

Contenido





Artículos de Investigación Científica y Tecnológica

REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS POR EL BOSQUE URBANO EN EL VALLE DE ABURRÁ Air pollution removal by the urban forest in the Aburra Valley María del Pilar Arroyave-Maya, Martha Isabel Posada-Posada, David J. Nowak y Robert E. Hoehn	5
VARIABILIDAD RADIAL FÍSICA Y ANATÓMICA DEL LEÑO DE ÁRBOLES DE <i>Amburana cearensis</i> (Allemao) A.C.Sm. Physical and anatomical radial variability of the <i>Amburana cearensis</i> (Allemao) A.C.Sm. tree log Leif Armando Portal Cahuana, João Vicente de Figueiredo Latorraca, José Henrique Camargo Pace, Glaycianne Christine Vieira dos Santos, Dayane Oliveira Lima, Letícia Maria Alves Ramos y Jair Figueiredo Do Carmo	17
UN MÉTODO DE MUESTREO PARA PREDECIR LA EDAD DE RAMAS DE PRIMER ORDEN A sampling method for predicting the age of first-order branches Patricio Corvalán, Guillermo Trincado y Catalina Izquierdo	27
ESTUDIO FLORÍSTICO Y ESTRUCTURAL DE UN ZURAL BOSCOZO EN EL MUNICIPIO DE ARAUCA, COLOMBIA Floristic and structural study of a forest with zurales in the Arauca municipality, Colombia Francisco Javier Mijares-S. y Néstor Pérez-Buitrago	37
RESPUESTA FISIOLÓGICA DE ESPECIES ARBÓREAS AL ANEGAMIENTO. NUEVO CONOCIMIENTO SOBRE ESPECIES DE INTERÉS EN EL ARBOLADO URBANO DE BOGOTÁ Physiological responses of tree species to waterlogging condition. New Knowledge about species of interest in the urban trees of Bogotá Darwin Moreno Echeverry, Diana Carolina Useche Rodríguez y Helber Enrique Balaguera	51
ANÁLISIS SOCIO-ECOLÓGICO DE UNA INICIATIVA DE RESTAURACIÓN LIDERADA POR AUTORIDADES AMBIENTALES EN SANTANDER, COLOMBIA Socio-ecological analysis of a restoration initiative led by environmental authorities in Santander, Colombia Doris Duarte Hernández y Andrés Avella Muñoz	68
DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	87
INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	90

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA

Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá

Air pollution removal by the urban forest in the Aburra Valley

Maria del Pilar Arroyave-Maya¹ , Martha Isabel Posada-Posada¹ , David J. Nowak² 
y Robert E. Hoehn² 

Arroyave-Maya, M., Posada-Posada, M., Nowak, D. y Hoehn, R. (2019). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. *Colombia Forestal*, 22(1), 5-16.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13695>

Recepción: 13 de julio de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Los bosques urbanos prestan diferentes servicios ecosistémicos, tales como la remoción de contaminantes atmosféricos, la captura de carbono, la regulación hídrica y microclimática, y la oferta de hábitat para la fauna silvestre. Esto mejora la calidad ambiental y el bienestar de la población. En este estudio se analizó la estructura del bosque urbano del valle de Aburrá y se estimó y valoró su aporte a la remoción de contaminantes atmosféricos mediante el software i-Tree Eco. Para esto se establecieron 398 parcelas de muestreo forestal y se utilizó información secundaria sobre las condiciones climáticas y de contaminación. Se encontró un 23% de cobertura arbórea en el área de estudio y una remoción de 228 toneladas de contaminantes por año (valor aproximado de 2.1 millones USD). Finalmente, se recomiendan estrategias para la optimización de este servicio y la creación de mecanismos para compensar la pérdida de coberturas arbóreas.

Palabras clave: calidad del aire, servicios ecosistémicos, silvicultura urbana.

Abstract

Urban forests provide different ecosystem services including air pollution removal, carbon storage and sequestration, microclimate and water regulation, and habitat for wildlife. This results in the improvement of environmental quality and population's welfare. In this study, we evaluated the urban forest structure in the Aburra Valley, and quantified and valued the pollutant removal by urban trees using the "i-Tree" Eco software. We established 398 plots for forest sampling, and used secondary information about climatic conditions and air pollution. Results reveal that there is 23% of tree coverage in the study area, and a pollutant removal of 228 tons per year (2.1 million USD value approximately). Finally, we recommended strategies to optimize the pollutant removal by the urban forest and to create mechanisms for compensation of tree cover loss.

Keywords: air quality, ecosystem services, urban forestry.

1 Universidad EIA. Envigado, Colombia. maria.arroyave@eia.edu.co. Autor para correspondencia.

2 Usda Forest Service Northeastern Research Station 5 Moon Library, Syracuse, NY 13210, USA.

INTRODUCCIÓN

Actualmente el 54% de la población mundial vive en zonas urbanas y se espera que en 2050 alcance el 66% (ONU, 2015). En América Latina, aproximadamente un 80% de la población vivía en zonas urbanas en el año 2010, lo que la convierte en la región más urbanizada del mundo en desarrollo (CEPAL, 2012). En el caso de Colombia, la población urbana representa el 76% y según las proyecciones, se estima que para 2050 la población llegará a 52.6 millones de habitantes, lo que equivale al 86% de la población total (DNP, 2014).

Con el fin de satisfacer las necesidades de esta población creciente, se requiere infraestructura para la vivienda, servicios básicos, industria y transporte. De igual modo, el aumento de la urbanización tiene como consecuencia varios problemas ambientales que afectan negativamente el bienestar y la salud humana. Las ciudades son fuentes de emisión de partículas y de gases contaminantes, monóxido de carbono, ozono y dióxidos de nitrógeno y azufre, que afectan la calidad del aire, así como gases de efecto invernadero que afectan el clima de la Tierra, dióxido de carbono y otros (Grimm *et al.*, 2008).

La contaminación del aire es un gran riesgo para la salud humana. En 2016, el 91% de la población mundial vivía en lugares donde no se cumplían los límites máximos de concentración de contaminantes del aire definidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018). Esta situación produce un aumento de enfermedades cardíacas, respiratorias y de cáncer de pulmón (Kampa y Castanas, 2008; Calderón-Garcidueñas y Villarreal-Ríos, 2017). Se calcula que tres millones de personas mueren cada año por la contaminación del aire exterior urbana, más de la mitad en países en desarrollo, según la OMS (2016). Aproximadamente el 3% de las muertes por afectaciones cardiopulmonares y el 5% de las muertes por cáncer de pulmón son atribuibles a material particulado (Cohen *et al.*, 2004).

En muchas ciudades colombianas hay altos niveles de contaminación que deterioran la salud pública y la calidad de vida de sus ciudadanos (IDEAM, 2016). En el valle de Aburrá, específicamente, se ha demostrado que los niveles de calidad del aire son perjudiciales para los habitantes metropolitanos (Gaviria, Benavides y Tangarife, 2011). Los registros de la red de monitoreo de la calidad del aire (Redaire) reportan que las partículas menores de 2.5 micrómetros ($PM_{2.5}$) y ozono (O_3) son los principales contaminantes responsables de generar un número creciente de episodios agudos de contaminación del aire en la región metropolitana del valle de Aburrá (AMVA, 2015).

Durante varios días de los años 2016, 2017 y 2018, en el valle de Aburrá se generaron episodios críticos de contaminación atmosférica asociados principalmente a las altas concentraciones de $PM_{2.5}$ (figura 1), lo que provocó alertas naranjas y rojas fase I (AMVA, 2016; SIATA, 2018). Por esta razón, las autoridades tuvieron que tomar medidas, como la restricción de la movilidad de los vehículos, con el fin de reducir las emisiones de contaminantes y evitar así impactos severos para la salud de la población, siguiendo el protocolo del Plan Operacional para enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica —Poeca— (AMVA, 2016). Es importante, por lo tanto, plantear diferentes estrategias para contribuir al mejoramiento de las condiciones de calidad de aire.

De acuerdo con Baró *et al.* (2014) y Willis y Petrokofsky (2017), el aumento de la cobertura arbórea en las ciudades puede mejorar la calidad ambiental y, por ende, el bienestar de la población urbana. Sin embargo, los árboles deben ser plantados y manejados estratégicamente para alcanzar esos objetivos (Bodnaruk *et al.*, 2017).

El bosque urbano se define como la red o sistema que comprende el arbolado, los grupos de árboles y los árboles individuales ubicados en las áreas urbanas y periurbanas (FAO, 2016). Como ecosistema, tiene el potencial de ofrecer diferentes tipos de servicios (culturales, de provisión, regulación, soporte y hábitat) que aumentan el bienestar

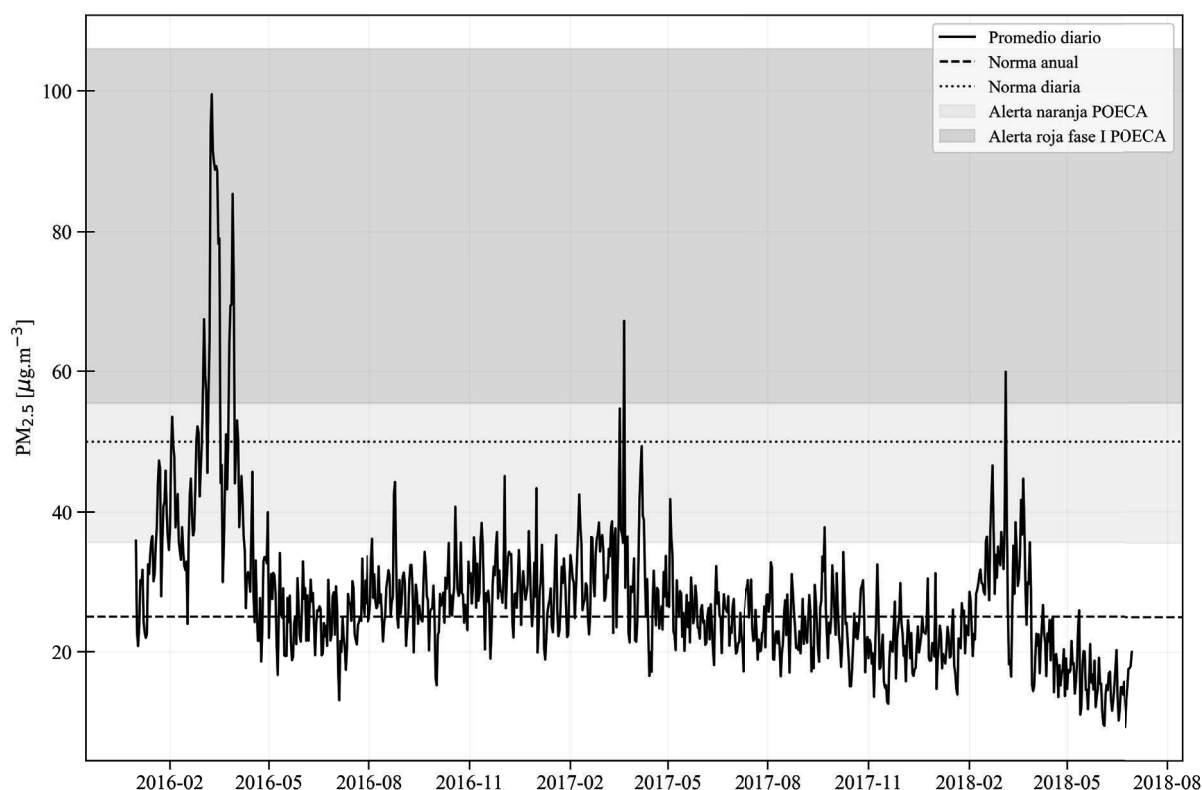


Figura 1. Comportamiento de los promedios diarios de las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el valle de Aburrá en el período comprendido entre enero de 2016 y junio de 2018, con referencia al nivel máximo permisible de $PM_{2.5}$ diario (24 horas) y anual a nivel nacional según la Resolución 2254 de 2017 (MADS, 2017) y los rangos establecidos en el Protocolo del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica en la jurisdicción del Área Metropolitana del valle de Aburrá —Poeca— (AMVA, 2016). Fuente: elaboración propia con datos tomados del SIATA (2018).

de la población y la resiliencia de las ciudades (Gómez-Baggethun *et al.*, 2013). Entre ellos se pueden resaltar: el mejoramiento de la calidad del aire (Nowak, Crane y Stevens, 2006), la reducción de la radiación solar y la temperatura (Armson, Rahman y Ennos, 2013), la captura de carbono (Reynolds, Escobedo, Clerici y Zea-Camaño, 2017) y la conservación de la biodiversidad (Dobbs, Eleuterio, Amaya, Montoya y Kendaly, 2018). Los servicios de los bosques urbanos han sido cuantificados y valorados en diferentes ciudades del mundo (Yang, McBride, Zhou y Sun, 2005; McNeil y Vava, 2006; Nowak *et al.*, 2008; Baró *et al.*, 2014; Rogers, Sacre, Goodenough y Doick, 2015).

No obstante, en Colombia, e incluso en América Latina, hay muy pocos estudios que evalúen estos servicios ecosistémicos (Escobedo *et al.*, 2008; Reynolds *et al.*, 2017). El objetivo de esta investigación fue estimar y valorar la remoción de contaminantes atmosféricos por parte del bosque urbano en el valle de Aburrá, Colombia, y proporcionar estrategias de manejo para optimizar este servicio. La metodología utilizada y los resultados obtenidos en este estudio pueden aplicarse en otras ciudades de Latinoamérica, lo que contribuirá a aumentar la adaptación de las urbes al cambio ambiental global.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la zona urbana del valle de Aburrá (figura 2), la cual tiene una extensión de 192.7 km² y una población que alcanza más de 3.5 millones de habitantes (Horvath, 2016). Incluye 10 municipios, uno de ellos Medellín, la segunda ciudad más grande de Colombia. Se ubica en la cordillera central andina entre los 1300 y los 1800 m de altitud, a los 6°15'N, 75°36'O; la temperatura promedio anual es de 17 °C en las partes altas de las laderas y entre 20 °C y 24 °C en las partes bajas del valle; la precipitación fluctúa entre 1400 mm.año⁻¹ en la parte central y 2800 mm.año⁻¹ en la parte norte (Universidad Nacional de Colombia, Área Metropolitana del valle de Aburrá, Cornare y Corantioquia, 2007).

Establecimiento y medición de las parcelas de muestreo

Para la estimación de la remoción de contaminantes se requirió analizar algunas variables de los árboles que hacen parte del bosque urbano. Para esto se empleó un muestreo al azar del componente forestal utilizando un mapa de coberturas del suelo generado con un proceso de clasificación supervisada sobre una imagen satelital con resolución de 50 cm de la zona urbana del valle de Aburrá. Las parcelas se ubicaron en la capa de información de la cobertura arbórea, es decir, la vegetación arbórea existente en el área urbana asociada a parques, plazas, vías, cuerpos de agua, cerros, entre otros, tal y como se ilustra en la figura 2. Sobre esta capa de información se distribuyeron 398 parcelas circulares de 400 m² cada una, utilizando un generador aleatorio de coordenadas por medio de un sistema de información geográfica. Posteriormente, se obtuvieron los mapas con la ubicación espacial de cada una de las parcelas. El trabajo de campo se llevó a cabo entre septiembre y noviembre de 2015. Las

parcelas se localizaron utilizando un GPS y los mapas que contenían la posición exacta del centro de las parcelas.

En términos generales, el número de parcelas para los proyectos de i-Tree Eco es de 200 (USDA Forest Service, 2013). Casi se duplicó este valor en el proyecto por la gran extensión del valle. Las parcelas se ubicaron tanto en zonas públicas como privadas. En el proceso de caracterización de las parcelas y de la vegetación existente en cada una, se siguió el protocolo descrito en el Manual de i-Tree Eco (USDA Forest Service, 2013). La información recolectada en campo para cada parcela fue la siguiente: dirección; coordenadas geográficas del centro de la parcela; objeto de referencia (un elemento fijo sobre el territorio que permita la ubicación posterior de la parcela) y distancia del centro de la parcela a este; usos del suelo dentro de la parcela y su porcentaje; porcentaje de cobertura arbórea, porcentaje de cobertura arbustiva; porcentaje de espacio potencialmente plantable (que tiene posibilidades de plantar árboles) y la cobertura del suelo (piso duro, grama, agua).

La información registrada en campo para cada uno de los individuos arbóreos ubicados dentro de la parcela fue la siguiente: especie, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total, altura hasta la copa viva, altura a la base de copa, amplitud de copa, porcentaje de la copa con ramas secas o muertas, porcentaje de superficie impermeable debajo de la copa y afectaciones mecánicas y fitosanitarias. En el caso de no encontrarse la especie en el modelo, se recopiló la información secundaria disponible en la literatura sobre la tasa de crecimiento, la permanencia de las hojas (perennifolio, semicaducifolio, caducifolio), la longevidad y el continente de origen. Esta información se envió al Servicio Forestal, con el fin de que fuera incorporada en el modelo.

Con base en la información registrada en las parcelas se identificaron las especies más abundantes y se estimó el índice de valor de importancia —IVI— (suma de la abundancia, área basal y frecuencia relativa de cada especie), la estructura

diamétrica y el porcentaje de individuos con deterioro de copa superior al 20%.

Remoción de contaminantes

La estimación de la remoción de contaminantes se realizó mediante el modelo i-Tree Eco v 5.0.9 (USDA Forest Service, 2013), que requiere la información de los árboles, de la calidad del aire y del clima durante un año completo del área de estudio. Los datos de contaminación fueron proporcionados por la red de calidad del aire en el valle de Aburrá (Redaire). Se utilizaron los datos de concentración horaria para monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), dióxido de nitrógeno (NO₂), material particulado inferior a 2.5 μm (PM_{2.5}) y material particulado inferior a 10 μm (PM₁₀) durante el año 2014. Dado que el valle de Aburrá tiene diferentes condiciones de calidad del aire entre las regiones norte, media y sur, se evaluaron tres proyectos separadamente, cada uno con la información de la estación más representativa de cada zona. Posteriormente, se agregaron los resultados de las tres zonas para obtener los resultados para todo el valle.

La información de la precipitación del año 2014 fue proporcionada por el IDEAM de la estación del aeropuerto Olaya Herrera de la ciudad de Medellín. Los datos de temperatura del aire, dirección del viento y velocidad del viento, para el año 2014, fueron proporcionados por Redaire.

Una vez recopilada la información de campo, se procedió a ingresarla a la plataforma que el Servicio Forestal de EE. UU. tiene disponible en línea y se envió para su procesamiento. Luego, se recibió el reporte con los resultados.

El modelo i-Tree Eco estima la captura de los contaminantes y su valor monetario asociado, así como el mejoramiento de la calidad del aire por parte del bosque urbano. El flujo de contaminantes (F , en $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) se estima como $F = V_d * C$, donde V_d es la velocidad de deposición en $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ y C es la concentración de contaminante (en $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)³.

3 Para más detalles sobre los cálculos el modelo véase Nowak y Crane (2000), Nowak (2006) y Nowak et al. (2008)

El valor monetario asociado es estimado con base en los valores medios de las externalidades en EE. UU. para cada tonelada de contaminante.

Para determinar la contribución relativa del bosque urbano al mejoramiento de la calidad del aire, se compararon los valores de las emisiones de contaminantes con los de remoción por parte de los árboles urbanos. Las emisiones se obtuvieron de los informes de la Autoridad del Área Metropolitana (AMVA, 2017a) las cuales correspondieron al año 2015, debido a que las de 2014 no estaban disponibles.

Estrategias de manejo

Con el fin de proponer las estrategias de manejo que propendan por la optimización de la remoción de contaminantes por parte del bosque urbano, se recopiló y analizó la información reportada en diferentes estudios sobre el tema. Posteriormente, se discutieron las opciones más pertinentes para el valle de Aburrá.

RESULTADOS

Características estructurales del bosque urbano

Se encontró que la cobertura arbórea representó el 23.3% de la zona urbana, con una densidad de 133 árboles.ha⁻¹ y un número aproximado de 688 000 árboles. Las especies con mayor IVI son el eucalipto (*Eucalyptus saligna* Sm.), el urapán (*Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh.) y el mango (*Mangifera indica* L). La estructura diamétrica tuvo forma de "J" invertida, con un mayor porcentaje de individuos en las clases diamétricas menores, porcentaje que disminuye a medida que se incrementa el diámetro, hasta quedar solo unos pocos en las clases mayores. Con relación a la evaluación del estado fitosanitario, se encontró que un 5.1% del total de los árboles presentó un porcentaje de deterioro de la copa mayor al 20%.

Remoción de contaminantes

Se estimó una remoción total de 228 t anuales de contaminantes atmosféricos, donde 12.3 t corresponde a monóxido de carbono (CO), 49.1 t a dióxidos de nitrógeno (NO₂), 32.1 t a PM_{2.5}, 60.4 t a PM₁₀ y 74.3 t a ozono (O₃). Sin embargo, los datos de CO y PM_{2.5} pueden estar subestimados, dado que de la estación del norte del valle de Aburrá no se obtuvo reportes de estos contaminantes.

Las emisiones de contaminantes en el valle de Aburrá reportadas por la autoridad del Área Metropolitana (AMVA, 2017a) durante el año 2015 se presentan en la tabla 1, en la que además se diferencian las emisiones de cada fuente (móviles y fijas) y la proporción de la eliminación de cada contaminante por el bosque urbano. En esta tabla

no se incluye el ozono, pues, aunque se estimó su remoción, las emisiones no se reportaron en los informes de la autoridad ambiental del valle de Aburrá. Los valores monetarios correspondientes a la eliminación de contaminantes se presentan en la tabla 2.

DISCUSIÓN

La contribución del bosque urbano del valle de Aburrá a la eliminación de emisiones de material particulado es superior a la de contaminantes gaseosos (NO₂ y CO). Si se consideran solo las emisiones industriales de PM_{2.5}, la eliminación por el bosque urbano equivale al 9.3%, un valor significativo, especialmente porque este contaminante

Tabla 1. Proporción de la remoción de contaminantes por el bosque urbano comparado con las emisiones en el valle de Aburrá en el año 2015.

Variable	Contaminante			
	CO	NO ₂	PM _{2.5}	PM ₁₀
Remoción bosque urbano (t.año ⁻¹)	12.3	49.1	32.1	60.40
Emisiones de fuentes móviles (t.año ⁻¹)	145 552	14 293	1508	*
Contribución a la remoción del bosque urbano (%)	0.01	0.34	2.13	*
Emisiones de fuentes fijas (t.año ⁻¹)	3213	2979	345	1166
Contribución a la remoción del bosque urbano (%)	0.38	1.65	9.30	5.18
Total de emisiones (t.año ⁻¹)	148 766	17 272	1852	1166
Contribución a la remoción del bosque urbano sobre el total de emisiones (%)	0.01	0.28	1.73	5.18

*Datos no disponibles. Los datos de las emisiones fueron obtenidos de AMVA (2017).

Tabla 2. Valor monetario de la remoción de contaminantes por el bosque urbano para el año 2015.

Contaminante	Valor/ton * (US\$)	Valor total (US\$)	Porcentaje del valor económico total (%)
CO	1619	19 914	0.9%
NO ₂	11 397	559 593	26.3%
O ₃	11 397	846 797	39.8%
PM _{2.5}	7609	244 249	11.5%
PM ₁₀	7609	459 584	21.6%
Total		2130 136	100%

*El valor monetario es estimado en i-Tree Eco con base en los valores medios de las externalidades para cada tonelada de contaminante.

tiene efectos altamente deletéreos para la salud humana. Similarmente para el PM_{10} , la remoción del 5.18% de las emisiones de las fuentes fijas puede considerarse una contribución importante.

En la tabla 3 se presenta una comparación del número de árboles y de la remoción de contaminantes atmosféricos del bosque urbano en diferentes ciudades del mundo en las que se aplicó el modelo i-Tree Eco. En contraste con el valle de Aburrá se encuentran algunos valores similares, por ejemplo, San Francisco tiene 668 000 árboles y la remoción de contaminantes es de 276 t (Nowak *et al.*, 2006).

De cualquier modo, dado que hay varios factores que afectan la remoción de contaminantes por los bosques urbanos, se debe tener precaución al analizar los datos. Por ejemplo, según el estudio de Baró *et al.* (2014) Barcelona tiene 1 419 823 árboles (2.1 veces más que el valle de Aburrá), pero la eliminación de la contaminación es de 305 t (1.3 veces más que el valle de Aburrá). Esto se debe probablemente a la mayor concentración de contaminantes en nuestra área de estudio, a las condiciones climáticas o a las características de los árboles, como el área foliar y la permanencia de las hojas a lo largo del año. Aunque el valle de Aburrá está ubicado en la zona tropical, donde no se presentan estaciones climáticas con diferencias

marcadas en la temperatura como en las zonas templadas, es necesario aclarar que sí se presentan estaciones con variación en los regímenes de lluvias y algunas especies son caducifolias durante la época seca.

Ahora bien, en la tabla 3 se observa que algunas ciudades tienen menor cobertura arbórea y mayor número de árboles (Londres) que otras (San Francisco y Edimburgo). Esto se puede explicar por la existencia de masas arbóreas de alta densidad, que probablemente correspondan a remanentes de bosque natural. La remoción de contaminantes depende de la concentración de contaminantes, las condiciones climáticas y las características de las especies. Por tal razón, la comparación de los valores de remoción entre diferentes sitios debe tener en consideración tales factores.

El manejo de los bosques urbanos ha sido reconocido como una opción viable para contribuir al mejoramiento de la calidad del aire (Nowak, 2006; Escobedo *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2015). En cambio, Setälä, Viippola, Rantalainen, Pennanen y Yli-Pelkonen (2013) encontraron que la contribución es muy marginal para el sitio específico evaluado en su estudio (dos ciudades en Finlandia). Específicamente en el valle de Aburrá, el incremento de los espacios verdes y del arbolado urbano, junto con estrategias como el control de

Tabla 3. Comparación de los servicios ecosistémicos del bosque urbano en diferentes ciudades del mundo

Ciudad	Número de árboles	Cobertura arbórea (%)	Remoción de contaminantes (t.año ⁻¹)	Referencia
Londres, UK	8421 000	14	2241	Rogers <i>et al.</i> (2015)
New York, EE.UU.	5212 000	21	1790	Nowak <i>et al.</i> (2006)
Beijing, China	2383 000	16	1261	Yang <i>et al.</i> (2005)
Oakville, Canadá	2000 000	28	113	McNeil y Vava (2006)
Washington, EE.UU.	1928 000	35	558	Nowak <i>et al.</i> (2006)
Barcelona, España	1419 823	25	305	Baró <i>et al.</i> (2014)
Boston, EE.UU.	1183 000	29	272	Nowak <i>et al.</i> (2006)
Syracuse, EE.UU.	876 000	27	99	Nowak <i>et al.</i> (2006)
San Francisco, EE.UU.	668 000	16	276	Nowak <i>et al.</i> (2006)
Edimburgo, UK	600 000	17	100	Rogers <i>et al.</i> (2015)
Valle de Aburrá, Colombia	687 867	23	228	Este estudio

emisiones contaminantes a vehículos e industrias y el uso de transporte masivo y combustibles limpios están incluidos en el Plan Integral de Gestión de Contaminación del Aire —Pigeca— (AMVA, 2017c). Aun así, algunas consideraciones en la selección de las especies y en el diseño de la vegetación deben tenerse en cuenta para ese propósito.

El primer paso es la selección de las especies con mayor potencial para la remoción de contaminantes atmosféricos. Algunas características morfológicas y fisiológicas de las plantas permitirán que algunas especies cumplan esta función mejor que otras (Grote *et al.*, 2016). Entre los rasgos morfológicos se encuentran la mayor densidad de copa de los árboles y la permanencia del follaje a lo largo del año (Nowak, 2008; Grote *et al.*, 2016) las superficies foliares ásperas y rugosas con presencia de ceras y pubescencia (Nowak, 2008; Weerakkody, Dover, Mitchell y Reiling, 2018).

Es importante también considerar la resistencia de las plantas a la contaminación y la eficacia de los mecanismos de defensa de las hojas: si las plantas no están sanas, disminuyen la capacidad de prestar sus beneficios. Un método utilizado para este fin es el cálculo del índice de tolerancia a la contaminación atmosférica (Apti), que mide la clorofila, el ácido ascórbico, el contenido de agua y el pH de las hojas (Prajapati y Tripathi, 2008; Zhang *et al.*, 2016).

Además de la selección de especies, es importante considerar el diseño florístico, es decir, el patrón de la plantación de los árboles en el espacio, de tal manera que se optimicen los servicios ecosistémicos (Bodnaruk *et al.*, 2017; Janhäll, 2015). En ese sentido, algunos diseños tendrán efectos benéficos, mientras que otros serán nocivos, aunque esto depende de la escala espacial (nacional, municipal o local). Vos, Maiheu, Vankerkom y Janssen (2013) dan un ejemplo a escala local, reportan que los árboles urbanos y que forman túneles a lo largo de vías estrechas pueden dar lugar a una mayor concentración de contaminantes, en particular para contaminantes relacionados con el tráfico vehicular, como el

dióxido de nitrógeno y el monóxido de carbono. Esto puede ocurrir por la obstrucción del flujo del viento, y la consiguiente reducción de la ventilación, que permite el escape de los contaminantes hacia la atmósfera exterior.

Por otro lado, el estudio de Maher, Ahmed, Davison, Karloukovski y Clarke (2013) reportó que las franjas de árboles a lo largo de las vías pueden reducir los niveles de material particulado dentro de las viviendas cercanas a la vías en más del 50%. Los análisis de microscopía electrónica muestran que las partículas capturadas por las hojas se concentran en aglomeraciones alrededor de la pubescencia de las hojas y dentro de la microtopografía foliar (Maher *et al.*, 2013).

En una revisión del estado del arte sobre la vegetación urbana y la contaminación del aire por material particulado, Janhäll (2015) concluye que el establecimiento de árboles grandes y de copas densas en las vías reduce la dispersión a las capas superiores de la atmósfera, por este motivo, aumentan los niveles locales de contaminación atmosférica, mientras que la vegetación baja cercana a las fuentes puede mejorar la calidad del aire aumentando la deposición. Las barreras de vegetación deben ser lo suficientemente densas como para ofrecer una mayor área superficial de deposición y suficientemente porosas para permitir la penetración, en lugar de una deflexión de la corriente de aire por encima de la barrera.

En cuanto a las políticas y normas ambientales, la plantación de árboles no se incluye comúnmente como una de las estrategias para mejorar la calidad del aire en las ciudades. A pesar de esto, hay algunos buenos ejemplos que ameritan ser mencionados.

Como parte de un plan de reducción de la contaminación atmosférica, el gobierno de Santiago (Chile) definió como política ambiental utilizar los bosques urbanos con este objetivo. Los resultados revelan que la relación costo beneficio del manejo de los bosques urbanos para disminuir PM_{10} fue similar a otras políticas de control como los combustibles alternativos (Escobedo *et al.*, 2008).

Además, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos —EPA, por sus siglas en inglés— recomienda la implementación de medidas emergentes, tales como la plantación estratégica de árboles, como un medio para ayudar a cumplir los estándares de calidad del aire (Nowak, 2006).

En el valle de Aburrá, el Acuerdo 19 de 2017 (AMVA, 2017b) adopta lineamientos y determinaciones para la gestión del espacio público verde urbano. El acuerdo tiene en cuenta el valor económico de los servicios ecosistémicos proporcionados por los árboles urbanos para la estimación del valor compensatorio por la tala de árboles; en este se propone como nueva opción de compensación el pago del valor monetario de los árboles, con el fin de crear un fondo verde que se utilizará para la plantación y el cuidado del bosque urbano y las zonas verdes. Consideramos que el valor monetario asociado a la remoción de contaminantes del aire puede ser usado para estimar ese valor. Desde luego, se deben realizar varios ajustes de acuerdo con las condiciones de Colombia y estimar el valor unitario para cada árbol, lo que está fuera del alcance de este estudio.

Del mismo modo, la participación y el compromiso de la comunidad puede contribuir a mantener, o incluso aumentar, la cobertura arbórea y, por ende, los beneficios del bosque urbano. Una opción es establecer esquemas de pago de servicios ambientales para compensar la huella de las emisiones de contaminantes, ya sea para personas individuales o para industrias. Una muestra de los mecanismos ya aplicados en Colombia en las zonas rurales es la estrategia conocida como BanCO₂, en ella los propietarios (generalmente campesinos) reciben dinero por mantener los bosques naturales intactos para la captura de carbono (BanCO₂, 2018). Esos pagos son hechos por personas o industrias que desean compensar su huella de carbono. Para las áreas urbanas, se propone establecer estrategias similares para preservar, establecer y mantener los bosques urbanos dentro de las ciudades, como medida de compensación a las emisiones de contaminantes atmosféricos.

CONCLUSIÓN

El bosque urbano en el valle de Aburrá remueve aproximadamente 228 t de contaminantes atmosféricos al año, lo que equivale a un valor monetario de \$2 130 136 USD. Con el fin de optimizar este servicio ecosistémico, se requiere seleccionar las especies arbóreas con las características que faciliten la remoción (copa densa, follaje permanente, alta área foliar, superficies foliares cerosas y pubescentes) y los diseños florísticos en los que se constituya una barrera lateral densa y porosa, y que a su vez permita la dispersión vertical de los contaminantes. También es importante vincular la planificación urbana, las regulaciones ambientales y las políticas públicas con la silvicultura urbana, con el fin de proporcionar herramientas adicionales para mejorar la calidad ambiental. Estos esfuerzos contribuirán a la sostenibilidad y la resiliencia de la ciudad, lo que mejorarán las condiciones ambientales y la calidad de vida de la población. Se recomienda avanzar en el conocimiento de las especies que tengan los rasgos funcionales asociados a este servicio y que, además, toleren la contaminación del aire, dado que el estado de salud del árbol repercute en el cumplimiento de sus funciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS) por la cofinanciación del proyecto, al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y a la Red de Calidad de aire (Redaire) por el suministro de la información climática y de calidad del aire.

