

Contenido

Artículos de Investigación Científica y Tecnológica

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE ORQUÍDEAS EN UN RELICTO DE BOSQUE ALTOANDINO, CUNDINAMARCA-COLOMBIA Patterns of distribution of orchids in a high andean forest relict, Cundinamarca-Colombia Solmar David Califa Rodríguez y Luis Hernando Estupiñan Bravo	5
EFFECTOS DEL ESTRÉS HÍDRICO EN CRECIMIENTO Y DESARROLLO FISIOLÓGICO DE <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp. Effects of water stress on growing and physiological development of <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp. Juan Carlos Valverde-Otárola y Dagoberto-Arias	20
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE SUELOS EN AGROECOSISTEMAS DE COLOMBIA A TRAVÉS DE LA SELECCIÓN DE UN CONJUNTO MÍNIMO DE DATOS Evaluation of soil quality in agroecosystems of Colombia through the selection of a minimum data set Laura Natalí Afanador-Barajas, Dainer Andrés Coca Peña, Andrés Felipe Vargas Giraldo, María Fernanda Bautista Murcia, Angélica Mendoza Hernández y Victoria Eugenia Vallejo Quintero	35
MODELAMIENTO DE NICHOS ECOLÓGICOS DE FLORA AMENAZADA PARA ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN EL DEPARTAMENTO DE TACNA - PERÚ Modeling ecological niches of threatened flora for climate change scenarios in Tacna department - Perú Marco Alberto Navarro Guzmán, Cesar Augusto Jove Chipana y Javier Máximo Ignacio Apaza	51
DETERMINACIÓN DEL TAMAÑO DEL GENOMA DE <i>Gmelina arborea</i> Roxb. UTILIZANDO CITOMETRÍA DE FLUJO <i>Gmelina arborea</i> Roxb. genome-size determination using flow cytometry Mary Luz Yaya Lancheros y Wilson Terán	68
ESTIMACIÓN DE BIOMASA AÉREA DE <i>Eucalyptus grandis</i> y <i>Pinus</i> spp. USANDO IMÁGENES SENTINEL 1A Y SENTINEL 2A EN COLOMBIA Estimating aboveground biomass of <i>Eucalyptus grandis</i> and <i>Pinus</i> spp. using Sentinel-1A and Sentinel-2A images in Colombia Adriana Lizeth Tovar Blanco, Iván Alberto Lizarazo Salcedo y Nelly Rodríguez Eraso	79

EVALUACIÓN AGRONÓMICA DE CAUCHO NATURAL ASOCIADO CON TRES COBERTURAS VEGETALES EN LA ALTILLANURA	94
Agronomic evaluation of natural rubber associated with three natural coverages in the altillanura Ibonne Aydee García Romero, Pedro Alberto Garzón, Maria Elizabeth Méndez Tibambre, Carlos Alberto González Peranquive, Carlos Fernando Cardozo García, Andrés Ricardo Peraza Arias y Fabio Ancizar Aristizábal Gutiérrez	
DECLARACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS EDITORIALES Y NORMAS ÉTICAS DE COLOMBIA FORESTAL	101
INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES	104

ARTÍCULOS
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



Patrones de distribución de orquídeas en un relicto de bosque altoandino, Cundinamarca-Colombia

Patterns of distribution of orchids in a high andean forest relict, Cundinamarca-Colombia

Solmar David Califa Rodríguez¹  y Luis Hernando Estupiñan Bravo² 

Califa, S.D. y Estupiñan, L.H. (2020). Patrones de distribución de orquídeas en un relicto de bosque altoandino, Cundinamarca-Colombia. *Colombia forestal*, 21(1), 5-19.

Recepción: 25 de abril 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2020

Resumen

Colombia es uno de los países con mayor diversidad de orquídeas, cuenta con un estimado de 4270 especies nativas, de las cuales 199 presentan algún tipo de amenaza. Conocer las características que determinan su distribución es crucial para generar programas que propendan por su conservación. Este estudio buscó conocer la influencia de factores bióticos y abióticos sobre la distribución de orquídeas en un relicto de bosque altoandino en la región de Cundinamarca, Colombia, para tal fin se colectó información de las orquídeas encontradas en nueve transectos de 50 m x 4 m. Los factores ambientales que mayor influencia tuvieron sobre la abundancia y distribución de orquídeas fueron la altitud y el porcentaje de cobertura de musgos, así como las características inherentes a las comunidades de forófitos para el caso de las especies epífitas.

Establecer patrones de distribución de orquídeas permitirá, en el futuro, diseñar programas de conservación de esta flora en particular y del bosque altoandino en general.

Palabras clave: diversidad, forófito, Orchidaceae, porcentaje de cobertura de musgos.

Abstract

Colombia is one of the countries with greatest diversity of orchids, with 4270 native estimated species, of which 199 present some kind threat. Knowing the characteristics that determine their distribution is necessary to design conservation programs. This study aims to know the influence of biotic and abiotic factors on the distribution of orchids in a relict of high Andean forest in the region, of Cundinamarca, Colombia, for this purpose information was collected on the orchids found in nine transects of 50 m x 4 m. The environmental factors that had the greatest influence on the distribution of orchids were the altitude and the percentage of moss cover, as well as the characteristics inherent to the communities of forophytes, in the case of epiphytic species.

Establishing orchid distribution patterns will allow, in the future, to design conservation programs for this particular flora and the high Andean forest in general.

Keywords: diversity, phorophyte, Orchidaceae, percentage of moss cover.

¹ Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales, UDCA. Bogotá, Colombia. scalifa@udca.edu.co.

² Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales, U.D.C.A. Bogotá, Colombia. luishest@udca.edu.co. Autor para Correspondencia

<https://doi.org/10.14483/2256201X.14816>

INTRODUCCIÓN

Colombia es uno de los países con mayor diversidad de orquídeas en el mundo, con alrededor de 4270 especies en 274 géneros (Betancur, Sarmiento, Toro-González y Valencia, 2015). Esta diversidad es explicada por la alta heterogeneidad de hábitats que se encuentran en el territorio nacional debido a su topografía quebrada y discontinua (Giraldo y Betancur, 2011). Sin embargo, 199 especies se encuentran en alguna categoría de amenaza (Betancur *et al.*, 2015).

La pérdida de hábitat, fragmentación de los bosques y alteraciones de las condiciones originales en los ecosistemas son enumeradas como las principales amenazas que se ciernen sobre la familia Orchidaceae; sumándose a estas amenazas la sobrecolecta y comercio ilegal de orquídeas que afecta a taxones caracterizados por ser utilizados por comunidades humanas en diversas actividades (IUCN/SSC Orchid Specialist Group, 1996; Solano, Cruz, Martínez y Lagunez, 2010; Orejuela-Gartner, 2012).

En Colombia se han realizado inventarios que abordan de manera adecuada y sistemática la flora orquidácea del país (Ortiz y Uribe-Vélez, 2007; Calderón, 2007; Betancur *et al.*, 2015) y trabajos destinados a conocer la influencia de factores abióticos y bióticos sobre distribución de orquídeas (Parra, 2012; Mejía y Pino, 2010; Santa-Jiménez, García y Gómez 2009). Sin embargo, se carece de estudios encaminados a conocer el estado de sus poblaciones, e inclusive la percepción que tienen las comunidades humanas sobre este grupo de plantas y el papel que juegan en su conservación.

Alrededor del 73 % de las especies de orquídeas son epífitas (Atwood, 1986). Según Otero, Aragón y Ackerman (2007), se han observado variaciones importantes en los patrones de distribución de epífitas.

La presencia de una población de plantas en un área determinada significa que sus requerimientos se encuentran de una u otra manera satisfechos, situación en la que los factores abióticos y bióticos

determinan el potencial de crecimiento y reproducción de una especie en particular (Davis *et al.*, 1990; Davis y Heywood, 1994; Ibisch, Nowicki, Müller y Araujo, 2002). Igualmente, factores abióticos como la humedad atmosférica, la precipitación, la radiación solar y la altura sobre el nivel del mar condicionan en gran medida la abundancia y diversidad de epífitas (Sugden y Robins, 1979; Davis *et al.*, 1990; Davis y Heywood, 1994; Ding *et al.*, 2016).

Los patrones de distribución y agregación de epífitas se ven influenciados por los distintos micro climas que se evidencian en los diferentes estratos que se encuentran dentro de un ecosistema, donde los grados de radiación (densidad de flujo fotónico) y humedad varían (De la Rosa-Manzano *et al.*, 2014). La disponibilidad de la luz caracteriza los micrositios de los forófitos habitados por orquídeas epífitas (Ventre-Lespiauq *et al.*, 2017). De esta manera, factores como la densidad de forófitos en un área y sus tipos de arquitectura (altura, inclinación, grosor del tronco y número, grosor, distribución y posición de las ramas) influyen sobre la distribución de epífitas, no solo por las consecuencias que estos factores tienen sobre la acumulación de humedad, la velocidad del viento y el paso de luz, sino también por las posibilidades que pueden brindar para el depósito de semillas y materia orgánica (Wagner, Mendieta-Leiva y Zotz, 2015); además de ello, factores específicos del forófito como la textura, porosidad, pH, composición química de la corteza, y la presencia líquenes, musgos y otras plantas también influyen la distribución de plantas epífitas (Cornelissen y ter Steege, 1989).

Las orquídeas son exigentes en sus requerimientos de sustratos u hospederos, polinizadores, hongos micorrícicos, además de ser muy específicas en cuanto a condiciones climáticas se refiere (Calderón, 2007; Orejuela, 2015); por lo tanto, el aumento en el conocimiento de aquellos factores bióticos y abióticos que determinan la distribución y que condicionan el desarrollo de las orquídeas en su hábitat natural permite generar o mejorar las estrategias

existentes para su reintroducción y conservación *in situ*, no solo en aquellas regiones estudiadas, sino también en regiones con similitudes climáticas, geográficas y florísticas, posibilitando además emitir alertas tempranas en aquellos ecosistemas en los que se detecten cambios en estas condiciones.

Con la finalidad de conocer la influencia de los factores bióticos y abióticos sobre la distribución de orquídeas en un relicto de bosque altoandino ubicado en el distrito de manejo integrado de los recursos naturales Salto del Tequendama-Manjui, la presente investigación buscó resolver las siguientes preguntas: ¿existen patrones de distribución de orquídeas en el fragmento de bosque altoandino a estudiar? y ¿qué características particulares de hábitat/forófito-sustrato o sustrato están asociadas con la presencia o ausencia de orquídeas?

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en un relicto de bosque altoandino que forma parte del orobioma andino vertiente occidental de la Cordillera Oriental entre los 2770 y los 3020 m de altitud, ubicado en distrito de manejo integrado de los recursos naturales Salto del Tequendama-Manjui Cundinamarca, Colombia. Con la finalidad de conocer la extensión del relicto de bosque y sus particularidades geográficas y climáticas, se realizó el reconocimiento visual de coberturas vegetales por medio de la observación y procesamiento de un conjunto de imágenes del servicio Google Earth, Digital Globe para, posteriormente, digitalizar polígonos correspondientes al relicto de bosque seleccionado y las curvas de nivel de la zona a estudiar, por medio del uso del programa ArcMap™ 10.0. (Esri, 2011).

Factores ecológicos

Se realizaron salidas de campo entre los meses de octubre del 2017 a marzo del 2018, periodo en el

que se establecieron un total de 9 parcelas de 50 m x 4 m (200 m²) distribuidas aleatoriamente en un relicto de bosque dentro del distrito de manejo. Se realizaron tres visitas por transecto, cada una de aproximadamente seis horas.

En cada transecto se realizó el inventario del total de las especies de orquídeas epífitas y terrestres presentes; además, se registraron los siguientes datos para orquídeas epífitas: estado del forófito (vivo o muerto), orientación de la rama o tronco (horizontal, vertical o inclinada), tipo de corteza del forófito (lisa o rugosa), porcentaje de cobertura de musgos, distribución vertical según las zonas de Johansson (1974) y diámetro a la altura del pecho (dap). Para las orquídeas terrestres se tomó la profundidad del mantillo en el que se encontraron.

Se tomaron fotografías digitales de abajo hacia arriba del dosel por cada zona, de acuerdo con las establecidas por Johansson (1974), en las que se encontraron orquídeas epífitas o por cada sitio en el que se encontraron orquídeas terrestres; se prestó atención especial a que los rayos del sol no incidieran de manera directa en el lente de la cámara. Por medio del programa GLA® Gap Light Analyzer (Forest Renewal Bc, 1999) se analizaron las fotografías, considerando el brillo solar y las coordenadas geográficas de la reserva, para obtener el porcentaje de apertura del dosel como una medida indirecta de la radiación lumínica.

Para realizar la evaluación hábitat-forófito-sustrato se determinó inicialmente del diámetro a la altura del pecho (dap) del forófito a 1.3 m de la superficie del suelo utilizando cinta diamétrica. En el caso de bifurcación de las ramas se procedía en forma individual en cada una de las bifurcaciones a una altura de 1 m. Por su parte, el diámetro de la copa se estimó midiendo dos diámetros perpendiculares de la copa sobre el suelo (Andrade y Cerda, 2010).

El porcentaje de cobertura de líquenes o musgos presentes en el tronco y en las ramas en las que se hospedan las orquídeas se determinó de acuerdo con los siguientes porcentajes: 0 %, 25 %, 50 %, 75 % y 100 % (Gowland et al., 2011).

Para la identificación de orquídeas se tomaron fotografías de cada una de las morfoespecies y se registró información morfológica en formatos diseñados para tal fin. Cuando se encontraron plantas en estado fértil se colectaron de 1 a 4 flores, las cuales se almacenaron en una mezcla de alcohol y glicerina buscando preservar sus estructuras y la coloración de estas. Especímenes que no se identificaron en campo fueron ubicados en el orquideario de la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales (UDCA) esperando a su floración, ello con el objetivo de identificarlos taxonómicamente. Es importante mencionar que la UDCA cuenta con el Permiso Marco de Recolección de especímenes silvestres de diversidad biológica con fines de investigación científica de acuerdo con la resolución 1138 del 15 de noviembre de 2013 de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (Anla) y permiso de la CAR otorgado para el proyecto "Identificación y evaluación de las poblaciones de orquídeas de la estructura principal de Bogotá y los cerros adyacentes a la sabana de Bogotá con fines de conservación", del cual hace parte la presente investigación. En ningún caso se colectaron y procesaron especímenes para ser depositados en algún herbario.

