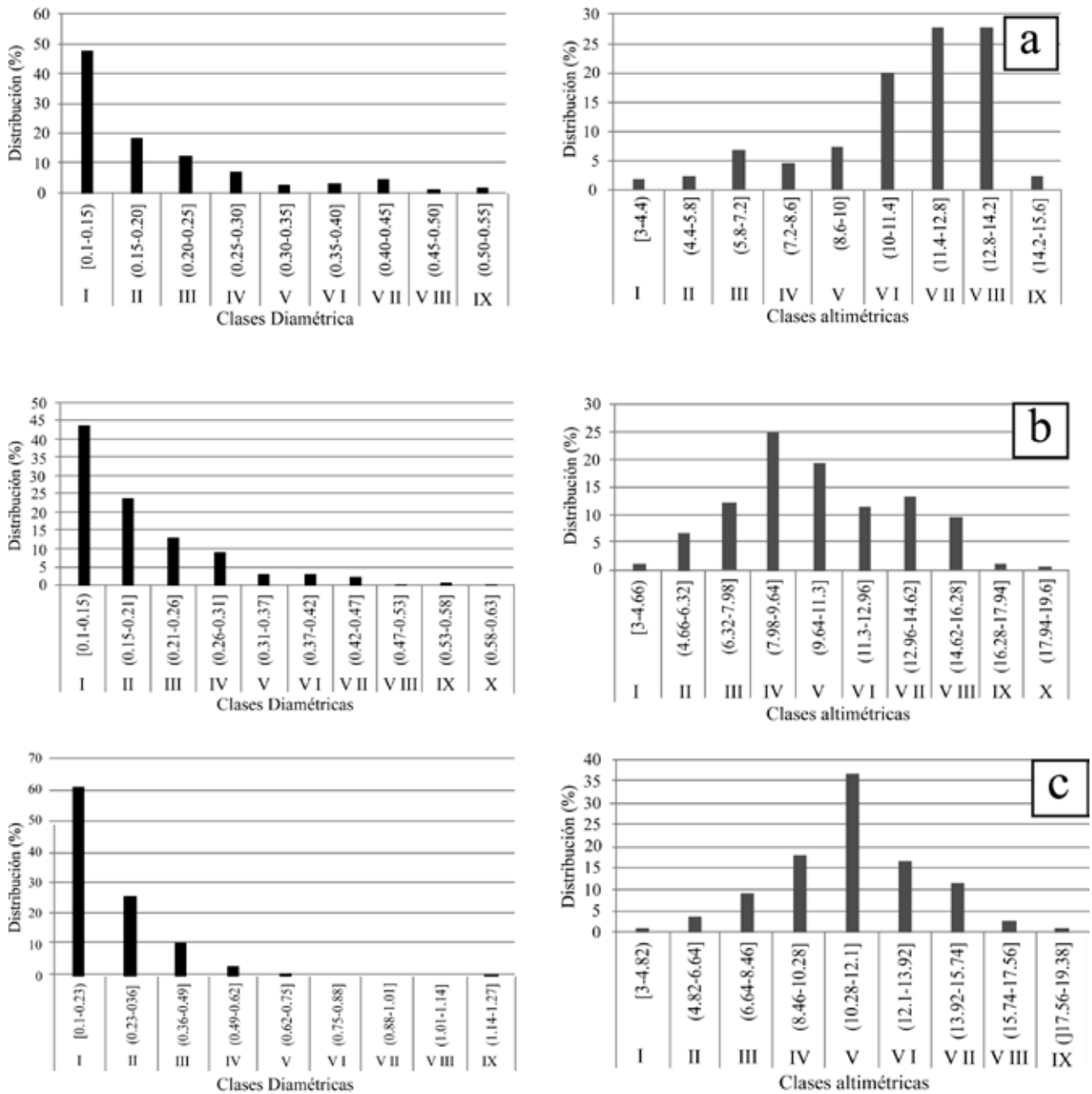
Métricas: variabilidad de área (Area), número de parches (NP), densidad de parches (DP), índice del parche más grande (LPI), índice de forma (Shape), proporción perímetro/área (Para), distancia euclidiana al vecino más cercano (ENN), índice de agregación (AI).

* Se calcularon: media (MN), desviación estándar (SD) y el coeficiente de variación (CV).

Parámetros estructurales

En la **figura 4** se muestra la distribución por clases diamétricas de las especies arbóreas registradas, la cual es en “j invertida”, concentrando la mayor cantidad de individuos en las clases diamétricas

inferiores, estructura característica de bosques tropicales disetaneos. En el relicto 1, el 43.9% de los individuos se encuentran en la clase diamétrica I, con diámetros ente 10 y 15 cm, y no se registraron árboles con diámetros superiores a los 63 cm. El 61.01% de los individuos del relicto 2 se



a: Relicto 1. Predio el Mirador. B: Relicto 2: Predio El Topacio. C: Relicto 1. Predio Asoprocaucho.

Figura 4. Distribución diamétrica y altimétrica de los individuos con un DAP ≥ 10cm.

encuentran en la clase diamétrica I, con un rango diamétricos entre los 10 y 23 cm, y tan solo un 13.3% de los individuos tienen diámetros que superan los 36 cm. Por último, en el relicto 3 no se registraron diámetros superiores a los 55 cm y el 48.02% de los fustales se encuentran en la clase diamétrica I, con diámetros entre los 10 y 15 cm.

En lo referente a la distribución altimétrica, la distribución de alturas es bastante heterogénea. En el relicto 1 no se diferencia un estrato con alturas superiores a los 19 m; el 25% de los individuos registrados en este relicto se encuentran en la clase altimétrica IV con alturas entre los 7.98 y 9.64 m y solo el 1.5% de los individuos presentan alturas mayores a los 16.28 m. En el relicto 2 no se diferencia un estrato con alturas superiores a los 19 m y el 36.70% de los individuos se encuentran en la clase altimétrica V, con alturas entre los 10.28 y 12.1 m. El 55.36 % de los individuos del relicto 3 se encuentran en las clases altimétricas VII y VIII con alturas entre los 11.4 m y 14.2 m; no se registraron individuos con alturas superiores a los 15.6 m.

En relación a la estructura vertical y horizontal de los bosques, se encontró que el relicto 1 presenta un sotobosque que está dominado por especies de hábito herbáceo, siendo la más abundante la Asteraceae, *Pseudelephantopus* sp.1, y los pastos (Poaceae), *Olyra* sp.1 y *Olyra latifolia* L.; también se encontraron cuatro especies de helechos (Pteridaceae) del género *Adiantum*, *A.* sp.1, *Adiantum* cf. *decoratum* Maxon & Weath., *Adiantum obliquum* Willd y *A.* sp. 4, así como una especie de Araceae del género *Philodendron*. En el sotobosque del relicto 2 priman las especies herbáceas, siendo la especie más abundante y frecuente la herbácea arbustiva *Solanum jamaicense* Mill. También se destacan cinco especies de la familia Araceae: *Monstera* sp.1, *Philodendron* sp. 1, *Philodendron* sp.2, *Spathiphyllum* cf. *cannifolium* (Dryand.) Schott y *Spathiphyllum* sp.1; así como un helecho del género *Adiantum* (Pteridaceae). Por último, la especie *S.* cf. *cannifolium* de la familia Araceae, y dos helechos del género *Adiantum*

(Pteridaceae), *A. obliquum* y *Adiantum* sp.3, son las especies que registran mayor abundancia en el sotobosque del relicto 3. En la [tabla 5](#) se mencionan las especies más representativas de cada relicto en el índice de valor de importancia ampliado.

DISCUSIÓN

La fragmentación del bosque inicia con el establecimiento de cultivos de coca, evidenciado en series de tiempo detalladas que demuestran luego la aparición de pasturas sobre las áreas boscosas (Armenteras *et al.*, 2006). Esta conversión de bosques a pastizales es una de las principales causas de cambio sobre la cobertura vegetal en la región amazónica (Dávalos *et al.*, 2014; Rufin, Müller, Pflugmacher y Hostert, 2015; Navarrete, Sitch, Aragão, Pedroni y Duque, 2016), que se caracteriza por tener un 80% de la superficie de pastoreo, con fincas que implementan un sistema extensivo de ganadería con capacidad de carga aproximada de una cabeza de ganado forrajero por hectárea de pasto (Navarrete *et al.*, 2016).

Lo anterior se refleja en el área de estudio, ya que el análisis multitemporal y las entrevistas con los actores claves de la región muestran una trayectoria de intensidad histórica que sugiere un uso intensivo del suelo con grandes extensiones de pastos dedicados a la ganadería extensiva y la presencia de cultivos ilícitos en áreas de bosque. Esta situación impulsó la reducción del área de las masas boscosas, lo que genera un conflicto de uso del suelo asociado a procesos de praderización.