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

- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2015). *Desarrollo de una estrategia ambiental integrada para una movilidad sustentable en el área metropolitana del valle de Aburrá*. Medellín.
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2016). *Acuerdo Metropolitano n.º 15*. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co>
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2017a). *Actualización inventario de emisiones atmosféricas del valle de Aburrá. Año 2015*. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co>
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2017b). *Acuerdo Metropolitano n.º 19*. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co>
- Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA)** (2017c). *Plan integral de gestión de contaminación del aire*. Recuperado de <http://www.calidadel aire.co/pigeca.php>
- Armson, D., Rahman, M. A. y Ennos, A. R.** (2013). A Comparison of the Shading Effectiveness of Five Different Street Tree Species in Manchester, Uk. *Arboriculture & Urban Forestry*, 39(4), 157-164. Recuperado de <http://joa.isa-arbor.com/request.asp?journalid=1&articleid=3278&type=2>
- Banco2** (2018). *Banco2 Servicios Ambientales Comunitarios*. Recuperado de <http://www.banco2.com/>
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J. y Terradas, J.** (2014). Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. *Ambio*, 43(4), 466-479. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0507-x>
- Bodnaruk, E. W., Kroll, C. N., Yang, Y., Hirabayashi, S., Nowak, D. J. y Endreny, T. A.** (2017). Where to Plant Urban Trees? A Spatially Explicit Methodology to Explore Ecosystem Service Tradeoffs. *Landscape and Urban Planning*, 157, 457-467. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.016>
- Calderón-Garcidueñas, L. y Villarreal-Ríos, R.** (2017). Living Close to Heavy Traffic Roads, Air Pollution, and Dementia. *The Lancet*, 389(10070), 675-677. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(16\)32596-x](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(16)32596-x)
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal)** (2012). *Población, territorio y desarrollo sostenible*. Santiago, Chile. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/22425/1/s2012034_es.pdf
- Cohen, A. J., Anderson, H. R., Ostro, B., Pandey, K. D., Krzyzanowski, M., Künzli, N. y Smith, K. R.** (2004). Urban Air Pollution. En M. Ezzati, A. D. Lopez, A. Rodgers y C. J. L. Murray (eds.), *Comparative Quantification of Health Risks: Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors* (pp. 1353-1434). Geneva: World Health Organization. Recuperado de <http://www.who.int/publications/cra/chapters/volume2/1353-1434.pdf>
- Departamento Nacional de Planeación (DNP)** (2014). *Conpes 3819: Política nacional para consolidar el sistema de ciudades en Colombia*. Recuperado de <https://colaboracion.dnp.gov.co/cdt/conpes/economicos/3819.pdf>
- Dobbs, C., Eleuterio, A. A., Amaya, J. D., Montoya, J. y Kendaly, D.** (2018). Beneficios de la silvicultura urbana y periurbana. *Unasylva*, 69, 22-29. Recuperado de <http://www.fao.org/documents/card/en/c/i8707es>
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De La Maza, C. L., Rodriguez, M. y Crane, D. E.** (2008). Analyzing The Cost Effectiveness of Santiago, Chile's Policy of Using Urban Forests to Improve Air Quality. *Journal of Environmental Management*, 86(1), 148-157. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)** (2016). Guidelines on Urban and Peri-Urban Forestry. *Fao Forestry Paper N.º 178*. Roma: FAO. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i6210e.pdf>

- Gaviria, C. F., Benavides, P. C. y Tangarife, C. A.** (2011). Contaminación por material particulado (Pm_{2,5} Y Pm₁₀) y consultas por enfermedades respiratorias en Medellín (2008-2009). *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 29(3), 241-250. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s0120-386x2011000300004&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Langemeyer, J., Mcphearson, T., O'farrell, P. y Kremer, P.** (2013). Urban Ecosystem Services. En *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (pp. 175-251). Dordrecht: Springer Netherlands. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_11
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M.** (2008). Global Change and The Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756-760. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Carriñanos, P., Churkina, G., ... Calfapietra, C.** (2016). Functional Traits of Urban Trees: Air Pollution Mitigation Potential. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 14(10), 543-550. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.1426>
- Horbath, J. E.** (2016). *Tendencias y proyecciones de la población del área metropolitana del valle de Aburrá en Colombia, 2010-2030*. Comisión Económica para América Latina y El Caribe. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/40259-tendencias-proyecciones-la-poblacion-area-metropolitana-valle-aburra-colombia>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).** (2016). *Informe del estado de la calidad del aire en Colombia 2011-2015*. Bogotá. Recuperado de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023637/informe_del_estado_de_la_calidad_del_aire_en_colombia_2011-2015_vfinal.pdf
- Janhäll, S.** (2015). Review on Urban Vegetation and Particle Air Pollution – Deposition and Dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Kampa, M. y Castanas, E.** (2008). Human Health Effects of Air Pollution. *Environmental Pollution*, 151(2), 362-367. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Davison, B., Karloukovski, V. y Clarke, R.** (2013). Impact of Roadside Tree Lines on Indoor Concentrations of Traffic-Derived Particulate Matter. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13737-13744. DOI: <https://doi.org/10.1021/es404363m>
- Mcneil, J. y Vava, C.** (2006). *Oakville's Urban Forest: Our Solution to Our Pollution*. Oakville's Urban Forest: Our Solution to Our Pollution. Town of Oakville. Recuperado de https://www.itreetools.org/resources/reports/oakville's_urban_forest.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS)** (2017). *Resolución 2254*. Bogotá: MADS. Recuperado de http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res_2254_de_2017.pdf
- Nowak, D. J.** (2006). Institutionalizing Urban Forestry as A "Biotechnology" to Improve Environmental Quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(2), 93-100. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.04.002>
- Nowak, D. J.** (2008). *I-Tree Species Selector User's Manual*. Syracuse, Nueva York: Usda Forest Service. Recuperado de <https://www.itreetools.org/resources/manuals/i-tree-species-users-manual.pdf>
- Nowak, D. J. y Crane, D. E.** (2000). The Urban Forest Effects (Ufore) Model: Quantifying Urban Forest Structure and Functions. En M. Hansen Y T. Burk (eds.), *Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century. Gen. Tech. Rep. NC-212* (pp. 714-720). St. Paul, EE.UU.: U.S. Dept. Of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. Recuperado de <https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/8420>
- Nowak, D. J., Crane, D. E. y Stevens, J. C.** (2006). Air Pollution Removal by Urban Trees and Shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115-123. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>

- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., Hoehn, R. E., Walton, J. T. y Bond, J.** (2008). A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 34(6), 347-358. Recuperado de <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/19526>
- Organización de las Naciones unidas (ONU).** (2015). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision (St/EsA/Ser.A/366)*. DOI: <https://doi.org/10.4054/demres.2005.12.9>
- Organización Mundial de la Salud (OMS).** (2016). *Preventing Disease Through Healthy Environments: A Global Assessment of the Burden of Disease from Environmental Risks*. París: OMS. Recuperado de http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventing-disease/en/
- Organización Mundial de la Salud (OMS).** (2018). *Ambient (Outdoor) Air Quality and Health*. Recuperado de [http://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](http://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Prajapati, S. K. y Tripathi, B. D.** (2008). Anticipated Performance Index of Some Tree Species Considered for Green Belt Development in and Around an Urban Area: A Case Study of Varanasi City, India. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1343-1349. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.002>
- Reynolds, C. C., Escobedo, F. J., Clerici, N. y Zea-Camacho, J.** (2017). Does "Greening" of Neotropical Cities Considerably Mitigate Carbon Dioxide Emissions? The Case of Medellin, Colombia. *Sustainability*, 9(5), 785. DOI: <https://doi.org/10.3390/su9050785>
- Rogers, K., Sacre, K., Goodenough, J. y Doick, K.** (2015). *Valuing London's Urban Forest: Results of the London I-Tree Eco Project*. Londres: Treeconomics London. Recuperado de [https://www.forestry.gov.uk/pdf/londoni-treecoreport151202.pdf/\\$file/londoni-treecoreport151202.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/londoni-treecoreport151202.pdf/$file/londoni-treecoreport151202.pdf)
- Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A.-L., Pennanen, A. y Yli-Pelkonen, V.** (2013). Does Urban Vegetation Mitigate Air Pollution in Northern Conditions? *Environmental Pollution*, 183, 104-112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.010>
- Siata** (2018). *Información de calidad del aire*. Medellín: Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el valle de Aburrá. Recuperado de https://siata.gov.co/descarga_siata/index.php/index2/calidad_aire/
- Universidad Nacional de Colombia, Área Metropolitana del valle de Aburrá, Cornare y Corantioquia.** (2007). *Plan de ordenación y manejo de la cuenca del río Aburrá: aspectos principales*. Medellín: Impregon.
- USDA Forest Service.** (2013). *I-Tree Eco User's Manual V 5.0*. Recuperado de www.itreetools.org
- Vos, P. E. J., Maiheu, B., Vankerkom, J. y Janssen, S.** (2013). Improving Local Air Quality in Cities: To Tree or Not to Tree? *Environmental Pollution*, 183, 113-122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P. y Reiling, K.** (2018). Evaluating The Impact of Individual Leaf Traits on Atmospheric Particulate Matter Accumulation Using Natural and Synthetic Leaves. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 98-107. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>
- Willis, K. J. y Petrokofsky, G.** (2017). The Natural Capital of City Trees. *Science*, 356(6336), 374-376. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aam9724>
- Yang, J., Chang, Y. y Yan, P.** (2015). Ranking The Suitability of Common Urban Tree Species for Controlling Pm2.5 Pollution. *Atmospheric Pollution Research*, 6(2), 267-277. DOI: <https://doi.org/10.5094/apr.2015.031>
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J. y Sun, Z.** (2005). The Urban Forest in Beijing and Its Role in Air Pollution Reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2), 65-78. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.09.001>
- Zhang, P., Liu, Y., Chen, X., Yang, Z., Zhu, M. y Li, Y.** (2016). Pollution Resistance Assessment of Existing Landscape Plants on Beijing Streets Based on Air Pollution Tolerance Index Method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 212-223. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.06.003>



Variabilidad radial física y anatómica del leño de árboles de *Amburana cearensis* (Allemao) A.C.Sm.

Physical and anatomical radial variability of the *Amburana cearensis* (Allemao) A.C.Sm. tree log

Leif Armando Portal Cahuana¹ , João Vicente de Figueiredo Latorraca² ,
José Henrique Camargo Pace² , Glaycianne Christine Vieira dos Santos² ,
Dayane Oliveira Lima² , Letícia Maria Alves Ramos²  y Jair Figueiredo Do Carmo³ 

Portal-Cahuana, L., de Figueiredo, J., Camargo-Pace, J., Vieira dos Santos, G., Oliveira-Lima, D., Alves-Ramos, L. y Figueiredo Do Carmo, J. (2019). Variabilidad radial física y anatómica del leño de árboles de *Amburana cearensis* (Allemao) A.C.Sm. *Colombia Forestal*, 22(1), 17-26.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13083>

Recepción: 1 de marzo de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Existen pocos estudios relacionados con microdensitometría de rayos X en madera de bosques tropicales nativos. Este estudio tuvo como objetivo determinar la variación radial de la densidad aparente del leño de *Amburana cearensis* (Allemao) A.C.Sm. por microdensitometría de rayos X. Se seleccionaron 11 árboles, de los que se cortaron secciones radiales de la médula a la corteza, para establecer la densidad aparente y las características anatómicas en tres posiciones radiales. Los resultados mostraron que la madera de *A. cearensis* presentó valores medios de densidad de madera, mínimo y máximo de 0.55, 0.13 y 0.87 g.cm⁻³, respectivamente. Asimismo, mostró diferencia significativa en tres posiciones médula (intermedia y corteza), esta diferencia

puede ser explicada por la anatomía microscópica, especialmente con los vasos (diámetro, área y el número.mm⁻²). La microdensitometría de rayos X es una herramienta importante en la evaluación radial de la madera y puede ayudar en la definición de los límites de los anillos de crecimiento de *A. cearensis*. **Palabras clave:** densidad aparente, microdensitometría de rayos x, perfil radial de la madera.

Abstract

There are few studies related with X-ray micro-density regarding wood from native tropical forests. The objective of this study was to determine the radial variation of the apparent density of the *Amburana cearensis* (Allemao) A.C.Sm. wood by X-ray micro-density. Indeed, eleven trees were selected,

1 Departamento de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente. Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (Unamad), Puerto Maldonado, Perú. lportal@unamad.edu.pe Autor para correspondencia.

2 Departamento de Produtos Florestais, Instituto de Florestas. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Brasil.

3 Universidade Federal de Mato Grosso, campus Sinop, Brasil. Laboratorio de Qualidade da Madeira (UFRRJ).

in which radial sections were cut from the pith to the cortex, in order to determine the apparent density and the anatomical characteristic in three radial positions. The results showed that the wood of *A. cearensis* presented mean values of wood density, minimum and maximum of 0.16 and 0.87 g.cm⁻³ respectively. Moreover, the wood showed significant difference in three positions of the pith, (intermediate

and cortex), and this difference can be explained by the microscopic anatomy, especially with the vessels (diameter, area and number.mm⁻²). X-ray micro-densitometry is an important tool in the radial evaluation of wood and can help in the definition of the growth rings' limits of *A. cearensis*.

Keywords: density, x-ray densitometry, radial profile of wood.

INTRODUCCIÓN

En los últimos 15 años la extracción y exportación de maderas duras (*Apuleia leiocarpa*, *Hymenaea oblongifolia*, *Myroxylon balsamum*, *Amburana cearensis* y *Dipteryx odorata*) de los bosques tropicales naturales en el Perú tuvieron un desarrollo significativo. La creciente demanda del mercado internacional necesita de un mejor uso de los bosques tropicales y la valoración de productos de madera necesita el uso de madera de buena calidad.

La especie *Amburana cearensis* de la familia Fabaceae cuenta con una muy amplia distribución geográfica en América del Sur; los árboles de esta especie se encuentran en los bosques amazónicos de Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil, Paraguay y Argentina (Leite, 2015). En Perú, se distribuyen en las regiones de Loreto, San Martín, Huánuco, Ucayali, Amazonas, Junín y Madre de Dios (Brako y Zarucchi, 1993), en suelos residuales, arcillosos, profundos y arenosos bien drenados.

En las últimas décadas se han desarrollado nuevos métodos para el análisis de la madera como la microdensitometría de rayos X, que es una de las técnicas más avanzadas para la medición de las variaciones de densidad al proporcionar resultados muy precisos y que permite la detección de las variaciones de la densidad en un rangos de 10 micrómetros (Tomazello *et al.*, 2008). Además, es una herramienta usada para analizar la calidad de la madera y para demarcar los anillos de crecimiento de árboles tropicales en los estudios de dendrocronología (Tomazello, Botosso y Lisi, 2000). Adicionalmente, la

microdensitometría de rayos X puede ser usada en maderas fósiles (Kłusek y Grabner, 2016).

La densidad y la anatomía de la madera de los árboles están estrechamente relacionadas con las condiciones de crecimiento de su entorno y con su genoma (Brasil y Ferreira, 1972). La densidad constituye una de las propiedades físicas de la madera y de ella depende la mayoría de sus características físicas y mecánicas (Coronel, 1995), como la densidad aparente de la madera, es decir, la relación del peso al volumen de la muestra de madera sin descontar los espacios huecos (Pereyra y Gelid, 2002). El perfil de densidad aparente de la madera de los árboles puede ayudar a la demarcación y delimitación de los anillos de crecimiento.

Por lo expuesto, el presente estudio tiene como objetivo determinar la variación radial de la densidad aparente de la madera de *Amburana cearensis* por microdensitometría de rayos X.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta del material y preparación de las muestras

Fueron seleccionados 11 árboles de *Amburana cearensis*, del consolidado Maderacre, región de Madre de Dios, en los bosques tropicales del suroeste del Perú. Se extrajo una sección transversal de la base del tronco en la dirección de corteza a corteza. Para la determinación del perfil radial de densidad aparente del leño por microdensitometría de rayos X fueron utilizadas muestras del leño

de 2.0 mm de espesor cortadas en un par de sierras circulares paralelas. Las secciones transversales del leño fueron acondicionadas hasta alcanzar 12% de humedad en una sala de climatización.

Los especímenes del leño fueron encajados en soporte metálico y transferidos para un compartimiento interno blindado del equipo QTRS-01X de la Quintek Measurement System, EUA (Tinti *et al.*, 2018) para la determinación del perfil radial de la densidad del leño, a través de un barrido radial continuo. El equipo fue calibrado para escanear (leer) las muestras de *A. cearensis*; el escaneo es continuo en todo el espesor de los cuerpos de prueba por el haz de luz de rayos X, este haz insidió sobre la muestra y una parte de esta radiación fue atenuada (la cual atravesó el cuerpo de prueba y posibilitó ser analizado por el detector del cristal). Con esto se logró la detección y cuantificación de la densidad aparente de manera automática por el software del QTRS-01X, después siguió el escaneo de las piezas del leño por un haz colimado de rayos X. Los valores de rayos X que atravesaron las probetas del leño fueron transformados en densidad aparente a través del software QMS. Los valores puntuales de densidad que componen el perfil radial de densidad aparente del leño fueron observados en la pantalla del computador en simultáneo con la imagen de la sección transversal de los especímenes del leño de *A. cearensis* (Amaral y Tomazello, 1998) y registrados para su análisis.

Montaje del perfil radial de la densidad aparente del leño

Los valores radiales de la densidad aparente del leño que fueron obtenidos por el software QMS originaron un archivo DAT (el cual contiene los valores puntuales de densidad aparente de las muestras). El archivo fue leído por el software Excel®, con este se realizaron los gráficos de variación radial de la densidad aparente del leño, así como también la determinación de los valores de densidad aparente en la dirección médula-corteza (Mothé, Duchanois, Zannier y Leban, 1998).

A partir de los perfiles radiales de densidad aparente del leño, las densidades aparentes medias, máximas y mínimas fueron determinadas; asimismo la densidad aparente en tres posiciones radiales (médula, intermedio y próximo a la corteza) y el límite de los anillos de crecimiento en el leño de los árboles.

Descripción de la estructura anatómica del leño

Fueron demarcados y cortados cuerpos de prueba de 1.5 cm x 1.0 cm, orientados en tres posiciones radiales de las piezas de *A. cearensis*, en una posición cercana a la médula, posición intermedia (duramen) y posición cerca de la corteza. Los cuerpos de prueba fueron inmersos y calentados en agua con glicerina en una placa calefactora, después, fijados en el micrótopo de deslizamiento horizontal y se obtuvieron cortes de 10 a 18 μm de grosor en los planos (transversal, tangencial y radial), lavados, deshidratados en solución alcohólica en diferentes proporciones, coloreados con safranina y montados en láminas histológicas permanentes. Para macerar la madera, astillas de las tres posiciones se colocaron en frascos en una solución de ácido acético + peróxido de hidrógeno (1:1) y los contenedores cerrados y mantenidos en estufa a una temperatura constante de 80°C por 2 horas. Los cortes y tejido disociado fueron examinados en microscopio de luz acoplada a una cámara digital y fueron recolectadas imágenes para la descripción y medición de su estructura anatómica microscópica. Estas se obtuvieron en las tres posiciones y se midió: frecuencia de los vasos por mm^2 , área de vasos y diámetro de los vasos; sobre las fibras se midieron: ancho, lumen, espesor de pared y largo (por cada característica microscópica se recolectaron 25 datos) (IAWA, 1989; IBAMA, 1992).

Análisis estadístico

Los parámetros anatómicos y de densidad aparente (media, máxima y mínima) del leño de *A.*

cearensis en las tres posiciones radiales (médula, intermedia y cerca de la corteza) del tronco de los árboles fueron utilizados en el análisis de la variación y en la prueba de medias, aplicando el programa estadístico R, usando el paquete estadístico (librería) agricolae (versión 3.1.2, R Development Core Team, 2013).

RESULTADOS

Los perfiles radiales de la densidad aparente permiten obtener información sobre la calidad del leño de los árboles de *Amburana cearensis*. Se observan variaciones menores de la densidad aparente

del leño en el sentido radial, con una ligera reducción de sus valores en la región próxima a la corteza. Los árboles más longevos de *A. cearensis* presentan mayores valores de densidad aparente del leño, por el mayor porcentaje de madera adulta y por la deposición de extractivos en los tejidos del duramen como gomas, resinas y cristales. De la misma forma, en la albura, que corresponde a la región funcional del xilema en comparación al duramen periférico, ocurre una reducción de la densidad aparente del leño (figura 1).

Los valores de densidad aparente de los 11 árboles de *A. cearensis* al 12% de humedad tuvieron una media, máxima y mínima del leño de 0.55, 0.87 y 0.16 g.cm⁻³, respectivamente (tabla 1).

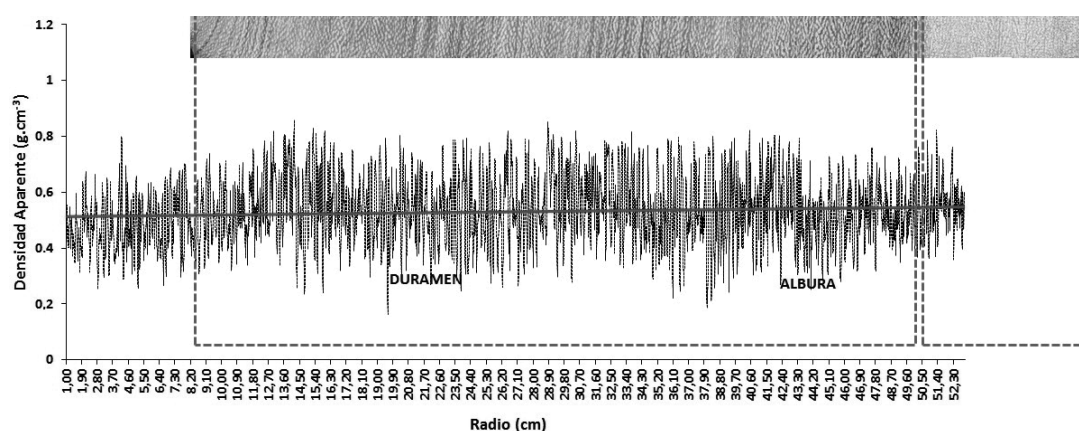


Figura 1. Perfil radial de la densidad aparente del leño de los árboles de *A. cearensis*. Tendencias de crecimiento y diferenciación del duramen y la albura en el perfil.

Tabla 1. Densidad aparente media, máxima y mínima del leño de árboles de *A. cearensis*.

Muestras (árboles)	Densidad A. Media (g.cm ⁻³)	Densidad A. Máxima (g.cm ⁻³)	Densidad A. Mínima (g.cm ⁻³)	Desviación estándar (g.cm ⁻³)
2525	0.53	0.94	0.13	0.12
10715	0.53	0.89	0.14	0.12
10924	0.65	1.03	0.15	0.14
11583	0.53	0.86	0.16	0.12
11662	0.61	1.04	0.15	0.15
11779	0.53	0.87	0.13	0.10
11779-P	0.50	0.80	0.19	0.09
11986	0.53	0.76	0.16	0.08
12033	0.53	0.87	0.16	0.11
12401	0.53	0.80	0.14	0.08
20511	0.53	0.75	0.21	0.09
Media	0.55	0.87	0.16	0.11

En los perfiles de microdensitométricos radiales del leño de los 11 árboles de *A. cearensis* fueron verificadas diferencias significativas ($p < 0.05$) (tabla 2) que indican una menor densidad aparente del leño en la posición radial de la médula de (0.36 g.cm^{-3}), aumento en la posición radial intermedia (0.59 g.cm^{-3}) y una pequeña caída en la posición radial cerca a la corteza (0.52 g.cm^{-3}).

En la anatomía microscópica de los árboles de *A. cearensis*, en las tres posiciones radiales del leño (médula, intermedia y próxima a la corteza), fueron verificadas diferencias significativas en el largo de las fibras, aumentando estadísticamente ($p < 0.05$) (tabla 3) el largo de las fibras de la más baja en la posición de la médula de ($1169.26 \mu\text{m}$)

hasta la más alta cerca de la corteza de ($1401.18 \mu\text{m}$), registrándose un aumento de 17% en el sentido radial.

En cuanto al espesor (grosor) de la pared de las fibras, no existe diferencia significativa entre la posición radial del leño de la médula e intermedio; pero en comparación con la posición cercana a la corteza tiene diferencia significativa.

En relación al lumen y ancho de las fibras no existe diferencia significativa entre la posición radial del leño de la médula y la corteza, pero en comparación con la posición intermedia existe una diferencia significativa.

El largo (longitud) de las fibras fue la característica anatómica del leño que más contribuyó en la

Tabla 2. Densidad aparente media del leño en tres posiciones radiales de los árboles de *A. cearensis*.

Muestras (árboles)	Densidad aparente media del leño (g.cm^{-3})			
	Posición radial			
	Médula	Intermedia	Cerca de la corteza	Media
2525	0.18	0.46	0.41	0.35
10715	0.30	0.54	0.41	0.42
10924	0.27	0.70	0.63	0.54
11583	0.47	0.68	0.53	0.56
11662	0.46	0.72	0.66	0.61
11779	0.25	0.59	0.54	0.46
11779	0.36	0.54	0.50	0.47
11986	0.38	0.58	0.54	0.50
12033	0.44	0.55	0.51	0.50
12401	0.31	0.51	0.47	0.43
20511	0.50	0.60	0.54	0.55
Media	0.36^C	0.59^A	0.52^B	0.49

*Parámetros con letras diferentes difieren estadísticamente ($p < 0.05$).

Tabla 3. Valores medios y desviación estándar de la Anova y prueba de Tukey para las características anatómicas de las fibras en las tres posiciones radiales del leño de *A. cearensis*.

Variable dependiente (Posición radial)	Ancho (μm)	Lumen (μm)	Espesor de la pared (μm)	Largo (μm)
Médula	24.01 \pm 3.34 ^{A B}	14.25 \pm 3.55 ^A	4.88 \pm 0.86 ^B	1169.26 \pm 189.89 ^A
Intermedia	23.47 \pm 3.89 ^B	13.44 \pm 3.16 ^B	5.02 \pm 0.89 ^B	1308.74 \pm 180.66 ^B
Próximo a la corteza	24.73 \pm 4.19 ^A	13.88 \pm 3.42 ^{AB}	5.43 \pm 1.02 ^A	1401.18 \pm 175.53 ^C
Media	24.07\pm3.84	13.86\pm3.39	5.11\pm0.96	1293.06\pm205.38

*Parámetros con letras diferentes difieren estadísticamente ($p < 0.05$).

diferenciación de los árboles de *A. cearensis* en las tres posiciones radiales.

En la anatomía microscópica de los árboles de *A. cearensis*, en función a los vasos en las tres posiciones radiales del leño (médula, intermedia y próximo a la corteza), fueron verificadas diferencias significativas en el diámetro y área de los vasos, aumentando estadísticamente ($p < 0.05$) (tabla 4); el diámetro de los vasos en la médula es de $118.55 \mu\text{m}$ y en la zona cercana a la corteza de $228.05 \mu\text{m}$, por lo que hubo un aumento de 48%; y para el área de vasos en la médula de $15\ 042.33 \mu\text{m}^2$ y en la proximidad de la corteza de $38\ 973.07 \mu\text{m}^2$, con lo cual aumentó un 39%.

En la frecuencia de los vasos fueron verificadas diferencias significativas, presentando mayor frecuencia de vasos en la posición de la médula, lo que evidencia una caída en la posición intermedia y un aumento en la corteza, pero superando a la médula.

Los resultados mostrados del perfil radial de los árboles de *A. cearensis* pueden ser explicados con la anatomía microscópica de la madera, principalmente con los vasos. Una mayor frecuencia de los vasos en la posición de la médula hace que su densidad aparente sea menor en relación a las otras posiciones. Un diámetro y área media de los vasos conjuntamente con una menor frecuencia en la posición intermedia hace que su densidad aparente sea alta en relación a las otras posiciones, y, por último, un mayor diámetro y área con frecuencia de vasos en la posición cercana a la corteza, mayor a la posición intermedia, hace que la densidad aparente sea menor en relación a dicha posición.

Se conoce también que en la posición próxima a la médula se encuentra mayor tejido parenquimático, que disminuye la densidad aparente; en la posición intermedia en la que se tiene el duramen que es el xilema no funcional con menor permeabilidad, compuesta entre otras cosas por sustancias extractivas 17.91% y lignina 27.3% (Mori, Mendes, Trugilho y Cardoso, 2003), la presencia de estas sustancias, hace que la densidad aparente sea mayor en esta posición. Por último, en la posición próxima a la corteza la densidad aparente es inferior a la posición intermedia y mayor a la posición de la médula por ser albura, xilema funcional, con vasos abiertos, para la conducción del agua y sales minerales.

Demarcación y evaluación del ancho de los anillos de crecimiento.

El perfil radial de la densidad aparente del leño de los árboles de *A. cearensis* es característico y muestra una reducción de los valores de la densidad coincidente con la demarcación de los límites de los anillos de crecimiento (figura 2). La demarcación de los anillos de crecimiento del leño de los árboles a través del perfil radial de la densidad aparente puede presentar un mayor grado de precisión comparada con la imagen de la respectiva sección transversal pulida, debido a la difícil visualización y correspondencia de los anillos de crecimiento.

Los valores de mayor densidad aparente del leño de *A. cearensis* son presentados en zonas fibrosas

Tabla 4. Valores medios y desviación estándar de la Anova y prueba de Tukey para las características anatómicas de los vasos en las tres posiciones radiales del leño de *A. cearensis*.

Variable dependiente (Posición radial)	Frecuencia de los vasos. mm^{-2}	Área de vasos (μm^2)	Diámetro de los vasos (μm)
Médula	3.31 ± 1.48^A	15042.33 ± 7044.30^C	118.55 ± 20.65^C
Intermedia	2.36 ± 1.11^C	24880.59 ± 7199.14^B	162.44 ± 25.25^B
Corteza	2.63 ± 1.22^B	38973.07 ± 12172.45^A	228.05 ± 33.80^A
Media	2.77 ± 1.34	26298.66 ± 13400.18	169.68 ± 52.54

*Parámetros con letras diferentes difieren estadísticamente ($p < 0.05$).

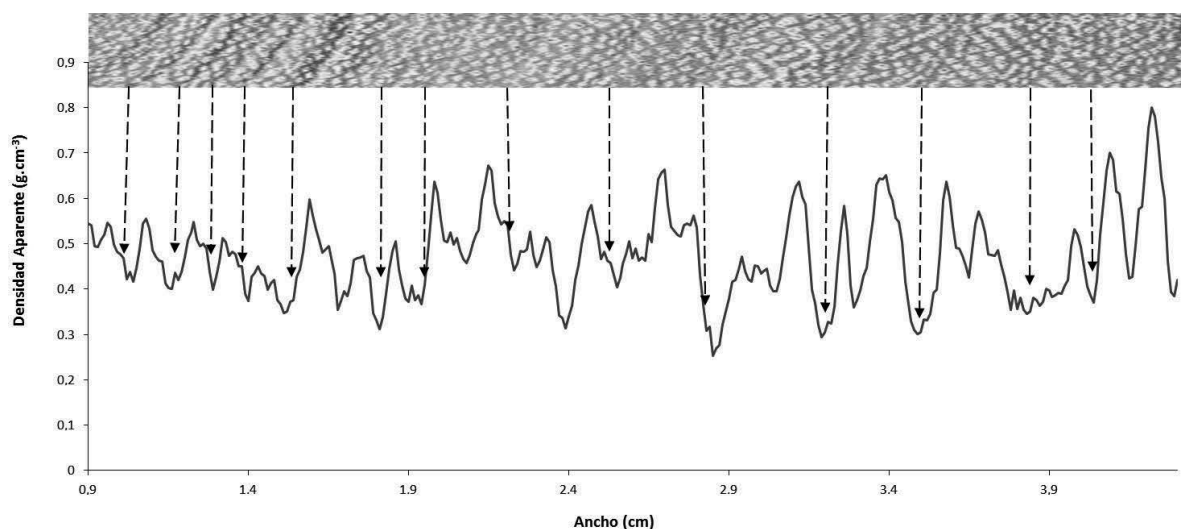


Figura 2. Demarcación del límite de los anillos de crecimiento en árboles de *A. cearensis* identificados por el perfil de microdensitometría (segmento de muestra analizado).

más oscuras, compuestas por fibras con pared celular gruesa y lumen pequeño, vasos de menor diámetro y frecuencia. Las zonas más claras son los valores de menor densidad aparente del leño y están compuestas por fibras con pared celular delgada, vasos de mayor diámetro y frecuencia.

DISCUSIÓN

Este modelo de variación de los perfiles radiales de la densidad aparente fue verificado en dos poblaciones de *Swietenia macrophylla* de los bosques tropicales de la amazonia del Perú (Rosero, Tomazello, Pollito y Lobão, 2010) y en árboles de *Eucalyptus* sp. y de *Corymbia citriodora*, donde el aumento de la densidad de la madera es debido al desarrollo de tilosis en los vasos y las sustancias del duramen (taninos, aceites, etc.) en las células del parénquima radial. Con respecto a la densidad inferior de la albura, se atribuye a que es el resultado de vasos abiertos y del xilema funcional sin extractivos (Tomazello *et al.*, 2008). Moya, Berrocal, Serrano y Tomazello (2009) y Taki, Nobori y Caceres (2014) expresan que la densidad aparente varía lentamente con el crecimiento y aumenta con la edad.

Sobre los resultados encontrados de la anatomía microscópica de los árboles de *A. cearensis* en función de las fibras, en las tres posiciones radiales del leño son similares a los encontrados por Campos (2009) cuando estudió los árboles de *Cedrelinga cateniformis* en una plantación en el Perú. Ya Lobão, Costa, Almonacid y Tomazello (2012) encontraron la misma variación para árboles de *Schizolobium parahyba* tanto en una reserva experimental como en un parque zoológico en Brasil; también, Medina, Dionisio, Laffitte, Andía y Rivera (2013) cuando estudiaron la variación radial y axial de longitud de fibras de la especie *Nothofagus nervosa* de la Patagonia Argentina encontraron que aumentó de manera significativa en sentido radial de médula a corteza. Una posible explicación de las variaciones radiales de la dimensión longitudinal de las fibras pueden ser dada por Moya *et al.* (2009), en su estudio de la *Tectona grandis* observaron un incremento con la edad cambial para las procedencias y las dos calidades de sitios estudiados en Costa Rica.

Con respecto a los resultados encontrados para *A. cearensis* en relación al lumen y ancho de las fibras, Lobão (2011) encontró la misma variación para *Cedrela* sp. en Brasil.

Los resultados de los 11 árboles de *A. cearensis* sobre la anatomía microscópica, en función de los vasos en las tres posiciones radiales del leño, son semejantes a valores hallados en otros bosques tropicales como en el caso de Campos (2009), quien investigó árboles de *Cedrelinga cateniformis* en un bosque nativo en el Perú; Lobão *et al.* (2012) también encontraron para árboles de *Schizolobium parahyba*, tanto en una reserva experimental como en un parque zoológico en Brasil, la misma variación en el diámetro de los vasos. Además, Moya *et al.* (2009) manifiestan que el diámetro de los vasos incrementó con la edad del árbol de *Tectona grandis*, coinciden con lo encontrado en *Amburana cearensis*. Algunos autores indican que el área de vasos es menor en el leño próximo a la región de la médula, aumenta en el sentido radial y se estabiliza próximo a la corteza de los árboles adultos (Hudson y Van Beveren, 1997; Foekel, 2007; Boschiere, 2013).

Sobre la demarcación y evaluación del ancho de los anillos de crecimiento de *A. cearensis*, de acuerdo con Tomazello, Botosso y Lisi (2001), se ha encontrado que es resultado de la estacionalidad de la actividad cambial y de las condiciones climáticas. Esto se refleja en la anatomía y cualidad del leño (Roque *et al.*, 2012). Por consiguiente, la densidad aparente se considera apropiada para definir que el inicio de un anillo de crecimiento sería igualmente apropiado para definir el inicio de la formación de madera tardía (Eberhardt y Samuelson, 2015).

CONCLUSIONES

Los resultados del presente trabajo permiten concluir que:

- La densidad aparente de los árboles de *A. cearensis* presenta variación radial en la dirección corteza-médula.
- Los perfiles radiales indicaron el aumento de la densidad aparente del leño del tronco en la zona intermedia y una pequeña caída en la médula y en la posición próxima a la corteza.

- La diferencia en densidad aparente del leño de las posiciones médula, intermedia y cerca de la corteza del tronco fue significativa.
- La microdensitometría de rayos X proporciona una medición precisa de las variaciones de la densidad aparente del leño de *A. cearensis*, indicador de su estructura anatómica y demarcando los límites de los anillos por las zonas fibrosas.
- Los perfiles de densidad aparente pueden ser explicados por la heterogeneidad de las maderas.

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

- Amaral, A. C. B. y Tomazello, M.** (1998). Avaliação das características dos anéis de crescimento de *Pinus taeda* pela técnica de microdensitometria de raios X. *Revista Ciência e Tecnologia*, 6, 11-12.
- Boschiere, A. T.** (2013). *Avaliação da estrutura anatômica e da densidade aparente da madeira e do carvão vegetal de Eucalyptus sp. e de Corymbia sp.* (tesis de doctorado). Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, Brasil. 132 p.
- Brako, L. y Zarucchi, J.** (1993). *Catalogue of the flowering plants and gymnosperms of Peru*. St. Louis, Mo.: Missouri Botanical Garden. Recuperado de <https://catalog.hathitrust.org/Record/002866893>
- Brasil, M. A. M. y Ferreira, M.** (1972). Variação da densidade básica e das características das fibras em *Eucalyptus grandis* Hill ex maiden ao nível do DAP. *Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*, 5, 81-90.


- Campos, L. E.** (2009). *Dendrocronología en árboles de Tornillo, Cedrelinga cateniformis* Ducke (Fabaceae), del Centro de Investigaciones Jenaro Herrera en el noreste de la Amazonia, Región Loreto-Perú (tesis de maestría). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. 129 p.
- Coronel, E. O.** (1995). *Fundamentos de las propiedades físicas y mecánicas de las maderas*. Santiago del Estero, Argentina: Universidad Nacional de Santiago del Estero. 187 p.
- Eberhardt, T. L. y Samuelson, L. J.** (2015). Collection of wood quality data by X-ray densitometry: a case study with three southern pines. *Wood Science and Technology*, 49(4), 739-753. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00226-015-0732-x>
- Foelkel, C.** (2007). *Elementos de Vaso e celulosas de eucalipto*. Recuperado de http://www.eucalyptus.com.br/capitulos/PT04_vasos.pdf
- Hudson, W. y Van Beveren, K.** (1997). Vessel distribution at two percentage heights from pith to bark in a seven year old Eucalyptus globulus tree. *Appita Journal*, 50, 495-500.
- International Association of Wood Anatomists-Iawa** (1989). *with an Appendix on non-anatomical information*. 116 p.
- Ibama** (1992). *Normas e procedimentos em estudos de anatomia da madeira: I-Angiospermae II-Gymnospermae*. Brasilia. 134 p.
- Klusek, M. y Grabner, M.** (2016). X-ray Densitometry of Norway Spruce Subfossil Wood From the Austrian Alps. *Tree-Ring Research*, 72(1), 23-34. DOI: <https://doi.org/10.3959/1536-1098-72.01.23>
- Leite, E.** (2015). State-of-knowledge on *Amburana cearensis* (Fr. Allem.) A.C. Smith (Leguminosae: Papilionoideae) for genetic conservation in Brazil. *Journal for Nature Conservation* 13(1), 49-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.07.003>
- Lobão, M.** (2011). *Dendrocronologia, fenologia, atividade cambial e qualidade do lenho de árvores de Cedrela odorata L., Cedrela fissilis Vell. e Schizolobium parahyba var. amazonicum* Hub. ex Ducke, no estado do Acre, Brasil (tesis de doctorado). Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil, 216 p. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.11.2011.tde-02082011-135003>
- Lobão, M., Costa, D., Almonacid, M. y Tomazello M.** (2012). Qualidade do lenho de árvores de *Schizolobium parahyba* Var. *amazonicum*, Acre, Brasil. *Floresta e Ambiente*, 19(3), 374-384. DOI: <https://doi.org/10.4322/loram.2012.044>
- Medina, A. A., Dionisio, N. M., Laffitte, L. N., Andía, I. R. y Rivera, S. M.** (2013). Variación radial y axial de longitud de fibras y elementos de vaso en *Nothofagus nervosa* (Nothofagaceae) de la Patagonia Argentina. *Madera y Bosques*, 19(2), 7-19. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2013.192330>
- Mori, F. A., Mendes, L. M., Trugilho, P. F. y Cardoso, M.** (2003). Utilização de eucaliptos e de madeiras nativas no armazenamento da aguardente de cana-de-açúcar. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, 23(3), 396-400. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-20612003000300018>
- Mothe, F., Duchanois, G., Zannier, B. y Leban, J. M.** (1998). Analyse microdensitométrique appliquée au bois: méthode de traitement des données utilisée à l'Inra-ERQB (programme Cerd). *Annales des Sciences Forestières*, 55(3), 301-313. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:19980303>
- Moya, R., Berrocal, A., Serrano, J. R. y Tomazello F. M.** (2009). Radial variation of anatomical features, wood density and decay resistance in teak (*Tectona grandis*) from two qualities of growing sites and two climatic regions of Costa Rica. *Forest Systems*, 18(2), 119. DOI: <https://doi.org/10.5424/fs/2009182-01055>
- Pereyra, O. y Gelid, M.** (2002). Estudio de la variabilidad de la densidad básica de la madera de *Pinus taeda* para plantaciones de Misiones y norte de Corrientes. *Revista Floresta*, 33(1), 3-19.
- R Development Core Team.** (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <http://www.R-project.org>. Librería: Agricolae y RODBC.
- Roque, B., Latorraca, J., Tomazello, M., Pires, G., Monteiro, A. y Pastro, M.** (2012). Microdensitometria de Raios X Aplicada na Determinação da Variação da Densidade do Lenho de Árvores de *Eucalyptus grandis* W. Hill. *Scientia Forestalis*, 40(93), 103-112.