La identificación de las morfoespecies se realizó con las siguientes claves taxonómicas: Luer (1986); Ortiz (1995); Hammel, Mendieta-Leiva y Zotz (2003). Las series Icones Orchidacearum (Hágsater, 2016; 2009; 2001); Icones Pleurothallidarum (Luer, 1986; 2004; Luer y Thorerle, 2012) y la Galería de Orquídeas de Colombia (Ortiz y Uribe-Vélez, 2007). Se utilizaron, además, las bases de datos de Pfahl (2018) y del Missouri Botanical Garden (2018), los herbarios en línea del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia (2018), Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis (2018) y de la Swiss Orchid Foundation (2016).

La información se organizó en hojas de cálculo de LibreOffice Calc 5.1.6.2 (Colaboradores de LibreOffice, 2016), se realizaron tablas de frecuencia

y gráficas con el propósito de analizar la información. A partir de la tabla general de abundancias se obtuvieron los índices de diversidad de Shannon y Dominancia de Simpson, además de dendrogramas mediante el cálculo de los índices de afinidad de Morisita y Jaccard. Se realizó el análisis de correspondencia canónica (ACC) para las orquídeas epífitas y terrestres, para lo cual se transformaron con logaritmo los datos ambientales y del forófito; estos análisis se realizaron utilizando el paquete de análisis de datos, PAST "Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis Statistical Package" (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Se registraron un total de 1064 individuos en un área total de 1800 m², de los cuales 779 tuvieron un hábito epífita, 11 litofito y 274 terrestre.

Se identificaron 55 morfoespecies (tablas 1 y 2), 16 a nivel de especie, 24 a nivel de género (*Cyrtochilum* Kunth, *Elleanthus* C Presl, *Epidendrum* L., *Fernandezia* Ruiz & Pav., *Gomphichis* Lindl., *Stelis* Sw y *Telipogon* Kunth) y 15 a nivel de subtribu y tribu (Laeliinae Benth, Oncidiinae Benth, Pleurothallidinae Lindl. ex G. Don y Sobralieae Pfitzer). Los valores para toda el área estudiada del índice de dominancia de Simpson y de Shannon fueron de 0.1 y 2.98, respectivamente.

Las especies más abundantes fueron *Acronia phalangifera*, *Stelis* sp.1 y *Epidendrum calyptratoides* (tablas 1 y 2), siendo *E. calyptratoides* la especie encontrada con más frecuencia en los transectos (seis transectos), seguida de *A. phalangifera*, *Epidendrum* sp. 1, *Epidendrum megalospathum* y Oncidiinae 1, encontradas todas en tres de los transectos.

Las especies registradas fueron encontradas dentro de los transectos evaluados. Cabe mencionar que dentro del distrito de manejo y por fuera de los transectos se observaron las siguientes especies: *Cyrtochilum annulare* (Rchb. F.) Kraenzl.,

Tabla 1. Morfoespecies de orquídeas epífitas encontradas en los transectos ubicados en el relicto del bosque altoandino, Cundinamarca, Colombia. (T) transecto, (A) Abundancia, (mat) matorral

Morfoespecie	Altitud (m)	T	A	Zonas
<i>Acianthera casapensis</i> (Lindl.) Pridgeon & M.W. Chase	2851-2949	T1, T5	10	II, III
<i>Acroria phalangifera</i> C. Presl	2851-2949	T2, T3, T5	282	I, II, III
<i>Crocodelanthe floriibunda</i> (Poepp. & Endl.) Luer	2929-3018	T3, T9	8	I, II
<i>Cyrtochilum sp1</i>	2880-2887	T4	5	II, III
<i>Cyrtochilum sp 2</i>	2851	T5	23	III, IV
<i>Epidendrum calyptratoides</i> Hágsater & Dodson	2767-2945	T2, T4, T5, T6, T7, T8	80	I, II, III, IV
<i>Epidendrum megalospathum</i> Rchb. f.	2779-2876	T5, T6, T8	14	II, III
<i>Epidendrum sp9</i>	3018	T9	1	mat
<i>Epidendrum sp10</i>	2891	T4	1	II
<i>Epidendrum sp11</i>	2883	T2	10	II, III, IV
<i>Epidendrum sp12</i>	2918-3018	T3, T9	2	III, mat
<i>Epidendrum sp13</i>	2910	T1	1	II
<i>Fernandezia sp</i>	2949	T1	1	IV
<i>Laeliinae 1</i>	2773	T7	2	tm
<i>Laeliinae 2</i>	2851	T5	11	I
<i>Lepanthes cornualis</i> Luer & R. Escobar	2851-2934	T3, T5	75	II, III
<i>Lepanthes troxis</i> Luer & R. Escobar	2918-2934	T3	51	II, III
<i>Maxillaria aggregata</i> (Kunth) Lindl.	2931-3018	T3, T9	18	II
<i>Oncidiinae 1</i>	3825-2918	T3, T4, T5	9	II, III
<i>Oncidiinae 2</i>	2870-2886	T6	39	II, III, IV
<i>Oncidiinae 3</i>	2949	T1	4	II
<i>Oncidiinae 4</i>	2918-2926	T3	9	II, III
<i>Oncidiinae 5</i>	2910-2949	T1	3	III, V
<i>Oncidiinae 6</i>	2851	T5	38	II
<i>Oncidiinae 7</i>	2767-2787	T7	32	I, II, III, IV
<i>Oncidium cultratum</i> Lindl.	2918	T3	1	III
<i>Oncidium ornithorhynchum</i> Kunth	2767-2851	T5, T7	3	IV
<i>Pleurothallidinae 1</i>	2918	T3	1	II
<i>Pleurothallidinae 2</i>	2932	T3	7	I, II
<i>Pleurothallidinae 3</i>	2769	T8	3	III
<i>Pleurothallidinae 4</i>	3018	T9	8	mat
<i>Stelis sp</i>	2918-2931	T3	100	I, II, III
<i>Stelis sp2</i>	2918-2934	T3	28	I, II

Fuente: elaborado según clasificación de Johansson (1974).

Elleanthus aurantiacus (Lindl.) Rchb. F., *Odontoglossum gloriosum* Linden & Rchb. F. y *Pleurothallis talpinaria* Rchb. f.).

Es importante mencionar que un 74.5 % de las morfoespecies se encontraron restringidas a un solo sitio de muestreo.

Transectos

Los transectos con mayor abundancia de orquídeas fueron T3, T2 y T5. Si bien cambian su composición estos comparten la presencia de *A. phalangifera*, T2 y T5 comparten *E. calyptratoides*, y T3

Tabla 2. Orquídeas terrestres encontradas en los transectos ubicados en un relicto del bosque altoandino, Cundinamarca, Colombia. (trans) transecto, (Abun) abundancia

Morfoespecie	Altitud (m)	trans	Abun
<i>Acronia phalangifera</i> C. Presl	2851-2949	T2, T3	90
<i>Cyrtochilum</i> sp	2910	T1	1
<i>Elleanthus maculatus</i> (Lindl.) Rchb. f.	2918	T3	5
<i>Elleanthus</i> sp	3018	T9	26
<i>Epidendrum decurviflorum</i> Schltr.	3018	T9	15
<i>Epidendrum</i> sp1	2910-3018	T1, T2, T9	28
<i>Epidendrum</i> sp2	3018	T9	11
<i>Epidendrum</i> sp3	2918	T3	22
<i>Epidendrum</i> sp4	3018	T9	2
<i>Epidendrum</i> sp5	2874	T6	14
<i>Epidendrum</i> sp6	2910	T1	7
<i>Epidendrum</i> sp7	3018	T9	4
<i>Epidendrum</i> sp8	3018	T9	5
<i>Epidendrum</i> sp10	3018	T9	9
<i>Gomphichis</i> sp	2776-2880	T4, T8	12
Oncidiinae 8	3018	T9	1
Pleurothallidinae 4	3018	T9	2
Sobraliinae 1	2918	T3	3
<i>Telipogon</i> sp	2910	T1	2

y T5 *L. cornualis*, especies que se caracterizaron por presentar los mayores valores de abundancias, n=282, n=80 y n=75, respectivamente (tabla 1). Asimismo, en T5 se encuentra la mayor abundancia de Oncidiinae (n=66), mientras en T2 no se encuentran plantas de esta subtribu.

Los mayores valores del índice de Simpson fueron para T2, T8 y T7, en estos una de sus especies fue claramente dominante pues su abundancia relativa fue mayor al 60 % (*A. phalangifera* en el T2

con un 90.85 %, Oncidiinae 7 en el T7 con 66.6 % y *Epidendrum calyptroides* en T8 con 62.96 %), siendo de igual forma los transectos con menores índices de Shannon (tabla 3).

En cuanto a riqueza respecta T9 fue el transecto con mayor número de morfoespecies, seguido de T3 y T5. Los transectos en los que se registraron la mayor cantidad de morfoespecies únicas fueron T9, T3 y T1, teniendo 11, 10 y 7 morfo especies restringidas, respectivamente.

Tabla 3. Valores de abundancia, riqueza y diversidad de orquídeas en los transectos trazados en el relicto de bosque altoandino, Cundinamarca, Colombia. Altitud en m (A) Abundancia de orquídeas, (R) Riqueza de orquídeas, (D) índice de dominancia de Simpson, (H') índice de diversidad de Shannon

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	Total
altitud	2923	2928	2924	2869	2851	2876	2773	2778	3018	-
A	26	175	367	38	167	76	48	27	140	1064
R	9	4	16	5	10	4	4	4	17	52
D	0.16	0.83	0.18	0.33	0.17	0.38	0.52	0.57	0.10	0.10
H'	1.97	0.37	1.99	1.28	1.94	1,07	0.83	1.06	2.47	2.98

la variación. Teniendo el porcentaje de cobertura de musgos los mayores valores en los ejes 1 y 2, seguido del dap (diámetro a la altura del pecho) y la corteza. Este grupo de vectores son opuestos al vector de altura.

- Variables relacionadas con la arquitectura del forófito, la orientación, el estado del forófito y el porcentaje de apertura del dosel, en la cual el vector de orientación tiene la mayor longitud.
- La altura sobre el nivel del mar, vector que tiene la mayor longitud de los vectores representados y al que se asocian varias especies de orquídeas epífitas.

En el caso de las especies terrestres se realizó el ACC con el porcentaje de apertura del dosel, la altura sobre el nivel del mar y la profundidad del sustrato (figura 2). Siendo la apertura del dosel y la

altura sobre el nivel del mar los vectores que tuvieron una mayor fuerza.

La combinación de estas variables forófito/ambiente posibilita la presencia de ciertos grupos de orquídeas, encontrándose orquídeas que se desarrollan ya exclusiva o preferentemente en atributos precisos del forófito o en condiciones ambientales muy definidas, mientras otras tienden a ser generalistas. En los análisis de ordenación de las especies de orquídeas se pueden reconocer cinco grupos, tres de especies epífitas y dos de especies terrestres. A continuación, se describe cada uno:

- Grupo 1: especies epífitas que se encuentran generalmente por debajo de los 2900 m de altitud (T4, T5, T6, T7 y T8) con diferente nivel de asociación al porcentaje de cobertura de musgos, en forófitos con porcentaje de cobertura de musgos

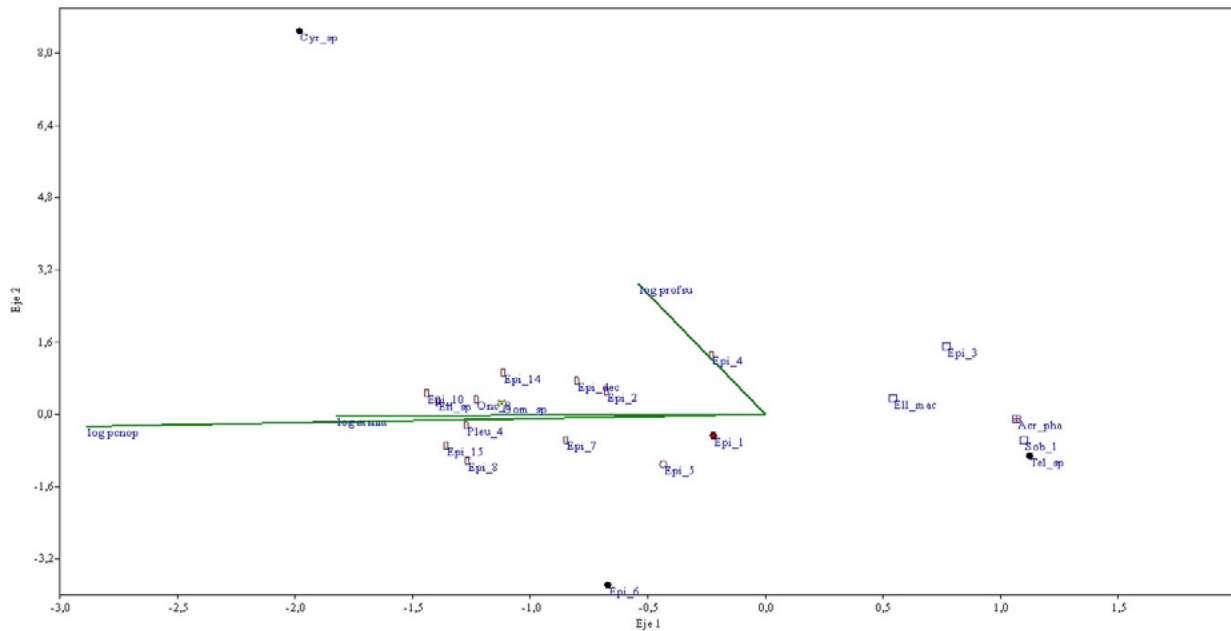


Figura 2. ACC que muestra las morfoespecies de orquídeas epífitas y su relación con el logaritmo de variables de hábitat. (profsus) profundidad del sustrato, (%apedo) porcentaje de apertura del dosel. Especies: (Acr_pha) *Acronia phalangifera*, (Cyr_sp) *Cyrtochilum* sp, (Elle_mac) *Elleanthus maculatus*, (Elle_sp) *Elleanthus* sp, (Epi_sp1) *Epidendrum* sp1, (Epi_10) *Epidendrum* sp10, (Epi_14) *Epidendrum* sp14, (Epi_15) *Epidendrum* sp15, (Epi_12) *Epidendrum* sp12, (Epi_3) *Epidendrum* sp3, (Epi_4) *Epidendrum* sp4, (Epi_5) *Epidendrum* sp5, (Epi_6) *Epidendrum* sp6, (Epi_7) *Epidendrum* sp7, (Epi_8): *Epidendrum* sp8, (Epi_dec): *Epidendrum decurviflorum*, (Gom_sp): *Gomphichis* sp, (Onc_8) *Oncidiinae* 8, (Pleu_4) *Pleurothallidinae* 4, (Sob_1) *Sobraliinae* 1, (Tel_sp) *Telipogon* sp.

media a alta y dap promedio por morfoespecie entre 0.34 cm (Oncidiinae 2) y 14.4 cm (Oncidiinae 7), con preferencia por forófitos de orientación vertical.