Igualmente, los resultados presentes en este trabajo confirman que la expansión lateral para reducir al mínimo la distancia de las zonas productivas de los pastos forma un patrón específico que está directamente relacionado con altos índices de fragmentación de los bosques (Peng *et al.*, 2016). Por ende, es un determinante de grandes cambios en las medidas de paisaje al convertirlo más simple y homogéneo, confirmando así un proceso de consolidación de pastizales. Esto se evidencia en

Tabla 5. Índice de valor de importancia ampliado para relicto de bosques en El Retorno (Colombia).

Especie	IVI (%)	PS (%)	RN (%)	Ivia (%)
Relicto 1. Predio El Mirador				
<i>Siparuna cuspidata</i> (Tul.) A.DC.	23.01	1.37	0.82	25.20
<i>Astrocaryum chambira</i> Burret	14.62	2.50	1.73	18.85
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	12.94	0.92	0.00	13.86
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	7.91	3.34	2.13	13.38
<i>Inga acreana</i> Harms	10.52	0.99	0.90	12.41
<i>Virola peruviana</i> (A.DC.) Warb.	4.89	2.71	2.44	10.04
<i>Crepidospermum rhoifolium</i> (Benth.) Triana & Planch.	6.04	1.80	1.69	9.53
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	5.85	1.44	1.52	8.81
<i>Miconia truncata</i> Triana	2.65	3.10	3.05	8.80
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	7.19	0.95	0.60	8.74
<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.) Daly	6.14	1.32	0.99	8.45
<i>Iryanthera paraensis</i> Huber	6.41	1.03	0.66	8.10
<i>Guatteria</i> sp. 2	3.86	2.15	2.06	8.07
Otras especies	187.96	76.39	81.40	345.75
Total	300.00	100.00	100.00	500.00
Relicto 2. Predio El Topacio				
<i>Inga acreana</i> Harms	41.00	5.58	2.94	49.52
<i>Triplaris americana</i> L.	40.39	1.42	0.00	41.81
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg	18.22	0.59	0.00	18.81
<i>Guatteria</i> cf. <i>metensis</i> R.E.Fr.	6.97	4.84	4.32	16.12
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	10.70	2.19	1.97	14.86
<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	11.82	1.41	1.07	14.29
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	6.42	3.24	2.91	12.58
<i>Inga</i> cf. <i>heterophylla</i> Willd.	6.45	3.09	2.76	12.31
<i>Inga brachyrhachis</i> Harms	8.94	1.19	0.69	10.83
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	6.99	1.82	1.80	10.61
<i>Tabernaemontana sanano</i> Ruiz & Pav.	7.93	1.23	0.99	10.15
<i>Crepidospermum goudotianum</i> (Tul.) Triana & Planch.	8.46	0.45	0.49	9.40
Otras especies	125.70	72.94	80.07	278.71
Total	300.00	100.00	100.00	500.00
Relicto 3. Predio Asoprocaucho				
<i>Triplaris americana</i> L.	33.61	8.08	5.92	47.62
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	15.70	1.78	1.57	19.04
<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	9.01	2.51	2.21	13.72
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	9.79	1.35	1.12	12.27
<i>Petrea volubilis</i> L.	0.00	6.23	4.66	10.90
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	6.37	2.08	2.09	10.53
<i>Astrocaryum chambira</i> Burret	7.69	1.50	1.24	10.43
<i>Miconia elata</i> (Sw.) DC.	3.70	3.36	3.11	10.17
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	0.00	5.22	4.61	9.83
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	6.59	1.50	1.48	9.57
<i>Inga brachyrhachis</i> Harms	6.57	0.92	1.00	8.49
<i>Crepidospermum goudotianum</i> (Tul.) Triana & Planch.	6.53	1.01	0.88	8.43
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	6.97	0.48	0.32	7.77
Otras especies	187.48	63.99	69.77	321.24
Total	300.00	100.00	100.00	500.00

la zona de estudio con el aumento en el área de parches de pastos y una disminución en la distancia euclidiana, así como el número de los mismos para reflejar un patrón más agregado. En el caso de bosques, se dio un aumento en la división de la cobertura, representada en un mayor número de parches y sumado al aumento de la distancia euclidiana al vecino más cercano, disminuyó su área y reflejan una mayor dispersión de los relictos de bosques.

Los bosques que se mantienen en el área reflejan un patrón de distribución lineal, lo cual se debe a que en las prácticas de uso del suelo de la región solo se mantienen en su mayoría los bosques asociados a los cursos de agua. Cabe resaltar la presencia de un parche nodal que ocupa el 15.06% de la ventana de estudio, y aunque se desconoce la calidad ecológica de este fragmento, este es de gran importancia no solo por su tamaño sino porque contribuye a la conectividad física al estar unido a bosques de galería. Además, la superficie comprendida por los elementos nodales es inferior al 30% de la superficie total estudiada, por lo que la organización de los elementos del paisaje es el factor clave para la conservación de la diversidad (Morera, Pintó y Romero, 2007).

Sin embargo, las superficies boscosas del área presentaron un aumento significativo en la relación entre su área y perímetro, generando formas menos compactas que afectan la conservación de la diversidad al interior de los relictos (Groom, Gary y Carroll, 2006), dado que los fragmentos quedan expuestos a una mayor influencia de los ambientes periféricos (Gurrutxaga y Lozano, 2008). En este caso corresponden a una matriz de pastos, por lo que un factor clave para la manutención de la diversidad es la adaptación de las diferentes especies en el mosaico paisajístico (Morera et al., 2007).

Considerando el cambio en la configuración del paisaje en relación a la superficie de las áreas boscosas y sus valores en los índices de forma y agregación, así como inmersión de los bosques en una matriz de pastos limpios y fragmentados por

cultivos de coca, puede deducirse que es un paisaje fragmentado y por ende se pueden presentar de forma simultánea efectos asociados. La fragmentación de los bosques tiene un impacto sinérgico sobre la estructura, composición y funcionalidad del bosque (Hernández, Delgado, Meier y Durán, 2012), lo que se evidencia en la caracterización de la composición y estructura de los relictos boscosos analizados, en los que se registró una mayor abundancia, frecuencia y dominancia de especies heliófitas generalistas con una escasez de especies especialistas y ausencia de grandes árboles emergentes. Lo anterior, coincidiendo con lo reportado por Stevenson y Rodríguez (2008) al describir otros relictos de bosque húmedo tropical en el municipio de El Retorno, en el que el 25% de las especies registradas son pioneras y su mayor proporción puede deberse a procesos antrópicos de uso y fragmentación.

A pesar de lo anterior, se registraron altos valores de IVI en bosques con fines de protección o con menos alteraciones aledaños, con especies: *B. guianense*, *C. goudotianum*, *C. rhoifolium*, *I. deltoidea*, *O. bataua*, *P. bicolor*, *P. laevis* y *S. exorrhiza* (Duque, Cárdenas y Rodríguez, 2003; Stevenson, Suescún y Quiñones, 2004; García-R y Galindez, 2011). Sin embargo, en los bosques tropicales disetaneos el mayor peso ecológico (IVI) está dado por pocas especies con individuos de alturas y diámetros altos (Ariza, Toro y Lores, 2009). Caso contrario a lo que se registra en el área de estudio, en donde las especies con mayor IVI deben sus valores de dominancia a la abundancia de individuos en las clases diamétricas inferiores. Esto, sumado al empobrecimiento del estrato superior arbóreo, se refleja en mayor abundancia de individuos en los estratos inferior y medio ($HT < 15$ m), sugiriendo una simplificación estructural del bosque.

Dado que los cambios en la composición de la vegetación referidos a mayor abundancia de especies heliófitas con maderas de menor densidad, sumado a cambios estructurales, representados

en la mayor densidad de árboles con troncos más delgados, disminuyen el tiempo de residencia del carbono en la madera y aceleran la descomposición, también se pueden estar viendo afectados los procesos ecológicos como, por ejemplo, el flujo de carbono del suelo (Laurance *et al.*, 2011; Romero-Torres y Varela, 2011; Barros y Fearnside, 2016). Por lo cual la composición y estructura de los relictos analizados coincide con la de sitios alterados o fragmentos en los cuales se ha registrado mayor afección del hábitat (e.g. Laurance, Vasconcelos y Lovejoy, 2000; Lezcano, Finegan, Condit y Delgado, 2001; Hernández *et al.*, 2012), respaldando la pérdida de resiliencia ecológica en paisajes hiperfragmentados y la conversión hacia un paisaje secundario (Pardini, Bueno, Gardner, Prado y Metzger, 2010; Hernández *et al.*, 2012).

CONCLUSIONES

Debido a que la dinámica de cambio de los ecosistemas boscosos es muy alta, se hace necesario el empleo de metodologías con escalas temporales y espaciales múltiples. Sin embargo, no son usuales los estudios que consideren ambos aspectos, pero este en particular, permite continuar avanzando en el conocimiento de la interrelación de las causas de deforestación a nivel de paisaje, las cuales comúnmente son precursoras de la fragmentación y degradación de bosques.

Es así como el análisis de algunos aspectos relacionados a la interacción de factores de intervención antrópica como lo es el uso de suelo, métricas de paisaje y estudios de vegetación en relictos de bosque permiten ampliar el escenario para lograr identificar si se están presentando procesos de recuperación o degradación en los bosques, para así poder definir estrategias adecuadas de manejo con fines de conservación.