- Rosero, J., Tomazello, M., Pollito, P. y Lobão, M.** (2010). Variation of wood density and relationship with the tree-ring width of mahogany trees, *Swietenia macrophylla*, from Amazonian tropical forest of Peru. *Scientia Forestalis*, 38(86), 171-179.
- Taki, S., Nobori, Y. y Caceres, M.** (2014). Method for estimation of stem carbon fixation of Japanese black pine by combining stem analysis and soft X-ray densitometry. *Journal of Forest Research*, 19(1), 226-232. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10310-012-0382-x>
- Tinti, V. P., Gonçalves, F. G., Paes, J. B., Arantes, M. D., Vieira, M. C. y López, Y.** (2018). Propiedades físicas y densitometría de rayos X en tableros de residuos de madera. *Revista Ciência da Madeira-RCM*, 9(2), 71-81. DOI: <https://doi.org/10.12953/2177-6830/rcm.v9n2p71-81>
- Tomazello, M., Botosso, P. y Lisi, C.** (2000). Potencialidade da família Meliaceae para dendrocronologia em regiões tropicais e subtropicais. En F. A. Roig (ed.), *Dendrocronología en América Latina* (pp. 381-431). Mendoza: EDIUNC.
- Tomazello, M., Botosso, P. y Lisi, C.** (2001). Análise e aplicação dos anéis de crescimento das árvores como indicadores ambientais: dendrocronologia e dendroclimatologia. Em *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações* (pp. 117-143). São Paulo, Brasil.
- Tomazello, M., Brazolin, S., Chagas, M. P., Oliveira, J. T. S., Ballarin, A. W. y Benjamin, C. A.** (2008). Application of X-ray technique in nondestructive evaluation of Eucalypt wood. *Maderas. Ciencia y Tecnología*, 10(2). DOI: <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2008000200006>



Un método de muestreo para predecir la edad de ramas de primer orden

A sampling method for predicting the age of first-order branches

Patricio Corvalán¹ , Guillermo Trincado² y Catalina Izquierdo³

Corvalán, P., Trincado, G. y Izquierdo, C. (2019). Un método de muestreo para predecir la edad de ramas de primer orden. *Colombia Forestal*, 22(1), 27-36.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13227>

Recepción: 10 de abril de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Se describe un método de muestreo de tipo destructivo para estimar la edad de ramas de primer orden con aplicación en cualquier especie que presente verdaderos anillos anuales de crecimiento en árboles vivos. Su implementación requiere estimar el desarrollo de altura total de los árboles, utilizando técnicas de análisis de tallo y de la medición de la altura y ángulo de inserción para una muestra de ramas de primer orden. El procedimiento permite estimar la edad y año de formación de las ramas, el período de mantención de ramas vivas y de persistencia de ramas muertas en la copa de los árboles. Es un método alternativo al de disección de ramas. La implementación de algoritmos requeridos se ilustra detalladamente para un individuo de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. (Fagales: Nothofagaceae) de 48 años de edad.

Palabras clave: dinámica de ramas, persistencia de ramas, vitalidad.

Abstract

A destructive sampling method to estimate the age of first-order branches is presented. The proposed method can be applied only to living tree species showing annual growth rings. The implementation requires an estimate of total tree height development applying stem analysis techniques and the measurement of stem height and insertion angle for a sample of first-order branches. The developed procedure allows estimating the age and year of branch formation, and the maintenance of branches within the death and live crown. It can be considered an alternative to branch dissection methods. The algorithms' implementation is illustrated for a 48-year old *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. tree.

Key words: branch dynamics, branch persistence, vitality.

1 Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Santiago, Chile. pcorvalanvera@gmail.com. Autor para correspondencia.

2 Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Instituto de Bosques y Sociedad, Valdivia, Chile

3 Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Santiago, Chile.

INTRODUCCIÓN

La evaluación de prescripciones silvícolas para especies de alto valor comercial destinadas a uso estructural requiere conocer atributos de ramas como su posición, tamaño, longevidad, mantención y persistencia a lo largo del fuste. Las ramas incluidas en el fuste se convierten en nudos que desde una perspectiva de calidad de madera se consideran como defectos internos (Trincado y Burkhart, 2008; Osborne y Maguire, 2015). Decisiones silvícolas tales como: densidad inicial de plantación y espaciamiento (Amateis, Radtke y Hansen, 2004), raleo (Baldwin *et al.*, 2000), poda (Clark, Saucier, Baldwin y Bower, 1994) y fertilización (Yu, Chambers, Tang y Barnett, 2003) tienen un efecto en el tamaño de las ramas y consecuentemente en la dimensión de los nudos. A su vez, el estudio de la persistencia o tiempo de permanencia de ramas muertas en el fuste resulta fundamental en la producción de madera de alta calidad para decidir si podar artificialmente o dejar que ésta se produzca en forma natural. Las ramas que persisten mucho tiempo muertas antes de caer generan una pérdida de volumen de alta calidad importante en la troza basal, ya sea porque el pedúnculo de la rama es muy largo o muy grueso (Maguire y Hann, 1987; Mäkinen, 2002; Hein, 2008). Por lo tanto, para el desarrollo de una silvicultura orientada a la producción de madera de alta calidad es fundamental disponer de técnicas eficientes de medición de longevidad y persistencia de ramas que permitan la construcción de modelos de formación, desarrollo y recesión de copa (Weiskittel, Seymour, Hofmeyer y Kershaw, 2010; Wang *et al.*, 2015).

El problema fundamental es que la medición de la dinámica de formación y crecimiento de las ramas, que está bajo fuerte control genético y es modificado por la competencia y el sitio, es difícil y costosa de realizar, especialmente a medida que los árboles aumentan su tamaño. Esto limita el estudio de la dinámica y estructura de la copa de los árboles. Para estimar la edad de las ramas se ha aplicado el método de disección de ramas

y conteo de anillos de crecimiento descritos por Maguire y Hann (1987), sin embargo, no ha mostrado tener una alta exactitud. Uno de los mayores problemas de esta técnica es la pérdida de anillos anuales de crecimiento de las ramas cuando éstas empiezan a morir. Reukema (1959) comparó el número de anillos en la base de ramas vivas y en el fuste en su punto de inserción y encontró diferencias de 9 a 10 años en la medición de la edad de ramas en *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, atribuyéndolo a que las ramas no necesariamente forman anillos anuales en su base, siendo aún vitales. Este autor señala que probablemente se deba a la cercanía de la muerte de la rama, aun cuando su follaje era abundante y aparentemente sano. Coincidentemente, Kershaw, Maguire y Hann (1990) encontraron, en la misma especie que los anillos anuales de ramas perdidos en promedio fueron de 8 años, con un rango entre 0 y 49 años y que en términos de la longevidad de la rama resulta en promedio 34% con un rango entre 0% y 93%. Sprugel, Hinckley y Schaap (1991) señalan que en general las ramas más bajas resultan neutrales en el balance de carbono del árbol, fijan lo que necesitan para sus requerimientos, pero sin agregar nuevos tejidos. Este fenómeno de falta de formación de anillos anuales en las ramas ocurre con mayor intensidad en la zona baja del árbol, donde precisamente se encuentra el volumen comercial más interesante y que es hacia donde se dirigen los esfuerzos de la silvicultura, como lo señalan Andrews y Gill (1939). Reukema (1959) señala que la falla en la formación de anillos anuales de crecimiento en las ramas se debe a que la formación de células cesa en los últimos años de vida o a que la actividad cambial es tan débil que sólo forma una o dos corridas de células indiferenciadas entre primavera y verano. Estos antecedentes motivan a desarrollar un método alternativo que combine técnicas de análisis de tallo y estimación del punto de inserción en altura de la rama en el fuste para estimar la edad y año de formación de las ramas y el período de permanencia de ramas en la copa viva y muerta de los árboles. Se espera que

el método propuesto facilite la medición y modelación de la dinámica de formación de las ramas vivas y muertas. Siendo un método de estimación de la edad de las ramas alternativo a la técnica de disección que evite la omisión de conteo de anillos anuales de crecimiento.

Protocolo de muestreo

Antes de proceder al volteo y extracción de discos para el conteo de años, debe verificar que el árbol presente anillos anuales de crecimiento. Esto se puede corroborar extrayendo un tarugo del fuste

y observando la diferenciación de anillos. Tiene que considerar que no todas las especies ni climas donde crecen los árboles forman anillos anuales de crecimiento, lo cual es de amplio conocimiento en la dendrocronología. Para cada uno de los árboles seleccionados se debe realizar la medición y marcación del diámetro normal (DAP). Posteriormente, se debe ejecutar el apeo de los árboles y medir la altura de tocón (T) y el largo fustal (L) desde la base hasta el ápice del árbol. La medición de ramas y extracciones de rodajas o discos requeridas para el análisis de tallo debe seguir la secuencia de actividades de la figura 1.

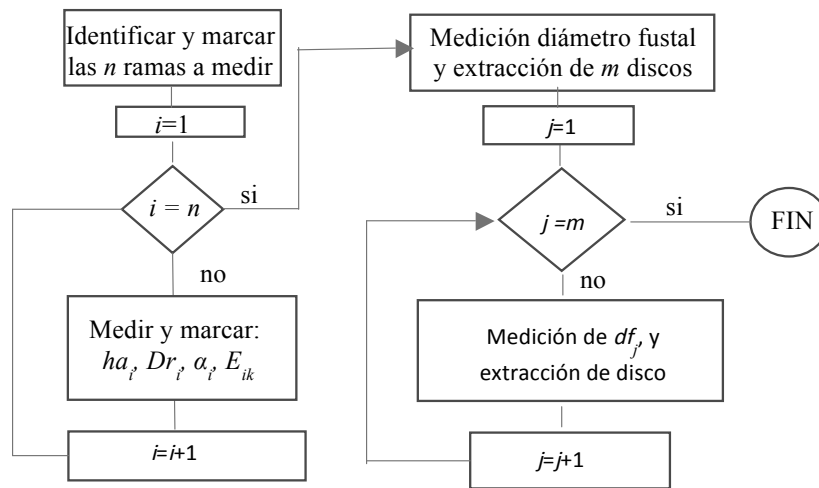


Figura 1. Protocolo utilizado para la medición de ramas y extracción de discos a lo largo del fuste.

Donde:

- i rama número $i=1, \dots, n$
- j rodaja número $j=1, \dots, m$
- ha_i altura de emergencia de la rama i en el fuste (m)
- Dr_i diámetro de la rama i (mm)
- α_i ángulo de inserción superior de la rama i (grados)
- E_i estado de la rama i (viva o muerta)
- df_j diámetro fustal de la rodaja j

Para cada árbol muestra se debe identificar y marcar a lo largo del fuste una submuestra de n ramas a las cuales se les medirá su altura de emergencia en el fuste, diámetro fustal, ángulo de

inserción superior y estado de la rama. Finalmente, se procederá a la extracción de una submuestra de m rodajas a lo largo del fuste y se medirá en cada posición el diámetro fustal df_j (cm). La secuencia de cortes idealmente deberá generar una diferencia constante de años entre rodajas sucesivas a fin de mantener errores de interpolación de baja magnitud, para lo cual se debe disponer curvas de índice de sitio (Corvalán, Araya, Blanco y Cox, 1987). El trozado del árbol para la obtención de discos fustales deberá considerar adicionalmente la ubicación de las ramas que han sido medidas de tal manera que la interpolación de la altura de formación de la rama en el fuste sea realizada en un

intervalo de altura breve, para disminuir errores propios de interpolación.

Algoritmos de estimación

El método requiere reconstruir para cada edad la altura total del árbol seleccionado. Esto se realiza aplicando técnicas de análisis de tallo que requieren del conteo y medición de los anillos contenidos en cada una de las secciones transversales obtenidas a lo largo del fuste (Cancino, Acuña y Espinosa, 2012).

Estimación del año de formación de las ramas

Para estimar la edad de formación de la rama es necesario estimar previamente la altura de origen de la rama h_o (m) en el fuste. Esta se estima corrigiendo la altura de emergencia o aparición de la rama h_a en el fuste (m) por el ángulo de inserción superior α (grados) y el diámetro fustal a la altura de aparición de la rama df_a (m) al aplicar la siguiente fórmula (figura 2):

$$h_o \approx h_a - \frac{1}{2} \cotg(\alpha) \cdot df_a \quad [1]$$

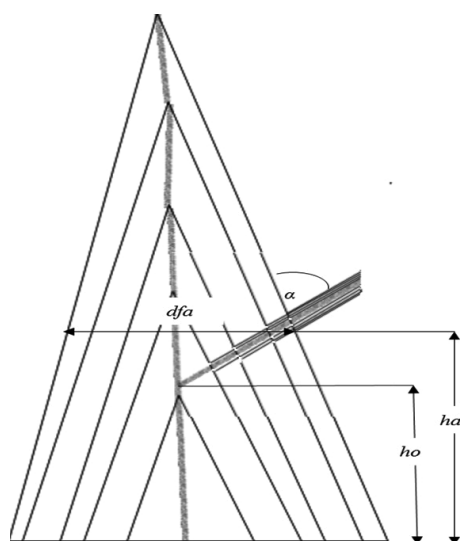


Figura 2. Representación esquemática de formación de ramas de primer orden en el fuste.

El procedimiento asume que no existe excentricidad de los anillos de crecimiento en la sección transversal del fuste, lo cual puede ser observado en las rodajas. Para determinar la edad de formación de la rama se compara la altura de origen de la rama con la altura total del árbol reconstruida para las distintas edades (h_e). La rama medida tendrá la edad de formación e_r cuando $h_{e-1} < h_o < h_e$. Por lo tanto, el año de formación (a_r) se obtendrá restando del año de la medición (a_m) la edad de formación estimada de la rama (e_r).

Estimación de la edad de las ramas

Una vez estimado el año de formación de la rama se requiere clasificar la condición de la rama. Si la rama está viva entonces la diferencia entre el año de medición (a_m) y el año de formación (a_r) de la rama corresponderá a la edad actual de la rama (E_r). En caso contrario, si la rama está muerta, solo se podrá determinar la edad y año cuando se produjo su formación. Determinar la edad de la rama importa solamente si ella está viva o muerta. Otros estados de vitalidad no afectan su edad.

Estimación del período de mantención de la copa viva

El período de tiempo de mantención de la copa viva puede ser estimado como la diferencia entre el año de medición del árbol y el año de formación de la rama viva más baja en altura en la base de la copa viva.

Estimación del período de persistencia de las ramas muertas

La persistencia de ramas muertas corresponde al máximo número de años estimado en que las ramas inferiores de la copa permanecen muertas sin caer. Esto se puede estimar como la diferencia entre el año de formación de la rama más baja de la copa muerta (AF_{rm}) y la rama viva más baja de la copa viva (AF_{rv}).

Aplicación del método propuesto

El método propuesto se sustenta en que el mejor estimador de la fecha de nacimiento de las ramas axiales queda registrada con el conteo de anillos anuales de crecimiento del fuste en su punto de inserción en altura, como ha sido señalado anteriormente, por lo cual el método propuesto no necesita ser validado. Con el único objetivo de ilustrar numéricamente la aplicación del método propuesto, se utilizan las mediciones realizadas en el caso de un individuo de roble (*Nothofagus obliqua*) medido destructivamente el año 2014. El árbol seleccionado presenta diámetro a la altura de pecho (DAP) de 26.6 cm, altura total de 15.8 m, altura de comienzo de copa muerta de 2.4 m y una altura de comienzo de copa viva de 7.7 m. De acuerdo a estas mediciones el largo de la copa viva es de 8.8 m y el largo de la copa muerta de 5.3 m. Las mediciones fueron hechas con forcípula y huincha de distancia.

Medición de ramas a lo largo del fuste

El fuste del árbol fue dividido en 10 secciones relativas (deciles). En cada sección se seleccionaron las ramas de mayor diámetro siguiendo los protocolos de medición descritos en Corvalán (2015). En este caso, 7 de las 10 secciones relativas tenían presencia de ramas vivas o muertas (tabla 1). Este procedimiento de reconstrucción no considera la selección de ramas de origen epicórmico que se pudieran presentar a lo largo del fuste. Las variables medidas en cada rama seleccionada fueron: estado de la rama (viva o muerta), diámetro de la rama D_r en mm, altura de emergencia de la rama en el fuste h_a en m, ángulo de inserción superior de la rama α en grados y diámetro fustal a la altura de emergencia de la rama df_a en cm. El ángulo de la rama y su diámetro fueron medidos con transportador y pie de metro, respectivamente.

Tabla 1. Variables de estado de ramas medidas a distintos rangos de alturas relativas (HR) y reconstrucción de altura de origen, edad y año de formación y edad estimada de cada rama.

RH (%)	Estado	D_r (mm)	h_a (m)	α (°)	df_a (cm)	Variables estimadas			
						h_o (m)	e_f (años)	a_f (año)	E_r (años)
10-20	Muerta	10	2.45	88	24.7	2.44	1	1966	-
20-30	Muerta	19	3.42	76	23.5	3.39	2	1967	-
40-50	Viva	160	7.83	30	17.8	7.68	13	1978	36
60-70	Viva	30	10.06	50	12.1	10.00	21	1986	28
70-80	Viva	84	11.45	33	8.2	11.39	29	1994	20
80-90	Viva	33	12.78	60	4.8	12.77	36	2001	13
90-100	Viva	15	14.22	60	2.2	14.21	43	2008	6

Donde:

- D_r diámetro de la rama (mm)
- h_a altura de emergencia de la rama (m)
- α ángulo de inserción superior de la rama (grados)
- df_a diámetro fustal a la altura de emergencia de la rama (cm)
- h_o altura de origen de la rama (m)
- e_f edad del árbol a la que se formó la rama (años)
- a_f año de formación de la rama
- E_r años de vida de la rama

Análisis de tallo completo

El procedimiento utilizado para estimar la altura total correspondiente a cada año de edad del árbol fue el propuesto por Kariuki (2002). Este procedimiento asume proporcionalidad entre el crecimiento primario y el crecimiento secundario del eje principal. La utilización de otros algoritmos para interpolar las alturas escondidas en el análisis de tallo y con ello usar otros supuestos de

proporcionalidad de crecimiento han sido ampliamente discutidos por Cancino *et al.* (2012), quienes demuestran que cuando los discos se extraen en breves intervalos de altura los resultados son similares. Para el análisis de tallo se extrajeron 16 rodajas a las alturas fustales de 0.35 m, 1.30 m, y, posteriormente, cada metro (2.30, 3.30, etc.) hasta alcanzar los 15.3 m de altura total. A partir de las mediciones de anillos de la rodaja basal se estimó una edad de 48 años, lo cual permite inferir que el individuo se estableció el año 1966.

Reconstrucción de ramas

Aplicando la fórmula [1] es posible estimar la altura de origen h_o (m) de cada una de las ramas en el fuste (tabla 1). Posteriormente, para estimar la edad de formación e_r se debe comparar la altura estimada de origen h_o con la altura del árbol a las distintas edades h_e . La figura 3 presenta el desarrollo en altura del árbol para las distintas edades con la intersección de las alturas de origen estimadas para cada una de las ramas.

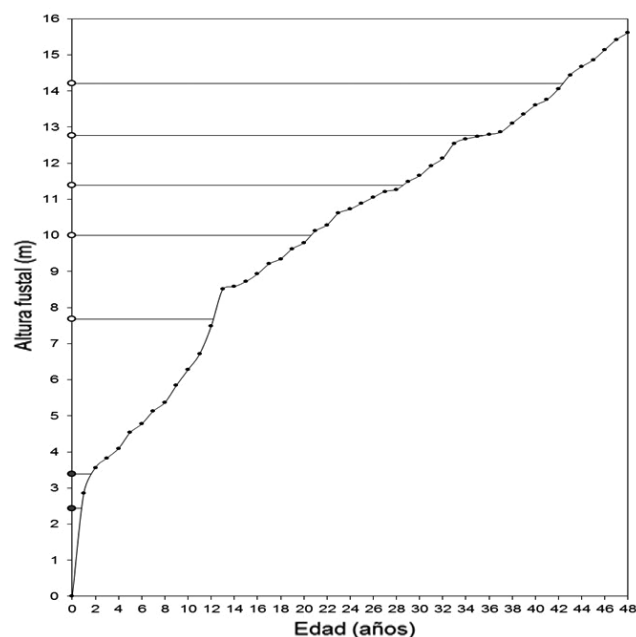


Figura 3. Desarrollo en altura total con la intersección de la altura de origen de las ramas muertas (●) y vivas (○).

Los datos señalados en la tabla 1 permiten determinar que el período de permanencia de ramas en la copa viva alcanza 36 años, esto corresponde a la rama viva medida en la parte más baja de la copa a los 7.83 m. Finalmente, el período de persistencia de ramas muertas se podría estimar como la diferencia entre el año de formación de la rama medida más baja de la copa viva (1978) y el año de formación de la rama muerta más baja de la copa muerta (1966) siendo en este caso de 12 años.

DISCUSIÓN

La aplicación del método permite estimar el año de formación de ramas, edad de las ramas, período de mantención de ramas dentro de la copa viva y período de persistencia de ramas muertas alrededor del fuste. Un claro limitante del método es que puede ser aplicable únicamente a especies forestales en las cuales se puedan diferenciar verdaderos anillos anuales de crecimiento y no presenten excentricidad exagerada.

La aplicación del método asume que las ramas muestreadas tienen un origen axial y no corresponden a brotes epicórnicos originados en el fuste Shigo, 1986; Weiskittel *et al.*, 2010; Lowell *et al.* (2014); Ishii y Wilson (2001) describen las principales características que diferencian las ramas epicórnicas de las originales: textura de la corteza más suave y blanquecina, ángulo de inserción tangencial al fuste, vecindad de alguna rama original muerta o moribunda, crecer en grupo en forma de abanico y diámetro más pequeño. Sin duda, estas características observadas en conjunto difícilmente confundirán a un observador experimentado, incluso cuando la única forma de saber con certeza es muestreando destructivamente la unión de las médulas (Kozłowski, 1971).

Otro supuesto involucrado en el cálculo de la altura de inserción de la rama es la invariabilidad de su ángulo de inserción desde la médula hasta el punto de emergencia en el fuste. De acuerdo con Rautiainen y Stenberg (2005), este supuesto resulta

bastante razonable, al menos en ramas juveniles. Para ramas adultas es probable que el ángulo de inserción aumente como lo señalan Colin y Houllier (1992), Lemieux, Samson y Usenius (1997), Vestøl y Høibø (2001), Trincado y Burkhart (2008) y Osborne y Maguire (2015). El tamaño y peso de las ramas modifica el ángulo de inserción como se deduce de los estudios de Shigo (1986) y Lemieux *et al.* (1997). Consecuentemente, el error de sobreestimación de la altura de inserción de la rama conduciría a una probable subestimación de la edad de la rama. Sin embargo, la magnitud del error resulta despreciable comparado con el incremento en altura que se produce de año en año.

Otra limitante de la aplicación del método propuesto y difícil de verificar, es asumir que la médula del fuste del árbol se encuentre exactamente en su centro geométrico. Knapic *et al.* (2014) al estudiar la excentricidad de la médula en Pino marítimo establecieron que esta es homogénea y baja para el fuste con un valor promedio de 20%, aun cuando señalan que para el duramen alcanza un 50%. Vestøl y Høibø (2000) indican que la excentricidad del fuste en *Picea abies* ocurre en sitios con altas pendientes debido a la madera de reacción que se forma en esas condiciones. Kellogg y Barber (1981) encontraron alta excentricidad del fuste en árboles de segundo crecimiento de *Tsuga heterophylla*, mas no encontraron correlaciones con el diámetro normal, edad y altura total, algo que dificulta de esta manera su predicción. Para el método propuesto, es recomendable realizar las lecturas de anillos en el análisis de tallo sobre el radio geométrico de las rodajas. Ya que esto minimiza el error de localización del punto de nacimiento de la rama sin afectar la estimación de su edad, dado que la edad registrada en las rodajas no depende de la excentricidad del árbol.

La estimación del año de formación de la rama estará determinada por la exactitud en la estimación de altura del árbol para las distintas edades. En este aspecto, una posible causa de error se deberá a la longitud de los cortes transversales para la obtención de rodajas para realizar el análisis de

tallo. Se recomienda realizar los cortes al menos cada 2 m (Anuchin, 1970; Trincado, Kiviste y von Gadow, 2002). Otra fuente de variabilidad podría deberse al algoritmo utilizado para la estimación de alturas totales (Kariuki, 2002; Cancino *et al.*, 2012). A futuro sería recomendable poder realizar estudios comparativos que determinen el efecto de utilizar diversos algoritmos de interpolación de alturas sobre la posición del origen de las ramas y hacer comparaciones con el método de disección de ramas.

En los últimos años se está utilizando con mayor frecuencia tomografía computacional de rayos X (CT) en la medición detallada de nudos en la madera. CT es la técnica de medición no destructiva más promisoría para la medición de la edad de las ramas, sin embargo, su uso es de alto costo por lo que no será discutida aquí (Hailey y Morris, 1987; Chang, 1992; Schad, Schmoltdt y Ross, 1996).

A pesar de las limitantes y supuestos del método propuesto, no parece existir una alternativa más eficiente y exenta de errores para la estimación de la edad de formación y persistencia de las ramas vivas en la copa del árbol. Ello permite estudiar la caracterización de la estructura de las ramas y la dinámica de persistencia tanto de la copa viva como la copa muerta (Corvalán, 2017). Este método es utilizable en estudios de dinámica de la copa en especies que presenten anillos anuales de crecimiento.

CONCLUSIONES

La metodología combinada de análisis de tallo con medición del diámetro fustal, estado y ángulo de inserción a la altura de emergencia de las ramas permite extraer valiosa información sobre la dinámica de desarrollo, muerte y caída de ramas de primer orden en el perfil fustal. Puede constituirse en una herramienta alternativa al método de disección para el estudio de la dinámica de la copa, como se muestra en el caso de un árbol de roble.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Fondo de Investigación del Bosque Nativo de la Corporación Nacional Forestal (Conaf) por el financiamiento de esta investigación obtenido a través del proyecto “Diagramas de manejo de densidad para el control del tamaño de ramas en bosques septentrionales alto andinos dominados por Roble en la Región del Maule” (046/2013).

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

- Anuchin, N. P.** (1970). Forest mensuration (Lesnaya Tak-sasiya). *Israel Program, Forest Scientific Translation, Jerusalem*.
- Amateis, R. L., Radtke, P. J. y Hansen, G. D.** (2004). The effect of spacing rectangularity on stem quality in loblolly pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 498-501. DOI: <https://doi.org/10.1139/x03-210>
- Andrews, S. R. y Gill, L. S.** (1939). Determining the time branches on living trees have been dead. *Journal of Forestry*, 37(12), 930-935.
- Baldwin, V. C. Jr., Peterson, K. D., Clark, A. III., Ferguson, R. B., Strub, M. R. y Bower, D. R.** (2000). The effects of spacing and thinning on stand and tree characteristics of 38-year-old loblolly pine. *Forest Ecology and Management*, 137, 91-102. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00340-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00340-0)

- Cancino, J., Acuña, E. y Espinosa, M.** (2012). Combining Ring Counting and Ring Width for Estimating Height in Stem Analysis. *Forest Science*, 59(6), 599-609. DOI: <https://doi.org/10.5849/forsci.12-028>
- Chang, S.** (1992). *External and internal defect detection to optimize cutting of hardwood logs and lumber*. Technologies for Industry No. 3 U.S. Beltsville, EE. UU.: Department of Agriculture, National Agriculture Library.
- Clark, A. III., Saucier, J. R., Baldwin, V. C. y Bower D. R.** (1994). Effect of initial spacing and thinning on lumber grade, yield, and strength of loblolly pine. *Forest Products Journal*, 44(11-12), 14-20.
- Colin, F. y Houllier F.** (1992). Branchiness of Norway spruce in northeastern France: predicting the main crown characteristics from usual tree measurements. *Annales des Sciences Forestières*, 49(5), 511-538. EDP Sciences. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:19920506>
- Corvalán, P., Araya, L., Blanco, S. y Cox, F.** (1987). *El canelo: una alternativa de desarrollo para la Décima Región*. Volumen III Metodología. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Departamento de Manejo de Recursos Forestales.
- Corvalán, P.** (2015). *Diagramas de manejo de la densidad de rodal para el control del tamaño de ramas basales en bosques septentrionales altoandinos dominados por roble en la Región del Maule*. Serie biomasa. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza.
- Corvalán, P.** (2017). Caracterización del diámetro, ángulo de inserción y longevidad de ramas vivas axiales de *Nothofagus obliqua*. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 5(2), 127-139.
- Hailey, J. R. y Morris, P. I.** (1987). *Application of scanning and imaging techniques to assess decay and wood quality in logs and standing trees*. Joint publication of Forestry Canada and the Alberta Forest Service.
- Hein, S.** (2008). Knot attributes and occlusion of naturally pruned branches of *Fagus sylvatica*. *Forest Ecology and Management*, 256(12), 2046-2057. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.033>

- Ishii, H. y Wilson, M. E.** (2001). Crown structure of old-growth Douglas-fir in the western Cascade Range, Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(7), 1250-1261. DOI: <https://doi.org/10.1139/x01-058>
- Kariuki, M.** (2002). Height estimation in complete stem analysis using annual radial growth measurements. *Forestry*, 75(1), 63-74. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/75.1.63>
- Kellogg, R. M. y Barber, F. J.** (1981). Stem eccentricity in coastal western hemlock. *Canadian Journal of Forest Research*, 11(3), 715-718. DOI: <https://doi.org/10.1139/x81-099>
- Kershaw Jr, J. A., Maguire, D. A. y Hann, D. W.** (1990). Longevity and duration of radial growth in Douglas-fir branches. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(11), 1690-1695. DOI: <https://doi.org/10.1139/x90-225>
- Knapic, S., Oliveira, V., Makkonen, M., Pinto-Seppä, I. y Pereira, H.** (2014). Circumferential variation of heartwood and stem quality in maritime pine stems. *European journal of forest research*, 133(6), 1007-1014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0818-2>
- Kozłowski, T. T.** (1971). *Growth and development of trees*. Nueva York: Academic Press.
- Lemieux, H., Samson, M. y Usenius, A.** (1997). Shape and distribution of knots in a sample of *Picea abies* logs. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 12(1), 50-56. DOI: <https://doi.org/10.1080/02827589709355383>
- Lowell, E. C., Maguire, D. A., Briggs, D. G., Turnblom, E. C., Jayawickrama, K. J. y Bryce, J.** (2014). Effects of silviculture and genetics on branch/knot attributes of coastal pacific northwest douglas-fir and implications for wood quality—A Synthesis. *Forests*, 5(7), 1717-1736. DOI: <https://doi.org/10.3390/f5071717>
- Maguire, D. A. y Hann, D. W.** (1987). A stem dissection technique for dating branch mortality and reconstructing past crown recession. *Forest Science*, 33(4), 858-871.
- Mäkinen, H.** (2002). Effect of stand density on the branch development of silver birch (*Betula pendula* Roth) in central Finland. *Trees*, 16(4-5), 346-353.
- Moya, R., Araya, L. y Vilchez, B.** (2008). Variation in the pith parameter of *Gmelina arborea* trees from fast growth plantations in Costa Rica. *Annals of Forest Science*, 65(6), 1. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:2008045>
- Osborne, N. L. y Maguire, D. A.** (2015). Modeling knot geometry from branch angles in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*). *Canadian Journal of Forest Research*, 46(2), 215-224. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0145>
- Rautiainen, M. y Stenberg, P.** (2005). Simplified tree crown model using standard forest mensuration data for Scots pine. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128(1), 123-129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.09.002>
- Reukema, D. L.** (1959). Missing Annual Rings in Branches of Young-Growth Douglas-Fir. *Ecology*, 40(3), 480-482. DOI: <https://doi.org/10.2307/1929767>
- Schad, K. C., Schmoldt, D. L. y Ross, R. J.** (1996). *Non-destructive methods for detecting defects in softwood logs*. Research Paper FPL-RP-546, Forest Products Laboratory, Forest Service. United States Department of Agriculture. DOI: <https://doi.org/10.2737/FPL-RP-546>
- Shigo, A.L.** (1986). *A new tree biology: facts, photos, and philosophies on trees and their problems and proper care*. Durham, New Hampshire, EE. UU.: Shigo and Trees.
- Sprugel, D. G., Hinckley, T. M. y Schaap, W.** (1991). The theory and practice of branch autonomy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22(1), 309-334. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.22.110191.001521>
- Trincado, G., Kiviste, A. y von Gadow, K.** (2002). Preliminary site index models for native Roble (*Nothofagus obliqua*) and Rauli (*N. alpina*) in Chile. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 32(3), 322-333.
- Trincado, G. y Burkhart, H. E.** (2008). A framework for modeling the dynamics of first-order branches and spatial distribution of knots in loblolly pine trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(3), 566-579. DOI: <https://doi.org/10.1139/X08-189>

- Vestøl, G. I. y Høibø, O. A.** (2000). Internal distribution of sound and dead knots in *Picea abies* (L.) Karst. *Holz als Roh-und Werkstoff*, 58(1-2), 107-114. DOI: <https://doi.org/10.1007/s001070050395>
- Vestøl, G. I. y Høibø, O. A.** (2001). Prediction of knot diameter in *Picea abies* (L.) Karst. *Holz als Roh-und Werkstoff*, 59(1-2), 129-136. DOI: <https://doi.org/10.1007/s001070050484>
- Wang, C., Zhao, Z., Hein, S., Zeng, J., Schuler, J., Guo, J., Guo, W. y Zeng, J.** (2015). Effect of Planting Density on Knot Attributes and Branch Occlusion of *Betula alnoides* under Natural Pruning in Southern China. *Forests*, 6(4), 1343-1361. DOI: <https://doi.org/10.3390/f6041343>
- Weiskittel, A. R., Seymour, R. S., Hofmeyer, P. V. y Ker-shaw, J. A.** (2010). Modelling primary branch frequency and size for five conifer species in Maine, USA. *Forest Ecology and Management*, 259(10), 1912-1921. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.052>
- Yu, S., Chambers, J.L., Tang, Z. y Barnett, J.P.** (2003). Crown characteristics of juvenile loblolly pine 6 yr after application of thinning and fertilization. *Forest Ecology and Management*, 180, 345-352. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00582-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00582-0)



Estudio florístico y estructural de un zural boscoso en el municipio de Arauca, Colombia

Floristic and structural study of a forest with zurales in the Arauca municipality, Colombia

Francisco Javier Mijares-S.¹ y Néstor Pérez-Buitrago¹ 

Mijares-S, F. y Pérez-Buitrago, N. (2019). Estudio florístico y estructural de un zural boscoso en el municipio de Arauca, Colombia. *Colombia Forestal*, 22(1), 37-50.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13237>

Recepción: 12 de abril de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Se determinó la composición florística y estructural de un zural boscoso con montículos de en promedio 1.36 m de altura y 2.7 m de diámetro localizado en la llanura aluvial del municipio de Arauca. Se muestreó un área de 0.1 ha con diez transectos de 50 x 2 m para estudiar vegetación leñosa y herbácea. Se registraron 849 individuos de 29 familias, 36 géneros y 40 especies. Por sus características de clases diamétricas y aspectos sociológicos del zural boscoso se considera que este tipo de bosques no podría ser usado con fines de extracción de madera a gran escala y posiblemente los servicios ecosistémicos que provee son de regulación. De las especies registradas se destacan: *Sarcoglottis acaulis* (Sm.) Schltr (Orchidaceae), como nuevo registro para el departamento de Arauca; *Guapira* cf. *pubescens* (Kunth) Lundell (Nyctaginaceae) y *Pouteria* cf. *stipitata* Cronquist (Sapotaceae), como posibles nuevos registros para Colombia.

Palabras clave: bosque, Orinoquía, sabana, vegetación, zuro.