Se destacan dentro de este grupo Laeliinae 1 y *Cyrtochilum* sp. 2, Oncidiinae 1 y *E. megalospathum* al encontrarse exclusivamente en forófitos de corteza lisa.

- Grupo 2: especies epífitas que usualmente se encuentran por encima de los 2900 m de altitud (T3 y T9) halladas en forófitos con valores medios a altos del porcentaje de cobertura de musgos y dap promedio por especie entre 4.77 cm (*Epidendrum* sp. 9) y 24.83 cm (*Oncidium cultatum*), estas especies presentan diferente nivel de asociación con el dap. La mayoría de ellas se diferenciaron por su preferencia por forófitos con orientación vertical, mientras *Epidendrum* sp.12 y Oncidiinae 4 se encontraron en forófitos con orientación inclinada y *Crocodelanthe floribunda* en forófitos con orientación horizontal, inclinada y vertical.

Oncidiinae 4 creció exclusivamente en árboles de corteza lisa, mientras las demás especies no tuvieron preferencia por algún tipo de corteza o se encontraron en un único forófito.

- Grupo 3: especies epífitas, asociadas al gradiente de altura sobre el nivel del mar (encontradas en los transectos T1, T2, T3 y T9) y sin preferencia por la orientación (creciendo en matorrales, troncos muertos, árboles muertos y árboles) encontradas generalmente en forófitos con dap promedio por especie bajo (inferior a los 10 cm), usualmente en forófitos con niveles bajos de cobertura de musgos, con una baja asociación al porcentaje de apertura del dosel, en la cual el promedio por especie varió desde el 6.3 % (para *A. casapensis*) al 30.23 % (para Oncidiinae 5). Las especies de T1 se encuentran en este grupo con excepción de *Epidendrum* sp.13 que se encontró en un forófito con alto porcentaje de cobertura de musgo.

Se destacan Pleurothallidinae 4 que creció únicamente en forófitos de corteza rugosa, mientras *M. aggregata* y *Oncidiinae* 6 se encontraron en forófitos de corteza lisa.

A. phalangifera es la especie más generalista de este grupo pues se encontró en ramas con todos los tipos de orientación y en plantas con dap que variaron desde los 2.55 cm hasta los 24.5 cm.

Se halló una estrecha relación entre el gradiente altitudinal y la riqueza de orquídeas epífitas.

Grupo 4: especies terrestres asociadas en diferente grado a la altura sobre el nivel del mar y al porcentaje de apertura del dosel, distribuidas en lugares con valores de apertura del dosel superiores al 10 %, generalmente por encima de los 2900 m de altitud, la mayoría en T9.

En este grupo se encuentra *Gomphichis* sp. registrada a los 2880 y 2776 m de altitud, especie muy asociada al vector de porcentaje de apertura del dosel.

- Grupo 5: especies terrestres que se encontraron porcentajes inferiores al 10 % de apertura del dosel, profundidad variable y alturas menores a las del grupo 4. Estas especies pertenecen a los transectos T1, T2 y T3.

DISCUSIÓN

Las comunidades de orquídeas observadas dependen de la compleja interrelación entre factores ecológicos, las comunidades de forófitos establecidas en el área, sus características, su dispersión y heterogeneidad; además de los factores históricos que se expresan en términos de estabilidad de los ecosistemas y en los niveles de disturbio al que estos han estado sometidos (Baadi, Landeros y Cerna, 2008).

Se observaron patrones de distribución con respecto a la especie; sin embargo, algunas especies del mismo género tendieron a encontrarse en lugares que comparten condiciones similares, como es el caso de dos especies de *Stelis* evaluadas. Especies de *Lepanthes* se registraron por encima de

los 2900 m de altitud; no obstante, *L. cornualis* se registró por debajo de los 2900 m de altitud y muestra una mayor dependencia del porcentaje de cobertura de musgos. Por su parte, *L. troxis* mostró una mayor relación con el dap.

E. megalospathum y *E. calyptratoides* (ambas del grupo *Megalospathum*) crecieron en lugares con porcentajes de cobertura de musgos medios a altos por debajo de los 2900 m de altitud. Sin embargo, el nivel de dependencia a las variables del forófito es mayor en *E. megalospathum* (que solo crece en forófitos con corteza lisa y de orientación vertical), lo que restringe su distribución en mayor medida que la de *E. calyptratoides*. Donde mejor se puede observar este comportamiento es en el complejo de especies terrestres de *Epidendrum* (grupo 4), pues estas se encontraron en lugares por encima de los 2870 m de altitud diferenciándose los sitios en los que se encontró cada morfoespecie al poseer porcentajes de apertura del dosel diferentes.

En este estudio se encontró asociación entre la distribución de orquídeas y la altura sobre el nivel del mar, en el intervalo considerado de 2770 a 3020 m de altitud y coincide con lo reportado por algunos autores que hallaron una estrecha relación entre el gradiente altitudinal y la riqueza de orquídeas epífitas como: Roberts y Brummitt (2006) en las islas Mascareñas, Yulia, Budiharta y Yulistyarini (2011) en Mount Lawu en Java, Focho, Fonge, Fongod y Essomo (2010) en Camerún, Tian y Xiang (2008) en la reserva natural Nanling en China y Revilla, Moscos y Nauray (2003) en Cuzco, Perú. Estos autores observaron, además, que a ciertas elevaciones se dan los mayores valores de diversidad de orquídeas los cuales disminuyen a medida que la elevación aumenta o disminuye, las elevaciones en las cuales se encuentran los picos de diversidad son diferentes en cada uno de los estudios citados, lo que demostraría que estas a su vez son dependientes de condiciones asociadas a su ubicación.

Los efectos de la altura en la diversificación de las orquídeas pueden deberse a la diversidad de

micrositios que se originan en las zonas montañosas, característica que poseen muchas de las zonas neotropicales, lo que explica en parte la gran diversidad de orquídeas que se encuentran en esta área. Gentry y Dodson (1987) señalan además que los efectos de la altura y la humedad sobre las epífitas se encuentran complejamente interrelacionados.

No se encontró, como se muestra en la figura 2, una relación estrecha entre el porcentaje de apertura del dosel como medida indirecta de la radiación lumínica y la abundancia de orquídeas epífitas. De igual forma, Tremblay (2008) en un intento por medir el efecto del porcentaje de cobertura del dosel sobre las poblaciones de *Lepanthes eltoroensis* no encontró relación directa o cuadrática entre la proporción de luz y el número de individuos de esta especie. Sin embargo, sí se encontró una relación estrecha entre la abundancia de orquídeas terrestres y el gradiente de apertura del dosel, lo que podría indicar que las orquídeas terrestres ocupan nichos lumínicos que no son ocupados por las especies epífitas.

El porcentaje de cobertura de musgos mostró ser una de las variables que condicionó en gran medida el establecimiento de las especies de orquídeas epífitas encontradas, la asociación o presencia de otros organismos epífitos podría condicionar de forma directa o indirecta el establecimiento de orquídeas en determinadas zonas. De esta manera, Santa-Jiménez et al. (2009) encuentran que la mayoría de las orquídeas evaluadas en su estudio prefieren sustratos en los que se encuentran líquenes o musgos, observando que especies como *Ponera striata* y *Epidendrum* sp. se encontraban ubicadas exclusivamente en sustratos que presentaban estas coberturas. De igual manera, Tremblay et al. (1998) encontraron una relación positiva entre el porcentaje de cobertura de musgos en árboles hospederos y la presencia de *L. caritensis*; sin embargo, no observaron una asociación significativa entre ninguna de las 12 especies de musgo encontradas en los troncos de los hospederos y la presencia de esta especie. Estos datos sugieren que más que la asociación de la

orquídea con determinada especie de musgo, un alto porcentaje de cobertura de musgos brindaría una mayor disponibilidad de agua para el establecimiento y persistencia de *L. caritensis*. [Gowland et al. \(2011\)](#), al igual que [Tremblay et al. \(1998\)](#), encontraron que las orquídeas *Sarcochilus hillii*, *Plectorrhiza tridentata* y *Sarcochilus parviflorus* tenían preferencia por forófitos leñosos con un alto porcentaje de cobertura por musgos. Sin embargo, en el caso de *S. hillii* y *P. tridentata* encontraron que el musgo rara vez se hallaba en el punto de establecimiento de estas especies, deduciendo que más que la acumulación de musgos en el forófito sean un reservorio de agua y nutrientes para las orquídeas, estos son un indicador de un incremento en el nivel de humedad local en el área. [Gowland et al. \(2011\)](#), además, apuntan la posibilidad de que un alto porcentaje de musgos refleja un nicho ecológico adecuado para el establecimiento de las micorrizas necesarias para la germinación de las orquídeas.

Factores específicos del forófito como el dap, la textura de la corteza, la presencia musgos y otras plantas, que se evaluaron en el presente estudio, tienen influencia en la distribución de las plantas epífitas. ([Cornelissen y ter Steege, 1989](#)) agregan a estos factores la porosidad, pH y composición química de la corteza.

En este estudio se observaron especies que crecieron exclusivamente en cortezas lisas o rugosas, mientras otras crecieron en ambos tipos de corteza. En un estudio realizado en la reserva forestal Gunung Manyutan al este de Java, [Yulia et al. \(2011\)](#) encontraron una estrecha relación entre la presencia de orquídeas y el tipo de textura de la corteza del forófito, en la que todos los árboles que contenían orquídeas poseían corteza rugosa. De igual forma, [Adhikari y Fisher \(2011\)](#) al estudiar los patrones de distribución de orquídeas en el Valle de Katmandú, Nepal, observaron una alta preferencia de la orquídea *Rhynchostylis retusa* por forófitos de corteza rugosa. Sin embargo, [Gowland et al. \(2011\)](#) no encontraron relación entre la presencia de las orquídeas *Sarcochilus hillii*, *Plectorrhiza*

tridentata y *Sarcochilus parviflorus* y las características morfológicas de la corteza. Así mismo, [Otero et al. \(2007\)](#) no encontraron relación entre el tipo de corteza y la presencia de *Psychilis monensis*. [Bergstrom y Carter \(2008\)](#), al estudiar poblaciones de *Epidendrum magnoliae*, observaron cierto nivel de preferencia por árboles de *Magnolia grandiflora* y *Quercus virginiana*, los cuales poseen corteza lisa y rugosa respectivamente, sugiriendo que la estructura de la corteza no es el factor de mayor importancia para el establecimiento de *E. magnoliae*. Conclusión a la que también llegan [Otero et al. \(2007\)](#), al plantear que otras características pueden influenciar de forma directa la presencia de epífitas o de forma indirecta al afectar la distribución de hongos micorrícicos de los que dependen las orquídeas para su germinación.

Algunas especies como *Lepanthes troxis*, *Stelis* sp y *Stelis* sp2 presentaron un alto nivel de relación con el dap; entretanto, otras especies no presentan este comportamiento. El tamaño de los hospederos podría ser un factor que influencia los valores de diversidad y abundancia de orquídeas en un ecosistema. [Tremblay y Velázquez \(2009\)](#) observaron que la mayoría de especímenes de *L. eltoroensis* se encontraban en parches ubicados preferentemente en árboles con un dap promedio de 21 cm, a pesar de que el tamaño de los troncos no mostró ser un predictor efectivo del número de orquídeas presentes en el árbol. [Adhikari y Fisher \(2011\)](#) dieron cuenta de una relación positiva entre el dap de los árboles hospederos y el número de especímenes de *R. retusa*, deduciendo que árboles de grandes tamaños ofrecen un mayor espacio y sustrato para el crecimiento y desarrollo de las orquídeas. Para estos autores, relictos de bosque primario pueden tener una mayor diversidad y abundancia de orquídeas que los de bosque secundario al poseer árboles de mayor edad (y por lo tanto mayores dap), posiblemente brindando una estructura boscosa desarrollada en un largo periodo de tiempo que resulta en un hábitat más complejo, extensivo y estable para las epífitas. A pesar de ello, [Parra \(2012\)](#) encuentra una baja correlación entre el tamaño de

la estructura arbórea y la riqueza y diversidad de orquídeas muestreadas dentro de diferentes relictos boscosos, aunque encontró una tendencia positiva entre estas variables dentro de cada relicto examinado.

Gran parte de las orquídeas estudiadas crecieron en forófitos orientados verticalmente. Sin embargo, algunas especies lo hicieron especialmente sobre ramas o troncos con orientación horizontal e inclinada, la orientación de las ramas o troncos en los que se encontraron orquídeas da una idea del tipo de forófito y la arquitectura que este presenta. Estos factores desempeñan un papel importante debido a los niveles de regulación de la luz que puede ejercer el dosel (Yulia *et al.*, 2011; Bergstrom y Carter, 2008). Los micrositios de los forófitos habitados por orquídeas epífitas son una consecuencia de la variación espacial por la disponibilidad de la luz (Ventre-Lespiauq *et al.*, 2017). Además, resaltan que las epífitas que se encuentran en los micrositios sombreados provocan en los individuos estrategias para la interceptación de la luz. También, está la capacidad de disminuir la pérdida de agua a través de las diferentes épocas del año (Bergstrom y Carter, 2008) y por las posibilidades que pueden brindar los diferentes tipos de arquitectura para el depósito de semillas y materia orgánica (Cornelissen y ter Steege, 1989).