La fragmentación de los bosques en el área de estudio es evidente, se refleja en el mayor número de parches con menor área y en el aumento de

la distancia entre los mismos, mientras que se han ampliado los pastizales aumentando su conectividad; situación que afecta a las comunidades vegetales de los relictos de bosque presentes al estar inmersos en una matriz de pastos y al mostrar cambios en la composición de especies y estructura del bosque que actúan como indicadores de degradación forestal.

Aun así, los fragmentos de bosques que persisten en estos paisajes fragmentados constituyen áreas con gran potencial para la restauración ecológica, considerando que se mantienen valores significativos de diversidad de especies asociados a riqueza y que aún se registran especies representativas del bosque húmedo tropical que se encuentran catalogadas dentro de alguna categoría de amenaza, como lo son: las palmas, *Astrocaryum chambira* Burret, *Euterpe precatoria* Mart., *Iriartea deltoidea* Ruiz & Pav. y *Oenocarpus bataua* Mart.; especies de la familia Lauracea como *Ocotea aciphylla* (Nees & Mart.) Mez, *Ocotea bofo* Kunth, *Ocotea longifolia* Kunth; las Lecythidaceas *Cariniana pyriformis* Miers, *Couroupita guianensis* Aubl., *Eschweilera gigantea* (R.Knuth) J.F.Macbr y *Gustavia poeppigiana* O.Berg; y *Cedrela odorata* L. (Meliaceae), entre otras.

A pesar que los relictos de bosques estudiados han presentado pérdidas significativas de área, se mantienen áreas que desempeñan un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad. Aun así, se sugiere la ampliación de las zonas de bosques para el mantenimiento de poblaciones y la reducción de las distancias entre fragmentos para aumentar la conectividad ecológica, así como una reducción de la matriz de pastos considerando que sin duda esta influye en el tipo de sucesión que se puede dar de forma natural en estos bosques.

Este trabajo aporta información clave para el diseño de estrategias orientadas al manejo de relictos al interior de finca, que se puedan vincular al diseño de herramientas de gestión y conservación a nivel de paisaje.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a The Digital Globe Foundation por suministrar las fotografías aéreas de alta resolución para el desarrollo de este trabajo. A la familia Rincón y a Asoprocaucho, por permitirnos desarrollar esta investigación en sus predios y abrirnos las puertas de sus hogares. A los ingenieros forestales Alejandra Reyes y José Luis Acosta, a la estudiante Katherine Lezama y Dairo Gutiérrez Rincón, por su apoyo en las actividades de campo; así como al profesor Gilberto Emilio Mahecha y los profesionales del herbario UDBC de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas por la colaboración en la determinación del material vegetal.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores son los únicos responsables de la obra en todos los aspectos que condujeron a la elaboración de su publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acharya, K. P., Dangi, R. y Acharya, M.** (2011). Análisis de la degradación del bosque en Nepal. *Unasylva*, 238(62), 31-38.
- Aguilera, F. y Botequilha-Leitão, A.** (2012). Selección de métricas de paisaje mediante análisis de componentes principales para la descripción de los cambios de uso y cobertura del suelo del Algarve, Portugal. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, GeoFocus*, 12, 93-121.
- Arancibia-Arce, L., Perotto-Baldívieso, H., Furlán, J., Castillo-García, M., Soria, L. y Rivero-Guzmán, K.** (2013). Evaluación espacial y temporal de fragmentación y conectividad para actividades ecoturísticas en un sitio Ramsar: Los Bañados de Isozo (Santa Cruz, Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 48(2), 87-103.
- 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(1), 81-102. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2009.1.a07>
- Armenteras, D., Rudas, G., Rodríguez, N., Sua, S. y Romero, M.** (2006). Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6, 353-368. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.014>
- Armenteras, D., Gonzales, T. y Retana, J.** (2013). Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation*, 159, 73-79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.026>
- Armenteras, D. y Rodríguez, N.** (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latinoamérica: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, 17(2), 233-246. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>
- Armenteras, D. y Vargas, O.** (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 229-239. DOI: <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1Supl.50848>
- Armenteras, D., Espeltab, J. M., Rodríguez, N. y Retana, J.** (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980-2010). *Global Environmental Change*, 46, 139-147.
- Barros, H. y Fearnside, P.** (2016). Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. *Forest Ecology and Management*, 379, 30-36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>
- Bustamante, R. y Grez, A.** (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de bosques nativos. *Ciencia y Ambiente*, 11(2), 58-63.
- Cámara, R. y Díaz del Olmo, F.** (2013). Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos. I- Fundamentos metodológicos. *Estudios Geográficos*, 74, 67-88. DOI: <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201303>

- Canzio, C.** (2006). *Análisis de microestructura en hierro fundido nodular y evaluación de superficie de fractura en probetas de impacto Charpy mediante el uso del software Image-pro plus*. Lima: Facultad de Ciencias e Ingeniería, Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Chacón, M., Harvey, C. A. y Delgado, D.** (2008). Diversidad arbórea y almacenamiento de carbono en un paisaje fragmentado del bosque húmedo de la zona atlántica de Costa Rica. *Comunicación Técnica. Recursos Naturales y Ambiente*, 51-52, 19-32.
- Chuvieco, E.** (2000). *Fundamentos de teledetección espacial (3ª ed.)*. Madrid: Rialp.
- Confederación Cauchera Colombiana** (2016). *Censo de plantaciones de caucho natural (Hevea brasiliensis) a año 2015*. Bogotá: Confederación Cauchera Colombiana.
- Cordero, J. y Boshier, D. H.** (2003). *Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas*. Turrialba, Costa Rica: Oxford Forestry Institute (OFI), Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Costafreda, S.** (2009). *Análisis de la estructura de la vegetación y su relación con la ocurrencia de incendios forestales* (trabajo de pregrado, Ingeniería de Montes). Universidad de Lérida, Lérida, España.
- Dane, F.** (2013). *El desafío del desarrollo sustentable en América Latina*. Rio de Janeiro, Brasil: Konrad-Adenauer-Stiftung.
- Dávalos, L., Holmesb, J., Rodríguez, N. y Armenteras, D.** (2014). Demand for beef is unrelated to pasture expansion in northwestern Amazonia. *Biological Conservation*, 170, 64-73. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.018>
- Duque, Á., Cárdenas, D. y Rodríguez, N.** (2003). Dominancia florística y variabilidad estructural en bosques de tierra firme en el noroccidente de la Amazonía Colombiana. *Caldasia*, 25(1), 139-152.
- Fernández, V. y Silva, R.** (2015). Los paisajes en movimiento. El conocimiento paisajístico de Andalucía a través de la carretera. En: J. De la Riva, P. Ibarra, R. Montorio y M. Rodríguez (eds.), *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación* (pp. 953-960). Zaragoza: Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza.
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Marticorena, A. y Sánchez, P.** (2010). Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana Botánica*, 67(2), 188-197. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-66432010000200004>
- Gadow, K., Real, P. y Álvarez, J. G.** (eds.) (2001). *Modelización del crecimiento y la evolución de bosques*. Viena: IUFRO World Series vol. 12.
- García, F.** (1995). Coca, guerrilla y sociedad civil en el Guaviare: regulación de conflictos y otros controles. *Colombia Internacional*, 29, 18-29.
- García-R, J. y Galindez, L.** (2011). Caracterización ecológica de la microcuenca abastecedora de agua del acueducto municipal de San José del Guaviare. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 10, 31-43.
- Groom, J., Gary, K. y Carroll, C.** (2006). *Principles of conservation biology*. Sunderland, FL: Sinauer Associates Inc.
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P.** (2008). Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats? *Observatorio Medioambiental*, 1(1), 171-183.
- Hernández, L., Delgado, L., Meier, W. y Durán, C.** (2012). Empobrecimiento de bosques fragmentados en el norte de la Gran Sabana, Venezuela. *Interciencia*, 12, 891-898.
- Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi)** (1999). *Guaviare, población y territorio*. Bogotá: Ministerio del Medio Ambiente.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam)** (2010). *Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia Escala 1: 100.000*. Bogotá: Ideam.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac)** (2008). *Mapa de zonificación climática de Colombia. Escala 1: 100.000. Sistema de Información Geográfica para la Planificación y el Ordenamiento Territorial (SIG-OT)*. Recuperado de <http://sigotn.igac.gov.co/sigotn/>