Abstract

We described the structure and floristic composition of a zurales forest with earth-mounds presenting average heights of 1.36 m and average diameters of 2.7 m. This area was located in an alluvial savanna of the Arauca Department. We sampled 0,1 ha plot by setting 10 transects (50 x 2 m each) to survey all woody and herbaceous plant species. It was found 849 individuals from 29 families, 36 genera and 40 species. Based on their attributes such as the tree diametric distribution and sociological aspects, the zural forest does not seem appropriate for wood commercial extraction, but it is likely to provide regulation ecosystem services. From the recorded species, three were notable; *Sarcoglottis acaulis* (Sm.) Schltr (Orchidaceae), considered a new record for the Arauca department, and *Guapira* cf. *pubescens* (Kunth) Lundell (Nyctaginaceae) and *Pouteria* cf. *stipitata* Cronquist (Sapotaceae) probably new records for the Colombian flora.

Keywords: forest, Orinoquia, savanna, vegetation, zuro.

¹ Universidad Nacional de Colombia, Sede Orinoquia. Arauca, Colombia. fjmijaress@unal.edu.co. Autor para correspondencia.

<http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13237>

INTRODUCCIÓN

La cuenca del Orinoco colombiano abarca el 30.4% del territorio nacional y está constituida por un mosaico de ecosistemas embebidos en una matriz de sabanas de altillanura e inundables, las cuales ocupan la mayor extensión de la región (Rippstein, Escobar y Motta, 2001; Romero, Galindo, Otero y Armenteras, 2004; Cárdenas, Mendoza, González y Sua, 2016). Debido a la gran diversidad de ambientes y posiblemente por la elevada extensión de la región aún existen ecosistemas o formaciones vegetales y especies de plantas que han sido escasamente documentadas (Fernández, Bedoya y Madriñán, 2015). Por ejemplo, recientemente fue incluida la distribución espacial de Bosque Seco Tropical, un ecosistema que previamente se consideraba ausente en la región de la Orinoquia (Pizano y García, 2014). Uno de los ambientes naturales poco documentados de la Orinoquia en Colombia se conoce regionalmente como zurales (FAO, 1966; Lasso *et al.*, 2014), pero recibe nombres como lombrizales o tatucos en Venezuela (Stagno y Steegmayer, 1972), canaletes en Brasil y sartenejales en Bolivia (IGAC, 2005). Esos términos se usan indistintamente en diferentes regiones con sabanas neotropicales para referirse a terrenos con topografía irregular, con cárcavas o montículos que dificultan caminar y cabalgar, que se desarrollan bajo diferentes condiciones de suelo y clima (Renard *et al.*, 2012; Rial, 2014).

Los zurales fueron documentados por primera vez en Colombia en el Informe de Suelos de los Llanos Orientales realizado por FAO (1964), donde los describen como un terreno con montículos (*i.e.* zuros) separados por zanjas: los montículos representan el nivel original del terreno y las zanjas o canales son producto de la erosión. La profundidad de las zanjas fluctúa entre 0.20 y 1.50 m, y el diámetro de los zuros entre 0.30 y 2 m. Esta topografía es frecuente en la sabana inundable y está asociada a terrazas bajas, diques y orillares, con bajos niveles de drenaje especialmente en invierno, induciendo la formación de montículos de vegetación aislada, en general de pastos

dispuestos en macolla, con aspecto redondeado. Posteriormente, Goosen (1971) los describe desde el punto de vista edafológico como redes de cárcavas formadas a consecuencia de procesos de erosión reticular característicos de áreas pobremente drenadas en la sabana inundable. Los zurales bien estructurados por su tamaño y configuración (altura de los montículos >1.2 m) crean un patrón de laberinto desde la perspectiva de un ser humano (Zangerlé *et al.*, 2016). En años recientes, los zurales fueron considerados ambientes acuáticos en el microrelieve de llanura inundable generados por el ciclo de erosión reticular, originando topes (zuros-tatucos) de 0.2 a 2 m de altura (Lasso *et al.*, 2014). Se han propuesto varias hipótesis sobre la génesis y evolución de los zurales relacionadas con factores como la pendiente del terreno, el material parental del suelo, la vegetación y la actividad biológica por parte de lombrices de tierra (Stagno y Steegmayer, 1972; Lasso *et al.*, 2014). Zangerlé *et al.* (2016) postularon con base en análisis de fitolitos producidos por lombrices de tierra que el origen de los zurales podría ser debido a la actividad biológica de estos organismos.

Los zurales pueden ser un problema para los productores agropecuarios locales, ya que limitan la agricultura y la ganadería: dificultan la mecanización del terreno y el ganado puede quedar atrapado en los zuros y morir de hambre o ahogamiento (FAO, 1964; Stagno y Steegmayer, 1972; Montenegro, 1987). Esta situación hace que los zurales sean susceptibles a ser drásticamente transformados mediante la mecanización de terreno para ser nivelados en la agricultura de arroz intensificada o la ganadería extensiva. Por ello, el riesgo de que los zurales puedan desaparecer antes de ser adecuadamente documentados es alto (Zangerlé *et al.*, 2016). Algunos estudios sugieren que los zurales proveen servicios ecosistémicos a la región como la regulación del clima regional y local, el control de sedimentos y como sumideros de carbono (Lasso *et al.*, 2014), por lo que deberían ser incluidos en el análisis ecológico de la ecorregión de la Cuenca del Orinoco (Zangerlé *et al.*, 2016).

La vegetación documentada en zurales bajos poco estructurados (montículos de 40-60 cm de altura y diámetros entre 1.5-2 m) es en general de herbazales y juncuales compuestos por gramíneas (Montenegro, 1987; Salamanca, 1983; Rangel-Ch, Aguilar-P. y Lowy-C., 1997; Renard *et al.*, 2012; Rangel-Ch. y Minorta-C., 2014). En la llanura aluvial conocida como Selvas de Arauca en zurales con alturas >1.2 m y diámetros >2.5 m se mencionaron especies arbóreas de gran porte como la palma de vino o palma real *Attalea butyracea* (Mutis ex L. f.) Wess. Boer, yarumos *Cecropia* sp, guácimos *Guazuma ulmifolia* Lam. y la ceiba *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. (FAO, 1966; Betancourt, 1997).

En el estudio detallado de los zurales realizado por Zangerlé *et al.* (2016) estimaron su extensión en sabanas de la Orinoquia y propusieron mecanismos para explicar la variación estructural (*i.e.* altura de los montículos y profundidad de las zanjas). Además, documentaron la composición florística de seis zurales en diferentes niveles de evolución y, en particular, en zurales muy estructurados (alturas >1.2 m y >2.5 m diámetros) registraron la presencia de diez especies arbóreas y tres herbáceas.

Teniendo como base lo anterior, el objetivo de este estudio fue documentar la composición florística y estructural de un bosque bajo denso, estacionalmente inundable localizado en un zural con altura de montículos >1 m en el municipio de Arauca (Arauca, Colombia).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en un fragmento de 21.3 ha de un zural boscoso ubicado en el paisaje fisiográfico de sabana inundable en la zona rural del municipio de Arauca, Colombia (figura 1).

La altitud oscila entre los 128 y 130 m y presenta temperatura promedio de 27°C (Minorta, 2014). La precipitación media anual es de 1724 mm, con presencia de un periodo seco que se extiende desde noviembre hasta marzo y una época lluviosa que se presenta entre abril y octubre. El clima está clasificado como húmedo con régimen de distribución de lluvias bimodal-tetraestacional (Rangel, Gopar-M. y Minorta, 2017).

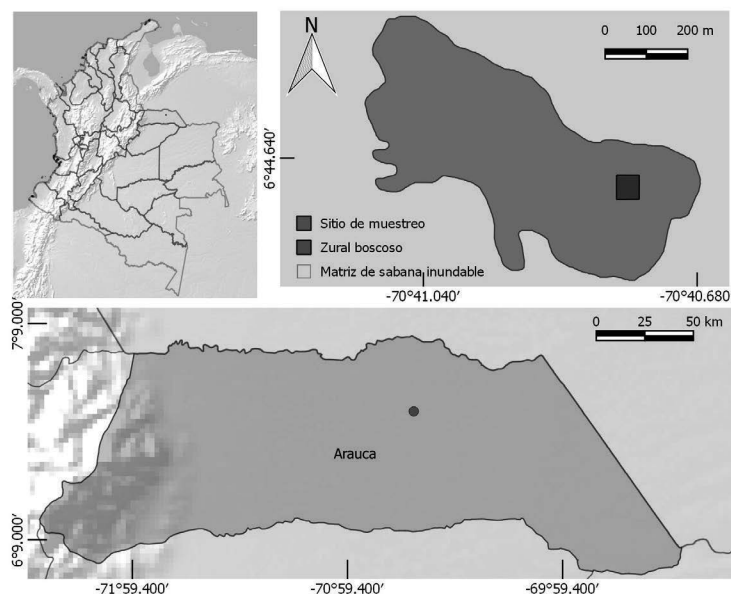


Figura 1. Área de estudio.

Protocolo de muestreo

El muestreo se realizó entre el 26 y 28 de febrero de 2015 (época seca), siguiendo la metodología de levantamientos florísticos a través de transectos (Villarreal *et al.*, 2004). Se instalaron 10 transectos de 50 x 2 m (0.1 ha) con orientación este-oeste en la parte central, en un área en buen estado de conservación del bosque. Se evitó el traslape entre transectos, que además fueron georreferenciados en sus puntos extremos.

Dentro de cada transecto se examinó toda la vegetación arbórea y arbustiva cuyos tallos presentaban un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 2.5 cm medido a 1.3 m de la superficie del suelo. Para evaluar la riqueza de especies con forma de vida herbácea y rasante se instalaron aleatoriamente 10 parcelas de 1 m² al interior de cada transecto. Se registraron todas las especies encontradas, el número de individuos, la altura y el porcentaje de cobertura. Para cada individuo de los estratos arbóreos y arbustivos se documentó el hábito de crecimiento, se estimó la altura de la primera ramificación y la altura total. Además, en cada transecto se midió la altura de los zuros y el diámetro de los mismos con una cinta métrica y la distancia entre uno y otro.

Se recolectaron muestras botánicas de las plantas encontradas en los transectos, que fueron herborizadas y depositadas en el Herbario Orinoense (Hori) de la sede Orinoquía de la Universidad Nacional de Colombia. Para la determinación taxonómica se emplearon claves, catálogos ilustrados, listas de especies y recursos virtuales (Gentry 1996; Mendoza y Ramírez, 2006; Duno de Stefano, Aymard y Huber, 2007; Hokche, 2008; Bernal, Gradstein y Celis, 2015; The Field Museum, 2018; JSTOR, 2018; The Plant List, 2018; Tropicos, 2018). Se elaboró el perfil de vegetación para representar la estructura vertical del estrato arbustivo y arbóreo del bosque a partir de información de un transecto en el que se estimaron los diámetros de las copas, las alturas totales y fustales, las coordenadas X y Y de los individuos encontrados al interior del transecto y observaciones propias para cada individuo

(figura 2). Se calculó el índice de diversidad alfa de Shannon-Wiener (H') y a partir de este valor se estimó el número efectivo de especies (Melo, 2002; Jost, 2006). Además, se calculó el índice de valor de importancia (IVI), el cual da a conocer la estructura forestal empleando los registros de abundancia, frecuencia y dominancia de cada especie para los estratos arbustivo y arbóreo; e independientemente para el estrato rasante usando la cobertura como medida de la dominancia (Finol, 1976). Por último, se empleó el programa Estimates para evaluar la calidad del muestreo (Colwell, 2013).

Se emplearon los estratos vegetales propuestos por Rangel y Lozano (1986), donde el estrato rasante (r) corresponde a alturas menores a 0.3 m; el herbáceo (h) entre 0.3-1.5 m; el arbustivo (ar) de 1.5-5 m; el sub arbóreo (Ar) de 5-12 m; el arbóreo inferior (Ai) de 12-25 m, y el arbóreo superior (As) >25 m.

Se realizó una clasificación de siete clases diamétricas para las especies leñosas, incluyendo rangos desde 2.5 cm hasta mayores de 60 cm, como indicadores del estado ecológico y de conservación del zural boscoso (Ajbilou, Marañon y Arroyo, 2003).

RESULTADOS

En el área de 0.1 ha se calculó una densidad de 97 zuros con un promedio de 9.7 zuros por cada 50 m de transecto. La altura promedio de los zuros fue 1.36 m (± 0.06 m, rango: 1.20-1.60, $n = 97$) y un diámetro promedio de 2.70 m (± 1.18 m, rango: 0.9-6.3, $n = 97$), separados por zanjas de 2.42 m (± 2.9 m, rango: 1.1-12.1, $n = 97$). En los montículos predominó vegetación leñosa (árboles, arbustos y lianas) y vegetación herbácea de poco tiempo de establecimiento, generalmente plántulas de las especies arbóreas y algunos helechos del género *Adiantum* (figura 3). En los canales o zanjas no se observaron plantas (figura 3a y 2b). Algunos zuros presentaban evidencia de actividad de lombrices y de hormigas acumulando tierra sobre los montículos lo que podría ser uno de los mecanismos que induce el levantamiento gradual del zuro (figura 3c).

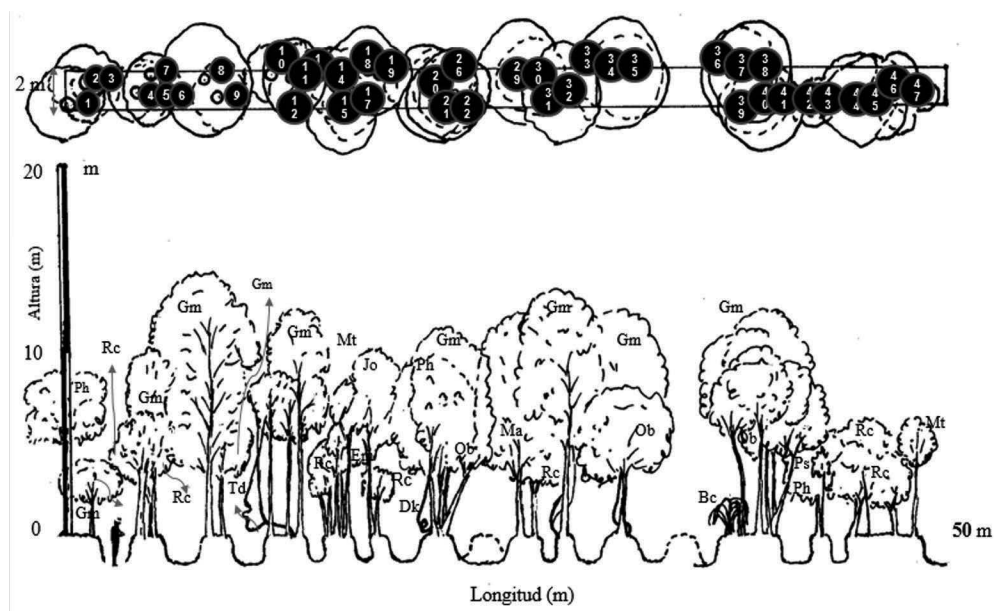


Figura 2. Perfil de vegetación del zural boscoso. Arauca. Arauca. Vereda San Ramón. 6°44'35.18"N 70°40'45.48"O. Especies presentes en transecto 50 x 2 m: *Bromelia chrysantha* Bc (36), *Clitoria dendrina* Cd (13 y 38), *Davilla kunthii* Dk (26 y 33), *Erythroxylum macrophyllum* Em (17), *Garcinia madruno* Gm (2, 3, 8, 9, 11, 24, 32, 34 y 40), *Genipa americana* Ga (10), *Jacaranda obtusifolia* Jo (7, 19, 29 y 37), *Mabea trianae* Mt (15, 18, 23, 45 y 47), *Matayba cf. arborescens* Ma (28), *Ocotea bofo* Ob (22, 35 y 39), *Passiflora cf. coccinea* Pc (31), *Pouteria cf. stipitata* Ps (43), *Protium heptaphyllum* Ph (1, 6, 20, 27 y 42), *Rudgea crassiloba* Rc (4, 5, 14, 30, 44 y 46), *Tetrapteryx cf. discolor* Td (12 y 16).



Figura 3. Mosaico de imágenes del zural boscoso en el municipio de Arauca, Colombia. a. Vista panorámica de los zuros (montículos) en un estado avanzado de evolución por erosión reticular. b. Vegetación sobre los zuros. c. Zuros donde se evidencia la actividad de hormigas elevando el nivel del terreno. d. Oso hormiguero detectado en fototrampeo en la zona de canales o zanjas.

En el área muestreada de 0.1 ha se registraron 849 individuos, de los cuales 396 (46.6%) fueron plantas leñosas con DAP ≥ 2.5 cm representados en 22 familias, 28 géneros y 31 especies (tabla 1). En el estrato rasante y herbáceo se registraron 453 (53.4%) individuos de siete familias, ocho géneros y nueve especies. Las familias mejor representadas fueron Rubiaceae, con cuatro géneros y cuatro

especies; Fabaceae (Leguminosae), con tres géneros y tres especies; Lauraceae, Bignoniaceae, Myrtaceae y Erythroxylaceae, con dos géneros y dos especies cada una. Las 16 familias restantes estuvieron representadas por un género y una especie lo cual indica una baja representación de ambas categorías taxonómicas para la mayoría de las familias encontradas. El hábito de crecimiento arbóreo fue el más

Tabla 1. Lista de especies registradas en un zural boscoso en el municipio de Arauca.

Familia	Nombre científico	Bioforma	Nombre común	Voucher
Acanthaceae	<i>Aphelandra scabra</i> (Vahl) Sm.	Arbusto	Tucusito	YCL 073
Annonaceae	<i>Xylopiya aromatica</i> (Lam.) Mart.	Árbol	Malagueto	YCL 064
Araceae	<i>Anthurium cf. fendleri</i> Schott	Hierba	Anturio	YCL 071
Arecaceae	<i>Desmoncus cf. orthacanthos</i> Mart.	Palma	Voladora	YCL 084
Bignoniaceae	<i>Handroanthus cf. ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Árbol	Flor amarillo	YCL 067
	<i>Jacaranda obtusifolia</i> Bonpl.	Árbol	Gualanday	YCL 081
Bromeliaceae	<i>Bromelia chrysantha</i> Jacq.	Hierba	Maya	YCL 069
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Árbol	Caraño	YCL 070
Chrysobalanaceae	<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	Árbol	Cagüí	YCL 066
Clusiaceae	<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	Árbol	Madroño	YCL 072
Connaraceae	<i>Connarus venezuelanus</i> Baill.	Árbol	Coloradito	YCL 065
Cyperaceae	<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.	Hierba	Cortadera	YCL 074
Dilleniaceae	<i>Davilla kunthii</i> A. St.-Hil.	Liana	Chaparrillo	YCL 090
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	Arbusto	Coca	YCL 076
	<i>Erythroxylum coca</i> Lam.	Arbusto	Coca de hoja pequeña	YCL 063
Euphorbiaceae	<i>Mabea trianae</i> Pax	Árbol	Canilla de venado	YCL 086
Fabaceae	<i>Copaifera pubiflora</i> Benth.	Árbol	Aceite	YCL 079
	<i>Clitoria dendrina</i> Pittier	Árbol	Gallito	MSF 1593
	<i>Swartzia pittieri</i> Schery	Árbol	Sangro	YCL 068
	<i>Entada polystachya</i> (L.) DC.	Liana	Bejuco mejoral	YCL 082
Lauraceae	<i>Ocotea bofo</i> Kunth	Árbol	Laurel murruco	YCL 075
	<i>Ocotea cf. cernua</i> (Nees) Mez	Árbol	Laurel negro	YCL 078
Malpighiaceae	<i>Tetrapteryx cf. discolor</i> (G. Mey.) DC.	Liana	Bejuco	MSF 1589
Melastomataceae	<i>Miconia cf. chrysophylla</i> (Rich.) Urb.	Arbusto	Tunito	YCL 085
	<i>Miconia trinervia</i> (Sw.) D. Don ex Loudon	Arbusto	Tuno	YCL 077
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Árbol	Trompillo	YCL 087
Moraceae	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Árbol	Cuero de sapo	YCL 088
Myrtaceae	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	Arbusto	Arrayán	YCL 094
	<i>Eugenia cf. acapulcensis</i> Steud.	Arbusto	Guayabito	YCL 092
Nyctaginaceae	<i>Guapira cf. pubescens</i> (Kunth) Lundell	Arbusto	Coloradito garrapatero	YCL 091
Orchidaceae	<i>Sarcoglottis acaulis</i> (Sm.) Schltr.	Hierba	Orquídea terrestre	MSF 1591
Passifloraceae	<i>Passiflora cf. coccinea</i> Aubl.	Liana	Parchita	MSF 1590
Polygalaceae	<i>Securidaca cf. diversifolia</i> (L.) S.F. Blake	Liana	Bejuco	YCL 089
Pteridaceae	<i>Adiantum latifolium</i> Lam.	Hierba	Helecho	YCL 093
Rubiaceae	<i>Randia cf. armata</i> (Sw.) DC.	Arbusto	Cachito	YCL 096
	<i>Rudgea crassiloba</i> (Benth.) B.L. Rob.	Árbol	Cafecito	MSF 1594
	<i>Genipa americana</i> L.	Árbol	Caruto	YCL 095
	<i>Bertiera guianensis</i> Aubl.	Arbusto	Tallo colorado	YCL 080
Sapindaceae	<i>Matayba cf. arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Árbol	Zapatero	MSF 5
Sapotaceae	<i>Pouteria cf. stipitata</i> Cronquist	Árbol	Miao de gato	YCL 083

abundante con el 47.5% de los individuos censados, seguido del arbustivo con el 25%, herbáceas y lianas con 12.5% cada una, y palmas con 2.5%.

Las especies arbóreas con mayores abundancias relativas fueron *Mabea trianae* Pax con 25.9%, seguida de *Garcinia madruno* (Kunth) Hammel con 10.9%, *Ocotea bofo* Kunth con 8.6% y *Jacaranda obtusifolia* Bonpl. con 8.1%. En cuanto a la dominancia relativa, el 56.6% se concentró en cuatro especies arbóreas: *J. obtusifolia* con 23.7%, *M. trianae* con 13.1%, *G. madruno* con 11.7%, y *O. bofo* con 8.1%. También destaca *Sarcoglottis acaulis* (Sm.) Schltr (Orchidaceae) como nuevo registro para el departamento de Arauca y las especies leñosas *Guapira cf. pubescens* (Kunth) Lundell (Nyctaginaceae) y *Pouteria cf. stipitata* Cronquist (Sapotaceae), taxones que previamente no habían sido documentados para Colombia y que ocurren en el Estado de Apure en los llanos de Venezuela (Duno Stefano *et al.*, 2007).

El índice de valor de importancia se concentró en un bajo número de especies. Las cuatro más destacadas fueron: *M. trianae* con 15.5%, *J. obtusifolia* con 13.1%, *G. madruno* con 10% y *O. bofo* con 7.8% (figura 3a). La curva de acumulación de especies mostró que la representatividad del muestreo fue del (65.6%) no logrando alcanzar la asíntota. El índice de diversidad alfa de Shannon-Wiener (H') fue 2.56, a partir del cual se obtuvo un número efectivo de especies de 12.9.

Respecto a las clases diamétricas en el zural boscoso el mayor número de árboles, lianas y arbustos se concentró en la clase diamétrica I (2.5 cm-9.9 cm) con 328 individuos (83%) (figura 4b). El restante 17% (68 individuos) fue para árboles con diámetros mayores o iguales a 10 cm. No se encontraron individuos con diámetros por encima de 40 cm. Respecto a la contribución del volumen total de madera en el zural boscoso, los 62 individuos de la clase diamétrica II (10-19.9 cm) contribuyeron con el 48.7% (6.23 m³), seguidos por los 328 individuos de la clase I (2.5-9.9 cm) que aportaron el 43.6% (4.12 m³). Los restantes individuos arbóreos (clases III y IV) aportaron el 19% del volumen total (1.16 m³, 1.26 m³,

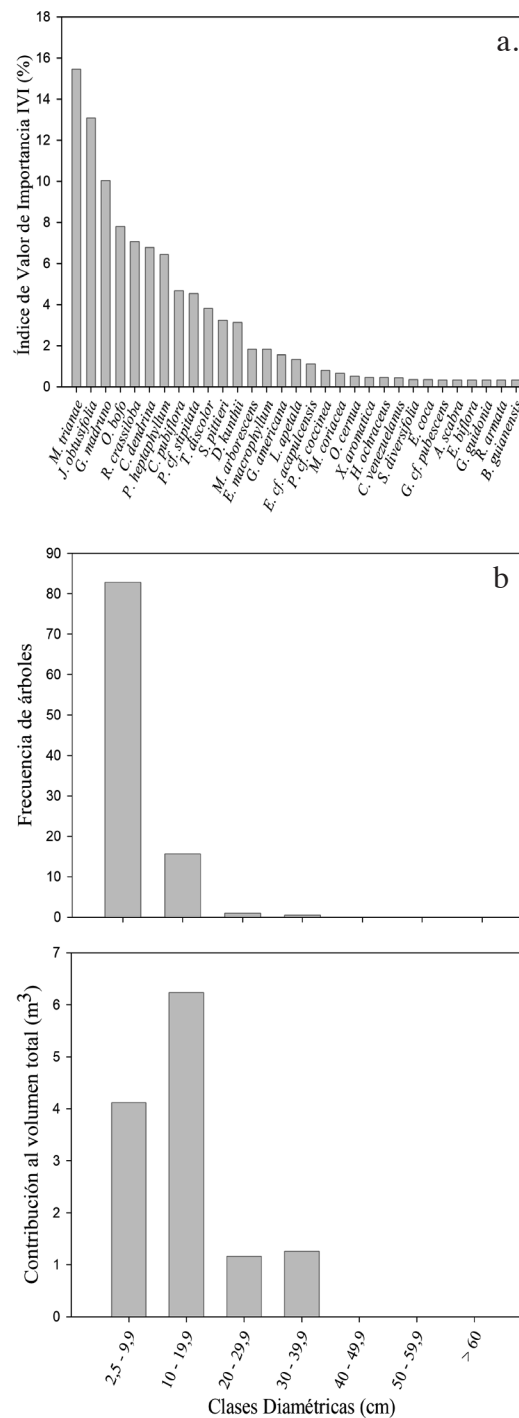


Figura 4. a. índice de valor de importancia para las especies leñosas con $d \geq 2.5$ cm encontradas en el zural boscoso en Arauca, Arauca – Colombia; b. Frecuencia de árboles y aporte al volumen total según las clases diamétricas del componente arbóreo encontradas en el zural boscoso en el municipio de Arauca.

respectivamente). En relación al área basal, la clase diamétrica I con 328 individuos tuvo una contribución del 43.6%, seguido por la clase II de 62 individuos y un aporte del 41.1%.

A nivel sociológico, como variable descriptora de la estratificación vertical, la clase predominante fue el estrato subarbóreo (5-12 m) con un 65.1% de los individuos, seguido del estrato arbustivo (1.5-5 m) con 30.1% y el menos representado fue el estrato arbóreo inferior (12-25 m) con 4.8%. En el estrato arbustivo la especie más importante fue *M. trianae*; en el estrato subarbóreo *J. obtusifolia*, y en el estrato arbóreo inferior *Copaifera pubiflora* Benth. En particular, *C. pubiflora* suele ocupar el dosel en bosques de galería (Cabrera, 2016) y matas de monte en avanzado estado de sucesión pero en el zural boscoso no alcanzó los 18 m de altura. El cociente de mezcla para el conjunto de plantas leñosas con diámetro superior o iguales a 2.5 cm fue de 1:12, lo cual indica que el bosque es relativamente homogéneo, cada especie representada por 12 individuos/0.1 ha en promedio.

DISCUSIÓN

Las dimensiones de los zuros de este estudio corresponden a lo que se consideraría como “bien estructurados”, con alturas >1.2 m y diámetros >2.5 m según Stagno y Steegmayer (1972). Adicionalmente, se observó evidencia indirecta de presencia de lombrices (*i.e.* fitolitos), como ha sido documentado previamente (Zangerlé *et al.*, 2016), y directa de hormigas arrieras (*Atta* cf. *cephalotes*). Por otra parte, el zural muestreado no se encuentra localizado cerca de la cordillera como fue planteado por FAO (1964) en las descripciones tempranas de este tipo de formación (Zangerlé *et al.*, 2016).

En la base de los canales no se encontraron plantas jóvenes ni adultas durante la época seca en la que se realizó el muestreo. Esto podría deberse a que la vegetación en los canales está expuesta a dos condiciones contrastantes relacionadas con el recurso hídrico. Por un lado, durante el periodo

de lluvias los canales se inundan con una columna de agua mayor a 60 cm lo que ocasiona estrés hídrico por inundación y tiene efecto negativo para el establecimiento y desarrollo de la mayoría de plantas terrestres (Jiménez, Moreno, y Magnitskiy, 2012). Por otro lado, los cuatro meses de sequía pueden ser un factor que limita la presencia de especies de plantas que requieren un elevado nivel de humedad en el suelo para sobrevivir durante la época seca (Pizano y García, 2014). Este carácter anfio drástico en los canales del zural reduce el área disponible para colonización y establecimiento, y probablemente repercute en la riqueza de especies de plantas vasculares que el zural puede albergar. En general, bosques sujetos a inundaciones tienen menor riqueza que los bosques que no, debido a que el nivel del agua restringe la presencia de especies que no toleran la hipoxia del suelo (Díaz y Rosales, 2006; Macía, 2008). Sin embargo, en los montículos se encontraron especies como *O. bofo*, *J. obtusifolia*, *Protium heptaphyllum* (Aubl.), Marchand y *Rudgea crassiloba* (Benth.) B.L.Rob. las cuales suelen crecer en terrenos no inundables, posiblemente debido a que sobre el montículo se crea un microhábitat que permanece bien drenado todo el año.

En el zural estudiado se registraron 40 especies (arbóreas y arbustivas 31 y 9 herbáceas). La literatura respecto a la composición florística de coberturas boscosas en zurales bien estructurados y boscosos es escasa, pero Zangerlé *et al.* (2016) registraron en el departamento de Casanare ocho especies arbóreas y siete especies herbáceas. Las diferencias en riqueza de especies pueden ser atribuidas a que Zangerlé *et al.* (2016) realizaron levantamientos florísticos en áreas de 100 m², documentaron árboles con diámetro mayor a 10 cm, y algunas identificaciones taxonómicas solo se realizaron a nivel de género. En contraste, el área muestreada en el presente estudio fue de 0.1 ha, se incluyeron diámetros para especies arbóreas \geq a 2.5 cm y la identificación taxonómica fue a nivel de especie.

Comparaciones adicionales a nivel local con otros tipos de coberturas boscosas como bosques

riparios, matas de monte o bosque seco son limitadas debido a que aún no resulta obvio en qué categoría puede ser incorporado el zural boscoso. El zural documentado no podría ser considerado como un bosque húmedo, ya que la zona presenta un periodo de sequía muy marcado, de más de cuatro meses, un factor que limita la presencia de plantas que requieren humedad permanente y, en este sentido, podría ser más comparable con un bosque seco o estacionalmente seco. Estudios previos en bosques estacionalmente secos y secos neotropicales han registrado entre 50 y 70 especies (Gentry, 1995; Phillips y Miller, 2002) con valores mínimos de 24 especies (Macía, 2008; Alvarado, 2010).

En bosques de galería inundables y no inundables en Arauca se registraron 24 y 27 especies usando área de muestreo de 0.1 ha y diámetro mayores o iguales a 2.5 cm (Aymard y Vélez, 2015). Sin embargo, en estudios con mayores áreas de muestreo en Arauca, Casanare y Vichada han sido detectados entre 47 y 185 especies (Alviz, 2015; Cabrera, 2016; Trujillo y Henao, 2018). Así, el zural boscoso presenta valores comparables de riqueza con otros bosques de la Orinoquía. No obstante, un factor que podría estar limitando la riqueza vegetal en el zural es, posiblemente, la alta competencia que se da en los montículos entre las especies que logran colonizarlos, lo que excluye las menos competitivas en la comunidad.

En este estudio las familias mejor representadas fueron Fabaceae (Leguminosae) y Rubiaceae, similar a lo mencionado por Veneklaas, Fajardo, Obregón y Lozano (2005); Díaz y Rosales (2006) y Pinzón, Rangel-Ch. Minorta-C. y Aymard (2017). En el caso de Leguminosae, Gentry (1988) menciona que es la familia más representativa en los bosques del Neotrópico. Otras familias bien representadas como Lauraceae y Euphorbiaceae son dominantes en bosques no ribereños, mientras Myrtaceae lo es en bosques ribereños (Cabrera, 2016).

En este estudio pocas especies arbóreas como *M. trianae*, *J. obtusifolia*, *G. madruno*, *O. bofo*, *R. crassiloba*, *Clitoria dendrina* Pittier, *P. heptaphyllum*

y *C. pubiflora* registraron valores altos para el índice de valor de importancia, un patrón que se considera frecuente en bosques neotrópicales (Dezseo, Flores, Zambrano, Rodgers y Ochoa, 2008). *M. trianae* es de hábito arbustivo o arbóreo y es común en formaciones boscosas de Arauca y Casanare, mientras que *J. obtusifolia*, *O. bofo* y *C. pubiflora* están presentes en afloramientos rocosos (Parra, 2006; Mora, 2013). *P. heptaphyllum* fue considerada de gran importancia ecológica en un bosque ribereño de Cuao-Sipapo en el Estado Amazonas, Venezuela (Alvarado, 2008) y en bosques sobre terrazas en los Llanos de Venezuela (Aymard, 2013; Aponte, Cuello, y Falcón, 2017). Lopes (2007) planteó que por su carácter pionero *P. heptaphyllum* es frecuente en estadios iniciales de sucesión de bosques.

La curva de acumulación de especies evidenció que la representatividad del muestreo fue baja (65.6%), por lo que para incrementar el porcentaje de completitud se considera conveniente aumentar el número de transectos y cuantificar de forma más precisa la riqueza de especies que los zurales boscosos albergan.

El índice de Shannon ($H' = 2.56$) y el número efectivo de especies (12.9) indican que el zural es un ecosistema boscoso con baja diversidad y alta dominancia de pocas especies, lo que coincide con otros estudios realizados en la Orinoquía (Correa-Gómez, 2010; Trujillo y Henao-Cárdenas, 2018).

Ahora bien, al evaluar las clases diamétricas, la mayor abundancia de individuos se registró en la clase I (2.5-9.9 cm). Esto coincide con otros bosques situados en los Llanos de Venezuela y en Colombia en bosques de la cuenca del río Pauto (Casanare), donde predominan individuos con diámetros menores a 30 cm (Alvarado, 2008; Dezseo et al., 2008; Alvarado, 2010; Cabrera, 2016). Esto denota que probablemente es un bosque joven, con especies con ciclos de vida corto como *M. trianae* y *J. obtusifolia*. Aun así, algunas especies arbóreas registradas pueden alcanzar diámetros mayores en otros bosques no inundables como *C.*

pubiflora, *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos y *Licania apetala* (E. Mey.) Fritsch, ratificando que debe haber factores limitando el tamaño máximo que los árboles pueden alcanzar en el zural. Posibles hipótesis no excluyentes para el bajo porte de los árboles es que los mismos tienen poco tiempo de establecimiento y/o la competencia por recursos en los montículos limita la disponibilidad de nutrientes para alcanzar mayores tamaños, o las dimensiones de los montículos no podrían soportar individuos de mayor porte a los registrados.

Basado en los aspectos forestales de distribución por clases diamétricas, el volumen total de madera, el bajo porte de los árboles y la estratificación vertical, es posible sugerir que el zural boscoso estudiado carece de las condiciones óptimas para ser utilizado en la extracción maderera bajo modelos de aprovechamiento forestal convencional donde se utilizan especies con diámetros mayores a 40 cm (Ministerio de Ambiente, 1996; IDEAM, 2018), que no se encontraron en el muestreo realizado. El zural boscoso probablemente provee beneficios importantes para la sustentabilidad de los sistemas productivos locales, suministro de leña para autoconsumo y productos naturales no maderables, pero no podría proporcionar beneficios económicos altos basados únicamente en la producción de madera. Este tipo de bosque alberga flora autóctona y provee servicios ecosistémicos de regulación, contribuyendo a mantener la integridad funcional de los ecosistemas que coexisten en las sabanas de la Orinoquía.