CONCLUSIONES

La abundancia y distribución de las diferentes especies de orquídeas observadas en este estudio obedece a la compleja interrelación de los factores ambientales imperantes en la zona y, en el caso de las orquídeas epífitas, de las comunidades de forófitos establecidas, la manera en la que estos se distribuyen y sus características específicas.

Se evidencia la relación existente entre el porcentaje de cobertura de musgos en los forófitos con la abundancia y distribución de ciertas especies. Si bien es un fenómeno asociado a la humedad

relativa del lugar, este factor puede estar implicado en otros procesos que facilitan el establecimiento de orquídeas.

El 73 % de las especies de orquídeas registradas en este estudio se restringieron a uno de los sitios evaluados. Ello es una prueba de su estrecho intervalo de tolerancia, pues si las condiciones de ese lugar cambian es muy probable que su supervivencia se vea amenazada.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales por el apoyo en la realización de la investigación, especialmente en los trámites para los permisos correspondientes con la Corporación Regional de Cundinamarca y a Camilo Roa-Fuentes por su valiosa asesoría en los análisis multivariados.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

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

REFERENCIAS

- Adhikari, Y. y Fischer, A. (2011). Distribution pattern of the epiphytic orchid *Rhynchostylis retusa* under strong human influence in Kathmandu valley, Nepal. *Botanica Orientalis-Journal of Plant Science*, 8(2011), 90-99.
<https://doi.org/10.3126/botor.v8i0.5956>
- Andrade, H. y Cerda, R. (2010). *Dasometría y medición de sombra*. Costa Rica: Catie. 49 p.

- Atwood, J.** (1986). The size of the Orchidaceae and the systematic distribution of epiphytic orchids. *Selbyana*, 9(1), 171-186.
- Baadi, M., Landeros, J. y Cerna, E.** (2008). Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 3(1), 632-660.
- Bergstrom, B. y Carter, R.** (2008). Host tree selection by an epiphytic orchid, *Epidendrum magnoliae* Muhl in an inland hardwood hammock in Georgia. *Southeastern Naturalist*, 7(4), 571-580.
<https://doi.org/10.1656/1528-7092-7.4.571>
- Betancur, J., Sarmiento, H., Toro-González, L. y Valencia, J.** (2015). *Plan para el estudio y la conservación de las orquídeas en Colombia*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Universidad Nacional de Colombia. 336 p.
- Calderón, E.** (2007). *Libro rojo de plantas de Colombia*. Orquídeas, primera parte, vol. 6. Colombia: Eduardo Calderón Saenz editor. 828 p.
- Colaboradores de LibreOffice** (2016). LibreOffice Calc. The Document Foundation, Devian and Ubuntu.
- Cornelissen, J. y Ter Steege, H.** (1989). Distribution and ecology of epiphytic bryophytes and lichens in dry evergreen forest of Guyana. *Journal of Tropical Ecology*, 5, 131-150.
<https://doi.org/10.1017/S0266467400003400>
- Davis, F., Stoms, D., Estes, J., Scepán, J. y Scott, M.** (1990). An information systems approach to the preservation of biological diversity. *International Journal of Geographical Information Systems* 4(1), 55-78.
<https://doi.org/10.1080/02693799008941529>
- Davis, S. y Heywood, V.** (1994). *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation*. Vol. 1: Europe, Africa, South West Asia and the Middle East. Cambridge: IUCN Publications Unit. 526 p.
- De La Rosa-Manzano, E., Andrade, J., Zotz, G. y Reyes-García, C.** (2014). Epiphytic orchids in tropical dry forests of Yucatan, Mexico Species occurrence, abundance and correlations with host tree characteristics and environmental conditions. *Functional Ecology of Plants*, 209(2), 100-109.
- Ding, Y., Liu, G., Zang, R., Zhang, J., Lu, X. y Huang, J.** (2016). Distribution of vascular epiphytes along a tropical elevational gradient: disentangling abiotic and biotic determinants. *Scientific Reports*, 6(19706), 1-11.
<https://doi.org/10.1038/srep19706>
- ESRI** (2011). ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, Canada: Environmental Systems Research Institute. Recuperado de <https://www.arcgis.com/>
- Focho, D., Fonge, B., Fongod, A. y Essomo, S.** (2010). A study of the distribution and diversity of the Family Orchidaceae on some selected lava flows of Mount Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 4(5), 263-273.
- Forest Renewal Bc.** (1999). Gap Light Analyzer: Columbia Británica, Canadá y Nueva York, Estados Unidos. Recuperado de <https://www.caryinstitute.org/science-program/our-scientists/dr-charles-d-canham/gap-light-analyzer-gla>
- Gentry, A. y Dodson, C.** (1987). Diversity and Biogeography of Neotropical Vascular Epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74(2), 205-233.
<https://doi.org/10.2307/2399395>
- Giraldo, G. y Betancur, J.** (2011). Guía de campo de las orquídeas de Santa María (Boyacá, Colombia). Serie de Guías de Campo del Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia n.º 9. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. 188 p.
- Gowland, K., Wood, J., Clements, M. y Nicotra, A.** (2011). Significant Phorophyte (substrate) Bias is not Explained by Fitness Benefits in Three Epiphytic Orchid Species. *American Journal of Botany*, 98(2), 197-206.
- Hágsater, E.** (2001). Icones Orchidacearum Fascicle 4. The genus *epidendrum* Part 3. "Third Century of New Species in *Epidendrum*". México D. F.: Eric Hágsater y Luis Sánchez Saldaña (eds.). 72 p.
- Hágsater, E.** (2009). Icones Orchidacearum Fascicle 12. The genus *epidendrum* Part 8. "Species New & Old in *Epidendrum*". México D. F.: Eric Hágsater y Luis Sánchez Saldaña (eds.). 72 p.
- Hágsater, E.** (2016). The genus *epidendrum* Part 11: Species New & Old in *Epidendrum*. *Icones*

- Orchidacearum Fascicle*, 15(2). México D. F.: Eric Hágsater y Luis Sánchez Saldaña (eds.). 72 p.
- Hammel, B., Grayum, M., Herrera C. y Zamora N.** (2003). Manual de plantas de Costa Rica. Vol. III, Monocotiledóneas (Orchidaceae-Zingiberaceae). Missouri: Missouri Botanical Garden Press. 884 p.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D.** (2001). PAST: Paleontological Statistics Software for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Ibisch, P. L., Nowicki, C., Müller, R. y Araujo, N.** (2002). Methods for the assessment of habitat and species conservation status in data-poor countries – case study of the Pleurothallidinae (Orchidaceae) of the Andean rain forests of Bolivia. En: R. Bussmann y S. Lange (eds.), *Proceedings of the First International Congress "Conservation of Biodiversity in the Andes and the Amazon Basin* (pp. 24-28). Cuzco, Perú.
- Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia** (2018). Herbario virtual. Recuperado de <http://www.biovirtual.unal.edu.co/es/colecciones/search/plants/>
- IUCN/SSC Orchid Specialist Group** (1996). Status Survey and Conservation Action Plan: Orchids. Gland Swiza y Cambridge, Reino Unido: IUCN Publications Services Unit. 153 p.
- Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis** (2018). Herbario JBB en línea. Recuperado de <http://colecciones.jbb.gov.co/herbario/especimen/simple>
- Johansson, D.** (1974). Ecology of vascular epiphytes in West African Rain Forest. *Acta Phytogeographica*, 59, 1-136.
- Luer, C. A.** (1986). Icones Pleurothallidarum I. Systematics of the Pleurothallidinae. Monographs in Systematic Botany. Sarasota: Missouri Botanical Garden. Arcade Lithographing Corp. 81 p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.149317>
- Luer, C. A.** (2004). Icones Pleurothallidarum XXVI. Pleurothallis subgenus Acianthera and three allied subgenera. A second century of new species of Steilis of Ecuador. Epibator, Ophidion, Zootrophion. Missouri: Missouri Botanical Garden Press. 265p.
- Luer, C. A. y Thorerle, L.** (2012). Icones Pleurothallidarum XXXII. Lepanthes of Colombia (Orchidaceae). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden. Missouri: Missouri Botanical Garden Press. 298 p.
- Mejía, H. y Pino, N.** (2010). Diversidad de orquídeas epífitas en un bosque húmedo tropical (bh-t) del departamento del Chocó, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(2), 37-46.
- Missouri Botanical Garden** (2018). Tropicos. Recuperado de <http://www.tropicos.org/SpecimenSearch.aspx>
- Orejuela-Gartner, J.** (2015). Orchids of the cloud forests of southwestern Colombia and opportunities for their conservation. *European Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 19-32.
- Ortiz, P.** (1995). *Orquídeas de Colombia*. Segunda edición. Bogotá: Corporación Orquideología. 320 p.
- Ortiz, P. y Uribe-Vélez, C.** (2007). *Galería de orquídeas de Colombia*. Bogotá: Asociación Bogotana de Orquideología.
- Phal, J.** (2018). Internet Orchid Species Photo Encyclopedia. En <http://orchidspecies.com/>
- Otero, T., Aragón, S. y Ackerman, J.** (2007). Site Variation in Spatial Aggregation and Phorophyte Preference in *Psychilis monensis* (Orchidaceae). *Biotropica*, 39(2), 227-231. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00258.x>
- Parra, E.** (2012). Efecto de los patrones del paisaje sobre la diversidad de orquídeas de bosques nublados del Valle del Cauca (tesis de maestría, Biología). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Bogotá, Colombia. 92 p.
- Revilla, N., Moscoso, D. y Nauray, W.** (2003). Problemática de la familia Orchidaceae en el Valle Sagrado de los Incas. *Lyonia*, 4(1), 19-24.
- Roberts, D. y Brummitt, N.** (2006). The Influence of Geometric Constraints on the Colonisation, Speciation and Range Expansion of Orchids. En: Proceedings of the XVII AETFAT Congress (361-372 pp). Addis Ababa: Addis Ababa University Press.
- Santa-Jimenez, N., García, T. y Gómez, G.** (2009). Estructura y composición de la comunidad de orquídeas

en dos zonas de la reserva natural "La Montaña del Ocaso" Quimbaya-Quindío. *Revista de Investigaciones de la Universidad del Quindío*, 19, 122-134.

Solano, R., Cruz, G., Martínez, F. y Lagunez, L. (2010). Plantas utilizadas en la celebración de la Semana Santa en Zaachila, Oaxaca Mexico. *Polibotanica*, 29(2010), 263-279.

Sugden, A. y Robins, R. (1979). Aspects of the ecology of vascular epiphytes in Columbian cloud forests. I. The distribution of the epiphytic flora. *Biotropica*, 11(3), 173-188.

<https://doi.org/10.2307/2388037>

Swiss Orchid Foundation (2016). Swiss Orchid Foundation at the Herbarium Jany Renz. Recuperado de <https://orchid.unibas.ch/index.php/en/database-search/advanced-search>

Tian, H. y Xiang, F. (2008). Elevational diversity patterns of orchids in Nanling National Nature Reserve, northern Guangdong Province. *Biodiversity Science*, 16(1), 75-82.

Tremblay, R., Zimmerman, J., Lebrón, L., Bayman, P., Sastre, I., Axelrode, F. y Alers-García, J. (1998). Host specificity and low reproductive success in the rare endemic Puerto Rican orchid *Lepanthes caritensis*. *Biological Conservation*, 85, 297-304.

[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00163-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00163-8)

Tremblay, R. (2008). Ecological correlates and short-term effects of relocation of a rare epiphytic orchid after Hurricane Georges. *Endangered Species Research*, 5, 83-90.

Tremblay, R. y Velazquez, J. (2009). Circular distribution of an epiphytic herb on trees in a subtropical rain forest. *Tropical Ecology*, 50(2), 211-217.

Ventre-Lespiauq, A., Delgado, J. A., Ospina-Calderon, N., Otero, J. T., Escudero, A., Sanchez, M. A., Balaguer, L. y Flanagan, N. S. (2017). A tropical epiphytic orchid uses a low light interception strategy in a spatially heterogeneous light environment. *Biotropica*, 49(3), 318-327.

Wagner, K., Mendieta-Leiva, G. y Zotz, G. (2015). Host specificity in vascular epiphytes: a review of methodology, empirical evidence and potential mechanisms. *AoB Plants*, 7, 1-25.

<https://doi.org/10.1093/aobpla/plu092>

Yulia, N., Budiharta, S. y Yulistyarini, T. (2011). Analysis of epiphytic orchid diversity and its host tree at three gradients of altitudes in Mount Lawu, Java. *Biodiversitas*, 12(4), 225-228.

<https://doi.org/10.13057/biodiv/d120407>





Efectos del estrés hídrico en crecimiento y desarrollo fisiológico de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp.

Effects of water stress on growing and physiological development of *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp.

Juan Carlos Valverde-Otárola¹  y Dagoberto-Arias² 

Valverde-Otárola, J.C. y Arias, D. (2020). Efectos del estrés hídrico en crecimiento y desarrollo fisiológico de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp. *Colombia Forestal*, 23(1), 20-34.

Recepción: 16 de abril 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2020

Resumen

El estrés hídrico es una reacción fisiológica de las plantas ante la disponibilidad limitada de agua. Este estudio valoró el efecto del estrés en plántulas de *Gliricidia sepium* cultivadas en condiciones de invernadero, utilizando plantas testigo y dos tipos de estrés (lineal y cíclico). El estrés generó reducciones en el crecimiento en altura del 30 % y de la lámina foliar del 40 %. Las plantas con estrés lineal mostraron a los 98 días un estrés severo con valores fisiológicos mínimos (fotosíntesis $4.51 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, transpiración $6.56 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, conductancia $48.6 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); en cambio, las plantas con estrés cíclico si bien se expusieron a un estrés moderado, mostraron recuperación con valores fisiológicos finales estables (fotosíntesis $12.96 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, transpiración $6.22 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, conductancia $196.05 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), con un retardo del crecimiento del 30 % con respecto a las plantas testigo, encontrando que en 42 días de estrés la condición es grave.