- Jiang, P., Cheng, L., Li, M., Zhao, R. y Huang, Q.** (2014). Analysis of landscape fragmentation processes and driving forces in wetlands in arid areas: A case study of the middle reaches of the Heihe River, China. *Ecological Indicators*, 46, 240-252. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.026>
- Landis, J. y Koch, G.** (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 159-74. DOI: <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Laurance, W. F., Vasconcelos, H. L. y Lovejoy, T. E.** (2000). Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34, 39-45. DOI: <https://doi.org/10.1017/S003060530003088X>
- Laurance, W. F., Camargo, J., Luizão, R., Laurance, S., Pimmd, S., Bruna, E., ... y Lovejoy, T.** (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144, 56-67. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>
- Lezcano, H., Finegan, B., Condit, R. y Delgado, D.** (2001). Variación de las características de la comunidad vegetal en relación al efecto de borde en fragmentos de bosque Las Pavas, cuenca del Canal de Panamá. Comunicación Técnica. *Revista Forestal Centroamericana*, 38, 33-38.
- Martino, D.** (2007). Deforestación en la Amazonía: principales factores de presión y perspectivas. *Revista del Sur*, 169, 3-22.
- Matteucci, S.** (2004). Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso. En: G. Buzai (ed.), *Memorias: Primer Seminario Argentino de Geografía Cuantitativa* (pp. 1-29). Buenos Aires: Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente (Gepama).
- McGarigal, K. y Marks, B. J.** (1995). *Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. General Technical Report PNW-GTR-351. Portland, EE. UU.: Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McGarigal, K., Cushman, S. A. y Ene, E.** (2012). *Fragstats v4: Spatial pattern analysis program for categorical maps*. Computer software program. Amherst, EE. UU.: University of Massachusetts. Recuperado de <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Morera, C., Pintó, J. y Romero, M.** (2007). Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: aproximación conceptual. En O. Chassot y C. Morera (eds.), *Corredores biológicos: acercamiento conceptual y experiencia en America* (pp. 11-47). San José, Costa Rica: Imprenta Nacional.
- Murcia, G. U. G., Huertas, M. C., Rodríguez, J. M. y Castellanos, H. O.** (2011). *Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonia colombiana, a escala 1:100.000. Cambios multitemporales en el período 2002 al 2007*. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi).
- Navarrete, D., Sitch, S., Aragão, L., Pedroni, L. y Duque, A.** (2016). Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to differences in dead wood dynamics depending on land management practices. *Journal of Environmental Management*, 171, 42- 51. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.037>
- Nepstad, D., Bezerra, T., Tepper, D., McCann, K., Stikler, C., McGrath, D., ... y Ruedas, A.** (2013). *Cómo abordar los motores agrícolas de la deforestación en Colombia: aumentar la producción terrestre y a la vez reducir la deforestación, degradación forestal, emisión de gases de efecto invernadero y pobreza rural*. Bogotá: Earth Innovation Institute.
- Ormazábal, Y., Ávila, C., Mena, C., Morales, Y. y Bustos, Ó.** (2013). Caracterización y cuantificación de fragmentos de bosque nativo, en un sector del secano interior de la región del Maule, Chile. *Ciencia Florestal*, 23(3), 449-460. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509810556>
- Pardini, R., Bueno, A., Gardner, T., Prado, P. y Metzger, P.** (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PlosONE*, 5, 1-10. DOI: 10.1371/journal.pone.0013666
- Peng, Y., Mi, K., Qing, F. y Xue, D.** (2016). Identification of the main factors determining landscape metrics in semi-arid agro-pastoral ecotone. *Journal of Arid Environments*, 124, 249-256. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.009>
- Potter, L.** (2011). Relationship between openness to trade and deforestation: Empirical evidence from the Brazilian Amazon. *Eutopía*, 2, 39-54.

- Quantum GIS Development Team** (2016). *Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. Recuperado de <http://qgis.osgeo.org>
- Reyes, A.** (1998). La erradicación de cultivos: un laberinto. *Análisis Político*, 24, 66-72.
- Rodriguez, W. y Nunes, A.** (2016). Relationship between openness to trade and deforestation: Empirical evidence from the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, 121, 85-97. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.014>
- Romero-Torres, M. y Varela, A.** (2011). Edge Effect on the Decomposition Process of Leaf Litter in Cloud Forest. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 155-174.
- Rufin, P., Müller, H., Pflugmacher, D. y Hostert, P.** (2015). Land use intensity trajectories on Amazonian pastures derived from Landsat time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 41, 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.04.010>
- Santos, T. y Telleria, J. L.** (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12.
- Simonetti, D., Marelli, A. y Eva, H. D.** (2015). *Impact toolbox a portable open source GIS toolbox for image processing and land cover mapping*. Luxemburgo: Publications Office of the European Union.
- Stehman, S. V. y Czaplewski, R. L.** (1998). Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sensing Environment*, 64, 331-344. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00010-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00010-8)
- Stevenson, P. R., Suescún, M. y Quiñones, M. J.** (2004). Characterization of forest types at the CIEM, Tinigua Park, Colombia. *Field Studies of Fauna and Flora, La Macarena Colombia*, 14, 1-20.
- Stevenson, P. R. y Rodríguez, M.** (2008). Determinantes de la composición florística y efecto de borde en un fragmento de bosque en el Guaviare, Amazonia colombiana. *Colombia Forestal*, 11(1), 5-17. DOI: 10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2008.1.a01
- Sun, B. y Zhou, Q.** (2016). Expressing the spatio-temporal pattern of farmland change in arid lands using landscape metrics. *Journal of Arid Environments*, 124, 118-127. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.007>
- Thompson, I.** (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva*, 238(62), 25-30.
- Torres-Gómez, M., Delgado, L., Martín, V. y Bustamante, O.** (2009). Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aisén (Región de Aisén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 73-82. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000100005>
- Vieira, M. y Castillo, D.** (2010). Designing and implementing a role-playing game: A tool to explain factors, decision making and landscape transformation. *Environmental Modelling & Software*, 25, 1322-1333. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.015>
- Vergara, G. y Galloso, J.** (2004). Efecto de factores físico-sociales sobre la degradación del bosque nativo. *Bosque*, 25(1), 43-52. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002004000100004>





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



MARIO PEDRAZA, FOTÓGRAFO INVITADO.



Fotógrafo colombiano apasionado por el paisaje y la vida natural. Desde sus comienzos en la fotografía ha decidido especializarse en estos tipos de fotografía. Realizó el curso virtual de José Benito Ruiz " Un Año de Fotografía " en el año 2013, lo que le permitió recibir conocimientos, consejos, resolver inquietudes y afianzar la técnica de la mano de grandes fotógrafos. En el 2014 participó en el curso profesional de fotografía de la escuela de cine y fotografía Zona-Cinco de la

ciudad de Bogotá. Ha trabajado en diversos proyectos, entre los que se destacan: Flora y Fauna de la serranía de Juaica 2016, Campesinos 2016 - Actualidad (una serie de 100 retratos resaltando el trabajo y los valores del campesino colombiano). Fotógrafo oficial de la expedición " Tras los pasos de Humboldt y Bonpland " liderada por el Museo de Historia Natural de París (MNHN) y la asociación Enlaces Artísticos de París (Francia). Fotógrafo oficial en la expedición Paul Rivet liderada por el Museo del Hombre (Musée de l'Homme) de París Francia y la asociación Enlaces Artísticos de París (Francia). También ha recibido reconocimientos como lo son el quinto premio del jurado en el concurso " Cerros, Páramos y Altas montañas " 2017 de la organización ColombIODiversidad, Exposición colectiva tras el " Quark y el Jaguar " 2016 Casa de la Cultura de Tenjo, Cundimamarca, Exposición individual Orquídeas de Colombia en la galería botánica del Museo de Historia Natural de París desde 05 de diciembre 2017 a 28 de marzo del 2018, Exposición individual Paisajes y Flores Colombianas en los jardines galería del Museo Tudor Place en Washington D.C., Estados Unidos del 17 de abril del 2018 al 22 de abril del 2018.



DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL

“Este documento ha sido adaptado del documento para procedimientos y estándares éticos elaborado por *Cambridge University Press*, siguiendo las directrices para un buen comportamiento ético en publicaciones científicas seriadas del *Committee on Publication Ethics (COPE)*, *International Committee of Medical Journal Editors (ICJME)* y *World Association of Medical Editors (WAME)*”

Responsabilidades de los editores

- Actuar de manera balanceada, objetiva y justa sin ningún tipo de discriminación sexual, religiosa, política, de origen, o ética de los autores, haciendo correcto uso de las directrices pronunciadas en la Constitución Política de Colombia en este aspecto.
- Considerar, editar y publicar las contribuciones académicas únicamente por sus méritos académicos sin tomar en cuenta ningún tipo de influencia comercial o conflicto de interés.
- Acoger y seguir los procedimientos adecuados para resolver posibles quejas o malentendidos de carácter ético o de conflicto de interés. El editor y el comité editorial actuarán en concordancia con los reglamentos, políticas y procedimientos establecidos por la Universidad Distrital Francisco José de Caldas y particularmente en el Acuerdo 023 de junio 19 de 2012 del Consejo Académico, por el cual se reglamenta la política editorial de la Universidad y la normatividad vigente en el tema en Colombia. En todo caso se dará a los autores oportunidad para responder ante posibles conflictos de interés. Cualquier tipo de queja debe ser sustentada con documentación y soportes que comprueben la conducta inadecuada.