CONCLUSIONES

En este estudio se documentó un zural boscoso conformado por elementos leñosos con alturas menores a 16 m, diámetros inferiores a 40 cm y una riqueza de 40 especies de plantas, valor más elevado que el que se mencionaba previamente en la literatura existente. Sin embargo, los estimadores utilizados sugieren que la diversidad podría

ser mayor, esto implica que se requieren estudios adicionales para conocer con detalle la riqueza de especies vegetales que los zurales albergan. La presencia de las especies leñosas *G* cf. *pubescens* (Nyctaginaceae) y *P* cf. *stipitata* (Sapotaceae) como nuevos registros para la región validan este planteamiento. En adición, se hacen necesarios estudios acerca de zurales boscosos para entender su dinámica funcional, evaluar los servicios ecosistémicos que prestan y los potenciales riesgos a los que están expuestos. Esto es particularmente relevante si se tiene en cuenta que su distribución geográfica se concentra principalmente en los departamentos de Arauca y Casanare, lo que expone a los zurales a ser transformados como consecuencia de la expansión de la frontera agrícola asociada a los cultivos de arroz y ganadería, actividades que predominan en estos departamentos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo agradecen a la Universidad Nacional de Colombia sede Orinoquía por el apoyo dado a las colecciones biológicas. A Richard Jiménez Cisneros por la ayuda en el trabajo de campo y por la hospitalidad de su familia durante los días de muestreo. A Elsi Yaneth Corredor Lara, quien como pasante de Biología aportó al trabajo en campo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos 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

- Ajbilou, R. Marañón, T. y Arroyo, J.** (2003). Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. Universidad de Sevilla. España: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. *Sistemas y Recursos Forestales*, 12(2), 111-123.
- Alvarado, H.** (2008). Aspectos estructurales y florísticos de cuatro bosques ribereños de la cuenca del río Aroa, Estado Yaracuy, Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, 31, 273-290.
- Alvarado, H.** (2010). Caracterización estructural y florística de un bosque ribereño de cuenca del río Tocuyo (Tocuyo Occidental), Estado Lara, Venezuela. *Ernstia*, 20, 1-20.
- Alviz, A. y Pérez, K.** (2015). *Plan para la conservación de la danta de tierras bajas (Tapirus terrestris) en los departamentos de Casanare, Arauca y Vichada*. Yopal: Corporinoquia-Fundación Orinoquia Biodiversa.
- Aponte, O., Cuello, N. y Falcón, R.** (2017). Comunidades vegetales de los bosques ribereños del campus de la Universidad Nacional Experimental de Los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora (Unellez), Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela. *Biollania*, edición especial, 15, 448-469.
- Aymard, G.** (2013). Aspectos de la diversidad y conservación de los bosques húmedos macrotérmicos de Venezuela (desde Volkmar Vareschi al presente). En E. Medina, O. Huber, J. M. Nassar y P. Navarro (eds.), *Recorriendo el paisaje vegetal de Venezuela* (pp. 57-77). Caracas: Ediciones IVIC, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas.
- Aymard, G. y González, V.** (2014). Los bosques de los Llanos de Venezuela: aspectos de su estructura, composición florística y estado actual de conservación. En O. Rangel-Ch. (ed.), *Colombia Diversidad Biótica XIV: La región de la Orinoquia de Colombia* (pp. 483-532). Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia.
- Aymard, G. y Vélez, J.** (2015). Aspectos de los hábitats (estructura, composición florística y conservación) de la nutria gigante *Pteronora brasiliensis* en Arauca, Colombia. En M. C. Franco-Rozo, C. Ribas, y K. Pérez-Albarracín (eds.), *La Nutria Gigante en Arauca: ecología, percepción cultural y retos para su conservación* (pp. 53-76). Yopal: Corporinoquia-Fundación Orinoquia Biodiversa.
- Bernal, R., Gradstein, S. y Celis, M.** (2015). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. vol. I. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.
- Betancourt, J.** (1997). *Flora del Llano*. Bogotá: Cristina Uribe Ediciones.
- Cabrera, D. y Rivera, O.** (2016). Composición florística y estructura de los bosques ribereños de la cuenca baja del río Pauto, Casanare, Colombia. *Caldasia*, 38(1), 53-85. DOI: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57829>
- Cárdenas, D., Mendoza, H., González, M. F. y Sua, S.** (2016). Flora de la cuenca del río Orinoco en Colombia: grado de conocimiento, uso y conservación. *Revista Colombia Amazónica*, 9, 93-146.
- Colwell, R.** (2013). *Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. Versión 9. University of Connecticut, EE. UU. Recuperado de <http://viceroy.colorado.edu/estimates/>
- Correa, D. y Stevenson, P.** (2010). Estructura y diversidad de bosques de galería en una sabana estacional de los Llanos orientales colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Orinoquia*, 14(2), 1-16.
- Dezzeo, N., Flores, S., Zambrano, S., Rodgers, L. y Ochoa, E.** (2008). Estructura y composición florística de bosques secos y sabanas en los Llanos Orientales del Orinoco, Venezuela. *Interciencia*, 33(10), 733-740. DOI: http://www.scielo.org/ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442008001000007&lng=es&tlng=es
- Díaz, W. y Rosales J.** (2006). Análisis florístico y descripción de la vegetación inundable de várzeas Orinoquenses en el bajo río Orinoco, Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, 29(1), 39-68. DOI: <https://doi.org/10.2307/41740802>
- Duno de Stefano, R., Aymard, G. y Huber, O.** (eds.) (2007). *Catálogo anotado e ilustrado de la flora vascular de los Llanos de Venezuela*. Caracas, Venezuela: Fudena, Fundación Empresas Polar, FIBV.

- Fernández, M., Bedoya, A. M. y Madriñán, S.** (2015). Plantas acuáticas de las planicies inundables de la Orinoquia colombiana. *Biota Colombiana*, 16(1), 96-105. DOI: <https://doi.org/10.15468/v9vn3a>
- Finol, H.** (1976). Estudio fitosociológico de las unidades 2 y 3 de la Reserva Forestal de Carapo, Estado de Barinas. *Acta Botánica Venezuelica*, 10(1-4), 15-103 p.
- Gentry, A. H.** (1995). Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forests. En S. P. Churchill, H. Balslev, E. Forero y J. L. Luteyn (eds.), *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests* (pp. 103-133). Nueva York: The New York Botanical Garden.
- Gentry, A. H.** (1996). *A Field Guide to the Families and Genera of Woody Plants of North West South America: (Colombia, Ecuador, Perú) with Supplementary Notes*. Chicago, EE. UU.: University of Chicago Press.
- Gentry, A.H.** (1988). Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 85, 156-159. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.85.1.156>
- Goosen, D.** (1971). *Physiography and soils of the Llanos Orientales, Colombia*. Amsterdam: International Institute for Aerial Survey and Earth Sciences.
- Hokche, O., Berry, P. E. y Huber, O.** (eds.) (2008). *Nuevo catálogo de la flora vascular de Venezuela*. Caracas: Fundación Instituto Botánico de Venezuela.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)** (2018). *Diez especies forestales maderables más aprovechadas en Colombia durante el año de acuerdo con el volumen otorgado (m³) (2017)*. Bogotá: Sistema Nacional de Información Forestal, SNIF. Recuperado de <http://snif.ideam.gov.co:8380/ideam-snif-web/>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)** (2005). *Evolución del paisaje terrestre. Geomorfología aplicada a levantamientos edafológicos y zonificación física de tierras*. Bogotá: IGAC.
- Jiménez, J., Moreno, L. y Magnitskiy, S.** (2012). Respuesta de las plantas a estrés por inundación. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 6(1), 96-109. DOI: <https://doi.org/10.17584/rcch.2012v6i1.1287>
- Jost, L.** (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jstor** (2018). *Global Plants on Jstor*. Recuperado de <https://plants.jstor.org/>
- Lasso, C. A., Rial, A., Colonnello, G., A., Machado, A. y Trujillo, F.** (eds.) (2014). *Humedales de la Orinoquia (Colombia-Venezuela)*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Lopes, F. y Schiavini, I.** (2007). Dinâmica da comunidade de arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 21, 249-261. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000200001>
- Macía, M. J. y Fuertes, J.** (2008). Composición florística y estructura de los árboles en un bosque tropical montano de la Cordillera Mosestenes, Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 23, 1-14.
- Melo, O. y Vargas, R.** (2002). *Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos*. Ibagué, Colombia: Universidad del Tolima.
- Mendoza, H. y Ramírez, B.** (2006). *Guía ilustrada de géneros Melastomataceae y Memecylaceae de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad del Cauca.
- Ministerio de Medio Ambiente** (1996). *Decreto 1791 de 1996*. Bogotá: Ministerio de Medio Ambiente.
- Minorta-C., V. y Rangel-Ch. J. O.** (2014). El clima de la Orinoquia colombiana. En J. O. Rangel-Ch. (ed.), *Colombia Diversidad Biótica XIV. La región de la Orinoquia de Colombia* (pp. 153-206). Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Montenegro, H.** (1987). Génesis y manejo de zurales en la Orinoquia Colombiana Marulanda-Vichada. *Revista Suelos Ecuatoriales*, 17, 184-194.
- Mora, C. y Peñuela, L.** (eds.) (2013). Salud ecosistémica de las sabanas inundables asociadas a la cuenca del río Pauto, Casanare-Colombia. Bogotá: Yoluka

- ONG, Fundación de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Fundación Horizonte Verde, Ecopetrol S.A.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)** (1964). Informe general. Reconocimiento edafológico de los llanos Orientales Colombia. Roma.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)** (1966). *La vegetación Natural y la Ganadería en los Llanos Orientales. Reconocimiento edafológico de los Llanos Orientales*. Roma: FAO.
- Parra, C.** (2006). Estudio general de la vegetación nativa de Puerto Carreño (Vichada, Colombia). *Caldasia*, 28(2), 165-177. DOI: <https://doaj.org/article/e71769330063441faf2bfd0c260992b3>
- Phillips, O. y Miller, J.** (2002). Global patterns of plant diversity: Alwyn H. Gentry's forest transect data set. *Monographs in Systematic Botanic from the Missouri Botanical garden*, 89, 1-317 p.
- Pinzón, C., Rangel-Ch, J. O., Minorta-C, V. y Aymard, G.** (2017). Riqueza y diversidad de las plantas con flores del área de los humedales y las sabanas inundables del departamento de Arauca, Colombia. *Biollania*, edición especial, 15, 470-532.
- Pizano, C. y García, H.** (eds.) (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rangel, O. y Lozano, G.** (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el Volcán Puracé. *Caldasia*, 14(68-70), 53-54. DOI: <https://doi.org/10.15446/caldasia>
- Rangel-Ch, O., Aguilar-P, M. y Lowy-C, P.** (1997). *Tipos de vegetación en Colombia. Colombia Diversidad Biótica II*. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel-Ch, O. y Minorta-C, V.** (2014). Los tipos de vegetación de la Orinoquia colombiana. En J. O. Rangel-Ch. (ed.), *Colombia Diversidad Biótica XIV. La región de la Orinoquia de Colombia* (pp. 533-612). Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel-Ch, J. O., Gopar-M, L. F., Minorta, V.** (2017). Caracterización climática de las sabanas inundables y los humedales de Arauca, Colombia. *Biollania*, edición especial, 15, 357-409.
- Renard, D., Birk, J. J., Glaser, B., Iriarte, J., Grisard, G., Karl, J. y McKey, D.** (2012). Origin of mound-field landscapes: a multi-proxy approach combining contemporary vegetation, carbon stable isotopes and phytoliths. *Plant and Soil*, 351(1-2), 337-353. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0967-8>
- Rial, A.** (2014). Zurales o tatucos. En C. A. Lasso, A. Rial, G. Colonnello, A. Machado-Allison y F. Trujillo (eds.), *XI. Humedales de la Orinoquia (Colombia-Venezuela)* (pp. 252-254). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rippstein, G., Escobar, G. y Motta, F.** (2001). *Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los Llanos Orientales de Colombia*. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Romero, M., Galindo, G., Otero, J. y Armenteras, D.** (2004). *Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano*. Bogotá: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Salamanca, S.** (1983). La vegetación de la Orinoquia y Amazonia fisiografía y formaciones vegetales. *Colombia Geográfica*, 10(2), 5-31.
- Stagno, P. y Steegmayer, P.** (1972). La erosión reticular en el sur del Lago de Maracaibo. *Agronomie. Tropicale*, 22(2), 99-118
- The Field Museum** (2018). *Rapid Reference an Expedited Virtual Herbarium for the Neotropics*. Recuperado de <https://plantidtools.fieldmuseum.org/en/rrc>
- The Plant List** (2018). *The Plant List. A working list of all plant species*. Versión 1.1. Recuperado de <http://www.theplantlist.org/>
- Tropicos** (2)018. *Tropicos.org*. Missouri Botanical Garden. Recuperado de <http://www.tropicos.org/Home.aspx>
- Trujillo, W. y Henao-Cárdenas, M. M.** (2018). Riqueza florística y recambio de especies en la vertiente orinoquense de los Andes, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(1), 18-33. DOI: <http://doi.org/10.14483/2256201X.11848>

Veneklaas, E., Fajardo, A. Obregón, S. y Lozano, J. (2005). Gallery forest types and their environmental correlates in a Colombian savanna landscape. *Ecography*, 28, 236-252. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03934.x>

Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina M. y Umaña, A. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá: Instituto

de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Zangerlé, A., Renard, D., Iriarte, J., Suarez, L., Adame, K. y Juilleret, J. (2016). The Surales, self-organized earth-mound landscapes made by earthworms in a Seasonal Tropical Wetland. *PLoS ONE*, 11(5), 1-33. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154269>



Respuesta fisiológica de especies arbóreas al anegamiento. Nuevo conocimiento sobre especies de interés en el arbolado urbano de Bogotá

Physiological responses of tree species to waterlogging condition. New Knowledge about species of interest in the urban trees of Bogota

Darwin Moreno Echeverry¹ , Diana Carolina Useche Rodríguez²  y Helber Enrique Balaguera³ 

Moreno-Echeverry, D., Useche-Rodríguez, D. y Balaguera, H. (2019). Respuesta fisiológica de especies arbóreas al anegamiento. Nuevo conocimiento sobre especies de interés en el arbolado urbano de Bogotá. *Colombia Forestal*, 22(1), 51-67.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13453>

Recepción: 7 de junio de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Los efectos del calentamiento global en las zonas urbanas hacen preponderante el estudio de especies arbóreas en diferentes condiciones de estrés abiótico, como el anegamiento. En este estudio se analizó el comportamiento fisiológico de seis especies nativas con cuatro niveles de anegamiento, determinando el estado hídrico, el comportamiento fotosintético y la pérdida de electrolitos. De acuerdo a los parámetros evaluados, se recomienda establecer *Quercus humboldtii* y *Ficus tequendamae* en zonas con altas precipitaciones y con tendencia al anegamiento debido a la tolerancia que se evidenció. Esto permite que estas zonas en Bogotá mantengan el arbolado urbano bajo escenarios de cambio climático. La estabilidad de las membranas celulares y la eficiencia máxima fotosintética del fotosistema II pueden ser usados como marcadores de tolerancia a condiciones de anegamiento en árboles.

Palabras clave: adaptación, estrés en plantas, Fv/Fm, fotosíntesis, inundación, fuga de electrolitos, cambio climático.

Abstract

The global warming effects in urban areas make preponderant the study of tree species at different conditions of abiotic stress, such as waterlogging. Therefore, it is important to conduct research to select species tolerating these environmental conditions and to find physiological markers for these selection processes. In this study, we analyzed the physiological behavior of six native species with four levels of waterlogging, determining the hydric state, the photosynthetic behavior and loss of electrolytes. According to the parameters evaluated, it is recommended to establish *Quercus humboldtii* and *Ficus tequendamae* in areas with high rainfall and with a tendency to waterlogging. This recommendation arises due to the evident tolerance, allowing these areas in Bogota to maintain urban trees under climate change scenarios. The stability of the cell membranes and the maximum photosynthetic efficiency of photosystem II can be used as markers for tolerance under waterlogging conditions in trees.

Key words: adaptation, stress in plants, Fv/Fm, photosynthesis, flood, electrolyte leakage, climate change.

1 Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia. Grupo de Investigación Horticultura. Bogotá, Colombia. dmorenoe@unal.edu.co. Autor para correspondencia

2 Subdirección Científica, Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Grupo de Investigación y Conservación de la Flora de la Región Capital como Estrategia de Adaptación al Cambio Climático. Bogotá, Colombia.

3 Facultad de Ciencias Básicas. Universidad el Bosque, Bogotá Colombia; Grupo de investigaciones agrícolas, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Tunja, Colombia.

INTRODUCCIÓN

El surgimiento del arbolado urbano ha sido preponderante en las ciudades, debido a su papel ornamental, a los múltiples servicios ecosistémicos que brinda a los ciudadanos y a su contribución en la adaptación al cambio climático (Jim y Zhang, 2013; Kirkpatrick, Davison y Daniels, 2013; Ordoñez, 2015). Sin embargo, las complejas condiciones ambientales que se presentan en las zonas urbanas (temperaturas elevadas, reducción de la humedad relativa y altos niveles de contaminación atmosférica), se consideran como los principales factores que condicionan la susceptibilidad del arbolado a otros factores como los bióticos (Sjöman y Nielsen, 2010; Swoczyna, Klaji, Pietkiewicz y Borowsky, 2015; McPherson, Berry y Svan, 2018). Se ha reportado que numerosas especies arbóreas nativas no tienen la capacidad de enfrentar los efectos causados por estrés de tipo ambiental, que se generan en las zonas urbanas (Cekstere, Nikodemus y Osvalde, 2008; Borowski y Pstragowska, 2010) y que se esperan intensificar debido al efecto del calentamiento global en una gran variedad de ecosistemas, incluyendo los urbanos (Wilby, 2008).

En diferentes investigaciones se ha reportado que una de las limitantes que presenta el arbolado urbano para establecerse y prosperar es el anegamiento: la escorrentía generada por las superficies pavimentadas, la topografía del terreno, las fuertes precipitaciones, el sistema de acueducto y alcantarillado y a los eventos climáticos extremos (Hundecka y Bardossy, 2004; Bailey-Serres y Voesenek, 2008; Salazar *et al.*, 2012). Así mismo, el efecto negativo del anegamiento en los árboles se puede incrementar dependiendo de las condiciones edafológicas que presente el sitio de siembra (compactación, textura fina, profundidad efectiva limitada, mal drenaje) y por decisiones equivocadas con respecto al establecimiento (siembra de especies arbóreas en lugares inapropiados).

El estrés de las plantas por anegamiento se genera cuando el suelo está saturado con agua y, por

lo tanto, el aire contenido en los poros es desplazado, generando una disminución de oxígeno (O₂) disponible para las raíces (Caudle y Maricle, 2014; Bhatt *et al.*, 2015). Esto propicia condiciones de hipoxia (Dat *et al.*, 2004) y, en consecuencia, una disminución en el metabolismo de la raíz causando daño al sistema radical de la planta. Lo anterior acompañado de la acumulación de fitotoxinas en el suelo como manganeso, hierro reducido, sulfidos y amonio, así como altas concentraciones de CO₂ y etileno, causa senescencia prematura, clorosis y necrosis foliar, pérdida del rendimiento y hasta la muerte de la planta (Dell'Amico, Torrecillas, Rodríguez, Morales y Sánchez-Blanco, 2001; Lucassen *et al.*, 2002; Bailey-Serres y Voesenek, 2008). Una reducción del O₂ en el suelo por anegamiento genera una disminución en la tasa de respiración y limita así la producción de adenosín trifosfato (ATP) (Pardos, 2010). Por consiguiente, la respiración aeróbica bajo esta condición se ve limitada ocasionando acumulación de piruvato, lactato y etanol (Colmer *et al.*, 2006) y desencadena una serie de efectos fisiológicos y metabólicos en las plantas (Bailey-Serres y Voesenek, 2008).

La primera respuesta de las plantas a condiciones de anegamiento es el cierre de sus estomas, lo cual afecta los procesos de conductancia estomática y la asimilación de CO₂ (King, Robinson y Cameron, 2012). Debido al cierre estomático, se reducen los procesos fotosintéticos en las plantas, tanto por la disminución de dióxido de carbono en el espacio intercelular, como por el desacople generado entre las dos fases de la fotosíntesis, aumentando la formación de especies reactivas de oxígeno y el daño a nivel de las membranas celulares y los fotosistemas. (King, Robinson y Cameron, 2012; Kissmann, Veiga, Eichemberg y Habermann, 2014). La disminución en el intercambio de gases acompañado de la limitación en la absorción de elementos esenciales como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) como consecuencia de cambios en el pH y relaciones iónicas en el suelo bajo condiciones de anegamiento, afectan el crecimiento y desarrollo de la planta (Banach *et al.*, 2009;

Baracaldo *et al.*, 2014; Moreno y Fischer, 2014; Nyman y Lindau 2016).

Sin embargo, las especies tolerantes tienen la capacidad de responder al anegamiento sobreviviendo y creciendo bajo esta condición, debido a diferentes factores que incluyen adaptaciones de tipo fisiológicas, morfológicas y anatómicas (Kreuzwieser *et al.*, 2009). Entre los procesos más reportados en la literatura científica se encuentra la rápida disminución de la conductancia estomática, aumentando el uso eficiente del agua (Du, Xu, Wu, Tu y Zheng, 2012), la formación de hojas epinásticas y la inducción de raíces adventicias (Aldana, García y Fischer, 2014; Yetisir, Caliskan, Soyulu y Sakar, 2006) y la acumulación de osmolitos compatibles para realizar ajuste osmótico (Du *et al.*, 2012; Voesenek y Serres, 2013). Otro mecanismo de aclimatación consiste en la rápida degradación de las clorofilas para evitar la absorción excesiva de energía lumínica y por ende el daño en el fotosistema II (PSII) (Du *et al.*, 2012).

Las seis especies nativas arbóreas y arbustivas seleccionadas para la presente investigación se encuentran ampliamente distribuidas en la ciudad de Bogotá, representan el 6.4% del arbolado urbano (70 968 plantas). A la fecha se encuentran establecidos 3607 árboles de *Ficus tequendamae*, 15 616 árboles de *Quercus humboldtii*, 7561 árboles de *Juglans neotropica*, 1624 arbustos de *Dalea coerulesca*, 29 423 arbustos de *Dodonaea viscosa* y 13 137 arbustos de *Senna viarum* (Sigau, 2018).

Las especies seleccionadas tienen gran potencial en diferentes áreas. A nivel ambiental son usadas en repoblamiento forestal, restauración de tierras degradadas, protección de nacimientos, enriquecimiento de hábitat, corredores lineales, corredores multiestrato, corredores riparios, puntos de paso, controladores de la erosión y restauración ecológica (Tullah, Hussain y Ibrar, 2010; Paz, 2012; Pérez, Villalba y Almanza, 2013; Campoe *et al.*, 2014; Rowshan, Farhadi y Najafian, 2014). En la economía tienen usos en la industria maderable, generación de productos medicinales, alimenticio (forraje), además de tener propiedades

antimicrobianas, antimicóticas e insecticidas (Kamdem *et al.*, 2012; Hussain *et al.*, 2013; Mostafa *et al.*, 2014; Ali *et al.*, 2014).

En la actualidad existe poca información sobre la respuesta de estas especies a diferentes condiciones ambientales limitantes para su desarrollo (Glenz, Lougulescu, Kienast y Schalaepfer, 2008; Almeida, Pinto, Correia, Santos y Concalves, 2013; Hill, Guerin, Hill y Watling, 2014; Sepulveda, Diez, Moreno, León y Osorio, 2014; Corcobado, Cubera, Juárez, Moreno y Solla, 2014). No obstante, la información multidisciplinaria que se ha realizado entorno a estas especies, la generación de nuevo conocimiento, permitirá obtener información sobre la selección de árboles. Si se desea hacer una transición del arbolado urbano de la ciudad a una estructura forestal urbana más estable y resistente a los efectos del calentamiento global, este es un aspecto importante para los que toman las decisiones (Quintero y Jaramillo, 2012; Sghaier-Hammami *et al.*, 2013; McPherson *et al.*, 2018).

El objetivo de la investigación fue conocer la respuesta fisiológica a nivel del estado hídrico, el comportamiento fotosintético y la pérdida de electrolitos de seis especies arbóreas nativas de Colombia a diferentes periodos de anegamiento, para que sean usadas en el arbolado urbano de la ciudad de Bogotá e identificar marcadores fisiológicos que permitan seleccionar especies arbóreas tolerantes a dichas condiciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en una parcela experimental bajo condiciones semicontroladas en el vivero La Florida (7°43'34"N y 74°06'00"O, 2640 m de altitud) del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, ubicado en la localidad de Engativá, Cundinamarca. Allí se registró una temperatura diurna promedio de 21.8°C, humedad relativa promedio de 58% y temperatura de suelo promedio de 23.4°C.

Se seleccionaron seis especies nativas, tres arbóreas (*Quercus humboldtii*, *Juglans neotropica* y

Ficus tequendamae) y tres arbustivas (*Dalea coerulea*, *Dodonaea viscosa* y *Senna viarum*) proporcionadas por el vivero La Florida. Se utilizaron 140 plantas por especie, las cuales se encontraban en estado juvenil y en buenas condiciones fitosanitarias.

Las plantas de las seis especies se dejaron durante 20 días en proceso de aclimatación a las condiciones del semitecho y se generaron cuatro niveles de estrés por anegamiento: 7, 14, 21 y 28 días de anegamiento (dda). El anegamiento se generó en tres camas de 10 m de longitud, 1 m de ancho y 0.6 m de profundidad. Las camas fueron permeabilizadas con plástico negro y llenadas con agua potable. El nivel del agua siempre se mantuvo 10 cm por encima de la superficie del suelo de las plantas, que se ubicaron en las camas en sus respectivas bolsas de trasplante. El suelo contenido en las bolsas de trasplante tenía las mismas características físico-químicas en todos los tratamientos evaluados: presentaba una textura franco arcillosa y un contenido de carbono orgánico de 4.6%. Los muestreos se realizaron de forma aleatoria en cuatro plantas por tratamiento, con diferencial número de hojas analizadas dependiendo del tipo de parámetro a medir.

Estado hídrico de las plantas

Para determinar el estado hídrico de las plantas se realizó mediciones del contenido relativo de agua (CRA), tomando tres muestras por planta de cuatro plantas por tratamiento. Las muestras fueron retiradas de las plantas y pesadas inmediatamente, lo cual se registró como el peso fresco (PF). Posteriormente, se colocaron en una cámara húmeda para que el tejido llegase a su capacidad máxima de hidratación y se tomó el peso de saturación 24 horas después (PSat). Luego de tomar este peso, la muestra se ubicó en una bolsa de papel y fue llevada al horno por 36 horas a 80°C, donde posteriormente se tomó el peso seco (PS). Con los valores de los tres pesos anteriores se utilizó la siguiente fórmula para conocer el contenido relativo de agua de

las plantas: $CRA = (PF - PS) / (PSat - PS) \times 100$ (Liu, Shanzari y Andersen, 2005).

Respuesta fotosintética

Las variables fisiológicas para determinar el intercambio gaseoso de las plantas fueron tasa fotosintética (A) y conductancia estomática (gs). Se utilizó una densidad de flujo fotónico diferencial para cada una de las especies evaluadas de acuerdo a los puntos de saturación generados en las curvas de luz. Se midió la fluorescencia de la clorofila *a*, determinando la eficiencia máxima del PSII (Fv/Fm), oscureciendo las hojas con bolsas de papel aluminio durante 60 minutos y realizando las mediciones bajo condiciones de oscuridad. Estas mediciones se realizaron en tres hojas por planta de cuatro plantas por tratamiento, en hojas desarrolladas y completamente expandidas del tercio medio. Tanto el intercambio gaseoso como la fluorescencia de la clorofila *a* fueron determinados con un IRGA GFS-3000 (Portable Gas Exchange-Fluorescence System).

Pérdida de electrolitos

Este parámetro se midió a partir de 10 discos con un diámetro de 2.5 mm de hojas del tercio medio de las plantas, que fueron lavadas con agua desionizada para remover los electrolitos adheridos a la superficie. Los discos de hoja se colocaron en tubos falcon con 4 ml de agua desionizada a temperatura ambiente. La conductividad eléctrica (CE) fue determinada a las 22 horas usando un conductímetro (HI 9835, HANNA instruments). Después de la medición de las 22 horas la muestra se calentó a 90°C por 15 minutos y se determinó la CE, tomando este valor como la máxima pérdida de electrolitos. Los valores de CE presentados se expresaron como porcentaje respecto al mayor valor mediante la fórmula $PE = (EC1/EC2) \times 100$, donde PE= % de pérdida de electrolitos; EC1= pérdida de electrolitos a las 22 horas; EC2= pérdida de electrolitos después de calentar a 80°C (Rodríguez *et al.*, 2005).

Análisis estadístico

Se realizaron pruebas de supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk) y de homogeneidad de varianzas. Así mismo, la prueba de comparación múltiple de Tukey con un nivel de confianza del 95% ($P \leq 0.05$) con el software estadístico Statistical Analysis System (SAS®) versión 9.2.

RESULTADOS

El contenido relativo de agua (CRA) varió diferencialmente de acuerdo a la especie y al nivel de estrés. Para *Q. humboldtii* (figura 1a), el CRA disminuyó ligera pero significativamente desde los 7 dda hasta los 21 dda, presentó una disminución significativamente mayor a los 28 dda y alcanzó un CRA del 71% al momento de mayor estrés. *F. tequendamae* (figura 1c) presentó un comportamiento similar a la especie anterior, disminuyendo su CRA ligeramente y solo con diferencias significativas hasta los 21 y 28 dda, alcanzando valores del 73% a los 28 dda. *J. neotropica* (figura 1b) disminuyó drásticamente el CRA, alcanzando valores del 22% a los 21 y 28 dda, con diferencias significativas en su disminución entre los 0 y los 21 dda. Este parámetro presentó una disminución en *D. coerulea* (figura 1d) a medida que el nivel de estrés era mayor, presentando valores del 22% a los 28 dda. Para *D. viscosa* (figura 1e), el CRA se vio ligeramente disminuido sin diferencias estadísticas a los 7 dda y presentando un valor del 60% al momento de mayor estrés. El CRA presentó una gran disminución en *S. viarum* (figura 1f) con diferencias significativas entre todos los momentos de estrés con respecto al control, llegó a valores cercanos al 20% a los 28 dda.

Intercambio gaseoso

La fotosíntesis (A) presentó una ligera disminución para *Q. humboldtii* (figura 2a) variando desde 17 $\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ hasta 14 $\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, al

momento de mayor estrés, con diferencias significativas. Para *J. neotropica* (figura 2b) se observó una disminución en la fotosíntesis, presentó diferencias estadísticas entre todos los niveles de estrés y redujo en un 50% su capacidad fotosintética a los 28 dda. Con respecto a *F. tequendamae* (figura 2c), se observó una disminución de la fotosíntesis a partir de los 14 dda y hasta los 28 dda con diferencias significativas con valores desde 11 hasta 6 $\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Con respecto a los arbustos, se pudo observar que hubo una mayor disminución en la tasa fotosintética comparado con los árboles, llegando a valores de 1 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ para *D. coerulea* (figura 2d) y de 4 $\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ para *D. viscosa* (figura 2e). *S. viarum* (figura 2f) fue menos afectada, disminuyó su fotosíntesis hasta 7 $\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Tanto para *D. coerulea* como para *D. viscosa* se observaron diferencias significativas para todos los momentos de estrés, sin embargo, para *S. viarum* solo se presentó diferencias a partir de los 21 dda.

Con respecto a la conductancia estomática (gs), se presentó una disminución para todas las especies evaluadas a medida que el estrés aumenta. Para *Q. humboldtii* (figura 3a) y *F. tequendamae* (figura 3c), se presentaron diferencias estadísticas a partir de los 21 dda y los 14 dda respectivamente. Para *J. neotropica* (figura 3b), *D. coerulea* (figura 3d), *D. viscosa* (figura 3e) y *S. viarum* (figura 3f) se dieron diferencias estadísticas a partir de los 7 dda y en cada uno de los diferentes niveles de estrés por anegamiento. La conductancia estomática disminuyó drásticamente para todas las especies alcanzando valores de alrededor 0.2 $\text{mmoles H}_2\text{O m}^{-2}\text{s}^{-1}$ en el momento de mayor estrés, excepto para *Q. humboldtii*, que presentó valores de 0.8 $\text{mmoles H}_2\text{O m}^{-2}\text{s}^{-1}$ a los 28 dda.

Fluorescencia de la clorofila a

La eficiencia máxima del PSII disminuyó significativamente en todas las especies evaluadas a medida que se intensificaba la condición de estrés por anegamiento. *Q. humboldtii* (figura 4a),

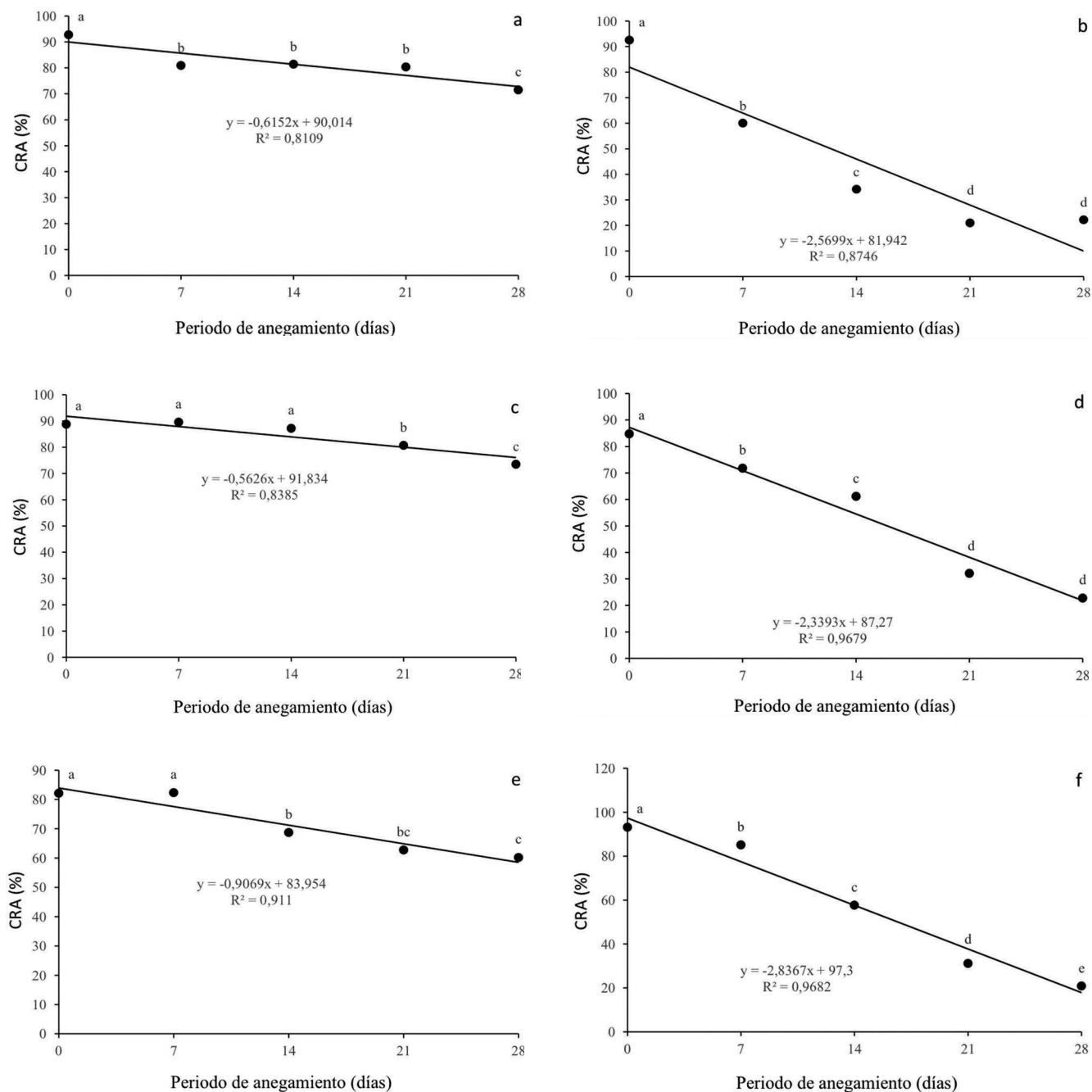


Figura 1. Efecto de diferentes periodos de anegamiento sobre el contenido relativo de agua (CRA) en plantas de (a) *Q. humboldtii*, (b) *J. neotropica*, (c) *F. tequendamae*, (d) *D. coerulea*, (e) *D. viscosa*, (f) *S. viarum*. Promedios seguidos de letras iguales no presentan diferencias estadísticas de acuerdo con la prueba de Tukey (5%).