Palabras clave: plántula, invernadero, fotosíntesis, transpiración, turgencia foliar.

Abstract

Water stress is a physiological reaction of plants to the limited availability of water. The study assessed the effect of stress on seedlings of *Gliricidia sepium* grown in greenhouse conditions, using control plants and two types of stress (linear and cyclic). Stress generated reductions in height growth of 30 % and foliar leaf 40 %. Plants with linear stress showed severe stress with minimal physiological values at 98 days (photosynthesis $4.51 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, transpiration $6.56 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, conductance $48.6 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), on the other hand, plants with cyclic stress, although they were exposed to moderate stress, showed recovery with stable final physiological values (photosynthesis $12.96 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, perspiration $6.22 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, conductance $196.05 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), with a 30 % growth delay with respect to the control plants, finding that 42 days of stress the condition is severe.

Keywords: seedling, greenhouse, photosynthesis, transpiration, leaf turgor.

1 Laboratorio de Ecofisiología Forestal y Aplicaciones Ecosistémicas (Ecoplant), Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. Autor para correspondencia jcvalverde@tec.ac.cr
2 Laboratorio de Ecofisiología Forestal y Aplicaciones Ecosistémicas (Ecoplant), Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. darias@tec.ac.cr

INTRODUCCIÓN

El estrés hídrico es una respuesta fisiológica de las plantas a la disminución del agua disponible en el ambiente, lo que incide en un desequilibrio entre la transpiración y la absorción de agua (Myers, 1988; Hammani *et al.*, 2013; Girón *et al.*, 2015). Este fenómeno no solo ocurre cuando hay disponibilidad limitada del agua, sino también por temperaturas en el suelo extremadamente altas o bajas, altos valores de salinidad, baja presión atmosférica o una combinación de los factores mencionados (Girón *et al.*, 2015; Drechsler *et al.*, 2019).

La respuesta de la planta ante la condición de estrés por la falta de agua es inmediata (Roussos *et al.*, 2010; Varone *et al.*, 2012; Tong *et al.*, 2019). El crecimiento se ve afectado debido a la pérdida de turgencia que incide en la reducción de volumen celular y aumento de solutos que generan daños mecánicos celulares que pueden incidir en la reducción de crecimiento, fenómeno que es explicado por el modelo Lockhar-Passioura:

$$C = m \cdot (\psi_p \cdot \gamma)$$

Donde C es tasa de crecimiento, m es la extensibilidad pared celular, ψ_p es tensión umbral de la pared celular y γ es el umbral de turgencia. Cuando una planta entra en estrés hídrico se da un descenso del valor m y un aumento de γ , lo que inhibe el desarrollo foliar y el crecimiento del meristemo apical y los meristemos laterales. Maallath *et al.* (2010) y di Vaio *et al.* (2013) mencionan que la planta puede desarrollar tres niveles de estrés: 1) mínimo: genera pérdida de turgencia celular, reducción de la tasa de expansión celular, disminución de la síntesis de pared celular y limitaciones en la síntesis de proteínas; 2) moderado: incide en aumentos del ácido abscísico (ABA) y cierre estomático parcial o total; y 3) máximo: en el que la planta produce cavitación de los elementos del xilema, caída de la hoja, acumulación de solutos orgánicos, llegando al punto de marchitez de la planta.

Blum (2011) menciona que el estrés hídrico en especies tropicales incide en una reducción

significativa de la conductividad estomática y transpiración debido al cierre de estomas; mientras la asimilación fotosintética es afectada conforme el estrés hídrico sea mayor debido a la resistencia de los cloroplastos que se afectan de manera directa conforme la reducción de la expansión foliar aumenta y se genera un cierre total de los estomas (Varone *et al.*, 2012). Estudios previos de Otruño *et al.* (2006) en árboles maduros de *Citrus limon* y *C. aurantium* encontraron cambios en la conductividad estomática y turgencia foliar después de 15 días sin irrigación y embolismo en el xilema a los 50 días de iniciado el experimento. Por su parte, Caplan *et al.* (2019), con 10 especies arbóreas de clima templado de dos a cinco años de edad expuestas a estrés severo, encontraron reducciones en el contenido de humedad, densidad estomática y espesor de hoja en plantas con más de 90 días sin agua, además de reducciones de un 70 % de la asimilación fotosintética y 55 % en la conductividad estomática, encontrando el punto de marchitez permanente entre los 90 a 113 días.

En cuanto especies arbóreas forestales se destaca el estudio de Krause *et al.* (2012) con tres especies tropicales, allí se encontraron reducciones del 20 % en el crecimiento de los árboles con estrés hídrico, pérdida de un 25 % en la biomasa foliar y reducciones en la tasa fotosintética en un 15 %. Ehrenberger *et al.* (2012) determinaron para *Quercus robur* el valor de turgencia foliar óptima es de 186 kPa en el cual los niveles fotosintéticos son máximos y tiene mayor actividad fisiológica; a su vez mostró que la turgencia es el primer indicador de estrés hídrico por salinidad en el suelo encontrado reducciones del 25 % en las curvas de turgencia en suelos alfisoles con salinidad superior al 2 % en Europa central. Finalmente, López-López *et al.* (2018), con árboles maduros de seis especies tropicales, determinaron reducciones del 20 % en transpiración y 15 % en fotosíntesis producto a reducción de la dosificación mensual del agua en un 44 %, encontrando pérdida del 50 % del índice del área foliar.

Ante tal panorama, se hace necesario valorar y determinar los niveles de estrés hídrico que pueden

soportar las especies arbóreas tropicales que se implementan en reforestación, con el fin de generar prácticas de manejo que permitan aumentar su sobrevivencia, especialmente en sus primeros años de establecimiento (Blum, 2011) y mejorar la capacidad de adaptación al cambio climático (Lim, 2013). En el caso de *Gliricidia sepium*, se trata de una especie tropical de madera preciosa que es muy utilizada en sistemas agroforestales, dado que desarrolla simbiosis con bacterias que contribuye a la nitrificación de suelos, aspecto que mejora la calidad nutricional del suelo. Por su capacidad de rebrote, esta especie presenta características óptimas para su uso en bioenergía debido a su alto poder calórico (Zaharah *et al.*, 1999; Lim, 2013).

El objetivo del presente estudio fue evaluar los efectos del estrés hídrico en el desarrollo fisiológico de plántulas de *G. sepium* en condiciones de invernadero. El entendimiento de la respuesta al estrés hídrico ayudará a optimizar los aspectos del cultivo forestal con esta especie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Especie y condiciones de estudio

Se seleccionaron 112 plántulas de *Gliricidia sepium* de tres meses de edad, procedentes de un huerto semillero del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie), ubicado en Turrialba, Costa Rica. Las plántulas seleccionadas se caracterizaron por tener una altura, diámetro a la base y composición foliar similar; posterior a su selección se sembraron en macetas (con dimensiones de 30 cm de diámetro y 35 cm de profundidad), en grupos de 4 plantas por maceta. El sustrato utilizado es de fertilidad media y se caracterizó por ser arcilloso, con un pH promedio de 4.9, libre de piedras y desechos orgánicos; la razón por la cual se usó este tipo de sustrato es debido a dos razones: 1) un suelo con propiedades químicas y físicas homogéneas e ideales para el establecimiento y crecimiento la especie; 2) el

suelo al tener una mayor capacidad de retención especialmente por microporos, permite a la planta poder explotar la capacidad máxima de extracción de agua por la raíz conociendo con ello el comportamiento de estrés con un suelo óptimo de establecimiento.

El sitio de estudio se localizó en el vivero de la Escuela de Ingeniería Forestal del Tecnológico de Costa Rica, ubicado en Cartago, Costa Rica (9°50'57.91"N; 83°54'37.27"W), situado a una altitud de 1392 m, con una temperatura media anual de 24°C y una precipitación anual de 2100 mm, distribuida en su mayoría en 7 meses lluviosos (Instituto Meteorológico Nacional, 2018). El invernadero fue protegido con una capa plástica de poliuretano transparente y malla de sombra de Pead (polímero de alta densidad al 60 %) de color verde. El sitio presentó una temperatura interna que varió entre los 28 y 32°C, con una humedad relativa que varió del 80 al 90 %, de igual modo las plantas se ubicaron dentro del invernadero por tres semanas antes del inicio de experimento para asegurar una aclimatación adecuada de los individuos al sitio y se les dosificó 50 ml de agua/planta cada dos días. También se controló que recibieran la misma cantidad de horas luz (en promedio 8 horas). La homogeneidad en luminosidad fue verificada con un luxómetro marca Dr. Meter® modelo LX1330B (con valores promedio de 132 000 lux). Adicionalmente, para evitar efectos de borde, se colocó una línea de macetas con *Gmelina arborea* alrededor de las macetas de estudio (con una separación de 15 cm).

Modelos de estrés hídrico implementados

Se desarrollaron tres modelos de estrés hídrico (figura 1) generados a partir de la metodología de Zimmermann *et al.* (2008) y datos climáticos de la Zona Pacífica Norte de Costa Rica (IMN, 2018). Los modelos de simulación fueron: un testigo (ningún estrés hídrico), estrés hídrico lineal y estrés hídrico cíclico. El estudio simuló los tres modelos por un periodo de 98 días.

A las plantas del tratamiento testigo se les aplicó de manera constante 300 ml/planta/semana durante todo el estudio (figura 1). Con el estrés lineal se redujo semanalmente el agua a razón de 50 ml/planta/semana hasta el día 35, posterior al cual se mantuvo la dosis de 50 ml/semana/planta hasta el día 77 y para las tres últimas semanas del experimento no se aplicó agua a las plantas. En caso de estrés cíclico, se aplicaron las mismas dosis de estrés lineal hasta el día 49, posterior a dicha fecha nuevamente se aplicó un aumento de dosis a razón de 50 ml por planta/semana hasta el día 77, el cual la dosis llegó a ser de 300 ml/planta/semana que se mantuvo hasta el día 98.

Para cada simulación de estrés hídrico se utilizaron 8 macetas (32 plántulas). Se utilizó agua a temperatura ambiente y su aplicación fue manual, controlada con una probeta graduada de 500 ml.

Evaluación morfométrica de la planta

Se analizó el crecimiento de las plántulas bajo los distintos tratamientos de estrés, además de los

aspectos morfométricos. El crecimiento se enfocó en dos variables: diámetro a la base (medido en la base de la plántula, inicio de la plántula desde el sustrato, que se evaluó con un vernier Minolta graduado en milímetros) y altura total (evaluada desde la base de la planta al meristemo apical, evaluado mediante una cinta métrica graduada en centímetros); ambas variables se midieron al inicio y final del experimento (día 0 y 98) a las mismas plántulas.

Con respecto a la biomasa se evaluó tanto al día 0 como 98 (debido a la homogeneidad del material al inicio de experimento se cosecharon plántulas excedentes para la obtención de dichos valores), la biomasa seca se obtuvo con la extracción completa de la planta la cual se seccionó en: hojas, ramas, tallo y raíz, cada parte se secó por 72 horas a una temperatura de 105°C y se pesó con una Balanza Ocony en gramos. Con respecto al número de hojas, se contabilizaron de manera manual en cada planta y el área foliar específica (AFE), se determinó a partir de la división de área de la lámina foliar (en cm²) entre el peso de la lámina en seco (en gramos).

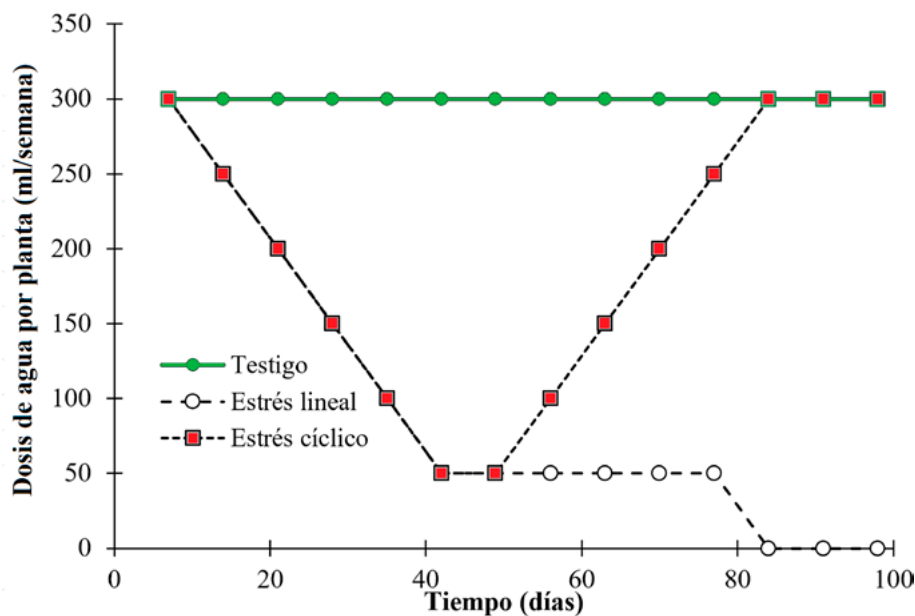


Figura 1. Dosificación de agua por planta semanal aplicada a las plantas de *G. sepium* bajo tres tratamientos de manejo hídrico en condiciones de invernadero.