Responsabilidades de los revisores

- Contribuir de manera objetiva al proceso de evaluación de los manuscritos sometidos a consideración en la revista Colombia Forestal colaborando, en forma oportuna, con la mejora en la calidad científica de estos productos originales de investigación.
- Mantener la confidencialidad de los datos suministrados por el editor, el comité editorial o los autores, haciendo correcto uso de dicha información por los medios que le sean provistos. No obstante, es su decisión conservar o copiar el manuscrito en el proceso de evaluación.
- Informar al editor y al comité editorial, de manera oportuna, cuando el contenido de una contribución académica presente elementos de plagio o se asemeje sustancialmente a otros productos de investigación publicados o en proceso de publicación.
- Informar cualquier posible conflicto de intereses con una contribución académica por relaciones financieras, institucionales, de colaboración o de otro tipo entre el revisor y los autores. Para tal caso, y si es necesario, retirar sus servicios en la evaluación del manuscrito.

Responsabilidades de los autores

- Mantener soportes y registros precisos de los datos y análisis de datos relacionados con el manuscrito presentado a consideración de la revista. Cuando el editor o el comité editorial de la revista requieran esta información (por motivos razonables) los autores deberán suministrar o facilitar el acceso a esta. Al momento de ser requeridos, los datos originales entrarán

en una cadena de custodia que asegure la confidencialidad y protección de la información por parte de la revista.

- Confirmar mediante una carta de originalidad (formato preestablecido por la revista) que la contribución académica sometida a evaluación no está siendo considerada ò ha sido sometida y/ò aceptada en otra publicación. Cuando parte del contenido de esta contribución ha sido publicado o presentado en otro medio de difusión, los autores deberán reconocer y citar las respectivas fuentes y créditos académicos. Además, deberán presentar copia al editor y al comité editorial de cualquier publicación que pueda tener contenido superpuesto o estrechamente relacionado con la contribución sometida a consideración. Adicionalmente, el autor debe reconocer los respectivos créditos del material reproducido de otras fuentes. Aquellos elementos como tablas, figuras o patentes, que requieren un permiso especial para ser reproducidas deberán estar acompañadas con una carta de aceptación de reproducción por parte de los poseedores de los derechos de autor del producto utilizado.
- En aquellas investigaciones donde se experimente con animales se deben mantener y asegurar las prácticas adecuadas establecidas en las normas que regulan estas actividades.
- Declarar cualquier posible conflicto de interés que pueda ejercer una influencia indebida en cualquier momento del proceso de publicación.
- Revisar cuidadosamente las artes finales de la contribución, previamente a la publicación en la revista, informando sobre los errores que se puedan presentar y deban ser corregidos. En caso de encontrar errores significativos, una vez publicada la contribución académica, los autores deberán notificar oportunamente al editor y al comité editorial, cooperando posteriormente con la revista en la publicación de una fe de erratas, apéndice, aviso, corrección,

o en los casos donde se considere necesario retirar el manuscrito del número publicado.

Responsabilidad de la Universidad Distrital

- La Universidad Distrital Francisco José de Caldas, en cuyo nombre se publica la revista Colombia Forestal y siguiendo lo estipulado en el Acuerdo 023 de junio 19 de 2012 del Consejo Académico, por el cual se reglamenta la Política Editorial de la Universidad, se asegurará que las normas éticas y las buenas prácticas se cumplan a cabalidad.

Procedimientos para tratar un comportamiento no ético

Identificación de los comportamientos no éticos

- El comportamiento no ético por parte de los autores del cual tengan conocimiento o sea informada la revista, serán examinados en primera instancia por el Editor y el Comité Editorial de la revista.
- El comportamiento no ético puede incluir, pero no necesariamente limitarse, a lo estipulado en la declaración de buenas prácticas y normas éticas de la revista Colombia Forestal, la reglamentación de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Universidad Distrital Francisco José de Caldas en esta materia.
- La información sobre un comportamiento no ético, debe hacerse por escrito y estar acompañada con pruebas tangibles, fiables y suficientes para iniciar un proceso de investigación. Todas las denuncias deberán ser consideradas y tratadas de la misma manera, hasta que se adopte una decisión o conclusión exitosa.
- La comunicación de un comportamiento no ético debe informarse en primera instancia preferiblemente al editor de la revista, en consecuencia al comité editorial o al comité de publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente. En aquellos

casos donde los anteriores actores no den respuesta oportuna, deberá informarse el comportamiento no ético al comité de publicaciones de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

- La queja sobre un comportamiento no ético por parte del Editor o el Comité Editorial de la revista deberá ser informado ante el comité de publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital.

Investigación

- La primera decisión debe ser tomada por el editor, quien debe consultar o buscar el asesoramiento del Comité Editorial y el Comité de Publicaciones de la Facultad del Medio Ambiente, según el caso.
- Las evidencias de la investigación serán mantenidas en confidencialidad.
- Un comportamiento no ético, que el Editor considere menor, puede ser tratado entre él y los autores sin necesidad de consultas adicionales. En todo caso, los autores deben tener la oportunidad de responder a las denuncias realizadas por comportamiento no ético.
- Un comportamiento no ético de carácter grave se debe notificar a las entidades de afiliación institucional de los autores o que respaldan la investigación. El editor, en consideración con la Universidad Distrital, debe tomar la decisión de si debe o no involucrar a los patrocinadores, ya sea mediante el examen de la evidencia disponible o mediante nuevas consultas con un número limitado de expertos.

Resultados (en orden creciente de gravedad, podrán aplicarse por separado o en combinación)

- Informar a los autores o revisores donde parece haber un malentendido o mala práctica de las normas éticas.
- Enviar una comunicación oficial dirigida a los autores o revisores que indique la falta de conducta ética y sirva como precedente para buen comportamiento en el futuro.
- Hacer una notificación pública formal en la que se detalle la mala conducta con base en las evidencias del proceso de investigación.
- Hacer una página de editorial que denuncie de manera detallada la mala conducta con base en las evidencias del proceso de investigación.
- Enviar una carta formal dirigida a las entidades de afiliación institucional de los autores que a su vez respaldan o financian el proceso de investigación.
- Realizar correcciones, modificaciones o de ser necesario retirar el artículo de la publicación de la revista, clausurando los servicios de indexación y el número de lectores de la publicación e informando a la institución de afiliación de los autores y a los revisores esta decisión.
- Realizar un embargo oficial de cinco años al autor, periodo en el cual no podrá volver a publicar en la revista.
- Denunciar el caso y el resultado de la investigación ante las autoridades competentes, en caso que el buen nombre de la Universidad Distrital se vea comprometido.



INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

La revista *Colombia Forestal* publica contribuciones originales en diferentes temáticas del campo forestal y del medio ambiente, con especial énfasis en la República de Colombia. La revista está dirigida a un amplio público a nivel nacional e internacional, especialmente a profesionales directamente relacionados con el manejo de recursos naturales renovables.

Selección y evaluación de los manuscritos sometidos para publicación

El proceso de evaluación de un manuscrito consta de una preselección y revisión general por el Comité Editorial, seguida de una evaluación doblemente anónima solicitada a pares especialistas en cada tema. Una vez realizada la evaluación por parte de los pares académicos, los autores recibirán el respectivo concepto, el cual puede ser aceptado, aceptado con modificaciones menores, aceptado con modificaciones mayores o no aceptado. En aquellos casos en que el manuscrito sea aceptado con modificaciones, el autor recibirá también las sugerencias y comentarios realizados por los evaluadores. Los manuscritos que no se ajusten a la temática de la revista y aquellos que no sigan en su totalidad las instrucciones para los autores serán devueltos sin pasar por el proceso de evaluación.

Los autores contarán con máximo un mes de plazo, a partir del envío de las evaluaciones, para hacer los ajustes del caso y enviar de nuevo la versión corregida del manuscrito al editor de la revista, acompañada de una carta explicativa en donde se detallen los ajustes incorporados. El Comité Editorial verificará la incorporación de los cambios al manuscrito y si lo considera pertinente la enviará de nuevo al par evaluador para su concepto. La decisión final sobre la publicación del manuscrito estará sujeta a la conformidad del par académico y

del Comité Editorial respecto a la inclusión de las modificaciones solicitadas al autor. Cuando el manuscrito es aceptado para publicación, los autores deberán firmar una declaración de originalidad y una autorización de los derechos de publicación y reproducción del manuscrito y de la inclusión en bases de datos, páginas web o páginas electrónicas, nacionales o internacionales. Cada autor recibirá tres (3) ejemplares del volumen en el cual se publica su artículo.

Tipos de artículo

Las contribuciones de los colaboradores de la revista *Colombia Forestal* podrán corresponder a uno de los siguientes tipos de artículos:

Artículo de investigación: manuscrito que presenta de manera detallada los resultados originales de proyectos de investigación, siguiendo la metodología científica, los cuales representan aportes importantes a las ciencias forestales y del medio ambiente.