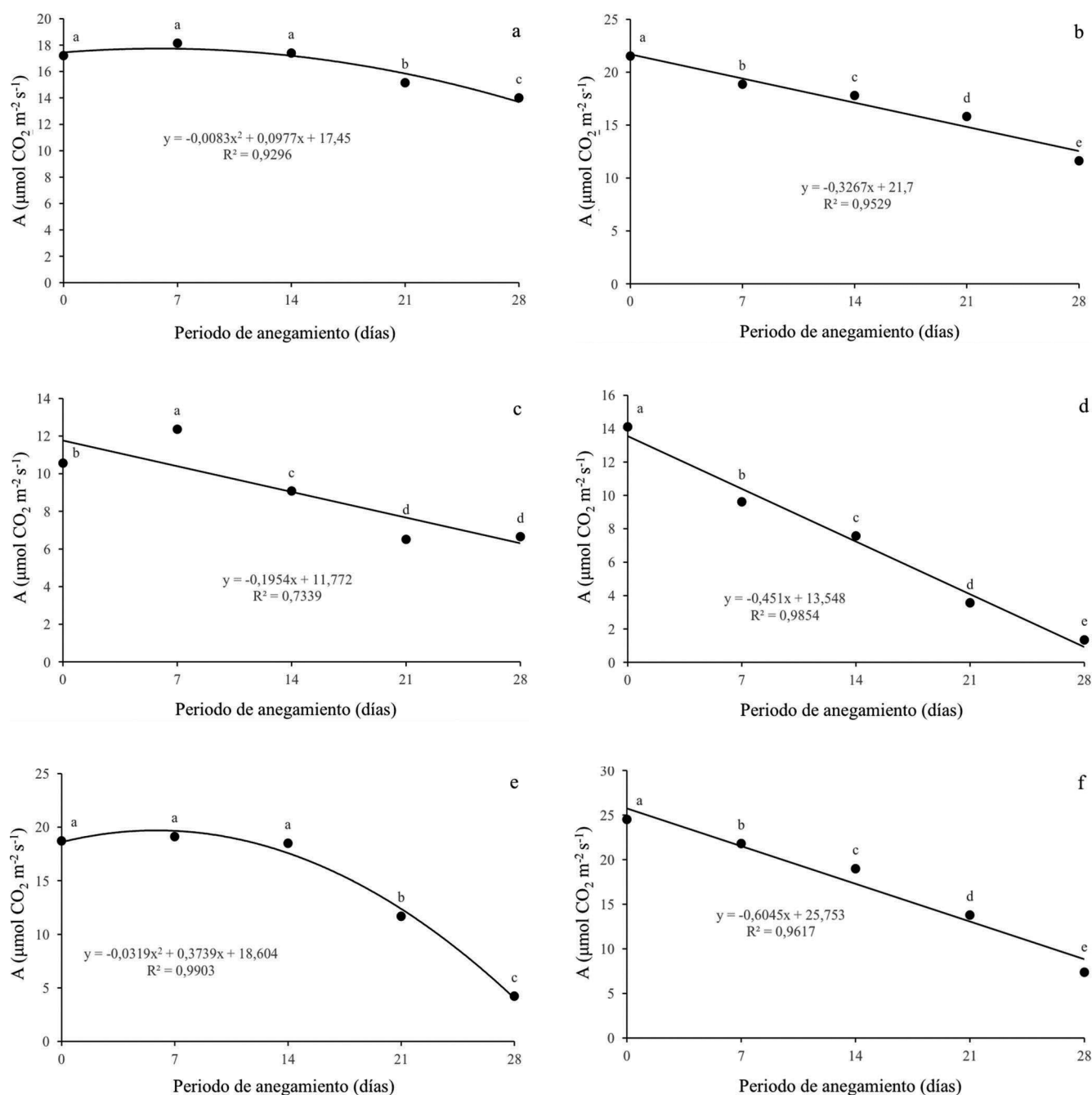


Figura 2. Efecto de diferentes periodos de anegamiento sobre la tasa fotosintética (A) en plantas de (a) *Q. humboldtii*, (b) *J. neotropica*, (c) *F. tequendamae*, (d) *D. coerulea*, (e) *D. viscosa*, (f) *S. viarum*. Promedios seguidos de letras iguales no presentan diferencias estadísticas de acuerdo con la prueba de Tukey (5%).

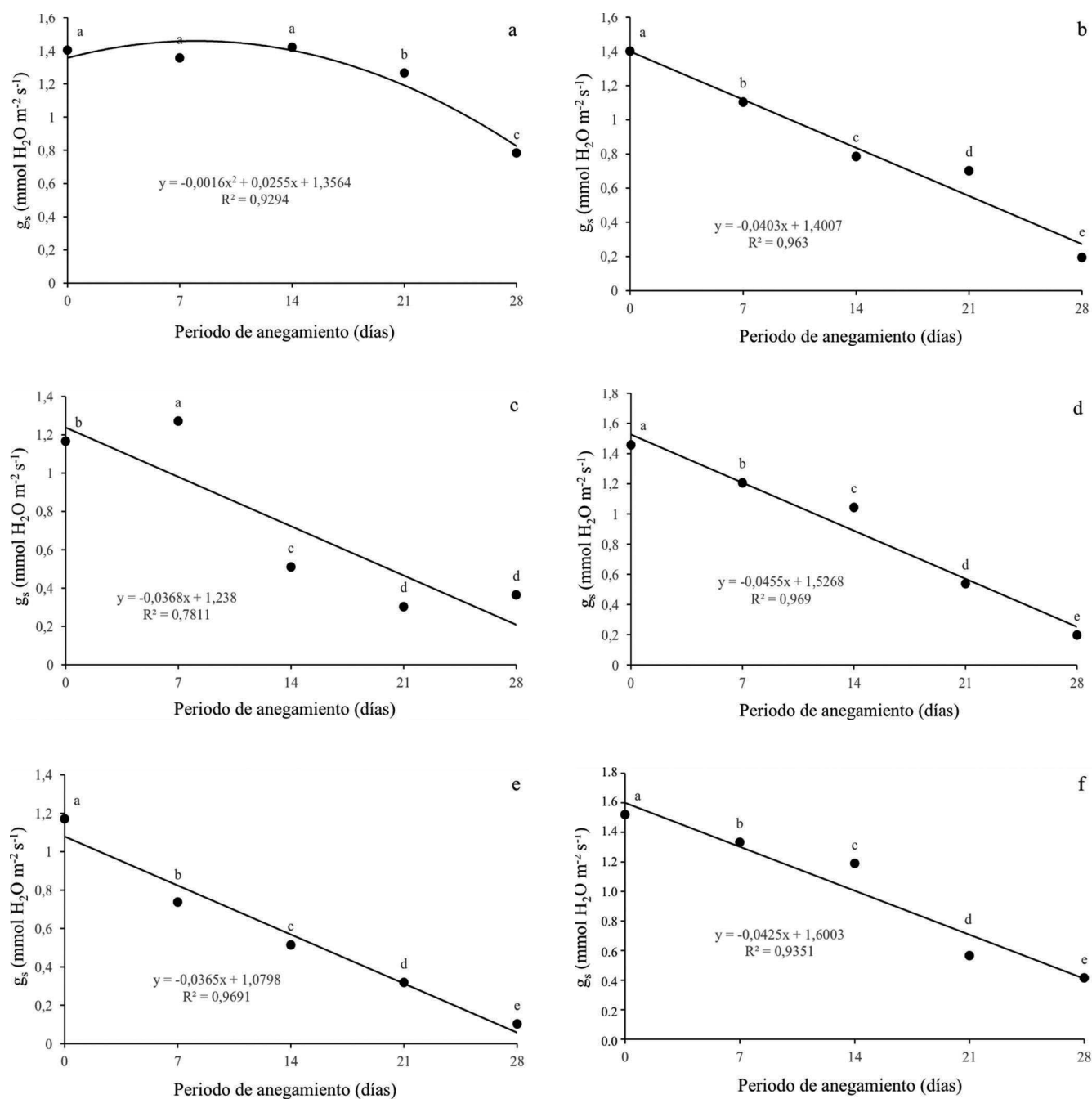


Figura 3. Efecto de diferentes periodos de anegamiento sobre la conductancia estomática (g_s) en plantas de (a) *Q. humboldtii*, (b) *J. neotropica*, (c) *F. tequendamae*, (d) *D. coerulea*, (e) *D. viscosa*, (f) *S. viarum*. Promedios seguidos de letras iguales no presentan diferencias estadísticas de acuerdo con la prueba de Tukey (5%).

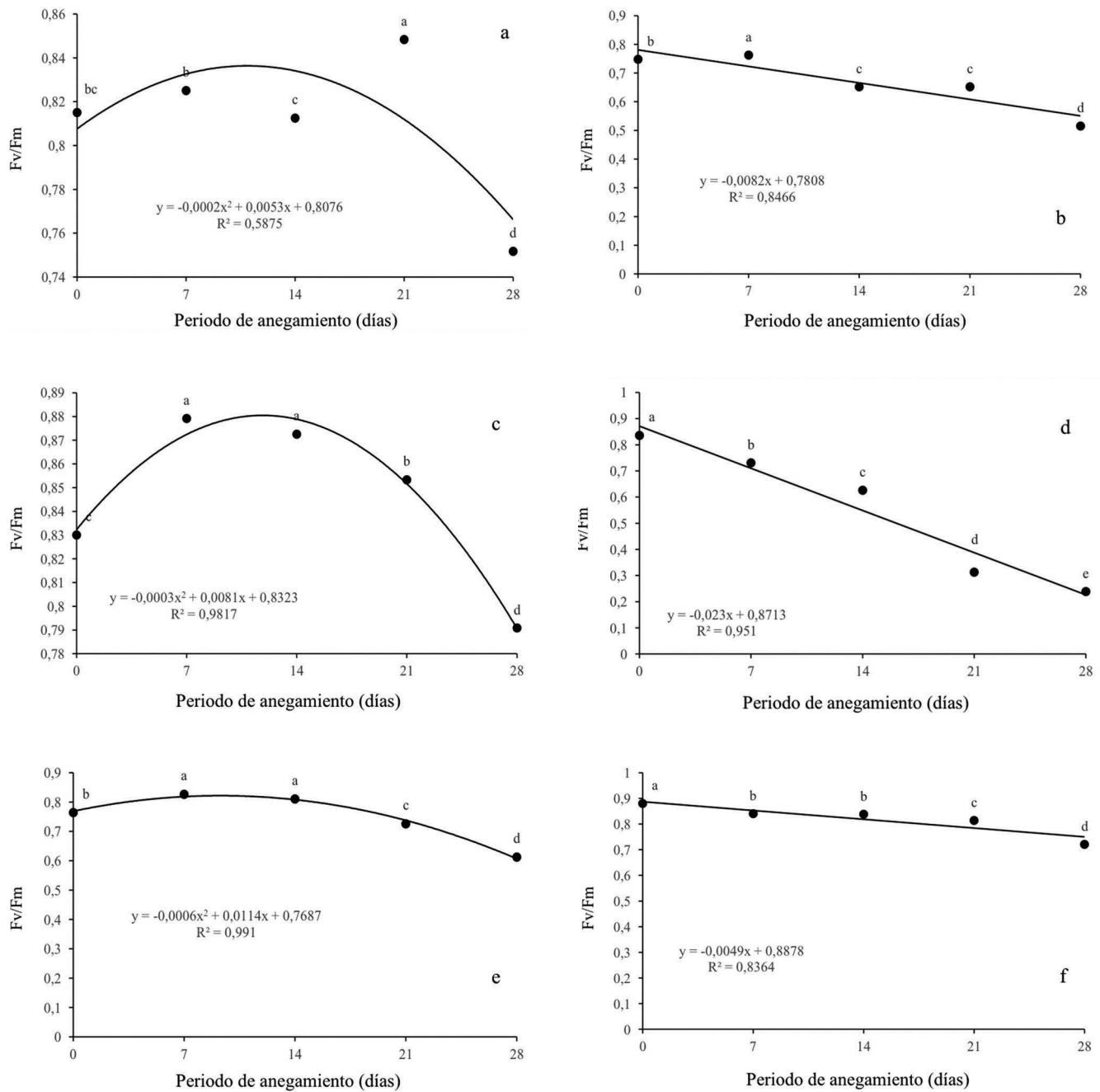


Figura 4. Efecto de diferentes periodos de anegamiento sobre la eficiencia máxima del PSII (Fv/Fm) en plantas de (a) *Q. humboldtii*, (b) *J. neotropica*, (c) *F. tequendamae*, (d) *D. coerulea*, (e) *D. viscosa*, (f) *S. viarum*. Promedios seguidos de letras iguales no presentan diferencias estadísticas de acuerdo con la prueba de Tukey (5%).

F. tequendamae (figura 4c) y *S. viarum* (figura 4f) disminuyeron Fv/Fm por debajo de 0.8 a los 28 dda (0.75, 0.79 y 0.72 respectivamente). Se evidenció una posible fotoinhibición dinámica. En contraste, *J. neotropica* (figura 4b) y *D. viscosa* (figura 4e) disminuyeron aún más la eficiencia máxima del fotosistema II, con valores de 0.51 y 0.61 para cada uno de ellas, mostraron daños fuertes en el PSII. Por último, la especie que manifestó más daño a nivel del aparato fotosintético fue *D. coerulea* (figura 4d), tuvo diferencias significativas entre todos los tratamientos llegando a valores de Fv/Fm de 0.24 a los 28 dda.

Pérdida de electrolitos

Con respecto a la pérdida de electrolitos se pudo evidenciar que no hubo diferencias estadísticas para *Q. humboldtii* (figura 5a). Para *F. tequendamae* (figura 5c), se presentó un leve aumento en la PE a partir de los 21 dda. Con respecto a *D. coerulea* (figura 5d) se observó un aumento hasta los 14 dda pero la PE se disminuyó tanto a los 21 como a los 28 dda significativamente. Por otro lado, con respecto a *J. neotropica* (figura 5b), *D. viscosa* (figura 5e) y *S. viarum* (figura 5f), se presentó un aumento gradual con diferencias significativas entre los diferentes periodos de anegamiento, alcanzando valores superiores al 70 y 90% cuando las plantas fueron sometidas a 28 dda.

DISCUSIÓN

El CRA presentó una disminución significativa y severa para *J. neotropica* (figura 1b), *D. coerulea* (figura 1d) y *S. viarum* (figura 1f), el anegamiento para estas tres especies afectó el contenido de agua celular de las plantas, debido posiblemente a su incapacidad para retener y absorber las moléculas de agua y generó una pérdida de turgencia celular, lo que limita numerosos procesos en

el metabolismo de las plantas (Azhar, Makihara, Naito y Ehara, 2018; Tan *et al.*, 2018; Yan, Zhao, Cui, Han y Wen, 2018). Por otro lado, el contenido relativo de agua disminuyó en una proporción menor para las especies *Q. humboldtii* (figura 1a), *F. tequendamae* (figura 1c) y *D. viscosa* (figura 1e), posiblemente debido a los múltiples mecanismos que tienen estas especies para disminuir el potencial hídrico a nivel celular por medio de la síntesis de osmolitos compatibles como prolina, glicina betaína y azúcares solubles, intentando mantener un gradiente de potencial hídrico a favor de la toma de agua (Xiao-Shan y Jian-guo, 2009; MyeongWon y Setsuko, 2015).

Con respecto a los parámetros de intercambio gaseoso, se observó que la primera respuesta que tienen las seis especies a condiciones de anegamiento es el cierre estomático, el cual es gradual y se incrementa ante condiciones de mayor estrés. Para las seis especies se pudo evidenciar que la limitación estomática es la principal causa de la disminución de la fotosíntesis debido a que la planta para evitar la pérdida de agua al interior de sus células y tejidos genera el cierre estomático, lo cual impide, además de la salida de agua, la entrada de CO₂, que es fundamental para los procesos fotosintéticos y por lo tanto la planta no tiene suficiente materia prima para la generación de carbohidratos (Rodríguez-Gamir *et al.*, 2011; Duan *et al.*, 2018; Yan *et al.*, 2018); por esta razón, se puede mermar el crecimiento y desarrollo de la misma, al no poder acumular masa seca a través del tiempo (Baracaldo *et al.*, 2014; Nyman y Lindau 2016; Sun, Xu, Zhang, Li y Yan, 2018).

La conductancia estomática se ve afectada por el cierre de estomas, lo que genera menor toma de agua y nutrientes por las plantas y finalmente disminuye la capacidad fotosintética de las mismas (King *et al.*, 2012; Kissmann *et al.*, 2014; Duan *et al.*, 2018). Lo anterior está en concordancia con lo que afirman Anderson y Pezeshki (2001), que evidenciaron en dos especies de *Quercus* que bajo

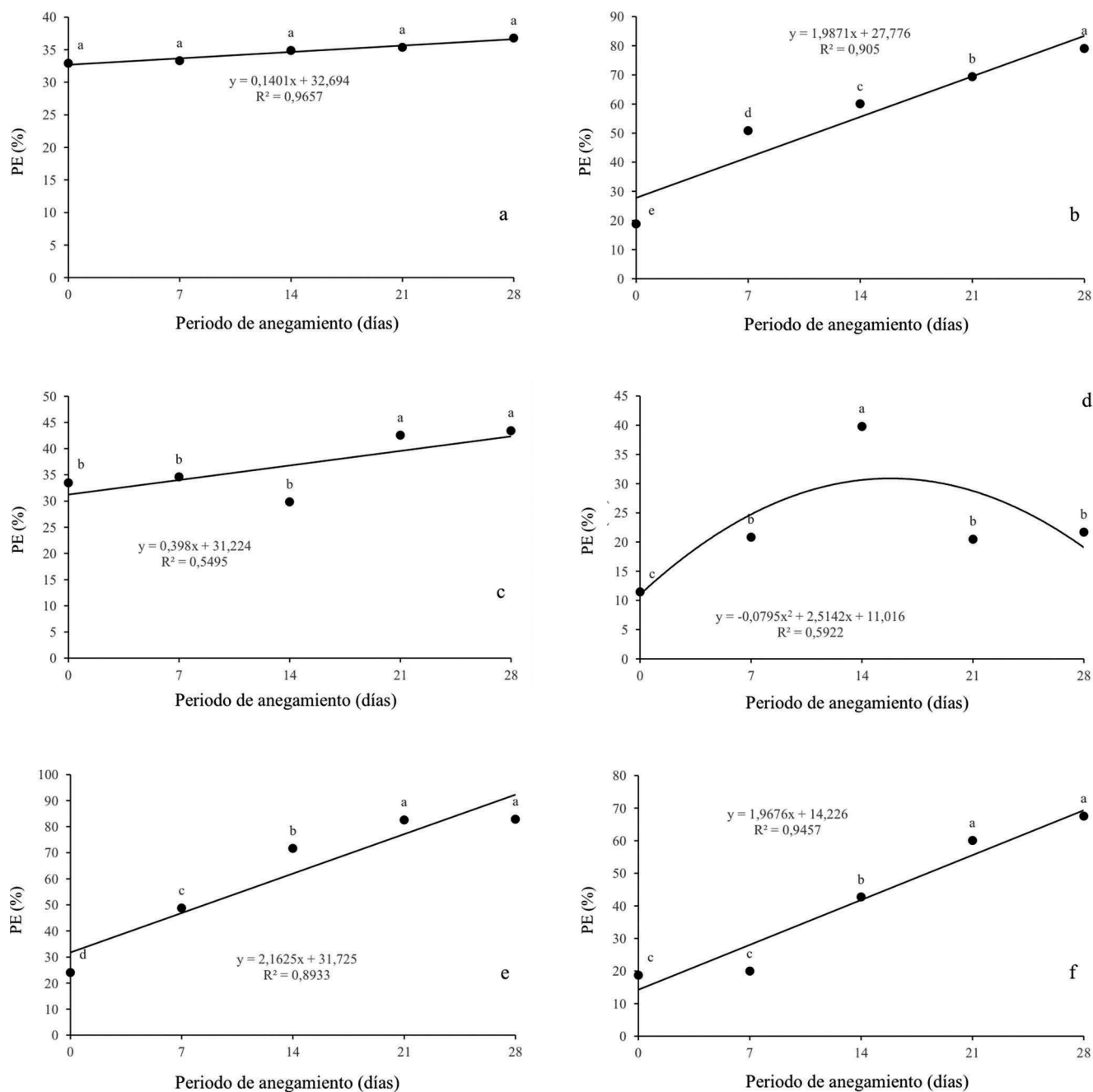


Figura 5. Efecto de diferentes periodos de anegamiento sobre la pérdida de electrolitos en plantas de (a) *Q. humboldtii*, (b) *J. neotropica*, (c) *F. tequendamae*, (d) *D. coerulea*, (e) *D. viscosa*, (f) *S. viarum*. Promedios seguidos de letras iguales no presentan diferencias estadísticas de acuerdo con la prueba de Tukey (5%).

condiciones de anegamiento se disminuye la conductancia estomática y por ende la concentración de CO₂ interno, esto afecta la tasa fotosintética en más de un 70%. También con los resultados mostrados por Corcobado *et al.* (2014), que demuestran que bajo condiciones de anegamiento la tasa fotosintética se puede reducir en más de un 50% en plantas de *Quercus ilex*, debido tanto a efectos de la limitación estomática como a efectos de la limitación no estomática, que genera acumulación de especies reactivas de oxígeno y, por ende, daño a nivel de membranas y fotosistemas (Benedetti, Ferreira y Fernandes, 2015; Sun *et al.*, 2018).

La eficiencia máxima del PSII se vio realmente afectada por las condiciones de anegamiento, principalmente para *D. coerulea* (figura 4d). que disminuyó drásticamente evidenciando graves daños a nivel del PSII, posiblemente por peroxidación de la proteína D1 y que seguramente no puede ser sintetizada a la misma o a mayor velocidad comparado con la degradación a la que está siendo sometida por el nivel de especies reactivas de oxígeno en esta especie (Ohnishi *et al.*, 2005; Nishiyama, Allakhverdiev y Murata, 2006; Andrade, Dázio, Santos, Silva y Donizeti, 2018).

Los fotosistemas también se pueden ver afectados por la peroxidación lipídica de las membranas celulares afectando los procesos fotosintéticos y la respuesta de esta especie a condiciones de estrés. *J. neotropica* (figura 4b) y *D. viscosa* (figura 4e) redujeron en menor medida la eficiencia máxima del fotosistema II, con valores de 0.51 y 0.61 respectivamente, evidenciando que para 28 dda existen daños en el fotosistema que se pueden recuperar si la condición estresante se retira. Para las demás especies se observó una fotoinhibición dinámica, en la cual se evidenció una disminución de este parámetro por encima de 0.7, lo que indica que los fotosistemas rápidamente se están recuperando frente a las condiciones de estrés por una alta tasa de recambio en la proteína D1 del fotosistema II, como ha sido observado en otras

investigaciones bajo condiciones de anegamiento (Pietrini, Chaudhuri, Thapliyal y Massacci, 2005; Guidi y Calatayud, 2014; Benedetti *et al.*, 2015; Duan *et al.*, 2018; Yan *et al.*, 2018).

Por último, el aumento en el porcentaje de electrolitos sugiere un daño en las membranas cambiando su permeabilidad (González, Delgado, Zabaleta y Herrera, 2009). Este daño pudo ser causado por la pérdida de la capa de hidratación de la membrana o por la peroxidación de los lípidos causada por el aumento de ROS (Zhao *et al.*, 2000; Simova-Stoilova, Demirevska, Petrova, Tsenov y Feller, 2009; Andrade *et al.*, 2018), lo que permite mayor permeabilidad en sus membranas y, por consiguiente, mayor pérdida de electrolitos (González *et al.*, 2009). En la figura 5 se puede observar que para la especie *Q. humboldtii* (figura 5a) no se presentó pérdida de electrolitos significativa para ningún momento de anegamiento, lo que significa que esta especie tolera muy bien la condición de estrés ya sea por una baja producción de especies reactivas de oxígeno (ROS) a nivel celular o una alta eficiencia en el control de estas ROS por medio de la síntesis y actividad de antioxidantes enzimáticos y no enzimáticos (Devkota y Kumar, 2010). Una tendencia similar se obtuvo en *F. tequendamae* (figura 5c), la cual no presentó un aumento significativo de pérdida de electrolitos sino hasta los 21 dda, los cuales permanecieron constantes a los 28 dda: una respuesta similar a *Q. humboldtii*.

Ahora bien, *J. neotropica* (figura 5b), *D. viscosa* (figura 5e) y *S. viarum* (figura 5f) presentaron un aumento gradual con diferencias significativas entre los diferentes periodos de anegamiento, alcanzando valores superiores al 70 y 90%. Esto señala que, aunque las plantas pueden tener algún mecanismo para impedir el daño a nivel de membranas celulares, este no es suficiente y si el factor estresante no es retirado posterior a los 28 dda posiblemente se genere un daño irreversible a nivel de las estructuras celulares.

CONCLUSIONES

De acuerdo a la respuesta fisiológica obtenida por medio de los diferentes parámetros evaluados se puede concluir que tanto *Q. humboldtii* como *F. tequendamae*, tienen una alta tolerancia a condiciones de anegamiento, debido a que no varía su contenido relativo de agua, no se afecta el estado del fotosistema II y no hay daño a nivel de membranas.

Especies como *J. neotropica*, *D. viscosa* y *S. viarum*, se pueden recomendar para zonas con altas precipitaciones, sin que el anegamiento sea una constante en la zona. Pese a que su recuperación tiende a ser rápida, tanto a nivel de fotosíntesis, conductancia estomática y estado del aparato fotosintético, las plantas de estas tres especies arbóreas presentaron el mayor daño a nivel de las membranas, seguramente por la mayor acumulación de especies reactivas de oxígeno y la menor actividad de enzimas antioxidantes.

No se recomienda el uso de la especie *D. coerulea* en zonas con altas precipitaciones y que tiendan a inundarse, debido a que, según el estudio, solo toleran 15 días de anegamiento y decrecen drásticamente parámetros como Fv/Fm. El anegamiento daña los fotosistemas y su recuperación es muy lenta. De acuerdo al estado actual del arbolado urbano de Bogotá, la especie *D. coerulea* es la que presenta menor número de individuos en la ciudad, con respecto a las otras especies evaluadas. Por este motivo, se sugiere que su establecimiento solo se realice en zonas que no sean inundables y, en lo posible, que no presenten un exceso en la precipitación.

Como se puede observar, las especies tolerantes a condiciones de anegamiento presentan un comportamiento similar con respecto a la protección de estructuras celulares como las membranas (pérdida de electrolitos) y los fotosistemas (Fv/Fm). Así pues, estos parámetros fisiológicos pueden ser usados como marcadores de tolerancia a condiciones de anegamiento en especies arbóreas.

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

- Aldana, F., García, P. y Fischer, G.** (2014). Effect of waterlogging stress on the growth, development and symptomatology of cape gooseberry (*Physalis peruviana* L.) Plants. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas*, 38(149), 393-400. DOI: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.114>
- Ali, H., Kabir, N., Muhammad, A., Raza, M., Ghulam, S., Iqbal, N. y Nadeem, S.** (2014). Hauriwaic acid as one of the hepatoprotective constituent of *Dodonaea viscosa*. *Phytomedicine*, 21, 131-140. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.phymed.2013.08.019>
- Almeida, T., Pinto, G., Correia, B., Santos, C. y Concalves, S.** (2013). QsMYB1 expression is modulated in response to heat and drought stresses and during plant recovery in *Quercus suber*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 73, 274-281. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2013.10.007>
- Anderson, P. y Pezeshki, R.** (2001). Effects of flood pre-conditioning on responses of three bottomland tree species to soil waterlogging. *Journal of Plant Physiology*, 158, 227-233. DOI: <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00267>
- Andrade, C., Dázio, K., Santos, M., Silva, D. y Donizeti, J.** (2018). Hydrogen peroxide promotes the tolerance of soybeans to waterlogging. *Scientia Horticulturae*, 232, 40-45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.12.048>
- Azhar, A., Makihara, D., Naito, H. y Ehara, H.** (2018). Evaluating sago palm (*Metroxylon sagu* Rottb.)

- photosynthetic performance in waterlogged conditions: utilizing pulse-amplitude-modulated (PAM) fluorometry as a waterlogging stress indicator. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.05.004>
- Bailey-Serres, J. y Voesenek, L.** (2008). Flooding Stress: Acclimation and Genetic Diversity. *Annual Review of Plant Biology*, 59, 313-39. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092752>
- Banach, K., Banach, A., Lamers, L., Kroon, H., Bennicelli, R., Smits, A. y Visser, J.** (2009). Differences in flooding tolerance between species from two wetland habitats with contrasting hydrology: implications for vegetation development in future floodwater retention areas. *Annals of Botany*, 103, 341-351. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcn183>
- Baracaldo, A., Carvajal, R., Romero, A., Prieto, A., García, F., Fischer, G. y Miranda, D.** (2014). El anegamiento afecta el crecimiento y producción de biomasa en tomate chonto (*Solanum lycopersicum* L.) cultivado bajo sombrero. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 8(1), 92-102. DOI: <https://doi.org/10.17584/rcch.2014v8i1.2803>
- Benedetti, L., Ferreira, G. y Fernandes, S.** (2015). Chlorophyll a fluorescence in *Annona emarginata* (Schltdl.) H. Rainer plants subjected to water stress and after rehydration. *Scientia Horticulturae*, 184, 23-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.12.019>
- Bhatt, R., Upreti, K., Divya, M., Bath, S., Pavithra, C. y Sadashiva, A.** (2015). Interspecific grafting to enhance physiological resilience to flooding stress in tomato (*Solanum lycopersicum* L.). *Scientia Horticulturae*, 182, 8-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.10.043>
- Borowski, J. y Pstragowska, M.** (2010). Effect of street conditions, including saline aerosol, on growth of the Small-leaved limes. *Rocznik Polskiego Towarzystwa Dendrologicznego*, 58, 15-24
- Campoe, O., Ianelli, C., Stape, J., Cook, R., Mendes, J. y Vivian, R.** (2014). Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. *Forest Ecology and Management*, 313, 233-242. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.016>
- Caudle, K. y Maricle, B.** (2014). Physiological relationship between oil tolerance and flooding tolerance in marsh plants. *Environmental and Experimental Botany*, 107, 7-14. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.05.003>
- Cekstere, G., Nikodemus, O. y Osvalde, A.** (2008). Toxic impact of the de-icing material to street greenery in Riga, Latvia. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7, 207-217. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.02.004>
- Colmer, T., Cox, M. y Voesenek, L.** (2006). Root aeration in rice (*Oryza sativa*): evaluation of oxygen, carbon dioxide and ethylene as possible regulators of root acclimatizations. *New Phytologist*, 170, 767-778. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01725.x>
- Corcobado, T., Cubera, E., Juárez, E., Moreno, G. y Solla, A.** (2014). Drought events determine performance of *Quercus ilex* seedlings and increase their susceptibility to *Phytophthora cinnamomi*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 192-193, 1-8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.02.007>
- Dat, J., Capelli, N, Folzer, H, Bourgeade, P. y Badot, P.** (2004). Sensing and signalling during plant flooding. *Plant Physiology and Biochemistry*, 42, 273-282. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2004.02.003>
- Dell'Amico, J., Torrecillas, A., Rodríguez, P., Morales, D. y Sánchez-Blanco, M.** (2001). Differences in the effects of flooding the soil early and late in the photoperiod on the water relations of pot-grown tomato plants. *Plant Science*, 160, 481-487. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(00\)00409-X](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(00)00409-X)
- Devkota, A. y Kumar, P.** (2010). Effects of different light levels on the growth traits and yield of *Centella asiatica*. *Journal of Scientific Research*, 5, 226-230.
- Du, k., Xu, L., Wu, H., Tu, B. y Zheng, B.** (2012). Ecophysiological and morphological adaptation to soil flooding of two poplar clones differing in flood-tolerance. *Flora*, 207, 96-106. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.11.002>
- Duan, H., Ma, Y., Liu, R., Li, Q., Yang, Y. y Song, J.** (2018). Effect of combined waterlogging and

- salinity stresses on euhalophyte *Suaeda glauca*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 127, 231-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.03.030>
- Glenz, C., Lougulescu, I., Kienast, F. y Schalaepfer, R.** (2008). Modelling the impact of flooding stress on the growth performance of woody species using fuzzy logic. *Ecological Modelling*, 218, 18-28. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.06.008>
- González, R., Delgado, A., Zabaleta, H. y Herrera, E.** (2009). Cytokinin BAP promotes the accumulation of hexoses and increases the activity of phosphoenolpyruvate carboxylase and phosphoenolpyruvate carboxylase during the delay of leaf senescence in wheat. *Agrociencia*, 43, 379-391.
- Guidi, L. y Calatayud, A.** (2014). Non-invasive tolos to estimate stress-induced changes in photosynthetic performance in plants inhabiting Mediterranean areas. *Environmental and Experimental Botany*, 103, 42-52. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.12.007>
- Hill, K., Guerin, G., Hill, R. y Watling, J.** (2014). Temperature influences stomatal density and maximum potential water loss through stomata of *Dodonaea viscosa* subsp. *Angustissima* along a latitude gradient in southern Australia. *Australian Journal of Botany*, 62, 657-665. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT14204>
- Hundecha, Y. y Bárdossy, A.** (2004). Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model. *Journal of Hydrology*, 292, 281-295. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.01.002>
- Hussain, J., Rehman, N., Al-Harrasi, A., Ali, L., Latif, A. y Abdullah, M.** (2013). Essential oil composition and nutrient analysis of selected medicinal plants in sultanate of Oman. *Asian Pacific Journal of Tropical Disease*, 3(6), 421-428. DOI: [https://doi.org/10.1016/S2222-1808\(13\)60095-X](https://doi.org/10.1016/S2222-1808(13)60095-X)
- Jim, C. y Zhang, H.** (2013). Species diversity and spatial differentiation of old-valuable trees in urban Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12, 171-182. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.02.001>
- Kamdern, H., Chabert, P., Tane, P., Noté, O., Feussi, M., Peluso, J., Muller, C., Kikuchi, H., Oshima, Y. y Lobstein, A.** (2012). Labdane-type diterpenes and flavones from *Dodonaea viscosa*. *Fitoterapia*, 83, 859-863. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fitote.2012.03.014>
- King, C., Robinson, J. y Cameron, R.** (2012). Flooding tolerance in four "Garrigue" landscape plants: Implications for their future use in the urban landscapes of north-west Europe? *Landscape and Urban Planning*, 107, 100-110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.005>
- Kirkpatrick, J., Davison, A. y Daniels, G.** (2013). Sinners, scapegoats or fashion victims? Understanding the deaths of trees in the green city. *Geoforum*, 48, 165-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.04.018>
- Kissmann, C., Veiga, E., Eichemberg, M. y Habermann, G.** (2014). Morphological effects of flooding on *Styrax pohlilii* and the dynamics of physiological responses during flooding and post-flooding conditions. *Aquatic Botany*, 119, 7-14. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.06.007>
- Kreuzwieser, J., Hauberg, J., Howell, K., Carroll, A., Rennenberg, H., Havery, A. y Whelan, J.** (2009). Differential response of gray poplar leaves and roots underpins stress adaptation during hypoxia. *Plant Physiology*, 149, 461-473. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.108.125989>
- Liu, F., Shahanzari, A. y Andersen, M.** (2005). ABA regulated stomatal control and photosynthetic water use efficiency of potato (*Solanum tuberosum* L.) during progressive soil drying. *Plant Science*, 168, 831-836. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2004.10.016>
- Lucassen, T., Bobbink, R., Smolders, A., Van der Ven, M., Lamers, M. y Roelofs, J.** (2002). Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology*, 165, 45-52. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1021467320647>
- McPherson, E., Berry, A. y Svan, N.** (2018). Performance testing to identify climate-ready trees.

- Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 28-39. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.09.003>
- Moreno, A. y Fischer, G.** (2014). Efectos del anegamiento en los frutales. Una revisión. *Temas agrarios*, 19(1), 106-23. DOI: <https://doi.org/10.21897/rta.v19i1.729>
- Mostafa, A., El-Hela, A., Mohammad, A., Jacob, M., Cutler, S. y Ross, S.** (2014). New secondary metabolites from *Dodonaea viscosa*. *Phytochemistry Letters*, 8, 10-15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.phytol.2013.12.008>
- MyeongWon, O. y Setsuko, K.** (2015). Characterization of proteins in soybean roots under flooding and drought stresses. *Journal of Proteomics*, 114, 161-181. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jprot.2014.11.008>
- Nishiyama, Y., Allakhverdiev, I. y Murata, N.** (2006). A new paradigm for the action of reactive oxygen species in the photoinhibition of photosystem II. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1757, 742-749. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2006.05.013>
- Nyman, J. y Lindau, C.** (2016). Nutrient availability and flooding stress interact to affect growth and mercury concentration in *Taxodium distichum* (L.) Rich. seedlings. *Environmental and Experimental Botany*, 125, 77-86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2016.02.004>
- Ohnishi, N., Allakhverdiev, S.I., Takahashi, S., Higashi, S., Watanabe, M., Nishiyama, Y. y Murata, N.** (2005). Two-step mechanism of photodamage to photosystem II: step 1 occurs at the oxygen-evolving complex and step 2 occurs at the photochemical reaction center. *Biochemistry*, 44, 8494-8499. DOI: <https://doi.org/10.1021/bi047518q>
- Ordoñez, C.** (2015). Adopting public values and climate change adaptation strategies in urban forest management: A review and analysis of the relevant literature. *Journal of Environmental Management*, 164(1), 215-221.
- Pardos, J. A.** (2010). Respuestas de las plantas al anegamiento del suelo. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, 13(1), 101-107.
- Paz, G.** (2012). Genetic variability of common oak (*Quercus humboldtii* Bonpl.) in the “Macizo colombiano” region. *Biotecnología en el sector Agropecuario y Agroindustrial*, 10(2), 110-116.
- Pérez, C., Villalba, J. y Almanza, M.** (2013). Phenology oak (*Quercus humboldtii* Bonpl.) in Popayán (Cauca, Colombia). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 2, 145-154.
- Pietrini, F., Chaudhuri, D., Thapliyal, P. y Massacci, A.** (2005). Analysis of chlorophyll fluorescence transients in mandarin leaves during a photo-oxidative cold shock and recovery. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 106, 189-198. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.10.007>
- Quintero, O. y Jaramillo, S.** (2012). Germination and rescue in vitro of immature embryos of black cedar (*Juglans neotropica* Diels). *Acta Agronómica*, 61(1), 52-60.
- Rodríguez, P., Torrecillas, A., Morales, M., Ortuño, M. y Sánchez, M.** (2005). Effects of NaCl salinity and water stress on growth and leaf water relations of *Asteriscus maritimus* plants. *Environmental and Experimental Botany*, 53, 113-123. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.03.005>
- Rodríguez-Gamir, J., Ancillo, G., González, M., Millo, E., Iglesias, D. y Giner, A.** (2011). Root signaling and modulation of stomatal closure in flooded citrus seedlings. *Plant Physiology and Biochemistry*, 49, 636-645. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2011.03.003>
- Rowshan, V., Farhadi, F. y Najafian, S.** (2014). The essential oil of *Dodonaea viscosa* leaves is allelopathic to rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.). *Industrial Crops and Products*, 56, 241-245. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.03.011>
- Salazar, S., Francés, F., Blume, T., Francke, T., Bronstert, A. y Blóschl, G.** (2012). A comparative analysis of the effectiveness of flood management measures based on the concept of “retaining water in the landscape” in different European hydro-climatic regions. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12, 3287-3306. DOI: <https://doi.org/10.5194/nhess-12-3287-2012>
- Sepulveda, Y., Diez, M., Moreno, F., León, J. y Osorio, N.** (2014). Effects of light intensity and fertilization on the growth of Andean oak seedlings at

- nursery. *Acta Biológica Colombiana*, 19(2), 211-220. DOI: <https://doi.org/10.15446/abc.v19n2.40091>
- Sghaier-Hammami, B., Valero-Galván, J., Romero-Rodríguez, C., Navarro-Cerrillo, R., Abdelly, C. y Jorrín-Novo, J.** (2013). Physiological and proteomics analyses of Holm oak (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) responses to Phytophthora cinnamomi. *Plant Physiology and Biochemistry*, 71, 191-202. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2013.06.030>
- Simova-Stoilova, L., Demirevska, K., Petrova, T., Tsenov, N. y Feller, U.** (2009). Antioxidative protection and proteolytic activity in tolerant and sensitive wheat (*Triticum aestivum* L.) varieties subjected to long-term field drought. *Plant Growth Regulation*, 58, 107-117. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10725-008-9356-6>
- Sistema de Información para la Gestión del Arbolado Urbano (Sigau)** (2018). *Sistema de Información para la Gestión del Arbolado Urbano*. Recuperado de DOI: <http://www.jbb.gov.co/index.php/sigau>
- Sjoman, H. y Nielsen, A.** (2010). Selecting trees for urban paved sites in Scandinavia— A review of information on stress tolerance and its relation to the requirements of tree planners. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9, 281-293. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.04.001>
- Sun, X., Xu, Y., Zhang, Q., Li, X. y Yan, Z.** (2018). Combined effect of water inundation and heavy metal on the photosynthesis and physiology of *Spartina alterniflora*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 153, 248-258. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.010>
- Swoczyna, T., Klaji, H., Pietkiewicz, S. y Borowsky, J.** (2015). Ability of various tree species to acclimation in urban environments probed with the JIP-test. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14, 544-533. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.05.005>
- Tan, X., Xu, H., Khan, S., Equiza, M., Lee, S., Vaziriyeganeh, M. y Zwiazed, J.** (2018). Plant water transport and aquaporins in oxygen-deprived environments. *Journal of Plant Physiology*, 227. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jplph.2018.05.003>
- Tullah, B., Hussain, F. y Ibrar, M.** (2010). Allelopathic potential of *Dodonaea Viscosa* (L.) Jacq. *Pakistan Journal of Botany*, 42(4), 2383-2390.
- Voesenek, L. y Serres, J.** (2013). Flooding tolerance: O₂ sensing and survival strategies. *Current Opinion in Plant Biology*, 16(5), 647-653. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2013.06.008>
- Wilby, R.** (2008). Constructing climate change scenarios of urban heat island intensity and air quality. Environment and Planning B. *Planning and Design*, 35, 902-919. DOI: <https://doi.org/10.1068/b33066t>
- Xiao-Shan, W. y Jian-Guo, H.** (2009). Changes of proline content, activity and active isoforms of antioxidative enzymes in two alfalfa cultivars under salt stress. *Agricultural Sciences in China*, 8(4), 431-440. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(08\)60229-1](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(08)60229-1)
- Yan, K., Zhao, S., Cui, M., Han, G. y Wen, P.** (2018). Vulnerability of photosynthesis and photosystem I in Jerusalem artihoke (*Helianthus tuberosus* L.) exposed to waterlogging. *Plant Physiology and Biochemistry*, 125, 239-246. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.02.017>
- Yetisir, H., Caliskan, M., Soylu, S. y Sakar, M.** (2006). Some physiological and growth responses of watermelon (*Citrullus lanatus* Thunb-Matsum. and Nakai) grafied onto *Lagenaria siceraria* to flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 58, 1-8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2005.06.010>
- Zhao, H., Wang, B., Liu, Y., Duan, D. Cai, S. y Sakanishi, A.** (2000). Influence of water stress on the lipid physical state of plasma membranes from *P. betuloefolia*. Bqe leaves. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 19, 181-185. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0927-7765\(00\)00153-3](https://doi.org/10.1016/S0927-7765(00)00153-3)



Análisis socio-ecológico de una iniciativa de restauración liderada por autoridades ambientales en Santander, Colombia

Socio-ecological analysis of a restoration initiative led by environmental authorities in Santander, Colombia

Doris Duarte Hernández¹  y Andrés Avella Muñoz²

Duarte-H, D. y Avella-M, A. (2019). Análisis socio-ecológico de una iniciativa de restauración liderada por autoridades ambientales en Santander (Colombia). *Colombia Forestal*, 22(1), 68-86.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.13101>

Recepción: 7 de Marzo de 2018

Aprobación: 29 de octubre de 2018

Resumen

Se realizó el análisis socio-ecológico a un proyecto de restauración liderado por autoridades ambientales en Santander (Colombia); para ello se identificaron criterios sociales y ecológicos, se hizo una caracterización social y análisis multicriterio (con este último se obtuvo la valoración por criterio para cada actor y una valoración general del proyecto). A nivel social, la vinculación de actores fue muy buena (81/100), en contraste con la claridad conceptual y aporte de trabajo voluntario (50/100). A nivel ecológico, la prioridad para recuperar estructura, función y servicios ecosistémicos fue buena (79/100), mientras el número de especies autóctonas usadas fue regular (49/100). La gestión del proyecto fue buena (63/100), de acuerdo a los criterios socio-ecológicos definidos. Se concluyó que es importante planificar la fase de propagación de material vegetal, seleccionando especies según criterios funcionales e importancia para las comunidades que son actores fundamentales para la gobernanza y empoderamiento desde la formulación de los proyectos.

Palabras clave: análisis multicriterio, criterios, gobernanza, servicios ecosistémicos, socio-ecología.

Abstract

A socioecological analysis was carried out on a restoration project led by environmental authorities in Santander (Colombia). Social and ecological criteria were identified. A social characterization and a multi-criteria analysis were made, and the last one allowed obtaining the assessment by criterion for each stakeholder and a general project's assessment. At a social level, the linkage between actors was high (81/100), comparing to the conceptual clarity and contribution of voluntary work (50/100). At an ecological level, the priority to recover structure, function and ecosystem services was high (79/100), while the number of native species used was low (49/100). The project management had a good performance (63/100) according to the socio-ecological criteria. It was concluded that it is essential to plan the propagation phase of plant material, selecting species according to functional criteria and importance for the communities that are important actors for governance and empowerment under the project management.

Keywords: multi-criteria analysis, criteria, governance, ecosystem services, socioecology.

1 Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia. doris.duarte.hernandez@gmail.com. Autor para correspondencia.

2 Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.

INTRODUCCIÓN

Ante un fenómeno de cambio global hacia la sostenibilidad, el desarrollo mundial actual vincula la dimensión ambiental y social (Jiménez, 2002). La problemática ecológica es posiblemente el mayor reto para la ciencia contemporánea, porque además de buscar enfoques que ofrezcan información confiable y completa, representa una amenaza para la humanidad (Toledo, Alarcón y Barón, 2002). En el pasado, los sistemas ecológicos y sociales eran objeto de análisis independiente; sin embargo, de acuerdo con Redman, Grove y Kuby (2004), su estudio aislado ya no es defendible pues las sociedades y su desarrollo influyen en la mayoría de sistemas ecológicos del planeta y esta condición a su vez retorna afectando los patrones de desarrollo (Meadows, Randers y Meadows, 2004). La socio-ecología surge de la articulación entre los aspectos sociales y ecológicos (Redman *et al.*, 2004; Meadows *et al.*, 2004), en esta las sociedades se consideran parte de los sistemas ecológicos de los que dependen y a los que aportan su experiencia (Von Glasersfeld, 1984; Jones, 2002). Estas son fundamentales en actividades como la restauración ecológica que es intencional y se adelanta para iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema, como una iniciativa que fomenta la recuperación sostenible, retornándolo (de ser posible) al estado previo a la alteración o a alguna de sus trayectorias sucesionales (SER, 2004; Clewell y Aronson, 2005).

El origen y consolidación de la restauración incluye un componente ecológico y uno social. Aun así, a lo largo de la historia se ha dado prioridad al ecológico y el social, de considerarse, solo se incluye cuando los proyectos se encuentran en ejecución, haciendo caso omiso a la percepción de las comunidades y poniendo en riesgo la continuidad de los procesos (Meadows *et al.*, 2004; Redman *et al.*, 2004; Zorrilla, 2007). La articulación de los aspectos sociales y ecológicos es indispensable para el desarrollo de proyectos de restauración y constituye el punto de partida para la generación de herramientas útiles en la formulación de nuevas

estrategias y fortalecimiento de las existentes. En la mayoría de los casos, la restauración desarrolla muy bien sus aspectos técnicos, pero carece de evaluación social y lineamientos para apoyar las necesidades humanas (Balvanera *et al.*, 2012); así, la gestión de iniciativas de restauración se convierte en la presentación de ambiciosas cifras para dar cumplimiento a metas regionales, nacionales o mundiales (Meli *et al.*, 2016) y se realiza a partir de conceptos meramente ecológicos, dejando de lado la parte social que es necesaria en la construcción de procesos integrales para beneficio de los ecosistemas y las comunidades. De tal modo, esta investigación se plantea como necesaria para conocer el impacto real que generan los proyectos de restauración en los ecosistemas y las comunidades e identificar los aspectos técnicos, sociales, políticos, culturales y económicos que deben fortalecerse y mejorarse para asegurar el desarrollo y éxito de los procesos.

En Colombia, la Política Nacional para la Gestión de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE) hace un reconocimiento de la biodiversidad como la base del bienestar y calidad de vida de los seres humanos. En este sentido, aunque no con la suficiente planificación y visión interdisciplinaria ecológica y social, el mayor impulsor de la restauración ha sido el Gobierno nacional a través del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Mads) como gestor, financiador y ejecutor de proyectos en predios privados y públicos (Murcia y Guariguata, 2014), que en alianza con entidades como las corporaciones autónomas regionales (CAR) con frecuencia se vinculan al cumplimiento de metas de programas establecidos en los planes nacionales de desarrollo, contribuyendo a los desafíos mundiales trazados a la luz de la restauración ecológica (Murcia *et al.*, 2016).

El estudio contempló la realización de un análisis socio-ecológico al proyecto de restauración liderado por autoridades ambientales (Mads y Corporación Autónoma Regional de Santander –CAS–), enmarcado en la meta nacional de restauración y establecido en Santander, Colombia.

Incluyó la integración y evaluación de aspectos sociales y ecológicos relevantes del proyecto y se planteó para identificar los aspectos positivos y los que deben mejorarse como instrumentos claves para la gestión de nuevas iniciativas en la región, de acuerdo con los intereses de las instituciones gubernamentales, académicas y las comunidades.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El proyecto de restauración se desarrolló en los municipios de Encino, Coromoro y Gámbita (Santander), localizados en el corredor de conservación Guantiva–La Rusia–Iguaque (figura 1), ubicado en

la vertiente occidental de la cordillera Oriental, delimitado por la vertiente occidental del río Chicamocha, la oriental del río Suárez y ocupado por ecosistemas de bosques secos, subandinos, andinos, altoandinos y páramos (Sáenz-Jiménez, 2010).

La estrategia de restauración liderada por autoridades ambientales es una iniciativa nacional que tiene por objetivo el inicio de procesos de restauración a través de actividades de rehabilitación y recuperación con plantación de árboles y arbustos y construcción de aislamientos (MADS y CAS, 2012).

Se intervinieron 2845 ha: 2732 ha (96%) en restauración espontánea y 113 ha (4%) en restauración asistida, ubicadas en 30 predios privados (1148 ha) y 2 públicos (1697 ha). En algunos casos, varias unidades prediales pertenecen a un mismo propietario, por lo que al contabilizar el

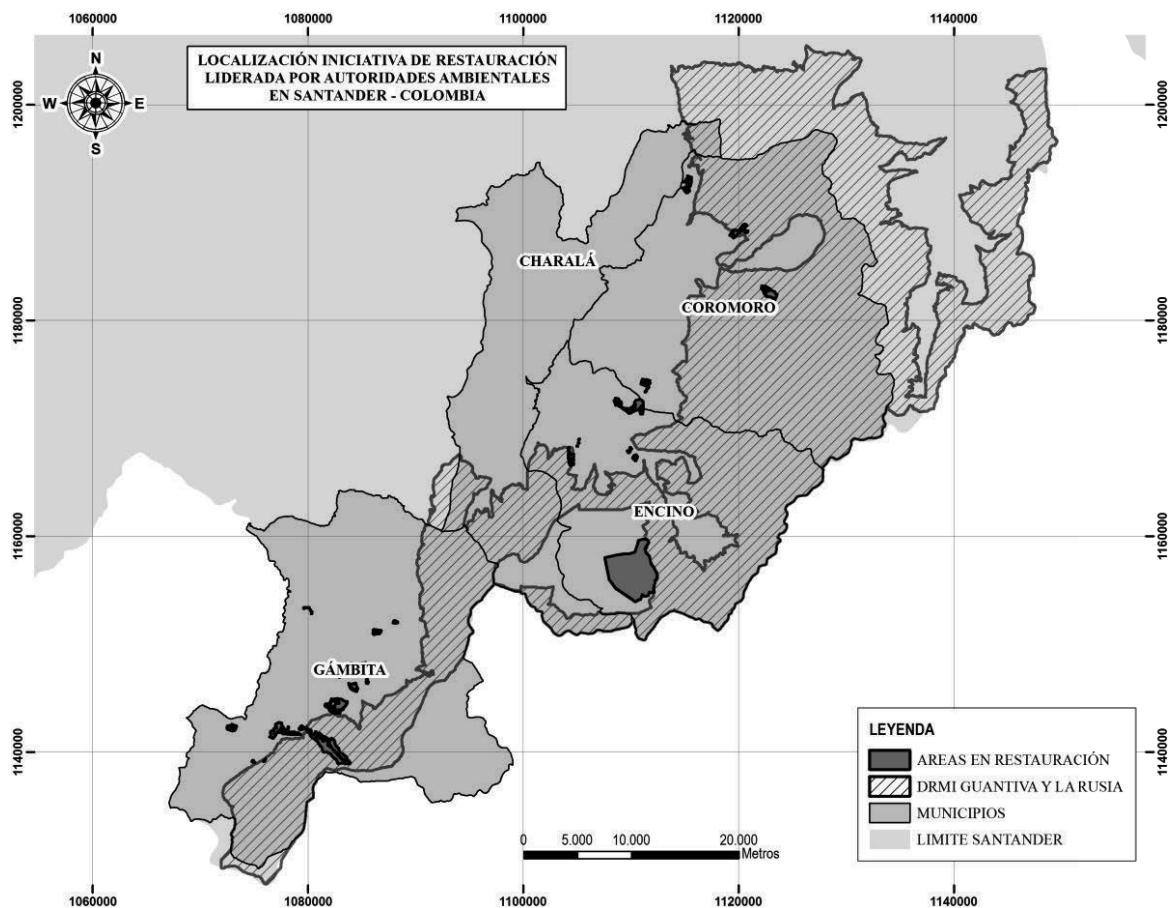


Figura 1. Localización de predios en los que se desarrolló el proyecto.

total de propietarios asciende a 19. La restauración espontánea se desarrolló en áreas desprovistas de vegetación, con rastrojos bajos, medios y bosques aparentemente conservados; se establecieron cercas para favorecer la formación de cobertura vegetal y sucesión natural controlando agentes tensionantes como el sobrepastoreo, ramoneo y la cacería. Para reemplazar a futuro los postes deteriorados, en el perímetro de las cercas se plantaron 6 especies nativas y 4 introducidas. La restauración asistida se implementó en potreros, áreas desprovistas de vegetación o claros de bosque, con plantación de individuos vegetales de 16 especies nativas y 5 introducidas. La densidad fue de 800 plantas por hectárea distribuidas al azar (MADS y CAS, 2012).

Métodos

La investigación se desarrolló en tres etapas. En la primera se identificaron los criterios para la realización del análisis (anexo 1), siendo estas categorías amplias que permiten agrupar y organizar procesos similares o relacionados y posibilitan evaluar la efectividad de los proyectos en diferentes contextos, en un tiempo y espacio determinados (Basterra y Hess, 2004). Se consideran en conjunto para que en el tiempo reflejen la imagen completa del estado de un proyecto o su tendencia a la sostenibilidad (Wijewardana, Caswell y Palmberg-Lerche, 1997).

Para identificar los criterios, inicialmente se revisaron los 12 principios del enfoque ecosistémico (SCDB, 2004) y los atributos para determinar el logro de la restauración propuestos por la SER (2004); se tomaron los aplicables en una primera propuesta. Posteriormente, se revisaron recomendaciones para el desarrollo de proyectos de restauración hechas por Clewell y Aronson (2005), Vargas (2007), Zorrilla (2007), Orsi y Geneletti (2010) y Ribeiro-Pinto (2014) y se incluyeron las necesidades de las comunidades locales según lo propuesto por Max Neef, Elizalde y Hopenhayn (1998), Clewell y Aronson (2005), González, Montes, Rodríguez y Tapia (2008) y Orsi y Geneletti (2010).

La segunda etapa incluyó la caracterización y evaluación social con enfoque metodológico cualitativo. Esta se hizo a través de herramientas de desarrollo participativo (Geilfus, 1997) con la aplicación de entrevistas semiestructuradas y posterior análisis de datos de una muestra representativa que incluyó actores nacionales, regionales y locales (Díaz-Bravo, Torruco-García, Martínez-Hernández y Varela-Ruíz, 2013) y que fueron construidas a partir de los criterios socio-ecológicos identificados en la primera etapa.

Se realizaron 31 entrevistas semiestructuradas, 4 a profesionales del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y del Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt, 9 a personal vinculado a la Gobernación de Santander, CAS, Santuario de Fauna y Flora Guanentá Alto Río Fonce, alcaldías municipales de Encino y Gámbita y 18 a los participantes comunitarios. Los actores nacionales fueron los encargados de la supervisión y apoyo para el fortalecimiento de capacidades del proyecto. Los regionales vinculados a la Secretaría de Agricultura Departamental encargados del seguimiento técnico por parte de la corporación, director del área protegida intervenida con restauración espontánea, alcaldes y funcionarios de apoyo de los municipios; y en locales, los participantes comunitarios de la iniciativa de restauración.

Las entrevistas a participantes comunitarios se realizaron en dos momentos y con diferentes instrumentos de recolección de información. El primero utilizando un formato guía similar al usado con los actores nacionales y regionales, y el segundo a través de conversaciones dirigidas por cinco preguntas orientadoras con las que se identificó información imperceptible en las primeras entrevistas. El formato guía de las entrevistas iniciales incluyó preguntas por cada uno de los criterios para todos los actores. Las preguntas en las conversaciones dirigidas con participantes comunitarios fueron: ¿cómo le ha parecido el proyecto?, ¿en la zona han existido iniciativas similares?, ¿ha tenido algún inconveniente?, ¿qué

recomendaciones haría para mejorar?, ¿considera que el proyecto ha servido?

Con la información obtenida se hizo la evaluación a partir de la construcción de lineamientos para cuantificar las percepciones de los actores

por criterio (tabla 1). Para cada criterio se evaluaron tres o cuatro lineamientos, estableciendo la relación porcentual entre el número de actores por percepción con respecto al número total de entrevistas por tipo de actor.

Tabla 1. Criterios y lineamientos para cuantificación de las percepciones.

N.º criterio	Lineamiento
C1	1. Conocimiento del proyecto de restauración
	2. Reciprocidad en intercambio de conocimientos
	3. Importancia de la participación de comunidades locales en la formulación de proyectos
	4. Participación en la formulación del proyecto
C2	1. Importancia de la vinculación
	2. Vinculación de diferentes actores
	3. Sensibilización como estrategia para vinculación a proyectos
C3	1. Claridad y facilidad de comunicación con diferentes actores
	2. Hay claridad pero se requiere continuidad
	3. Falta claridad
C4	1. Reducción de ingresos económicos por desarrollar proyectos de restauración
	2. Posibilidad de retribución por conservar
	3. Incremento del valor de los predios
C5	1. Conservación con capacitación y posibilidades de aprovechamiento sostenible
	2. Procesos de compensación, ordenamiento territorial, alternativas productivas y de mitigación
	3. Alternativas productivas agropecuarias sostenibles asociadas a la restauración
C6	1. Oportunidades de empleo masculino, femenino e ingresos adicionales
	2. Mejoramiento de predios
	3. Mejoramiento de ecosistemas para provisión de servicios ambientales
C7	1. Deterioro por cambio de uso de suelo y desarrollo de prácticas tradicionales
	2. Intención de cambio con capacitación y aprovechamiento sostenible
	3. Intención de conservar para asegurar disponibilidad de recurso hídrico
C8	1. Aporte de trabajo de comunidades porque es compromiso de todos
	2. Responsabilidad de comunidades para continuar el proyecto
	3. Necesidad de gestión para dar continuidad al proyecto
C9	1. Identificación de amenaza principal: degradación y deforestación por malas prácticas de uso
	2. Control con fortalecimiento de planificación predial
	3. Control con sensibilización ambiental y generación de proyectos productivos
C10	1. Énfasis en provisión de servicios ecosistémicos y mejoramiento de calidad de vida
	2. Mejoramiento de condiciones para asegurar disponibilidad de recurso hídrico
	3. Favorecimiento de conectividad para el hábitat y alimento de especies
C11	1. Áreas adecuadas según lineamientos del proyecto
	2. Áreas adecuadas, necesidad de ampliación a otras
	3. Áreas adecuadas, demoras en mantenimiento
C12	1. Adecuada selección de especies
	2. Inclusión de especies amenazadas o extintas localmente
	3. Especies nativas que aceleren procesos de restauración
C13	1. Responsabilidad de actores regionales, locales y academia
	2. Verificación de efectividad con visitas y parcelas de monitoreo
	3. Responsabilidad de todos los actores

En la tercera etapa se realizó un análisis multicriterio, considerado como una herramienta para la toma de decisiones en la que se pueden incluir varios criterios relacionados con aspectos cualitativos o cuantitativos y de forma multidimensional (Munda, 1993; Mendoza *et al.*, 1999). Se analizaron los datos sociales a partir del enfoque de principios y criterios (Mendoza *et al.*, 1999), en este caso socio-ecológicos. Los criterios identificados fueron evaluados con la caracterización y cuantificación de los lineamientos por cada actor y los resultados incorporados siguiendo el modelo de matriz distributiva multicriterio planteada por

Vargas-Isaza (2005). Para la estimación del valor de cada uno de los criterios se calculó el promedio generado de las percepciones por tipo de actor (tabla 2), posteriormente se estableció el promedio de las valoraciones de los actores en la matriz distributiva multicriterio (tabla 3). Del análisis multicriterio se obtuvo la valoración por criterio para cada actor y una valoración general del proyecto de restauración. Se estableció una escala de valoración relacionada con 5 categorías variables entre 0 y 100, así: deficiente (D): 0-19.9; insuficiente (I): 20-39.9; regular (R): 40-59.9; bueno (B): 60-79.9 y muy bueno (MB): 80-100.

Tabla 2. Evaluación de criterios socio-ecológicos según percepciones por tipo de actor.

Criterios	Categoría	Lineamientos	Nacional (%)	Regional (%)	Local (%)			
C1. Participación en la gestión de la restauración e intercambio de saberes con las comunidades	(R)	Conocimiento del proyecto de restauración DR-MI-GLR	50	R	100	MB		
		Reciprocidad en intercambio de conocimientos	75	B	78	B	100	MB
		Importancia de la participación de comunidades locales en la formulación de proyectos	50	R	56	R	100	MB
		Participación en la formulación del proyecto	0	D	0	D	0	D
		Promedio	44	59	75			
C2. Vinculación de diversos actores: dueños de tierra, estado, comunidades	(MB)	Importancia de la participación	100	MB	89	MB	100	MB
		Vinculación de diferentes actores	75	B	100	MB	100	MB
		Sensibilización como estrategia para vinculación a proyectos	50	R	44	R	67	B
		Promedio	75	78	89			
C3. Claridad conceptual y metodológica utilizada en el proyecto	(R)	Claridad y facilidad de comunicación con diferentes actores	50	R	78	B	89	MB
		Hay claridad pero se requiere continuidad	-	D	22	I	100	MB
		Falta claridad	50	R	0	D	12	D
		Promedio	50	33	67			
C4. Costo de uso del suelo	(B)	Reducción de ingresos económicos por desarrollar proyectos de restauración	25	I	22	I	17	D
		Posibilidad de retribución por conservar	100	MB	100	MB	100	MB
		Incremento del valor de los predios	-	D	78	B	94	MB
		Promedio	63	67	70			
C5. Incorporación de prácticas de conservación, uso y aprovechamiento de ecosistemas buscando el equilibrio	(R)	Conservación con capacitación y posibilidades de aprovechamiento sostenible	50	R	100	MB	61	B
		Procesos de compensación, ordenamiento territorial, alternativas productivas y de mitigación	25	I	44	R	89	MB
		Alternativas productivas agropecuarias sostenibles asociadas a la restauración	50	R	44	R	50	R
		Promedio	42	63	67			
C6. Contribución al mejoramiento de la calidad de vida	(B)	Oportunidades de empleo masculino, femenino e ingresos adicionales	75	B	67	B	100	MB
		Mejoramiento de predios	75	B	67	B	89	MB
		Mejoramiento de ecosistemas para provisión de servicios ambientales	75	B	33	I	89	MB

Criterios	Categoría	Lineamientos	Nacional (%)		Regional (%)		Local (%)	
		Promedio	75		56		93	
C7. Intención común de cambiar los patrones que pueden estar influyendo en el deterioro	(B)	Deterioro por cambio de uso de suelo y desarrollo de prácticas tradicionales	100	MB	100	MB	89	MB
		Intención de cambio con capacitación y aprovechamiento sostenible	50	R	67	B	72	B
		Intención de conservar para asegurar disponibilidad de recurso hídrico	75	B	67	B	94	MB
		Promedio	75		78		85	
C8. Aporte de trabajo voluntario	(R)	Aporte de trabajo de comunidades porque es compromiso de todos	50	R	22	I	50	R
		Responsabilidad de comunidades para continuar el proyecto	75	B	89	MB	50	R
		Necesidad de gestión para dar continuidad al proyecto	25	I	-	D	33	I
		Promedio	50		56		44	
C9. Control de amenazas potenciales al ecosistema	(B)	Identificación de amenaza principal: degradación y deforestación por malas prácticas de uso	100	MB	100	MB	89	MB
		Control con fortalecimiento de planificación predial	50	R	22	I	11	D
		Control con sensibilización ambiental y generación de proyectos productivos	-	D	100	MB	72	B
		Promedio	75		74		57	
C10. Prioridad en la recuperación de la estructura, funcionamiento y servicios ecosistémicos	(B)	Énfasis en provisión de servicios ecosistémicos y mejoramiento de calidad de vida	75	B	100	MB	100	MB
		Mejoramiento de condiciones para asegurar disponibilidad de recurso hídrico	-	D	-	D	94	MB
		Favorecimiento de conectividad para el hábitat y alimento de especies	25	I	78	B	100	MB
		Promedio	50		89		98	
C11. Aplicación adecuada y clara de escalas temporales y espaciales en el proyecto	(R)	Áreas adecuadas según lineamientos del proyecto	50	R	100	MB	100	MB
		Áreas adecuadas, necesidad de ampliación a otras	25	I	33	I	6	D
		Áreas adecuadas, demoras en mantenimiento	25	I	33	I	94	MB
		Promedio	33		55		67	
C12. Número de especies autóctonas o en peligro de extinción presentes para restauración	(R)	Adecuada selección de especies	50	R	88	MB	83	MB
		Inclusión de especies amenazadas o extintas localmente	25	I	67	B	100	MB
		Especies nativas que aceleren procesos de restauración	25	I	0	D	0	D
		Promedio	33		52		61	
C13. Mecanismos de monitoreo para evaluar el proceso	(B)	Responsabilidad de actores regionales, locales y academia	75	B	11	D	33	I
		Verificación de efectividad con visitas y parcelas de monitoreo	100	MB	77	B	100	MB
		Responsabilidad de todos los actores	25	I	67	B	50	R
		Promedio	67		52		61	

Escala de valoración:

MB Muy bueno B Bueno R Regular I Insuficiente D Deficiente

Tabla 3. Matriz distributiva multicriterio

Actores	Criterios socio-ecológicos												
	C-1	C-2	C-3	C-4	C-5	C-6	C-7	C-8	C-9	C-10	C-11	C-12	C-13
Nacional	44	75	50	63	42	75	75	50	75	50	33	33	67
Regional	59	78	33	67	63	56	78	56	74	89	55	52	52
Local	75	89	67	70	67	93	85	44	57	98	67	61	61
Promedio entrevistas	59	81	50	67	57	74	79	50	69	79	52	49	60
Categoría entrevistas	(R)	(MB)	(R)	(B)	(R)	(B)	(B)	(R)	(B)	(B)	(R)	(R)	(B)
Valoración del proyecto	63												
Categoría del proyecto	Bueno (B)												

RESULTADOS

En el anexo 2 se incluyen las percepciones de los actores nacionales, regionales y locales, según los criterios identificados, lineamientos construidos y el papel que cada uno desempeñó en el proyecto. En la tabla 2 se presenta la evaluación de los criterios de acuerdo a las percepciones por tipo de actor según la escala de valoración definida que permite identificar los aspectos relevantes para cada actor desde el papel desempeñado en el proyecto. El criterio relacionado con la vinculación obtiene la mejor valoración porque los tres tipos de actores coinciden en afirmar que hubo posibilidad de formar parte de la ejecución del proyecto; en contraste, 6 de los 13 criterios definidos fueron valorados como buenos, lo que refleja un manejo adecuado de algunos aspectos socio-ecológicos y a diferencia de los anteriores, los restantes seis criterios fueron valorados como regulares, mostrando que hay aspectos fundamentales en el ejercicio de restauración que deben ser mejorados o fortalecidos para asegurar el éxito de los procesos.

En el análisis multicriterio la evaluación de percepciones de los criterios socio-ecológicos (tabla 3) indica que los mejores valorados fueron la vinculación de diferentes actores con 81, categorizado como muy bueno (MB) y la prioridad en la recuperación de la estructura, funcionamiento y servicios ecosistémicos con 79 puntos, categorizado como

bueno (B). En contraste, la claridad conceptual y metodológica utilizada en el proyecto, el aporte de trabajo voluntario y el número de especies autóctonas o en peligro de extinción usadas para restauración reflejan la valoración más baja con 50 puntos para los 2 primeros y 49 para el tercero, categorizada como regular (R).

La valoración del proyecto al evaluar los criterios socio-ecológicos definidos asciende a 63 puntos y se categoriza como bueno (B), indicando que la iniciativa de restauración tuvo en cuenta y aplicó algunos aspectos fundamentales.

DISCUSIÓN

A nivel social, la vinculación de diversos actores (dueños de tierra, Estado y comunidades) fue el aspecto más destacado. La integración del Mads, IAvH, CAS, Santuario de fauna y flora Guanentá alto río Fonce, las alcaldías municipales, juntas de acueductos veredales, dueños y trabajadores de predios, niños que fueron capacitados y, de manera especial, mujeres que en algunos casos trabajaron en construcción de cercas y plantación de árboles, se convirtió en un aspecto crucial que posibilitó el empoderamiento y despertó interés por parte de quienes inicialmente no integraron el proyecto. Esta situación puede ser previsible (SCDB, 2004; Vargas, 2007).

En el análisis realizado al proyecto se enfatizó la importancia del género, resaltando el papel de la mujer al participar en actividades que generalmente son atribuidas a los hombres, además de las actividades domésticas que con frecuencia son menos valoradas socialmente al ser adoptadas como una relación de subordinación dentro de la comunidad (Rohlf's *et al.*, 2000; CEPAL, 2006; Schkolnik, 2010). Se destaca que las acciones ejecutadas en el proyecto por las comunidades locales sirvieron como motivación para vincular a otros actores interesados en la restauración que no lo habían hecho antes porque habían perdido la credibilidad en las entidades estatales y en procesos que no han tenido continuidad en la región. A su vez, estas acciones también ofrecen oportunidades de empleo en labores diversas y generaron satisfacción al realizar un aporte a la conservación y restauración de ecosistemas que proveen múltiples servicios ambientales (De Young, 1986; Miles, Sullivan y Kuo, 1998).

La intención común de cambiar los patrones que pueden influir en el deterioro fue un criterio relevante del proyecto. Se reconoció que las prácticas tradicionales generan daños irreversibles en los ecosistemas y amenazan la disponibilidad del recurso hídrico, uno de los aspectos que produce mayor preocupación a los actores locales pues reconocen la gradual disminución de caudales que tradicionalmente usaban en labores agropecuarias y domésticas. Para contrarrestar los daños, es fundamental buscar alternativas como la educación (Nilsson y Aradóttir, 2013) y el desarrollo de estrategias que faciliten el aprovechamiento sostenible acorde con el Plan Nacional de Restauración (MADS, 2015).

La contribución al mejoramiento de la calidad de vida es otro de los criterios que tiene buena percepción de los actores, al reconocer que el proyecto fue una oportunidad de empleo y que hubo mejoramiento de los predios y ecosistemas para la provisión de servicios ambientales que benefician a las comunidades, coincidiendo con las apreciaciones de Mace, Norris y Fitter (2012), MADS (2015) y Alexander, Aronson, Whaley, y

Lamb (2016). En el caso del proyecto, las comunidades reconocen que puede ser una alternativa y oportunidad para acceder al esquema de pago por servicios ecosistémicos, fortalecer las intenciones de mejorar y recuperar los ecosistemas y contribuir en la subsistencia, educación, participación e identidad de las comunidades; esto ratifica lo planteado por De Young (1986), Max Neef *et al.* (1998) y Wunder (2015). En este contexto Kolinjivadi y Sunderland, (2012) y Rodríguez y Merino (2016) han coincidido en señalar que las oportunidades para mejorar la subsistencia y diversificar las actividades productivas de las familias garantiza la sostenibilidad de los procesos y hogares a futuro. El mejoramiento de las condiciones de los actores locales también es una oportunidad para que las iniciativas de restauración trasciendan más allá del cumplimiento de metas y se conviertan en procesos liderados por las comunidades y escenarios para la investigación.

Otro criterio que contó con buena percepción fue el costo de uso del suelo, ya que los propietarios de predios consideraron que al desarrollar el proyecto hubo una valorización comercial y ambiental por las mejoras realizadas y el aporte a la conservación y recuperación de áreas estratégicas; contrario a lo señalado por Orsi y Geneletti (2010), manifestaron que al vincular áreas dedicadas a la conservación no dejaron de recibir recursos económicos. Es posible que la percepción de los actores esté ligada a la existencia de áreas alternas de explotación agropecuaria que facilitan el uso de otras áreas para el proyecto sin alterar sus principales actividades económicas, como también lo han expuesto Kelvin *et al.* (2014) en un estudio realizado para restaurar humedales en el Reino Unido.

La valoración más baja fue para el aporte de trabajo voluntario, el cual estuvo marcado por las diferencias en las percepciones de los actores. Los nacionales y regionales consideraron responsables a las comunidades, mientras que los locales están dispuestos a aportar su trabajo, siempre que haya financiación para dar continuidad a los proyectos

pues dependen de estos recursos económicos para su subsistencia y al dedicarse solo a trabajar para mantener las iniciativas de restauración sin ninguna retribución económica se vería afectado el sustento mínimo para sus familias. En este caso deberían fomentarse los incentivos, la reducción de impuestos y pagos por servicios ecosistémicos diseñados para compensar comunidades comprometidas con la conservación como también lo han sugerido Jack, Kousky y Sims (2008) y Farley *et al.* (2010). Con respecto a la claridad conceptual y metodológica utilizada en el proyecto, a pesar de que hubo fluidez en los conceptos, como lo recomiendan Miles, Sullivan y Kuo (1998) y Clewell y Aronson (2005; 2007), es importante reforzar las actividades de capacitación y transmitir mensajes claros a las comunidades para evitar malos entendidos y facilitar la vinculación de más personas a las iniciativas de restauración.

La incorporación de prácticas de conservación, uso y aprovechamiento de ecosistemas buscando el equilibrio debe iniciar con actividades educativas que incentiven la utilización de experiencias encaminadas a la conservación, el uso sostenible y luego con el desarrollo de proyectos que ofrezcan alternativas productivas para las comunidades; que como lo afirma el World Bank (2010) dependen de los recursos naturales renovables y del capital natural para sus necesidades básicas y supervivencia. También es importante proyectar acciones y generar posibilidades para apoyar el uso sostenible articulado a procesos de restauración que fortalezcan una estrategia integral (Alexander *et al.*, 2016).