Parámetros fisiológicos evaluados

A cada planta de *G. sepium* se le seleccionó una hoja compuesta de edad intermedia, libre de defectos para valorar los siguientes parámetros: tasa fotosintética neta (A_n), transpiración (E), área foliar específica (AFE), contenido relativo de clorofila (medido con SPAD), conductividad estomática (G_s), contenido de humedad foliar (CHF) y turgencia foliar (P_p). Las variables A_n , E y AFE se evaluaron al inicio (día 0) y el día final de la prueba (día 98), mientras que la turgencia foliar se evaluó durante todo el experimento, programando el equipo para captación de datos cada 15 minutos. Las variables restantes se valoraron cada 14 días. Las mediciones se realizaron entre las 09:00 y 11:00 (GMT-6 Central América), llevando control de la temperatura, humedad relativa y luminosidad con el fin que su variabilidad no infiriera en los datos obtenidos. A continuación, se especifica el procedimiento realizado para cada parámetro:

1. Tasa fotosintética neta y transpiración: ambos parámetros se evaluaron con un medidor de intercambio gaseoso CIRAS-II (PP Systems®, EE. UU.). El CIRAS-II se calibró con un flujo constante de CO_2 de 380 ppm y se programó para realizar las curvas de asimilación fotosintética de 0 a 2000 μmol (quanta) $\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, en intervalos de 200 μmol (quanta) $\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, en un área estándar de 2.5 cm^2 de la hoja. La cubeta de medición del instrumento se ubicó en el lado derecho de todas las hojas para estandarizar el proceso de medición.
2. Valor del contenido relativo de clorofila en las hojas: las mediciones del contenido potencial de clorofila se realizaron con un SPAD-502 (Konica Minolta®) que cuenta con un área efectiva de valoración de 5 mm^2 . Dado que la especie tiene hojas compuestas, se tomó la medición a cada hojuela que la conformaba; únicamente se omitieron las hojuelas que no se adaptaran al punto de entrada del equipo o que mostraran algún defecto.
3. Conductividad estomática: se evaluó mediante el uso de un Leaf Porometer CS-1 (Degacon

Devices, Inc®), el cual cuenta con una cámara de apertura de medición de 6.35 mm de diámetro; el equipo previamente se comparó con los datos de conductividad estomática del Ciras II para evitar variaciones entre sí; su implementación se debió a su rapidez de medición, lo que permitió tomar tres mediciones por planta en la primera hojuela de la hoja compuesta.

4. Turgencia foliar: este parámetro se determinó mediante unidades ZIM-probe (Yara®) de 82 mm^2 de cobertura, programada para tomar los datos cada 15 minutos según recomienda la metodología de Zimmermann *et al.* (2008); los valores de turgencia foliar (P_p) son generados a partir del principio de la ecuación 1.

$$P_p = \left(\frac{b}{aP_c + b} \right)^{\frac{1}{a}} \cdot F_a \cdot P_{clamp} \quad (1)$$

Donde a y b son constantes, F_a es el factor de atenuación específico de la hoja y P_{clamp} es un factor de atenuación del sensor. Las hojas seleccionadas para adquirir datos con el Zim-probe, se caracterizaron por no tener presencia de agua superficial ni defectos o decoloraciones atípicas que generan distorsiones en la medición.

5. Contenido de humedad foliar: de cada planta se extrajo una hoja compuesta que se pesó y secó a una temperatura de 80°C por 48 horas para obtener el peso seco que permitió calcular el contenido de humedad con la ecuación 2.

$$CHF(\%) = \left(\left(\frac{PS}{PV} \right) - 1 \right) \cdot 100 \quad (2)$$

Donde CHF es el contenido de humedad en porcentaje, PS es el peso seco de la hoja compuesta (en gramos) y PV es el peso verde de la hoja compuesta (en gramos).

6. Área foliar específica: la totalidad de hojas colectadas de cada planta se escanearon y analizaron en el programa WIN FOLIA versión 2012 pro (Regent Instrument, 2012), poniendo en funcionamiento el sistema de caracterización de

píxeles para determinar el SLA promedio de cada planta y tratamiento.

7. Análisis de biomasa: en el inicio de la prueba se cosecharon 16 plántulas para calcular el peso seco de hojas, raíz, tallo y total; posteriormente, en el día 98 se desarrolló una cosecha de las restantes 96 plantas, cada una se segmentó en sus distintos componentes y se secaron a 100°C por un periodo de 48 horas para calcular el peso seco.

Diseño experimental y análisis de resultados

Se aplicó un diseño experimental simple aleatorio, en el cual se evaluó si existen diferencias significativas entre los tratamientos de estrés hídrico en cada fecha de medición, para lo cual se puso en marcha un análisis de varianza de una vía (One way Andeva) y a las variables que mostraron diferenciaciones se les aplicó prueba de Tukey con una significancia de 0.05. Los análisis se realizaron con en el programa Statistica 9.0 (Statsoft, 2015). En cada análisis se verificaron los supuestos de normalidad de los residuales y la homogenización de las varianzas.

RESULTADOS

Crecimiento y desarrollo de las plantas

En la [tabla 1](#) se presentan los valores de crecimiento, biomasa seca y caracterización de las hojas de los individuos en el día de inicio y día final del experimento; es importante destacar que en el día 0 los parámetros analizados no mostraron diferencias entre sí. El diámetro a base promedio en día 0 fue de 4.03 mm, posterior del ensayo su valor aumentó a 5.83 mm, sin mostrar diferencias significativas entre los tratamientos, por su parte la altura inicialmente fue de 257.2 mm, y varió significativamente en el día 98 obteniendo que las plantas testigo mostraron las alturas mayores (398.8 mm) en comparación a las plantas con estrés

(de 291.9 mm) que no presentaron diferenciación de altura entre los dos tratamientos.

Con respecto a la biomasa seca, en día 0 en promedio era 1.154 g, correspondientes a 5 % en hojas, 72 % en tallo y 23 % raíz, el comportamiento varió en día 98 mostrando en las plantas testigo un aumento del 2.01 g dispuestos en el tallo y raíz principalmente. En cambio, las plantas en estrés cíclico con un aumento de 1.586 g acumulado en fuste y el estrés lineal con el menor aumento de tan solo 0.82 g, apenas perceptible en tallo y raíz.

En cuanto al análisis de la hoja en día 0, las plantas presentaron una cantidad media de 6.5 hojas con un AFE de 13.6 cm².g⁻¹; en cambio, en el día 98 las plantas testigo duplicaron la cantidad de hojas en la planta con 12.9 con un AFE mayor de 22.5 cm².g⁻¹, mientras las plantas con estrés lineal obtuvieron disminución de hojas presentando en promedio 2.0/planta, con un aumento mínimo de AFE a 8.4 cm².g⁻¹. Finalmente, las plantas con estrés cíclico presentaron 5.9 hojas.planta⁻¹ con un aumento del AFE a 15.6 cm².g⁻¹.

Asimilación fotosintética neta y transpiración

Con respecto a la asimilación fotosintética neta (An), en las plantas en día 0 no mostraron variaciones entre tratamientos ([figura 2](#)), lo que permite ver un aumento de An exponencial en función al FFDP, con una An max de (14.95± 2.16) μmol m⁻².s⁻¹. En el día 98 la An varió con cada tratamiento, si bien mantuvo la tendencia de aumento del An en función de PPFD. Las plantas testigo presentaron una curva de asimilación superior a las plantas en estrés, obteniendo un An max de (25.6±1.33) μmol m⁻².s⁻¹, caso distinto a las plantas expuestas en estrés que entre sí mostraron diferenciaciones en sus curvas de asimilación después de los 750 μmol m⁻².s⁻¹. En estrés cíclico se dio una An max de (12.96±2.60) μmol m⁻².s⁻¹, correspondiente a un 49 % menos con respecto a la An max de las plantas testigo y un 13 % menos que las plantas en día 0. Caso similar se dio con las plantas de estrés lineal que presentaron el An

Tabla 1. Valores inicial y final de crecimiento, masa seca y característica de la hoja en las plantas testigo y con estrés lineal y cíclico de *G. sepium*

Variable	Tratamiento / día					
	Día 0			Día 98		
	Testigo	Estrés lineal	Estrés cíclico	Testigo	Estrés lineal	Estrés cíclico
<i>Crecimiento</i>						
Diámetro en base (mm)	3.96. ^a (0.36)	4.05. ^a (0.39)	4.06. ^a (0.26)	6.45. ^a (0.80)	5.35. ^a (1.61)	5.69. ^a (1.09)
Altura (cm)	253.1. ^a (20.5)	259.0. ^a (17.7)	259.5. ^a (15.66)	398.8. ^a (17.1)	284.1 ^b (41.1)	299.6 ^b (46.6)
<i>Peso seco (g)</i>						
Total	1.191. ^a (0.506)	1.156. ^a (0.479)	1.115. ^a (0.458)	3.199. ^a (0.125)	1.974 ^c (0.554)	2.740 ^b (0.206)
Hojas	0.066. ^a (0.033)	0.070. ^a (0.040)	0.060. ^a (0.039)	0.125. ^a (0.018)	0.084 ^b (0.031)	0.088 ^b (0.041)
Ramas	0.869. ^a (0.156)	0.830. ^a (0.114)	0.799. ^a (0.206)	2.061 ^a (0.130)	1.528 ^c (0.120)	1.748 ^b (0.167)
Raíz	0.256. ^a (0.189)	0.256. ^a (0.189)	0.256. ^a (0.189)	1.043 ^a (0.468)	0.363 ^c (0.159)	0.550 ^b (0.240)
<i>Hojas</i>						
Número de hojas	6.9 ^a (3.2)	6.1 ^a (2.9)	6.4 ^a (2.5)	12.9 ^a (3.3)	2.0 ^c (2.0)	5.9 ^b (2.8)
AFE (cm ² .g ⁻¹)	12.5 (3.9)	14.5 (4.1)	13.8 (3.8)	22.4 ^a (4.5)	8.9 ^c (5.1)	15.5 ^b (6.5)

Nota: letras distintas muestran diferencias significativas con $P < 0.05$.

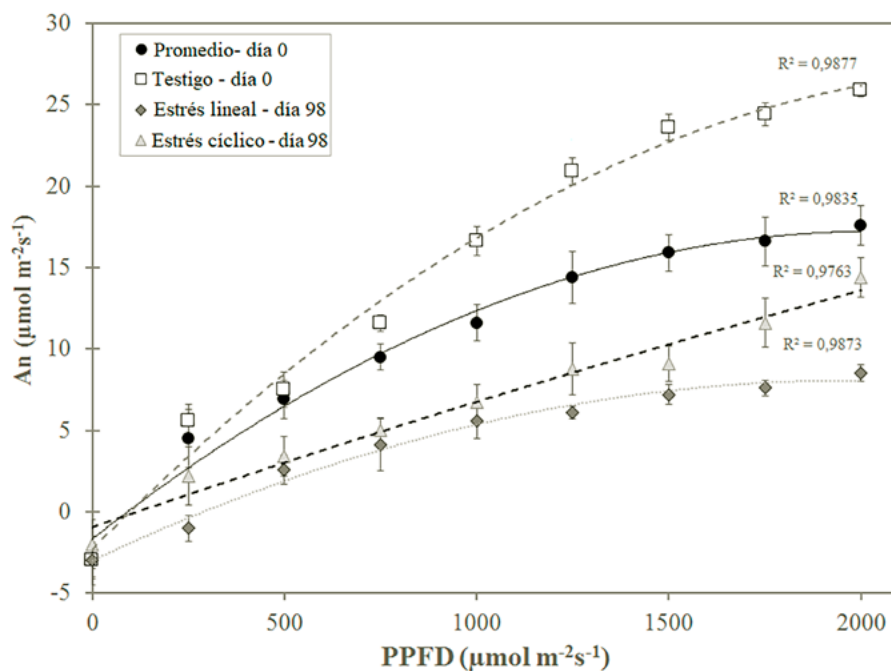


Figura 2. Curvas de Asimilación fotosintética neta (A_n) con respecto a la Photosynthetic Photon Flux Density (PPFD), obtenida en día 0 y día 98 en plantas de *G. sepium* bajo tres tratamientos de estrés hídrico en condiciones de invernadero.

máximo de $(4.51 \pm 1.16) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, valor representante una reducción de An de un 83 % con respecto al An testigo en día 98 y 69.9 % menos con An max en día 0.

En cambio, con la transpiración (E) en día 0 no se percibieron diferencias significativas entre tratamientos, mostrando un valor medio de $(5.66 \pm 1.82) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, que varió considerablemente en el día 98: las plantas testigo mostraron un aumento de E a $(11.36 \pm 3.44) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, significativamente mayor a las plantas en estrés que presentaron valores de $(6.56 \pm 2.44) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ en estrés cíclico y $(6.22 \pm 1.99) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ con estrés lineal.

Conductividad estomática, SPAD y contenido de humedad foliar

Se encontraron diferencias significativas de la conductividad estomática (Gs) y el contenido de humedad foliar (CHF), mostrando una tendencia similar en su comportamiento (figuras 3a y 3b, respectivamente). Los tratamientos no mostraron diferencias significativas hasta el día 14, posteriormente, las plantas testigo estabilizaron sus valores hasta día 98, obteniendo un Gs promedio de $(250.16 \pm 2.33) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ y CHF promedio del $(89.5 \pm 3.95) \%$; en cambio las plantas con estrés presentaron reducciones de Gs y CHF, obteniendo valores similares hasta el día 42 de $97.62 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (Gs) y 59.45% (CHF); luego del día 42 los comportamientos de ambos grupos variaron: con el estrés cíclico se presentó la tendencia de aumento de Gs y FMC hasta el día 98 obteniendo un valor medio de $196.05 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (Gs) y 78.3% (FMC). En cambio, con estrés lineal la tendencia de disminución de los parámetros se mantuvo y estabilizó después del día 70 con $48.6 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (Gs) y 46.3% (FMC).