Artículo de revisión: manuscrito resultado de una investigación en el cual se analizan, sistematizan e integran los resultados de investigaciones publicadas, proporcionando información relacionada con los avances y las tendencias de desarrollo científico y tecnológico. Los artículos deben presentar una cuidadosa revisión bibliográfica de por lo menos 50 referencias, provenientes de artículos científicos en un 70%, como mínimo. Los artículos de revisión preferiblemente serán solicitados por el editor general de la revista a un especialista del tema.

La revista también podrá incluir una sección de Notas y Comentarios, con notas de interés técnico sobre conferencias, seminarios, foros, programas de investigación, extensión, educación y comentarios sobre nuevos libros o revistas.

Instrucciones para preparación de manuscritos

El manuscrito, escrito en español o en inglés, no debe exceder de 30 páginas tamaño carta, escritas a doble espacio incluyendo texto, tablas, figuras y anexos. El texto debe escribirse en letra Times New Roman, tamaño 11, alineado a la izquierda o sin justificar.

En la primera página del manuscrito se debe indicar el título del artículo, los nombres completos del autor o autores y en nota al pie de página, el nombre de la institución de afiliación del autor, dirección postal y correo electrónico (preferiblemente institucional). En el pie de página también se debe indicar el autor encargado de la correspondencia.

Luego del encabezamiento del artículo con los respectivos **títulos** en **español e inglés** (o inglés y español cuando se trate de un manuscrito en inglés), debe ir un **título corto**, un **resumen** en español y un **abstract** en inglés, de no más de 150 palabras para cada uno. También se deben incluir mínimo tres y máximo diez **palabras clave** y **keywords**, en lo posible diferentes a las mostradas en el título y que reflejen el contenido del manuscrito y sean apropiadas para motores de búsqueda. Las palabras clave deben ir ordenadas alfabéticamente y las **keywords** deben corresponder en orden a la traducción de las palabras clave. Se recomienda usar tesauros de ciencias naturales en agricultura, biología, forestería y medio ambiente.

El contenido principal de los manuscritos de un artículo de investigación debe incluir las siguientes secciones en forma secuencial: **Introducción, materiales y métodos** (incluye área de estudio), **resultados, discusión, conclusiones, agradecimientos y referencias bibliográficas**. En los manuscritos de revisión no se requiere especificar las secciones de objetivos, materiales y métodos y resultados.

Título: presenta de manera concisa el tema tratado en la investigación, no debe exceder 15 palabras y se debe evitar el uso de puntos seguidos y guiones. En caso de presentar un subtítulo, este

debe ser separado del título principal por medio de dos puntos seguidos (:). El primer título debe corresponder al idioma original de la publicación y debe escribirse en letra mayúscula. El segundo título debe ser escrito en letra minúscula. Los nombres científicos utilizados en los títulos se deben escribir en letra minúscula itálica, para los dos títulos, además deben incluir el autor del nombre científico, escrito en letra minúscula normal (por ejemplo: *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb.)

Resumen: este aparte debe representar una síntesis del trabajo. Es necesario que incluya una breve alusión al objetivo de la investigación, la metodología utilizada, los resultados y la importancia de los hallazgos, en ese mismo orden. Los puntos clave de cada una de las secciones del artículo deben verse reflejados en el resumen. No se deben utilizar abreviaturas ni citas.

Introducción: este texto debe estar limitado al objeto de estudio, la definición del problema, la justificación del estudio y sus objetivos. Puede presentarse un breve marco teórico, siempre y cuando esté directamente relacionado con el problema de investigación.

Materiales y métodos: en esta sección se deberá incluir información asociada con el área donde se desarrolla la investigación (localización, información climática, entre otros). Además, debe incluir las técnicas y materiales de trabajo para la captura de información y el procesamiento y análisis de datos, incluyendo los recursos de *software* utilizados.

Resultados: esta sección debe presentar los resultados obtenidos, con base única y exclusivamente en la metodología planteada. Las tablas y figuras asociadas deben ser coherentes a lo escrito y responder a los objetivos de la investigación.

Discusión: en esta sección se confrontan y argumentan los resultados del estudio realizado con los resultados reportados por otros investigadores en la literatura académica que abarquen la temática de análisis.

Conclusiones: esta sección debe presentar los principales hallazgos encontrados por la

investigación, así como las implicaciones de la publicación en la temática específica de estudio.

Agradecimientos: debe presentar de manera sucinta las principales instituciones financiadoras del proyecto, entes cooperantes y demás actores que incidieron en el desarrollo de la investigación y elaboración del artículo.

Referencias bibliográficas: El formato de *Colombia Forestal* se basa en las normas APA (6^{ta} edición), con modificaciones tanto para la creación como para la estandarización de citas y referencias bibliográficas en los manuscritos. Las citas en el texto se ordenan cronológicamente cuando se trata de más de una fuente y deben corresponder en su totalidad a las referencias en la sección de referencias bibliográficas. La separación entre el autor y el año se debe realizar mediante el uso de coma (,) y la separación entre citas se debe hacer con un punto y coma (;).

Ejemplos:

- Según Castro (1945) y González y Ruiz (1996),
- ... (Castro, 1945, 1975; González y Ruiz, 1996; Ramírez *et al.*, 2009).

Se debe usar *et al.*, para citar publicaciones de más de dos autores y a, b, c, d, etc., para distinguir entre varios trabajos del mismo autor y año.

Ejemplos:

- Como mencionan Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a, 2007b).
- ... (Parrado-Rosselli *et al.*, 2007, 2007a; López y Ferreira, 2008, 2008a).

Las referencias en la sección de referencias bibliográficas deben ordenarse alfabéticamente según el apellido del primer autor y cronológicamente para cada autor, o cada combinación de autores. En esta sección se deben escribir los nombres de todos los autores, sin usar *et al.* Los nombres de las publicaciones seriadas deben escribirse completos, no abreviados. Siga el siguiente formato:

1. Artículos de revistas. Apellido del autor, inicial(es) del nombre. Año entre paréntesis. Título del artículo. Nombre completo (no abreviado) de la revista, volumen y número (entre paréntesis), rango de páginas. Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial(es) del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

- Páez, F.E.** (1983). Un nuevo registro de planta para Colombia. *Lozania*, 5, 32- 46.
- Mendoza, H. y Ramírez, B.** (2001). Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de especies. *Biota Colombiana*, 2, 123-126.
- Dey, D., Royo, A., Brose, P., Hutchinson, T., Speitich, M. y Scott, S.** (2010). An ecologically based approach to oak silviculture: a synthesis of 50 years of oak ecosystem research in North America. *Colombia Forestal*, 13(2), 201-222.

2. Libros. Apellido del autor, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del libro. Ciudad: Nombre de la Editorial. Número de páginas. Si se trata de un libro colegiado, pero no un capítulo específico, como autor se utiliza el nombre del editor o editores seguido de (ed.) o (eds.). Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

- Krebs, J.** (1978). *Ecological methodology*. New York: Harpers y Row, Publisher. 166 p.
- Mahecha, G., Rosales, H., Ruiz, G. y Mota, P.** (2008). *Las propiedades mecánicas de la madera de tres especies forestales*. Bogotá: Editorial Manrique. 134 p.

3. Capítulo dentro de un libro. Apellido del autor del capítulo, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del capítulo. En inicial(es)

del(os) nombre(s) del editor y apellido (ed. o eds.). Nombre del Libro (pp. seguido del rango de páginas). Ciudad: Nombre de la Editorial. Cuando se trate de dos o más autores: luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplos:

Suárez, R.L. (1985). La familia Melastomataceae. En M.R. Téllez y L.J. Torres (eds.). Los arboles de la Costa Atlántica (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

Prentice, I.C. (2001). The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. En J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguera, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson (eds.). Climate Change 2001: The Scientific Basis (pp. 135-237). United Kingdom-New York: Cambridge University Press.

4. Documentos de grado. Se debe evitar el uso trabajos y tesis de grado. Se recomienda, utilizar y referenciar las publicaciones en revistas arbitradas derivadas de dicho trabajo. De ser estrictamente necesario, estos documentos se deben citar de la siguiente manera: Apellido del autor, inicial(es) del(os) nombre(s). Año entre paréntesis. Título del documento de grado (por ejemplo tesis doctoral, trabajado de pregrado), seguido del programa de graduación (por ejemplo Ingeniería Forestal, M.Sc., Ph.D). Ciudad: Nombre de la institución que publica o afiliación institucional del documento. Número de páginas. Cuando se trate de dos o más autores, luego del apellido e inicial del nombre del primer autor, seguido por una coma se coloca el apellido del segundo autor y la(s) inicial(es) del(os) nombre(s), y así sucesivamente, separándolos con comas.

Ejemplo:

González-M., R. (2010). Cambios en la distribución espacial y abundancia de la palma Bombona (*Iriartea deltoidea* Ruiz & Pav., Arecaceae) en

diferentes grados de intervención antropogénica de los bosques de tierra firme del Parque Nacional Natural Amacayacú, Amazonas-Colombia (Trabajo de pregrado, Ingeniería Forestal). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 90 p.

Pitman, N. (2000). A large-scale inventory of two Amazonian tree communities (Ph.D. thesis) Durham: Duke University, Department of Botany. 220 p.