Con respecto a la participación en la gestión de la restauración e intercambio de saberes, aunque se reconoció la importancia de las comunidades en la gestión y hubo intercambio de conocimientos, estas solo se vincularon en la ejecución del proyecto, pero no en su formulación, lo que generó un vacío al no tener en cuenta sus necesidades e intereses particulares, como también lo ha citado Bullock, Aronson, Newton, Pywell y Rey-Benayas (2011). En el análisis realizado llama la atención que el criterio mejor valorado fue la vinculación

de diversos actores, pero esto sucedió cuando el proyecto se encontraba en ejecución porque en la formulación solamente participaron las autoridades ambientales, las cuales lo enfocaron de acuerdo a sus criterios y no según las necesidades de los ecosistemas e intereses de las comunidades que ocupan los territorios. Al tener en cuenta estos actores desde la formulación, se habría avanzado con mayor celeridad en la identificación de áreas que revisten importancia en términos de conservación y recuperación de ecosistemas, especies que existieron, han reducido sus poblaciones e interesa recuperar, zonas de recarga hídrica de interés común, principales agentes tensionantes, riesgos a los que está expuesto el proyecto y, en general, se habrían conocido los intereses y necesidades prioritarias de las comunidades.

La prioridad en la recuperación de la estructura, funcionamiento y servicios ecosistémicos fue un criterio bien valorado porque existe un interés particular en la recuperación de áreas boscosas que en otrora conservaban características para el hábitat de la fauna, provisión de productos forestales maderables y no maderables y zonas de recarga hídrica que mantienen constantemente el flujo de agua para uso doméstico y agropecuario. Esto ratifica la fuerte relación existente entre los servicios ecosistémicos y la restauración también sugerida por Alexander *et al.* (2016) que, aunque en ocasiones muestra resultados solo a mediano o largo plazo, garantiza mayor productividad en los ecosistemas restaurados que en los degradados (Mills *et al.*, 2015) y favorece la recuperación de servicios ecosistémicos como el agua, fijación de CO₂, suelo, biodiversidad, control de erosión y a su vez contribuye en el mejoramiento de la calidad de vida de los pobladores a largo plazo (Vargas, 2011; Cabrera y Ramírez, 2014).

El criterio referente a los mecanismos de monitoreo para evaluar el proceso fue otro categorizado como bueno (B), porque los actores evidenciaron que en el proyecto se establecieron parcelas permanentes y se llevó el registro periódico anual de variables dendrométricas, de sanidad y

supervivencia; esto se ratifica en el hecho de que ocurrió un incendio que afectó 53 hectáreas de las 113 implementadas en restauración asistida y 8 de las 2732 en restauración espontánea y se establecieron 3 nuevas parcelas para evaluar la recuperación del área afectada e incremento de la cobertura vegetal. Sin embargo, se destaca que en el programa de monitoreo no se vinculó a la academia, pues no hay certeza de su continuidad al culminar el convenio MADS-CAS. Llama la atención que los actores nacionales delegan la responsabilidad en los regionales y locales, cuando deberían inculcar la investigación continua como lo sugieren Mills *et al.* (2015), utilizar aciertos y desaciertos para la gestión de nuevas iniciativas y no manejar la restauración como una receta.

Los criterios evaluados como regulares fueron el control de amenazas potenciales al ecosistema y la aplicación adecuada y clara de escalas temporales y espaciales en el proyecto. El primero porque pese a construir aislamientos para controlar las tensiones, el ganado sigue ingresando a los predios en proceso de restauración; los vecinos no ejercen control y con frecuencia ejecutan prácticas insostenibles poniendo en riesgo la integridad y progresiva recuperación del ecosistema como también lo han citado SER (2004), Vargas (2007) y González *et al.* (2008). Esto lleva a concluir que además de las actividades físicas, es fundamental crear empoderamiento y gobernanza de las comunidades para que los proyectos no permanezcan únicamente mientras hay aportes estatales y, por el contrario, perduren en el tiempo cumpliendo con la función para la que han sido formulados e implementados. El empoderamiento y la gobernanza de acuerdo a Nilsson y Aradóttir (2013) no pueden estar apartados de un proceso fuerte de educación ambiental en el cual se vinculen todos los integrantes de las comunidades.

Respecto a la aplicación adecuada de escalas temporales y espaciales, aunque las áreas fueron apropiadas según la necesidad de restauración, en el desarrollo de estas iniciativas es importante realizar un diagnóstico a escala de paisaje para

identificar los fragmentos boscosos existentes y diseñar herramientas que favorezcan la conectividad. De igual manera, es necesario incluir otras áreas y establecer un plan de restauración en el que se proyecten los momentos claves para el mantenimiento y seguimiento, así como un mecanismo de control que evite el retraso de los procesos de restauración, teniendo en cuenta que las escalas temporales y espaciales deben definirse ecológicamente de acuerdo a la capacidad de recuperación del ecosistema, factores ecológicos, sociales y económicos, en áreas con necesidad de restauración, en periodos de mínimo cinco años y con monitoreo constante según Callicott (2002), Vargas (2007) y el MADS (2015) en el Plan Nacional de Restauración.

El criterio “número de especies autóctonas o en peligro de extinción usadas para restauración” tuvo la menor valoración debido a que la utilización de especies fue de acuerdo a la disponibilidad de material vegetal en viveros de la región y no como lo señalan Romero-Mejía (2005) y Vargas, Díaz-Triana, Reyes-Bejarano y Gómez-Ruíz (2012) a partir de estudios en los que se identifiquen sus rasgos de historia de vida, morfología, adaptación a las condiciones microambientales, utilidad para restaurar, preferencia por parte de las comunidades y presencia en las trayectorias sucesionales o ecosistema de referencia. Tampoco se tuvo en cuenta la utilización de especies de maderas finas que han reducido sus poblaciones o ya no existen, estas fueron sugeridas por los participantes de la iniciativa de restauración y pudieron producirse en viveros con una adecuada fase de propagación y según las necesidades del proyecto y de las comunidades.

Uno de los aspectos cruciales en procesos de restauración es el número de especies autóctonas o en peligro de extinción usadas. No obstante, para el proyecto fue de tan solo 16 especies nativas y 5 introducidas, contrario a la experiencia de restauración comunitaria desarrollada por Avella, Camacho y Torres (2016) para ecosistemas ubicados en la cuenca del río Guacha en Encino (Santander)

perteneciente a la misma región en que se desarrolló el proyecto analizado, en la que se utilizaron más de 50 especies nativas. Esto sucedió porque al momento de la selección hubo necesidad de adaptarse a la disponibilidad de los viveros de la región, comprometiendo el éxito del proceso de restauración al no tener en cuenta las especies presentes en las trayectorias sucesionales y las que según sus atributos fueran útiles en los sitios a restaurar.

Con el análisis realizado, como generalidades cabe señalar que Colombia, al igual que otros países, está vinculada a los desafíos internacionales y para 2018 debe tener 300 000 ha en proceso de restauración (DNP, 2014). Pero llama la atención que aún con estas ambiciosas metas no hay una definición clara de financiación ni fortalecimiento de la gobernanza local que asegure su permanencia en el tiempo y el cumplimiento de los objetivos de recuperación de ecosistemas. Por ejemplo, el proyecto estudiado se enmarcó en la meta nacional de 2014, como parte de la estrategia del gobierno para cumplir los compromisos del país a nivel mundial; pero, una vez realizado el análisis, se constata lo señalado por Balvanera *et al.* (2012) y Meli *et al.* (2016) para Latinoamérica con respecto a que la restauración ha surgido para mejorar los ecosistemas y el desarrollo socioeconómico, con una adecuada implementación de sus aspectos técnicos, pero con falencias en la evaluación y generación de opciones para satisfacer las necesidades humanas. Aunque en el caso del proyecto de restauración ecológica en Santander incluso algunos aspectos técnicos deben mejorarse para evitar que se sume al grupo de iniciativas que en Colombia contribuyen al cumplimiento de metas que con el pasar del tiempo no son sostenibles sin la debida financiación estatal.

Como herramienta para mejorar la gestión de iniciativas de restauración ecológica en la región, cada nuevo proyecto debe mantener la claridad en los aspectos técnicos. Del mismo modo, a las comunidades, instituciones gubernamentales y académicas les corresponde contribuir y fortalecer la

definición de los objetivos, la ubicación de áreas, el diseño, establecimiento, mantenimiento y monitoreo de las estrategias de restauración para asegurar el desarrollo y éxito de los procesos y convertirlos en una oportunidad de empleo, gobernanza y empoderamiento que ayude a mejorar el territorio y la calidad de vida no solo con trabajos temporales, sino a través de alternativas que permitan el manejo, uso y aprovechamiento sostenible de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

CONCLUSIONES

El análisis socio-ecológico permitió a través de los criterios definidos evaluar como buena (63/100) la iniciativa de restauración e identificar que, a pesar de la valoración, se deben mejorar diversos aspectos para fortalecerla y asegurar su apropiación por parte de las comunidades como un mecanismo de gobernanza local y empoderamiento.

La evaluación de la iniciativa refleja la importancia de incluir aspectos técnicos, ecológicos y sociales, y del mismo modo, desarrollar acciones entre diferentes actores para la formulación, implementación y monitoreo de la restauración como una estrategia para que los proyectos regionales contribuyan a los compromisos que tiene el país con diferentes desafíos internacionales. Lo anterior para evitar que se conviertan en acciones mecánicas con las que se cubren áreas considerables solamente para cumplir metas; sin importar la gobernanza local a través de procesos perdurables.

La gestión de nuevas iniciativas de restauración ecológica en la región debe estar fundamentada en aspectos técnicos y sociales claros en los que las comunidades, instituciones gubernamentales y académicas y demás actores que interactúan en el territorio sean parte fundamental y contribuyan en la definición de los objetivos, ubicación de áreas, diseño, establecimiento, mantenimiento y monitoreo de estrategias para garantizar el fortalecimiento de los procesos y asegurar su éxito.

AGRADECIMIENTOS

A Mónica Ramírez Guerrero por sus aportes en el análisis social. Al programa de Estímulos del Jardín Botánico de Bogotá. Al instituto ELTI de la Universidad de Yale. A Wilson Ramírez Hernández y Luis Mario Cárdenas Camacho por su revisión y aportes. A los profesionales del MADS, IAvH, Secretaría de Agricultura de Santander, CAS, alcaldías de Encino, Coromoro y Gámbita, Santuario de Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce. De manera especial agradecemos a los participantes de la iniciativa de restauración, quienes enriquecieron la investigación y generaron aportes que serán la base para la formulación de nuevos procesos de restauración en la región.

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

- Alexander, S., Aronson, J., Whaley, O. y Lamb, D.** (2016). The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and society*, 21(1), 34. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-08288-210134>
- Avella, A., Camacho, L. y Torres, S.** (2016). Restoration of Oak Forests (*Quercus humboldtii*) in the Colombian Andes: A Case Study of Landscape-Scale Ecological Restoration Initiatives in the Guacha River Watershed. En *Restoration of Boreal and Temperate Forests* (pp. 429-444). EE. UU.: Taylor Francis Group.
- Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., DeClerck, F., Gardner, T... y Vallejos, M.** (2012). Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. *Ecosystem Services*, 2, 56-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006>
- Basterra, N. I. y Hess, A.** (2004). *Selección de criterios ambientales para un manejo forestal sustentable*. Centro de Gestión Ambiental y Ecología, comunicaciones científicas y tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste de Argentina. Resumen T: 016. 4 p.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F. y Rey-Benayas, J. M.** (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(10), 541-549. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Cabrera, M. y Ramirez, W. (eds.)** (2014). *Restauración ecológica de los páramos de Colombia. Transformación y herramientas para su conservación*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Callicott, J. B.** (2002). Choosing appropriate temporal and spatial scales for ecological restoration. *J. Biosci*, 27(4), 409-420. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02704969>
- Clewell, A. y Aronson, J.** (2005). Motivation for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology*, 20(2), 420-428. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00340.x>
- Clewell, A. y Aronson, J.** (2007). *Ecological restoration: Principles, values and structure of an emerging profession*. Washington D.C.: Island Press.
- Comisión Económica para América Latina y El Caribe (Cepal), Unidad Mujer y Desarrollo** (2006). *Guía de asistencia técnica para la producción y el uso de indicadores de género*. Santiago de Chile, Chile: Cepal.
- De Young, R.** (1986). Some psychological aspects of recycling: the structure of conservation satisfactions. *Environment and behavior*, 18, 435-449. DOI: <https://doi.org/10.1177/0013916586184001>
- Díaz-Bravo, L., Torruco-García, U., Martínez-Hernández, M. y Varela-Ruiz, M.** (2013). La entrevista, recurso flexible y dinámico. *Investigación en*

- Educación Media*, 2(7), 162-167. DOI: [https://doi.org/10.1016/S2007-5057\(13\)72706-6](https://doi.org/10.1016/S2007-5057(13)72706-6)
- Departamento Nacional de Planeación (DNP)** (2014). *Bases del Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018, Todos por un Nuevo País*. Recuperado de DOI: <https://colaboracion.dnp.gov.co/cdt/prensa/bases%20plan%20nacional%20de%20desarrollo%202014-2018.pdf>
- Farley, J., Aquino, A., Daniels, A., Moulart, A., Lee, D. y Krause, A.** (2010). Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecological economics*, 69, 2075-2084. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.016>
- Geilfus, F.** (1997). *80 herramientas para el desarrollo participativo: diagnóstico, planificación, monitoreo, evaluación*. San Salvador, El Salvador: Prochamate-IICA.
- González, J. A., Montes, C., Rodríguez, J. y Tapia, W.** (2008). Rethinking the Galapagos Islands as a complex social-ecological system: implications for conservation and management. *Ecology and Society*, 13(2), 13. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-02557-130213>
- Jack, B. K., Kousky, C. y Sims, K. R.** (2008). Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28), 9465-9470. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0705503104>
- Jimenez-Herrero, L. M.** (2002). La sostenibilidad como proceso de equilibrio dinámico y adaptación al cambio. *Información Comercial Española: Revista de economía*, 800, 65-84.
- Jones, S.** (2002). Social constructionism and the environment: through the quagmire. *Global Environmental Change*, 12, 247-251. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(02\)00062-6](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00062-6)
- Kangas, J. y Store, R.** (2003). Internet and tele-democracy in participatory planning of natural resources management. *Landscape and Urban Planning*, 62, 89-101. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00125-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00125-1)
- Kelvin, P., Balmford, A., Field, R., Lamb, A., Birch, J., Bradbury, R... y Hughes, F.** (2014). Benefits and costs of ecological restoration: Rapid assessment of changing ecosystem service values at a U.K. wetland. *Ecology and evolution*, 4(20), 3875-3886. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.1248>
- Kolinjivadi, V. y Sunderland, T.** (2012). A review of two payment schemes for watershed services from Chiaba and Vietnam: the interface of government control and PES theory. *Ecology and Society*, 17(4), 10. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-05057-170410>
- Mace, G. M., Norris, K. y Fitter, A. H.** (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 19-26. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>
- Max Neef, M., Elizalde, A. y Hopenhayn, M.** (1998). *Desarrollo a escala humana, conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones*. Montevideo, Uruguay: Editorial Nordan, Icaria Editorial.
- Meadows, D. H., Randers, J. y Meadows, D.** (2004). *Limits to growth: The 30-year update*. Londres, Inglaterra: Chelsea Green Publishing Company.
- Meli, P., Herrera, F., Melo, F., Pinto, S., Aguirre, N., Musálem, K., Minaverry, C., Ramírez, W. y Brancalion, P.** (2016). Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology*, 25(2), 156-163. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12473>
- Mendoza, G. A., Macoun, P., Prabhu, R., Sukadri, D., Purnomo, H., Hartanto, H.** (1999). *Guidelines for applying Multi-Criteria Analysis to the Assessment of Criteria and Indicators*. Yakarta, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Miles, I., Sullivan, W. y Kuo, F.** (1998). Ecological restoration volunteers: the benefits of participation. *Urban ecosystems*, 2, 27-41. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009501515335>
- Mills, A. J., Van der Vyver, M., Gordon, I. J., Patwardhan, A., Marais, C., Blignaut, J. y Kgope, B.** (2015). Prescribing innovation within a large-scale restoration programme in degraded subtropical thicket in South Africa. *Forests*, 6(11), 4328-4348. DOI: <https://doi.org/10.3390/f6114328>

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) y Corporación Autónoma Regional de Santander (CAS)** (2012). Proyecto: inicio de procesos de restauración, a través de la rehabilitación y recuperación en el distrito regional de manejo integrado que comprende los páramos de Guantiva y La Rusia, bosques de roble y sus zonas aledañas, en el departamento de Santander –fase 1. San Gil, Santander: MADS, CAS.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS)** (2015). *Plan nacional de restauración. Restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas*. Bogotá, Colombia: Mads.
- Munda, G.** (1993). *Fuzzy information in multicriteria environmental evaluation models*. Ispra: Joint Research Center.
- Murcia, C. y Guariguata, M.** (2014). *La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades*. Bogor, Indonesia: Cifor.
- Murcia, C., Guariguata, M., Andrade, A., Andrade, G.I., Aronson, J. Escobar, E. M., Etter, A., Moreno, F. H., Ramírez, W. y Montes, E.** (2016). Challenges and Prospects for Scaling-up Ecological Restoration to Meet International Commitments: Colombia as a Case Study. *Conservation Letters*, 9(3), 213-220. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12199>
- Nilsson, C. y Aradóttir, A.** (2013). Ecological and social aspects of ecological restoration: New challenges and opportunities for Northern Regions. *Ecology and society*, 18(4), 35. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-06045-180435>
- Orsi, F. y Geneletti, D.** (2010). Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning*, 94, 20-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.014>
- Redman, C. H. L., Grove, J. M. y Kuby, L. H.** (2004). Integrating social science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7, 161-171. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>
- Ribeiro-Pinto, S. R.** (2014). Protocolo de monitoreo para el pacto de restauración de la mata Atlántica. En B. Baptiste, *Monitoreo de áreas en proceso de restauración ecológica*. Curso de campo llevado a cabo en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya, Risaralda, Colombia.
- Rodríguez, K. J. y Merino, L.** (2016). Contextualizing context in the analysis of payment for ecosystem services. *Ecosystem services*, 23(2017), 259-267.
- Rohlf, I., Borrel, C., Anitua, C., Artazcoz, L., Colomer, C., Escribá, V., García Calvente, M., Llacer, A., Mazarrasa, L., Pasarín, M. I., Peiró, R. y Valls Llobet, C.** (2000). La importancia de la perspectiva de género en las encuestas de salud. *Gac Sanit*, 14(2), 146-155. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0213-9111\(00\)71448-8](https://doi.org/10.1016/S0213-9111(00)71448-8)
- Romero-Mejía, A.** (2005). Propuesta metodológica para seleccionar especies pioneras leñosas con fines de restauración ecológica dentro de la reserva biológica Cachalú (Encino-Santander). *Colombia Forestal*, 9(18), 52-59. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2005.1.a04>
- Sáenz-Jiménez, F. A.** (2010). Aproximación a la fauna asociada a los bosques de roble del Corredor Guantiva–La Rusia–Iguaque (Boyacá, Santander, Colombia). *Colombia Forestal*, 13(2), 299-334. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.2.a08>
- Scholnik, S.** (2010). Acerca de la inclusión del enfoque de género en los censos de población y vivienda. En S. Huenchuan y G. Bay (eds.), *Notas de población N.º 91* (7-41). Santiago de Chile: Cepal.
- Secretaría del Convenio Sobre la Diversidad Biológica (SCDB)** (2004). *Enfoque por ecosistemas*. Montreal, Canadá: SCDB.
- Society for Ecological Restoration International Science y Policy Working Group (SER)** (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson, Arizona: SER.
- Toledo, V., P. Alarcón. y L. Barón.** (2002). Revisualizar lo rural: un enfoque socioecológico. *Gaceta Ecológica*, 62, 7-20.
- Vargas-Isaza, O.** (2005). La evaluación multicriterio social y su aporte a la conservación de los bosques. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 58(1).

- Vargas, O. (ed.)** (2007). *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Bogotá, Colombia: Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología Universidad Nacional de Colombia.
- Vargas, O.** (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221-246.
- Vargas, O., Díaz-Triana, J., Reyes-Bejarano, S. y Gómez-Ruíz, P.** (2012). *Guías técnicas para la restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia*. Bogotá, Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Universidad Nacional de Colombia.
- Von Glasersfeld, E.** (1984). An introduction to radical constructivism. En: P. Watzlawick (ed.), *The invented reality* (pp. 1-16). Nueva York: Norton.
- Wijewardana, D., Caswell, S.J. y Palmberg-Lerche, C.** (1997). Criterios e indicadores para la ordenación forestal sostenible. En *La actividad forestal para un desarrollo sostenible: hacia el siglo XXI*. Congreso Forestal Mundial, 11, Antalya (Turkey) (pp. 13-22).
- World Bank** (2010). *The changing wealth of nations: measuring sustainable development in the new millennium*. Washington, D.C.: World Bank. DOI: <https://doi.org/10.1596/978-0-8213-8488-6>
- Wunder, S.** (2015). Revising the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117, 234-243. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Zorrilla, M.** (2007). La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica. En O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara (eds.), *Temas sobre restauración ecológica* (pp. 31-43). México D.F.: Instituto Nacional de Ecología.

Anexo 1. Criterios socio-ecológicos definidos para el análisis.

Criterios socio-ecológicos

C1. Participación en la gestión de la restauración e intercambio de saberes con las comunidades. Los interesados directos a nivel local deben participar en la gestión, garantizando cooperación entre las partes, mayor responsabilidad, apropiación, integración de conocimientos e interés por el desarrollo y continuidad de los procesos (SCDB, 2004; Clewell y Aronson, 2005 y González *et al.*, 2008).

C2. Vinculación de diversos actores: dueños de tierra, Estado, comunidades y ONG. Cada actor cumple un papel determinante en los procesos de restauración y, por existir diversos niveles de interés, es necesaria la interacción y coordinación de las decisiones, vinculando a todos los actores como estrategia para fortalecer los procesos. La SCDB (2004) en el enfoque ecosistémico relaciona este criterio, reconociendo al ser humano como componente esencial.

C3. Claridad conceptual y metodológica utilizada en el proyecto. Hace referencia a la importancia de transmitir mensajes claros y contundentes relacionados con los objetivos del proceso, el proyecto y su ejecución para asegurar la vinculación, participación activa y apoyo decidido y constante de los actores (Clewell y Aronson, 2005).

C4. Costo de uso del suelo. Es determinante en el desarrollo y éxito de proyectos y está relacionado con la valoración del suelo destinado a restauración ecológica. Incluye la evaluación de actividades económicas que se desarrollan en el área destinada a iniciativas de restauración y la cuantificación de los ingresos económicos que se dejan de percibir por el cambio de uso, o por el uso de suelos para actividades diferentes a las productivas, en el periodo de tiempo de ejecución de los proyectos (Orsi y Geneletti, 2010).

C5. Incorporación de prácticas de conservación, uso y aprovechamiento de ecosistemas buscando el equilibrio. La adecuada administración y uso de los recursos naturales direcciona a las comunidades con su identidad cultural a la apropiación del territorio, promoviendo la conservación y utilización sostenible de los ecosistemas, para asegurar su subsistencia y la persistencia de los productos y subproductos en el tiempo (Kangas y Store, 2003; SCDB, 2004; Vargas, 2007; Zorrilla, 2007; González *et al.*, 2008).

C6. Contribución al mejoramiento de la calidad de vida. La gestión de proyectos de restauración ecológica debe garantizar el mejoramiento de las condiciones de vida de las comunidades con la inclusión de principios ecológicos y socioeconómicos que garanticen la generación de oportunidades e incentiven la capacidad de proteger la biodiversidad y funcionamiento de ecosistemas. Orsi y Geneletti (2010) recomiendan este criterio como una oportunidad para vincular las comunidades y mejorar sus condiciones. La calidad de vida está relacionada con las posibilidades de satisfacer las necesidades fundamentales que se interrelacionan e interactúan; las hay de *ser, tener, hacer y estar* y las de *subsistencia, protección, afecto, entendimiento, participación, ocio, creación, identidad, libertad y educación*, estas últimas entendidas como satisfactores de necesidades fundamentales de subsistencia y no como necesidades propiamente dichas (Max Neef *et al.*, 1998).

C7. Intención común de cambiar los patrones que pueden estar influyendo en el deterioro. Es importante identificar las principales acciones que ocasionan la degradación de los ecosistemas y en caso de ser atribuibles a los sistemas productivos analizar si se pueden combinar con acciones de restauración que favorezcan la sostenibilidad. Zorrilla (2007) propone la integración de diferentes actores con influencia en el territorio, como mecanismo para conocer el estado actual de los ecosistemas, aportar en la consolidación de los procesos de apropiación y crear la necesidad de cambiar las prácticas tradicionales que ocasionan el daño e incrementan su deterioro.

C8. Aporte de trabajo voluntario. El conocimiento de los proyectos de restauración en todas sus etapas, integra actores de diferentes niveles y conlleva a que los integrantes de las comunidades se apropien e involucren profundamente en los procesos de restauración, aportando, de ser necesario, gratuitamente innumerables horas de trabajo a cambio de la recuperación de los ecosistemas (Clewell y Aronson, 2005).

C9. Control de amenazas potenciales al ecosistema. Hace referencia al desarrollo de actividades ecológicas, técnicas y sociales que contribuyen en el control de acciones directa o indirectamente ejecutadas por intervención humana y favorecen la integridad de los ecosistemas involucrando su progresiva recuperación (SER, 2004; Vargas, 2007; González *et al.*, 2008).

C10. Prioridad en la recuperación de la estructura, funcionamiento y servicios ecosistémicos. Las actividades de restauración son un esfuerzo práctico para recuperar de manera asistida o espontánea las dinámicas naturales que conducen al restablecimiento de algunas trayectorias posibles en los ecosistemas; no necesariamente en todos sus componentes, pero sí enfatizando en los que aseguran el mejoramiento de sus condiciones y la utilidad o provisión de servicios (SCDB, 2004; Vargas, 2007).

C11. Aplicación adecuada y clara de escalas temporales y espaciales en el proyecto. La SCDB (2004), Vargas (2007) y Orsi y Geneletti (2010), indican que los procesos de restauración ecológica requieren claridad en la determinación de tiempo necesario para el restablecimiento de las trayectorias sucesionales y componentes que se hayan proyectado (corto, mediano o largo plazo), así como identificación de la escala a la que se van a desarrollar (regional, local, parcela).

Criterios socio-ecológicos

C12. Número de especies autóctonas o en peligro de extinción presentes para restauración. Las actividades de restauración en su mayoría requieren acción del hombre para garantizar en alguna medida el restablecimiento de las trayectorias ecológicas, para ello se evalúa la disponibilidad de germoplasma de especies endémicas existentes, que existieron o están en peligro de extinción evaluando trayectorias sucesionales, presencia en ecosistema de referencia, historia de vida, morfología, fenología, regeneración, adaptación e importancia para las comunidades (SER, 2004; Clewell y Aronson, 2005).

C13. Mecanismos de monitoreo para evaluar el proceso. La restauración ecológica requiere seguimiento continuo para evaluar los cambios que tiene el ecosistema con las actividades implementadas. El monitoreo garantiza el éxito en los procesos porque con sus resultados se obtiene información que sugiere la continuidad o modificación de las estrategias de restauración manejadas (Vargas, 2007; Ribeiro-Pinto, 2014).

Anexo 2. Percepciones de los actores por criterio.

Percepciones

C1. Participación en la gestión de la restauración e intercambio de saberes con las comunidades. El 100% de actores locales conocieron el proceso, intercambiaron conocimientos y aunque consideran fundamental la participación en la formulación de proyectos no formaron parte de esta etapa. Todos los actores regionales conocieron el proyecto, pero solo un 78% considera que hubo intercambio de saberes; un 56% afirma que la formulación la deben hacer las comunidades y reconocen que estas no estuvieron desde el origen del proyecto. De los actores nacionales, solo el 50% afirma haber conocido la iniciativa, el 75% manifiesta que hubo intercambio de saberes y, pese a aseverar que los proyectos deben ser formulados por un grupo interdisciplinario que incluya a las comunidades, reconocen que estas solo se incluyeron en la ejecución.

C2. Vinculación de diversos actores: dueños de tierra, Estado, comunidades y ONG. La totalidad de actores nacionales y locales (100%) consideran importante la vinculación a procesos de restauración y, aunque no en la misma proporción (89%), también así es percibida por los regionales. Todos los actores regionales y locales afirman que el proyecto vinculó a diferentes actores, destacando a niños que fueron capacitados y mujeres que en algunos casos participaron en construcción de cercas y plantación de árboles; mientras que el 25% de los nacionales considera que no fue así. Los tres tipos de actores en diferentes proporciones creen que es necesaria la sensibilización como estrategia para vincular las comunidades a los proyectos (local: 67%, nacional: 50% y regional: 44%) argumentando que en la mayoría de los casos hay desconocimiento de su importancia.

C3. Claridad conceptual y metodológica utilizada en el proyecto. Los actores locales, regionales y nacionales en un 89%, 78% y 50%, respectivamente, afirman que hubo claridad y facilidad de comunicación para transmitir los conocimientos, pero todos los actores locales y el 22% de los regionales consideran que se requiere continuidad para fortalecer los conocimientos y aprendizaje; mientras los nacionales no tienen opinión sobre esto. Los actores locales que señalan falta de claridad lo hacen basados en la resistencia de algunos vecinos para recibir visitas de la Corporación y participar en el proyecto, porque consideraban que la entidad se apropiaría de sus predios. Los actores nacionales en un 50% consideran que no siempre las personas que atienden este tipo de iniciativas tienen claros los conceptos sobre restauración ecológica.

C4. Costo de uso del suelo. El 25% de actores nacionales, el 22% de regionales y el 17% de locales consideran que al ejecutar proyectos de restauración se reducen los ingresos económicos en los predios, principalmente si se dispone de áreas destinadas a desarrollar actividades de agricultura y ganadería que generan ingresos económicos. La totalidad de actores nacionales, regionales y locales coinciden en la importancia de crear incentivos económicos o eximir del pago de impuestos a propietarios de predios dedicados a proyectos de restauración o conservación. Los actores nacionales no tienen ninguna opinión sobre el incremento del valor de los predios al desarrollar proyectos de restauración; por el contrario, el 78% de los actores regionales y el 94% de los locales consideran que la ejecución del proyecto ha incrementado el valor de los predios porque se han construido mejoras en el caso de las cercas, se está favoreciendo el desarrollo de especies nativas maderables y no maderables que pueden ser aprovechadas a futuro de manera sostenible y se están mejorando las condiciones ambientales para favorecer la provisión de servicios ecosistémicos.

C5. Incorporación de prácticas de conservación, uso y aprovechamiento de ecosistemas buscando el equilibrio. Para todos los actores regionales, el 61% de los locales y el 50% de los nacionales el proceso de conservación y restauración debe iniciar con educación ambiental y posibilidades de realizar aprovechamiento sostenible de los recursos naturales existentes, debido a que en muchos casos se desconocen las prácticas adecuadas. El 50% de actores locales y nacionales y el 44% de los regionales manifiestan que es importante generar alternativas productivas asociadas a la restauración como estrategia para brindar oportunidades a propietarios y comunidades locales; y de igual manera el 89% de los actores locales, el 44% de los regionales y el 25% de los nacionales consideran que las prácticas de conservación, uso y aprovechamiento sostenible se pueden incorporar a través de procesos de compensación, ordenamiento territorial y alternativas productivas y de mitigación con las que además de conservar e incentivar los procesos de restauración, se haga uso sostenible para el beneficio de las comunidades.

C6. Contribución al mejoramiento de la calidad de vida. La totalidad de actores locales, el 75% de los nacionales y el 67% de los regionales coinciden en que el proyecto fue una oportunidad de empleo masculino, femenino y de ingresos adicionales, representados en venta de postes de madera, alimentación, transporte de insumos, materiales y alquiler de caballos. El 89% de los actores locales, el 75% de los nacionales y el 67% de los regionales afirman que con el desarrollo del proyecto mejoraron los predios y condiciones económicas y ambientales que repercuten en la calidad de vida de los propietarios y comunidades locales. El 89% de los actores locales, el 75% de los nacionales y el 33% de los regionales creen que la recuperación de los ecosistemas para provisión de servicios ambientales contribuye al mejoramiento de la calidad de vida.

C7. Intención común de cambiar los patrones que pueden estar influyendo en el deterioro. La totalidad de los actores nacionales y regionales y el 89% de los locales afirman que las principales causas de deterioro de los ecosistemas son el cambio de uso del suelo por deforestación y desarrollo de prácticas tradicionales como las quemadas para “mejorar fertilidad en los suelos”. El 72% de los actores locales, el 67% de los regionales y el 50% de los nacionales creen que hay intención de cambiar las prácticas tradicionales, pero es necesario implementar actividades de capacitación y tener la posibilidad de realizar aprovechamiento sostenible. Los actores locales (94%), los nacionales (75%) y los regionales (67%) consideran que la principal razón para conservar está ligada a la disponibilidad del recurso hídrico.

C8. Aporte de trabajo voluntario. El 50% de actores nacionales y locales y el 22% de los regionales manifiestan que es importante el aporte de trabajo de las comunidades como una manera de contribuir al desarrollo de los proyectos para asegurar que existe compromiso de todas las partes. El 89% de los actores regionales, el 75% de los nacionales y el 50% de los locales afirman que la continuidad del proyecto debe estar a cargo de las comunidades asentadas en el área de influencia de desarrollo del proyecto, porque son ellas las directamente beneficiadas. El 33% de los actores locales y el 25% de los nacionales consideran fundamental adelantar gestiones a diferentes niveles para asegurar la continuidad del proyecto, los actores regionales no se pronuncian ante el tema.

C9. Control de amenazas potenciales al ecosistema. Todos los actores nacionales y regionales y un 89% de los locales identifican como principal amenaza la degradación y deforestación por talas, quemadas, sobrepastoreo y ganadería extensiva y reconocen que a pesar de construir cercas el ganado sigue ingresando y los vecinos no están interesados en mejorar las condiciones de los ecosistemas. Los actores nacionales en un 50%, los regionales en un 22% y los locales en un 11% consideran que para contrarrestar esta amenaza se puede hacer control con el fortalecimiento de la planificación predial que incentive el uso y aprovechamiento sostenible. Por su parte, la totalidad de actores regionales y el 72% de locales creen en la sensibilización ambiental e implementación de proyectos productivos como opción para fomentar la conservación y restauración, mientras que los actores nacionales no tienen ninguna opinión al respecto.

C10. Prioridad en la recuperación de la estructura, funcionamiento y servicios ecosistémicos. Los actores regionales y locales en su totalidad y el 75% de los nacionales manifiestan que hay especial interés en la provisión de servicios ecosistémicos y mejoramiento de la calidad de vida. Mientras el 94% de los locales considera importante mejorar las condiciones ambientales para asegurar la disponibilidad del recurso hídrico, los regionales y nacionales no tienen ninguna opinión sobre esto. El total de actores locales, el 78% de los regionales y el 25% de los nacionales valoran como importante el favorecimiento de la conectividad para asegurar el hábitat de especies nativas.

C11. Aplicación adecuada y clara de escalas temporales y espaciales en el proyecto. Todos los actores regionales y locales y el 50% de los nacionales aseguran que las áreas seleccionadas fueron adecuadas y acordes a los lineamientos del proyecto. Un 33% de los actores regionales, 25% de los nacionales y 6% de los locales creen que las áreas en que se realizó el proyecto fueron adecuadas, pero es importante ampliar este tipo de estrategias a otras áreas con necesidades similares. Respecto a la temporalidad del proyecto, el 94% de los actores locales, el 33% de los regionales y el 25% de los nacionales consideran que se presentaron demoras en las actividades de mantenimiento, situación que incrementó el porcentaje de mortalidad del material vegetal, la competencia de gramíneas y el deterioro de las cercas construidas.

C12. Número de especies autóctonas o en peligro de extinción presentes para restauración. 88% de los actores regionales, 83% de los locales y 50% de los nacionales creen que las especies se seleccionaron de manera adecuada, de acuerdo a las condiciones de la región. La totalidad de actores locales, el 67% de los regionales y 25% de los nacionales consideran que en este tipo de proyectos es importante incluir especies amenazadas o extintas localmente que representen una opción de aprovechamiento forestal en el mediano y largo plazo. Por su parte, el 25% de los actores nacionales manifiestan que es importante incluir especies nativas que aceleren los procesos de restauración, mientras los regionales y locales no tienen ninguna opinión al respecto.

C13. Mecanismos de monitoreo para evaluar el proceso. Los actores nacionales en un 75%, los locales en un 33% y los regionales en un 11% consideran que la responsabilidad del monitoreo debe ser asumida por los actores regionales, locales y la academia, aun cuando este último actor solo empieza a tenerse en cuenta en esta etapa, pero no fue consultado en las etapas previas del proyecto. En el mismo sentido, la totalidad de actores nacionales y locales y el 77% de los regionales estiman conveniente que la verificación de efectividad de los procesos de restauración ecológica sea a través de parcelas de monitoreo y visitas periódicas como se hizo en el proyecto, porque permite verificar la efectividad del proceso o replantear las estrategias en caso de ser necesario. El 67% de actores regionales, el 50% de locales y el 25% de nacionales afirman que la responsabilidad del monitoreo debe ser de todos los actores para asegurar la continuidad de los procesos.





DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL

“Esta declaración 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 o ha sido sometida y/o 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 detallan 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., Spe-tich, 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 árboles 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 de 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 gráficas 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 píxeles.

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 Internacional 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. Noguer, 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 author instructions visit <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> or write to the journal at colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co