Para los valores obtenidos con el SPAD (figura 3c) se presentaron tendencias distintas, hasta el día 28 los tres tratamientos no mostraron diferencias y con una tendencia de aumento gradual del SPAD; a partir del día 42 se dan diferencias y se obtuvo que los valores SPAD de las plantas

testigo y con estrés cíclico superaron significativamente a las plantas con estrés lineal, que mostraron una tendencia a reducir su valor hasta el final de la prueba mostrando un aumento de la variabilidad de los valores SPAD conforme avanzó el

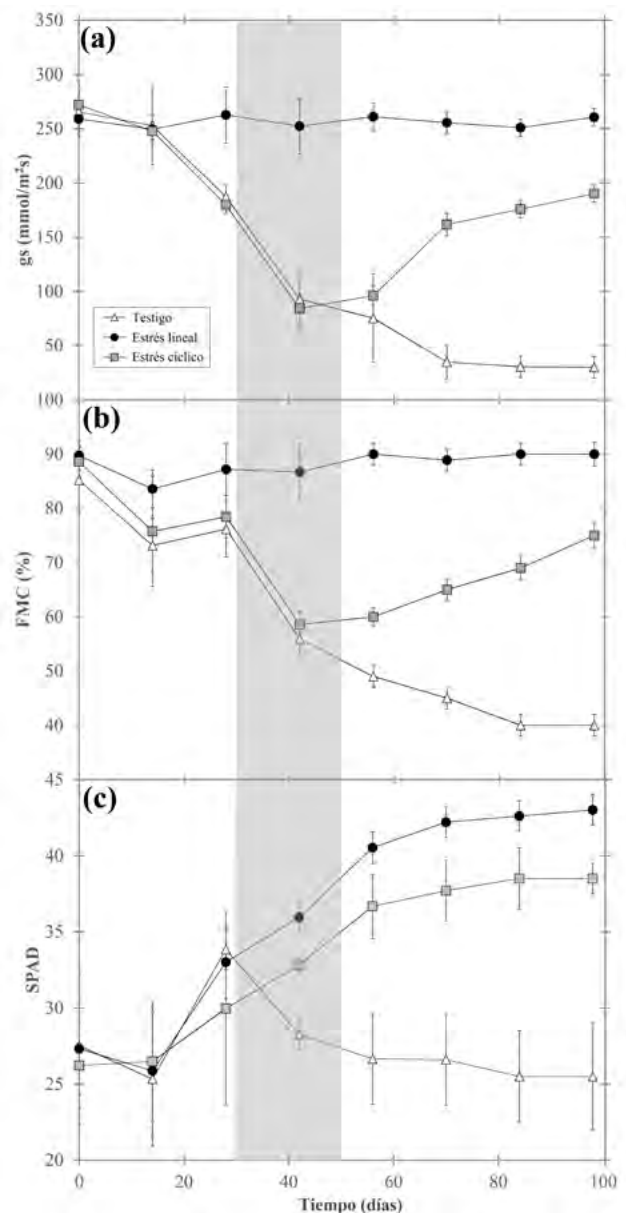


Figura 3. Variabilidad de la conductividad estomática (Gs), contenido de humedad foliar (FMC) y contenido relativo de clorofila (SPAD) en función al tiempo obtenidos en plantas de *G. sepium* bajo tres tratamientos de estrés hídrico en condiciones de invernadero.

tiempo. En cambio, las plantas testigo y en estrés cíclico mantuvieron un aumento del SPAD hasta el día 72, momento en el cual se estabilizaron los valores, manteniendo la diferenciación siendo que las plantas testigo presentaron valores mayores a los de estrés cíclico.

Turgencia foliar

En la [figura 4](#) se muestra la variación de la turgencia foliar (Pp) y la temperatura en función del tiempo. El comportamiento de Pp en los primeros 10 días ([figuras 4a, 4b y 4c](#)) es similar en los tres tratamientos, los valores mínimos de Pp se presentaron entre 12:00 y 06:00 con turgencia de (185 a 199) kPa a una temperatura mínima de 15 a 18°C ([figura 4d](#)); este comportamiento varió entre las 06:00 y 11:30, con una clara tendencia a aumentar tanto Pp como la temperatura que presentaron los valores máximos entre las 11:30 y 14:00 horas con turgencia de (240 a 260) kPa a temperaturas de (43 a 46) °C, posterior de las 14:00 horas nuevamente se dio la tendencia de reducción de Pp hasta las 12:00, momento en el cual vuelve a iniciarse el ciclo de variación.

En el periodo de los días 40 al 49 únicamente las plantas testigo ([figura 4e](#)) mantuvieron el comportamiento de turgencia inicial, pero con un aumento de Pp mínimo de (195 a 205) kPa y máximo de (250 a 260) kPa. Mientras que las plantas con estrés (que en ese momento recibían una dosis semanal de 50 ml/planta) mostraron oscilaciones significativas entre el día y la noche ([figuras 4e y 4f](#)). La Pp mínima empezó a aumentar en la noche de 190 kPa (día 140) a 210 kPa (día 49), mientras que durante el día se dieron disminuciones del valor máximo, siendo para el día 40 un valor de 250 kPa y de 165 kPa para el día 49, ocurriendo que en los días 46, 47 y 48 no se diera un comportamiento predecible de la turgencia, sino que presentara oscilaciones considerables que incidieran que en el día 47 se mostrara una nueva tendencia en la cual los Pp máximos se obtuvieran en horas de la noche y Pp mínimos en el día.

Finalmente, entre los días 89 y 98 se repite el comportamiento de la planta testigo, pero con aumentos en la Pp durante la noche que varió de 205 a 215 kPa; mientras que, durante el día, la turgencia disminuyó a 220 a 230 kPa ([figura 4i](#)). Las plantas con estrés hídrico recuperaron turgencia en comparación al día 49 (con la dosis máxima de agua semanal de 300 ml/planta), mostrando valores máximos de 250 a 260 kPa entre las 11:30 y 14:00, en la noche presentaron turgencia mínima de 180 a 190 kPa. Finalmente, las plantas con estrés lineal (en ese momento no tenía dosis alguna de agua) mantuvo el comportamiento inverso de turgencia obtenido después del día 48, presentando el Pp máximo de 150 a 160 kPa en horas de la noche ([figura 4k](#)). En cambio, el Pp mínimo se dio en el día con una variación de 100 a 110 kPa.

En todo momento del experimento ([figuras 4d, 4 h y 4 l](#)) la temperatura mostró leves variaciones, indicando temperaturas mínimas en la noche de 15 a 20°C y máximas en el día de 44 a 47°C.

DISCUSIÓN

Una reducción en el crecimiento de las plantas, en conjunto con el estancamiento en la acumulación de masa seca, así como una disminución del AFE y caída de hojas ([tabla 1](#)) resultaron ser las evidencias visuales del estrés hídrico en las plantas de *G. sepium*, lo cual es congruente con los resultados que mencionan [Pedrero et al. \(2014\)](#) en plantas tropicales. Es importante destacar que las plantas por procesos evolutivos han desarrollado mecanismos de tolerancia y evitación al estrés hídrico. Los mecanismos de tolerancia son adaptaciones fisiológicas que permiten a la planta acumular agua o dosificarla con el fin de sobrevivir periodos de sequía, mientras los mecanismos de evitación son medidas de respuesta a las condiciones de estrés extendidas y que se tiende a modificar según el sitio. [Maallath et al. \(2010\)](#), [Sánchez-Costa, Poyatos y Sabate \(2015\)](#) y [Szota et al. \(2019\)](#) identificaron cuatro mecanismos de evitación al estrés en

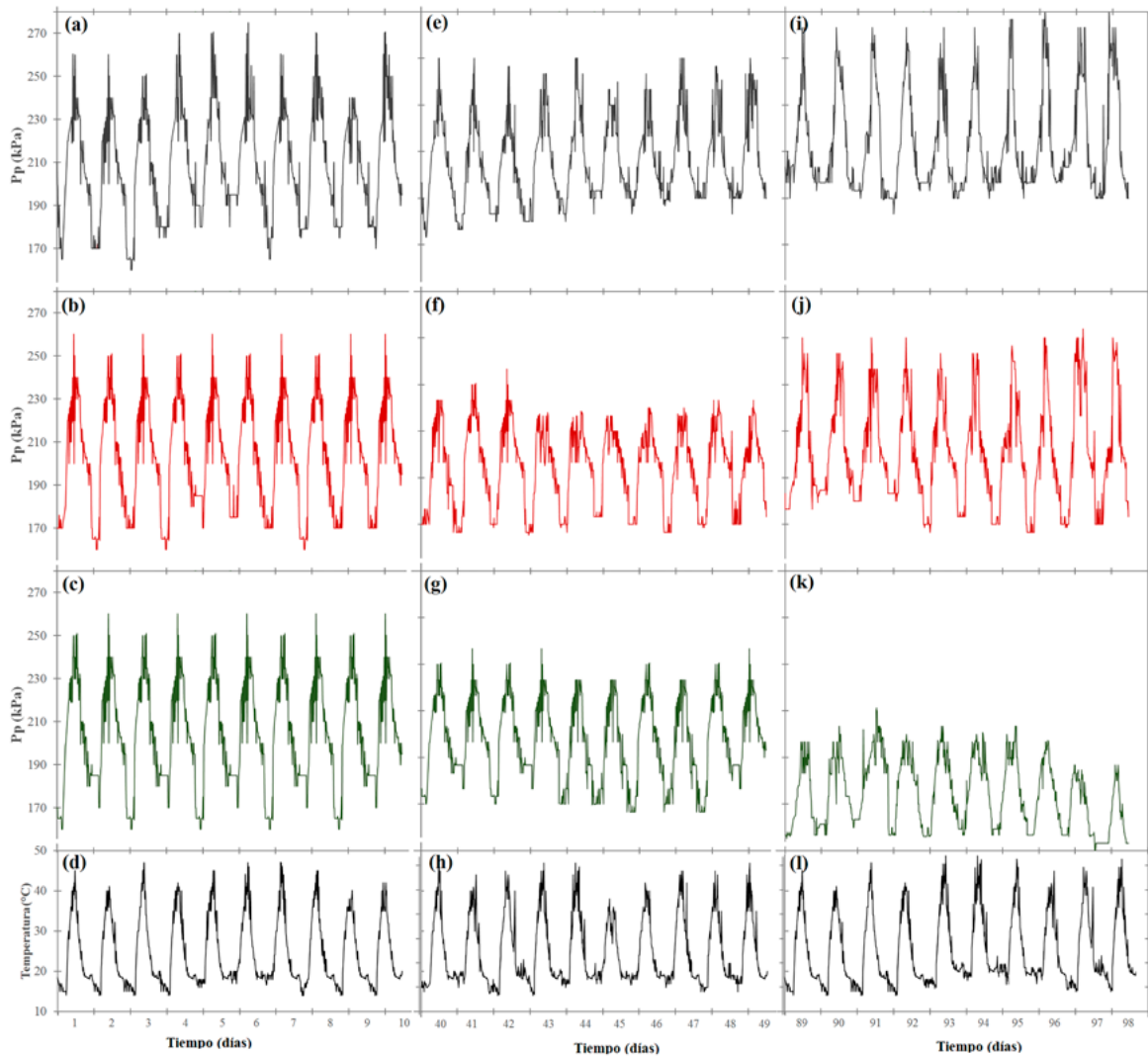


Figura 4. Turgencia foliar (Pp), temperatura y humedad relativa en los períodos del día 0 al 10, día 40 al 49 y el día 89 al 94, en plantas de *G. sepium* bajo tres tratamientos de estrés hídrico en condiciones de invernadero.

especies tropicales: 1) variando la superficie foliar por la que el agua se transpira, 2) controlando la pérdida de agua por unidad de superficie foliar mediante los estomas, 3) modificando la conductividad hidráulica entre las distintas partes de la planta para minimizar el embolismo y 4) adaptando el sistema radicular para mejorar la captación de agua.

En el presente estudio se verificaron reducciones superiores al 20 % del AFE (tabla 1), con disminuciones del 50 % de la cobertura de hojas y reducciones superiores al 45 % en la transpiración

de las plantas en estrés, esto se puede explicar en función de las conclusiones de Zimmermann, Westhoff y Zimmermann (2007). Westhoff *et al.* (2009) y Camareroa *et al.* (2019) mencionan que el estrés de una planta está altamente ligado a la turgencia, debido a que la disponibilidad de agua que tenga la planta afecta su desarrollo fisiológico. Guerfel *et al.* (2009) encontraron para variedades de olivo un efecto directo de la pérdida de turgencia en el desarrollo de las plantas, definiendo qué pérdidas de turgencia de un 10 al 15 % podría

retardar el crecimiento de los árboles juveniles en un 30 % debido al impacto que se genera en la producción de proteínas y acumulación de solutos orgánicos, que pueden generar intoxicaciones y daños foliares significativos. En el presente estudio se encontró que en el día 98 se dio un comportamiento diferente entre las plantas control y las de estrés lineal que, según [Blum \(2011\)](#), se explica por un estrés crítico que podría incidir en el marchitamiento de las plantas.

El proceso de estrés hídrico obtenido se pudo categorizar en las fases formuladas por [Maallath et al. \(2010\)](#), [di Vaio et al. \(2013\)](#), [de la Rosa et al. \(2014\)](#) y [Sánchez-Costa et al. \(2015\)](#) que realizan la clasificación en estrés mínimo, moderado y severo. Utilizando este criterio se encontraron diferencias significativas en Gs, LMC y Pp (este último facilitó identificar cada fase). La primera fase de estrés mínimo es atribuida por [Maallath et al. \(2010\)](#) a cambios metabólicos y físicos significativos, se da una disminución en la síntesis de proteínas que incide en la reducción del espesor de las paredes celulares; además, un aumento de transpiración, reducción de turgencia foliar y de la expansión foliar. También se incide en cierres estomáticos de tipo hidropasivos de manera esporádica en los momentos de mayor temperatura en el día ([Blum, 2011](#)); este comportamiento se identificó después del día 12 cuando se evidenciaron disminuciones de un 20 % en CHF, leves reducciones de Gs (inferiores a $22 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) y cambios visuales en la angulación foliar. En el caso de *G. sepium* se trata de una especie cuyas hojas presentan peciolo gruesos que permiten generar movimientos de la hoja para reducir o aumentar la incidencia de la lámina foliar al calor ([Fernández et al. 2011](#)), esto producto de la pérdida de Pp que varió 10 a 15 kPa similares a los presentados por [Rodríguez-Domiguéz et al. \(2012\)](#) con arbustos juveniles de olivo.