5. Software. Autor(es). Año entre paréntesis. Nombre del *software*. Ciudad: Nombre de la institución u organización que desarrolla el *software*. ISBN, Dirección URL de contacto.

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, Recuperado de <http://www.R-project.org>.

Figuras y tablas

Las figuras (fotos, mapas, ilustraciones y gráficas) deben incluir en la parte inferior la respectiva leyenda numerada en orden secuencial que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño Times New Roman, 10 puntos). Las figuras deben incluir el título de los ejes (con inicial mayúscula) centrado y las unidades de medida. La letra de todas las graficas debe ser Times New Roman, en un tamaño apropiado para impresión. Si en cada figura hay más de un panel, utilice letras minúsculas (a, b, c) para designar cada uno. No utilice color en las figuras, recuerde que la publicación será en blanco y negro. Envíe las figuras en formato jpg o .tif con una resolución mínima de 300 dpi y un ancho mínimo de 1200 pixeles.

Las tablas deben estar acompañadas de la leyenda en la parte superior que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño 10), sin líneas verticales y solo tres líneas horizontales. Las tablas y figura (máximo 5 de cada una) deben estar

citadas en el texto y si el manuscrito es aceptado para publicación, deben enviarse en archivo aparte, una por cada hoja, primero todas las tablas y luego todas las figuras.

En los casos excepcionales en los que se incorporen figuras o tablas, tomadas de otra publicación, se debe tener autorización por escrito del(os) propietarios de los derechos de copia y reproducción, así como citar la fuente. La *Revista Colombia Forestal* entenderá que todas las figuras y tablas son originales y responsabilidad de los autores, salvo en los casos que se envíe la notificación escrita en la que se certifique lo contrario. Figuras y tablas con cita fuente serán eliminadas en el caso que los autores no envíen esta certificación.

Nomenclatura, abreviaturas, siglas y unidades

Nombres científicos: el nombre completo en latín (género y epíteto) debe mencionarse completamente para cada organismo la primera vez que se aluda en el texto, desde la sección de introducción, (por ejemplo: *Protium heptaphyllum* (Aubl.) March.), posteriormente deberá mencionarse tan solo la letra inicial en mayúscula del género y el epíteto completo (ejemplo: *P. heptaphyllum*). Se debe corroborar la correcta escritura de los nombres en latín, así como los autores; para esto se recomienda utilizar las bases especializadas como W3-Trópicos (<http://mobot.mobot.org/>), The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org/>), The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>).

Abreviaturas: se debe usar letra cursiva en abreviaturas como e.g. *i.e. et al.* No utilice cursiva en los términos sp., cf. y aff., ni en los nombres de los autores. Las siglas y acrónimos se deben describir la primera vez que se mencionen en el texto (ejemplo: Organización de las Naciones Unidas -ONU); posteriormente, solo se debe usar la sigla o el acrónimo.

Unidades de medida: las unidades utilizadas deben seguir los siguientes parámetros: Sistema Internacional de Unidades: ha, km, m, cm, mm, h, min, s, kg, g. Las cifras decimales deben separarse

por un punto (ejemplo: 0.5, no 0,5), las cifras de los miles se agrupan de a tres, comenzando por la derecha, con un espacio entre cada grupo, en números de cinco o más cifras (15 000). Los números de cuatro cifras se escriben todos juntos (1500, no 1 500). Para porcentajes y grados utilice símbolos (ejemplo: 15 %, no 15 por ciento).

Posición geográfica: escriba siempre en minúscula los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste), exceptuando cuando se usen las abreviaturas (N, S, E, W). Las coordenadas geográficas se deben conformar de la siguiente manera: grados (°); minutos ('); segundos ("); latitud (norte, sur o N, S)–grados (°), minutos ('), segundos ("); longitud (este, oeste o E, W). Ejemplo: 04°12'11.5" latitud norte–78°24'12" longitud oeste). La altitud geográfica se debe expresar en m de altitud y no en m.s.n.m. o msnm.

Envío

El(los) autor(es) debe(n) cargar los archivos directamente en el aplicativo: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/about/submissions#onlineSubmissions>, para lo cual previamente deben crear un usuario como autor y seguir las instrucciones del aplicativo. El archivo de texto debe estar en formato Word y no superar 3 mb; asimismo, se debe numerar consecutivamente todas las líneas del manuscrito. Las figuras y tablas deben estar incorporadas al final del manuscrito. Los archivos originales de cada figura y tablas en alta resolución solo se requerirán cuando el manuscrito haya sido aceptado para publicación; en este caso, una vez sean solicitados se deben subir en el aplicativo como ficheros adicionales.

Información adicional

Para información adicional o consulta sobre las instrucciones a los autores, visite la dirección <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> o escríbanos a la siguiente dirección de correo electrónico colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co.

GUIDELINES FOR AUTHORS

Colombia Forestal publishes original contributions in forestry, renewable natural resources and the environment, with special emphasis on the Republic of Colombia. The journal is aimed both nationally and internationally at professionals involved in the management of renewable resources.

Selection and evaluation of manuscripts

The process of manuscript evaluation involves short listing and general revision by an Editorial Committee followed by evaluation by specialist peers. Peer reviewers will assign a status for each manuscript: approved, approved with some minor modifications, approved with major modifications or not approved. In cases in which a manuscript is approved with some modifications the author will receive the suggestions and comments made by the reviewers.

The authors will be given a maximum of one month to make the corrections required including the day in which the manuscripts are returned with the reviewers comments. The revised manuscript must then be sent to the editor of the journal with a letter explaining the adjustments made. The Editorial Committee will verify incorporation of the changes to the manuscript and if they consider it necessary it will be returned to the peer reviewer for further evaluation.

The final decision on publication of the manuscript will be made by the peer reviewer and the Editorial Committee. If the document is approved for publication the authors will be required to sign a declaration of originality and an authorization of the rights of publication and reproduction of their manuscript, as well as the inclusion of it in databases, web sites or any electronic pages, national or international. Each author will receive three copies of the volume in which their article is published.

Types of article

Colombia Forestal accepts the following types of article:

Research Article: This is a manuscript that presents in a detailed way the results of original research projects, following scientific methodology that also represents an important contribution to forest science or to the area of renewable natural resources.

Revision Article: This is a manuscript based on the results of published or unpublished studies that have been integrated to provide information related to a particular theme. The articles must include a careful bibliographic revision of at least 50 references. Revision articles will preferably have been solicited by the general editor of the journal to a specialist in the topic.

The journal also includes a Notes and Comments section, which can include notes of technical interest about conferences, fora, research, communication or education programs, as well as reviews of new books or journals.

Preparation instructions

The manuscript must not exceed 30 (thirty) pages letter sized, double spaced including the text, tables, diagrams and appendices. The text must be written in Times New Roman font, size 11 and aligned to the left.

The first page of the manuscript must indicate the title of the article, the full name of the author or authors with a footnote indicating author affiliation, postal address and email. In the footnote the author for correspondence must be indicated.

After the heading of the article with the titles in Spanish and English, a short running head title must be written, followed by an abstract in Spanish and one in English each of which can be up to 150

words. A minimum of three and a maximum of ten key words must be included, preferably different from those used in the title but that also reflect the content of the article and that may be appropriate for search engines.

The main content of all the manuscripts except revision articles must have the following sections arranged in the sequence indicated: **Introduction**, **Materials and Methods**, **Results**, **Discussion**, **Conclusions**, **Acknowledgements** and **Bibliographic References**. In addition to the appendices, tables and diagrams must be included. In revision articles it is not necessary to specify the objectives, materials and methods or results sections.

Title: this should concisely state the subject of the study and should not exceed 15 words. Avoid the use of colons and hyphens but if a sub-title is necessary this should be separated from the main title by a colon. The main title should be written in uppercase and the sub-title in lower-case. Scientific names should be written in lower-case italics and should include the author written in normal lowercase (for example *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb.).

Abstract: the summary must be a short synthesis of the text. This includes a brief mention of the objectives of the research, the methodology, the results and the importance of the findings in that order. The key points of each section must be reflected in the summary. Abbreviations and quotes should not be used.

Introduction: this should be limited to the objectives of the study, definition of the problem and justification for the study. A brief theoretical framework can be given only if it is directly related to the research problem.

Materials and Methods: include information on the geographical area of the study (locality, climatic data etc.). Also include information on the techniques utilized, the study material and the method of analysis, including which software resources were used.

Results: present the results on the basis of the methodology indicated in the previous section. Tables and associated figures should directly respond to the objectives of the investigation.

Discussion: interpret the results of the study and compare with results reported in previously published relevant literature.

Conclusions: present the main findings of the project and the implications for the study area.

Acknowledgements: state the institutes that provided finance for the project along with the individuals that helped with the development of the study and the production of the paper.

Bibliographic References: follow the format laid out in the 6th edition of the APA with some modifications. References in the text must be organized chronologically and must directly correspond to those cited in the section Bibliographic References.

Examples:

- According to Castro (1945) and González and Ruiz (1996),
- (Castro, 1945; González and Ruiz, 1996; Ramírez *et al.*, 2009).

The letters a, b, c, d, etc. must be used to distinguish different articles by the same author in the same year.

- As mentioned by Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a, 2007b).
- Parrado-Rosselli *et al.* (2007, 2007a; López and Ferreira, 2008, 2008a).

References must be ordered alphabetically according to the last name of the first author and chronologically for each author or combination of authors.

The names of all the authors must be written. The names of journals must not be abbreviated. Use the following format:

1. Journal Articles: Last name of the author, initial(s) of the name. Year. Title of the Article. Full name of the journal, volume and number (in brackets): range of pages. When there are two or more authors, the last name and initial of the name of the first author, must be followed by a comma, and then by the initial(s) with period of the name of the

second author followed by the last name and so on, using commas to separate them.

Examples:

Páez, F.E. (1983). Un nuevo registro de planta para Colombia. *Lozania*, 5, 32- 46.

Mendoza, H. and Ramírez, B. (2001). Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de especies. *Biota Colombiana*, 2, 123-126.

Dey, D., Royo, A., Brose, P., Hutchinson, T., Spetich, M. and Scott, S. (2010). An ecologically based approach to oak silviculture: a synthesis of 50 years of oak ecosystem research in North America. *Colombia Forestal*, 13(2), 201-222.

2. Books. Last name of the author, author initial(s). Year. Title of the book. Name of the editorial house. City. Number of pages. If it is a collegiate book but not a specific chapter, the name of the editor(s) is used as the name of the author followed by (ed.) or (eds.). When there are two or more authors the last name and initial of the name of the first author, should be followed by a comma followed by the initial(s) with period of the name of the second author followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

Krebs, J. (1978). *Ecological methodology*. New York: Harpers and Row, Publisher. 166 p.

Mahecha, G., Rosales, H., Ruiz, G. and Mota, P. (2008). *Las propiedades mecánicas de la madera de tres especies forestales*. Bogotá: Editorial Manrique. 134 p.

3. Chapter within a book. Last name of the author of the chapter, initial(s) of the name(s). Year. Title of the chapter, number of pages. Last name of the editor and initial(s) of the name(s) (ed). Name of the book. Name of the editorial house, City. When there are two or more authors or editors the last name and initial of the name of the first author should be followed by a comma, the initial(s) with period of the name of the second

author, followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

Suárez, R.L. (1985). La familia Melastomataceae. En M.R. Téllez and L.J. Torres (eds.). *Los arboles de la Costa Atlántica* (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

Prentice, I.C. (2001). The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. En J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguier, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C.A. Johnson (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (pp. 135-237). United Kingdom-New York: Cambridge University Press.

4. Senior projects or unprecedented publications. Last name of the author, initial(s) of the name(s). Year. Title of the Senior Project or unprecedented publication. Type of publication.

Name of the institution or company that publishes the document. City. Number of pages. When there are two or more authors, the last name and initial of the name of the first author should be followed by comma, followed by the initial(s) of the name of the second author with period, followed by the last name and so on, separating them with commas.

Examples:

González-M., R. (2010). *Cambios en la distribución espacial y abundancia de la palma Bombona (Iriartea deltoidea Ruiz & Pav., Arecaceae) en diferentes grados de intervención antropogénica de los bosques de tierra firme del Parque Nacional Natural Amacayacú, Amazonas-Colombia* (Trabajo de pregrado, Ingeniería Forestal). Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 90 p.

Pitman, N. (2000). *A large-scale inventory of two Amazonian tree communities* (Ph.D. thesis) Durham: Duke University, Department of Botany. 220 p.

5. Software. Author(s). Year. Name of the software. Name of the institution or organization that developed the software. City. ISBN. URL address of contact.

Example:

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, recuperado de <http://www.R-project.org>

Figures and tables

Figures (photos, maps, illustrations and graphs) must include in the reverse side the correspondent label numbered in sequential order that also explains content detail (font size 10). Graphs must include the title of the axis centered (with the initial in capital letter) together with the units of measurement. The font of all the graphs must be Times New Roman, at an appropriate size for printing. If in each illustration there is more than one panel, lower case (a, b, c) must be used to designate each one. Do not use color in illustrations as they will be published in black and white. Send the illustrations in the following formats: .jpg or .tif with a minimum resolution of 300 dpi and a minimum width of 1200 pixels.

Tables must be included with the legend explaining in detail the content (font size 10) placed above. The table should be without vertical lines and with only three horizontal lines. The tables and illustrations must be quoted in the text and must be sent in a different file, one on each sheet, first all the tables and then all the illustrations.

Nomenclature, abbreviations, acronyms and units Scientific names: the name in Latin (genus and specific epithet) must be written completely for each organism the first time it is mentioned in the text (e.g. *Protium heptaphyllum*) and thereafter the initial of the genus must be written with a capital letter followed by the complete specific epithet (e.g. *P. heptaphyllum*). Names in Latin and authors should be corroborated by referring to specialist databases such as W3-Trópicos (<http://mobot.mobot.org/>) or The International Plant Names Index (<http://www.ipni>).

Abbreviations: The writing of scientific names of plants or animals (genus and species) must be

written in italics as should abbreviations e.g. i.e. et al. Do not use italics with the terms sp., cf. or aff., nor with the names of authors. Acronyms should be written in full the first time that they are mentioned in the text, for example, United Nations (UN), and thereafter use just the acronym or initials.

Units of Measurement: follow the International System of Units: ha, km, m, cm, mm, h, min, s, kg, g. Decimals should be separated by a point (e.g. 0,5 and not 0,5), while units of thousand should be separated by a space (e.g. 28 000 and not 28,000). For percentages and degrees utilize symbols rather than words (e.g. 15 %, not 15 percent).

Geographic position: write north, south, east and west in lower-case or use upper-case when using abbreviations (i.e., N, S, E and W). Geographical coordinates should be written as degrees (°), minutes (′) and seconds (″) latitude (north, south or N, S) followed by degrees (°), minutes (′) and seconds (″) longitude (east, west or E, W), (example: 04°12′11.5″ north–78°24′12″ west). Altitude should be stated in metres without using the abbreviation a.s.l.

Instructions for submitting the document

Manuscript may be uploaded using the following link: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/about/submissions#onlineSubmissions>. It will be necessary to create an author user id before continuing with the instructions. The file must be sent in Word format or something compatible. The figures and diagrams must be uploaded as separate files with their corresponding labels. The original document with the illustrations will be required only after the document has been accepted for its publication.

Additional information

For additional information or details regarding authors instructions visit <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> or write to the journal at colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Gestión



Indexación

Scopus



Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Sede Vivero – Avenida Circunvalar – Venado de Oro, Bogotá, Colombia.

Correo electrónico: colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co

Portal web: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor>

Colombia Forestal está bajo una licencia Creative Commons–4.0 Colombia License.



Atribución–No Comercial–Sin Derivadas

BOSQUE DE ROBLE O PLANTACIÓN DE CONIFERAS, ¿QUÉ PREFIEREN LOS LÍQUENES EPÍFITOS?

Oak forest or conifer plantation, what do epiphytic lichens prefer?

Diego Simijaca, Bibiana Moncada y Robert Lücking

DIVERSIDAD FLORÍSTICA EN UN PAISAJE RURAL DEL PIEDEMONTE DE LOS FARALLONES DE CALI, COLOMBIA

Floristic diversity in a rural landscape of the lower slope in Farallones of Cali, Colombia

Antonella Sardi, Alba Marina Torres y Germán Corredor

COMPARACIÓN DE CUATRO MÉTODOS DE EVALUACIÓN VISUAL DEL RIESGO DE ÁRBOLES URBANOS

Comparison of four methods of visual risk tree assessment in urban areas

Jorge Reyes de la Barra, Mauricio Ponce-Donoso, Óscar Vallejos-Barra, Gustavo Daniluk-Mosquera y Ana Paula Coelho Duarte

MODELOS COMPATIBLES DE AHUSAMIENTO-VOLUMEN PARA ÁRBOLES DE *Gmelina arborea* Roxb. EN EL ALTO MAGDALENA, COLOMBIA

Compatible volume-taper models for *Gmelina arborea* Roxb. trees grown in the upper Magdalena basin, Colombia

German Stid Niño López, Paula Andrea Ramos Molina, Alonso Barrios y Ana Milena López Aguirre

MODELACIÓN DINÁMICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA RESERVA FORESTAL PRODUCTORA THOMAS VAN DER HAMMEN

Dynamic modeling of ecosystem goods and services in the Thomas van der Hammen Forest Reserve

David Mauricio Gómez Rodríguez y Julio Eduardo Beltrán Vargas

USO DEL SUELO Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN PAISAJES FRAGMENTADOS EN LA AMAZONIA, COLOMBIA

Land use and vegetation structure in forest remnants of fragmented landscapes in Amazonia, Colombia

María Constanza Meza Elizalde y Dolors Armenteras Pascual

DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL

INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

ISSN 0120-0739



9 770120 073000