La segunda fase de estrés considerada como moderada (figuras 3 y 4) se presentó a partir del día 42. Los valores de Pp mostraron variaciones superiores a los 60 kPa y con un comportamiento atípico al visto en la fase anterior en la que se

obtuvo aumentos del Pp durante el día (llegando a valores máximos a las 12:00) y, posterior a ello, la presión disminuyó alcanzando valores mínimos en la noche debido al movimiento de agua foliar. [Zimmermann et al. \(2004\)](#) y [Ehrenberger et al. \(2012\)](#) determinaron que en el día la fotosíntesis, conductividad estomática y la transpiración es alta, lo que provoca que la planta deba movilizar agua del xilema y raíces para nivelar la presión en las hojas ([Zimmermann et al., 2007](#)), si este movimiento es inferior a 50 kPa se puede asumir que la planta tiene capacidad suficiente de respuesta. Sin embargo, en el nivel moderado la poca disponibilidad de agua en el ambiente (figura 4) incide en un comportamiento poco uniforme de Pp debido a la capacidad de respuesta que a su vez es limitada por parte de la planta que puede incidir en que se produzca un comportamiento inverso del Pp, puesto que la planta no tiene la capacidad de responder el desequilibrio de agua, lo que incide en el cierre de estomas (que se presentó con reducciones de Gs en día 42), pérdidas de hasta un 50 % del contenido de humedad foliar y aumento de la producción de ABA. Esta última medida con el fin de generar regulaciones en las hojas y evitar que la cantidad de agua en las láminas foliares aumente por la dificultad de los estomas en cerrarse ante la falta de agua. [Blum \(2011\)](#) destaca que en esta etapa se inicia la caída de hojas viejas, según menciona por ser las hojas con menor capacidad de control estomático, y ser la primera en que la fotosíntesis disminuye en condición de estrés. Es importante destacar que aún en esta fase la planta se puede recuperar, pero con retardos en crecimiento. [Rodríguez-Domiguéz et al. \(2012\)](#) reportaron una disminución en el desarrollo de un 20 a 35 % en plantas jóvenes de olivo en condiciones de estrés moderado.

Finalmente, en la fase 3 (que se presentó a partir del día 70), considerada de no retorno en la cual la planta tiene la conductividad estomática y CHF mínimos (figuras 3a y 3b), con disminuciones superiores al 60 % de los valores iniciales, la turgencia tiene diferenciaciones superiores a 60 kPa y

la mayoría de las hojas han caído y disminuido de tamaño, esto con el fin de reducir el área de pérdida de agua, limitar la fotosíntesis en especial la generación de ATP por el consumo energético que genera (Blum 2011). Además, se genera cavitación y embolismo en el sistema radicular, lo que inhibe la funcionalidad del xilema y la capacidad de absorción de agua desde el suelo. La cantidad de solutos orgánicos presentes en las hojas, al no poder ser disueltos y transferidos de las hojas, aceleran la marchitez foliar debido a los cambios de pH que generan y las afectaciones en el cierre de estomas los cuales, si bien en su mayoría se encuentran cerrados, la planta no tiene la capacidad suficiente de controlar.

Con evidencia experimental en este estudio las plantas con estrés lineal en el día 98 no tienen la capacidad de recuperación. Las plantas sometidas a un estrés cíclico mostraron recuperación sustancial, pero con retrasos en su desarrollo. Esta recuperación fue posible por los bajos efectos del embolismo, ya que Zimmermann *et al.* (2004), Zimmermann *et al.* (2007) y Rodríguez-Domiguéz *et al.* (2012) mencionan que esta condición inhibe la capacidad de recuperación de la planta, pues las bolsas de oxígeno evitan que den los procesos de presión necesarios en la planta causando su muerte o en el mejor de los casos que pueda rebrotar en las áreas libres de embolismo.

Con la información generada se puede tener un mayor entendimiento del manejo silvicultural de la especie con potencial uso en programas plantaciones con fines múltiples como el energético. Zimmermann *et al.* (2007) destacan que conforme sea mayor el conocimiento hidráulico y resistencia fisiológica a exposiciones reducidas de agua se puede determinar el grado de tolerancia de la especie y adelantar el proceso de siembra antes del inicio de la época lluviosa con el fin aumentar los rendimientos de reforestación. Por su parte, Blum (2011) menciona que conocer el punto de marchitez permanente permite definir estrategias de protección de cultivos ante épocas secas extensas. En este caso, al conocer que posterior de 42

días con déficit hídrico la planta puede morir, se pueden planificar estrategias de retención de humedad en el sitio y con ello se garantiza su sobrevivencia de los individuos. Además, Pedrero *et al.* (2014) recomiendan que para manejo de las especies que se conozca su punto de marchitez permanente se debe disponer de medidas de reducción de estrés (administración artificial de agua), prevenir con uso de retenedores de agua en el momento de siembra (hidrogeles), estudios detallados de las condiciones climáticas de la región (conocimiento de la duración y periodo del año en que se presenta la época seca), con ello se puede reducir el riesgo de mortalidad o pérdida de áreas reforestadas.

CONCLUSIONES

Se determinó que el estrés hídrico incide significativamente en el crecimiento y desarrollo fisiológico del *G. sepium*. En cuanto al crecimiento, este se reduce en un 30 % con énfasis en la altura y biomasa que son significativas con el estrés lineal; mismo comportamiento se presentó con todas las variables fisiológicas (An, SPAD, Gs, CHF y Pp), ya que las plantas se encontraron en punto de estrés moderado a los 42 días, posteriores a los cuales la planta no tiene capacidad alguna de recuperar y entra en estrés crítico, punto en el cual se dio pérdida foliar, incapacidad de recuperación de la turgencia y, fisiológicamente, una reducción hasta del 40 % de las funciones.

Por tanto, luego de 42 días las plantas no tienen posibilidad de recuperarse y entran a un estrés crítico que incide en el punto de marchitez permanente, por lo que si se da una intervención la recuperación es factible, con reducción en el crecimiento y capacidades fisiológicas, pero con posibilidad de que la especie pueda continuar sobreviviendo, tal como se mostró en el estrés cíclico. Se comprendió que la especie *Gliricidia sepium* tiene buena capacidad para tolerar el estrés hídrico y el conocimiento del punto de no retorno permite planificar las labores de siembra para garantizar

su sobrevivencia en condiciones de campo. Se requieren nuevos estudios sobre el uso y distribución de los carbohidratos en la planta para comprender los aspectos de crecimiento y construcción de los tejidos que conforman la biomasa, además del análisis de embolismo y pérdida capacidad de absorción radicular con el fin de entender el impacto del estrés desde un ámbito hidráulico.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

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

REFERENCIAS

- Blum, A.** (2011). *Plant Breeding for Water-Limited Environments*. Amsterdam: Springer Science+Business Media.
https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7491-4_2
- Camareroa, J., Sánchez-Salguero, R., Sangüesa-Barreda, G., Matías, L.** (2018). Tree species from contrasting hydrological niches show divergent growth and water-use efficiency. *Dendrochronologia*, 52, 87-95.
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2018.10.003>
- Caplan, J., Galanti, R., Olshevski, S. y Eisenman, R.** (2019). Water relations of street trees in green infrastructure tree trench systems. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 170-178.
- de la Rosa, J. M., Conesa, M. R., Domingo, R. y Pérez-Pastor, A.** (2014). A new approach to ascertain the sensitivity to water stress of different plant water indicators in extra-early nectarine trees. *Scientia Horticulturae*, 169, 147-153.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.02.021>
- Drechsler, K., Kisekka, I. y Upadhyaya, S.** (2019). A comprehensive stress indicator for evaluating plant water status in almond trees. *Agricultural Water Management*, 216, 214-223.
- di Vaio, C., Marallo, N., Marino, G. y Caruso, T.** (2013). Effect of water stress on dry matter accumulation and partitioning in pot-grown olive trees (cv Lecicino and Racioppella). *Scientia Horticulturae*, 164(2013), 155-159.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.09.008>
- Ehrenberger, W., Rüger, S., Fitzke, R., Vollenweider, P., Günthardt-Goerg, P., Kuster, T., Zimmermann, U. y Arend, M.** (2012). *Concomitant dendrometer and leaf patch pressure probe measurements reveal the effect of microclimate and soil moisture on diurnal stem water and leaf turgor variations in young oak trees*. Londres: Functional Plant Biology.
<https://doi.org/10.1071/FP11206>
- Fernández, J. E., Rodríguez-Domínguez, C. M., Pérez-Martín, A., Zimmermann, U., Rüger, S., Martín-Palomo, M. J., Torres-Ruiz, J. M., Cuevas, M. V., Sann, C., Ehrenberger, W. y Díaz-Espejo, A.** (2011). Online-monitoring of tree water stress in a hedgerow olive orchard using the leaf patch clamp pressure probe. *Agricultural Water Management*, 100, 25-35.
- Girón, I. F., Corell, M., Galindo, A., Torrecillas, E., Morales, D., Dell'Amico, J., Torrecillas, A., Moreno, F. y Moriana, A.** (2015). Changes in the physiological response between leaves and fruits during a moderate water stress in table olive trees. *Agricultural Water Management*, 148, 280-286.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.10.024>
- Guerfel, M., Baccouri, O., Boujnah, D., Chaïbi, W. y Zarrouk, M.** (2009). Impacts of water stress on gas exchange, water relations, chlorophyll content and leaf structure in the two main Tunisian olive (*Olea europaea* L.) cultivars. *Scientia Horticulturae*, 119, 257-263.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2008.08.006>
- Hammani, S. B. M., Costagli, G. y Rapoport, H. F.** (2013). Cell and tissue of olive endo-carp sclerification vary according to water availability. *Physiologia Plantarum*, 149, 571-582.

- Instituto Meteorológico Nacional (IMN)** (2018). Condiciones meteorológico nacionales. Recuperado de <http://www.imn.ac.cr>
- Krause, G. H., Winter, K., Matsubara, S., Krause, B., Jahns, P., Virgo, A., Aranda, J. y García, M.** (2012). Photosynthesis, photoprotection, and growth of shade-tolerant tropical tree seedlings under full sunlight. *Photosynthesis Research*, 113, 237-285. <https://doi.org/10.1007/s11120-012-9731-z>
- Lim, T. K.** (2013). *Edible Medicinal and Non-Medicinal Plants*. Amsterdam: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7395-0_64
- López-López, M., Espadafor, M., Testiá, L., Loriteb, I., Orgaza, F., Fereres, E.** (2018). Water use of irrigated almond trees when subjected to water deficits. *Agricultural Water Management*, 195, 84-93.
- Maatallah, M., Ghanem, M. E., Albouchi, A., Bizid, E. y Lutts, S.** (2010). A greenhouse investigation of responses to different water stress regimes of *Laurus nobilis* trees from two climatic regions. *Journal of Arid Environments*, 74, 327-337. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.09.008>
- Myers, B. J.** (1988). Water stress integral a link between short term stress and long term growth. *Tree Physiology*, 4, 315-323.
- Ortuño, F. M., García-Orellana, T., Conejero, W., Ruiz-Sánchez, C. M., Alarcón, J. y Torrecillas, A.** (2006). Stem and leaf water potentials, gas exchange, sap flow, and trunk diameter fluctuations for detecting water stress in lemon trees. *Trees*, 20, 1-8. <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0004-8>
- Pedrero, F., Maestre-Valero, J. F., Mounzer, O., Alarcón, J. J. y Nicolás, E.** (2014). Physiological and agronomic mandarin trees performance under saline reclaimed water combined with regulated deficit irrigation. *Agricultural Water Management*, 146, 228-237. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.08.013>
- Regent Instrument** (2012). WinFOLIA pro 2012. Boston: Regent Instrument Inc. Recuperado de <https://www.regentinstruments.com>
- Rodríguez-Dominguéz, C. M., Ehrenberger, W., Sann, S., Rüger, S., Sukhorukov, V., Martín-Palomo, M. J., Díaz-Espejo, A., Cuevas, M. V., Torres-Ruiz, J. M., Perez-Martin, A., Zimmermann, U. y Fernández, J. E.** (2012). Concomitant measurements of stem sap flow and leaf turgor pressure in olive trees using the leaf patch clamp pressure probe. *Agricultural Water Management*, 114, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.07.007>
- Roussos, P. A., Denaxa, N. K., Damvakaris, T., Stournaras, V. y Argyrokastritis, I.** (2010). Effect of alleviating products with different mode of action on physiology and yield of olive under drought. *Scientia Horticulturae*, 125, 700-711. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2010.06.003>
- Sanchez-Costa, E., Poyatos, R. y Sabate, S.** (2015). Contrasting growth and water use strategies in four co-occurring Mediterranean tree species revealed by concurrent measurements of sap flow and stem diameter variations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 207, 24-37. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.03.012>
- Statsoft** (2015). Statistica, version 9.0. Londres: Statsoft. Recuperado de <http://www.statsoft.com>
- Szota, C., Coutts, A., Thom, J., Virahsawmy, H., Fletcher, T. y Livesley, S.** (2019). Street tree stormwater control measures can reduce runoff but may not benefit established trees. *Landscape and Urban Planning*, 182, 144-155.
- Tong, X., Mu, Y., Zhang, J., Meng, P. y Li, J.** (2019). Water stress controls on carbon flux and water use efficiency in a warm-temperate mixed plantation. *Journal of Hydrology*, 571, 669-678.
- Varone, L., Ribas-Carbo, M., Cardona, C., Gallé, A., Medrano, H., Gratani, J. y Flexas, J.** (2012). Stomatal and non-stomatal limitations to photosynthesis in seedlings and saplings of Mediterranean species pre-conditioned and aged in nurseries: Different response to water stress. *Environmental and Experimental Botany*, 75, 235-247. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.07.007>
- Westhoff, M., Zimmermann, D., Schneider, H., Wegner, L. H., Geßner, P., Jakob, P., Bamberg, E., Shirley, S., Bentrup, F. W. y Zimmermann, U.** (2009). Evidence for discontinuous water columns in the xylem conduit of tall birch trees. *Plant Biology*, 11, 307-327.

Zaharah, A. R., Bah, A. R., Mwange, N. X., Kathuli, P. y Juma, P. (1999). Management of *Gliricidia sepium* residues for improved sweet corn yield in an ultisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 54, 31-39.

Zimmermann, U., Schneider, H., Wegner, L. H. y Haase, A. (2004). Water ascent in tall trees: does evolution of land plants rely on a highly metastable state? *New Phytologist (Tansley Review)*, 162, 575-615.

Zimmermann, D., Westhoff, M. y Zimmermann, G. (2007). Foliar water supply of tall trees: evidence

for mucilage-facilitated moisture uptake from the atmosphere and the impact on pressure bomb measurements. *Protoplasma*, 232, 11-34.

Zimmermann, D., Reuss, R., Westhoff, M., Geßner, P., Bauer, W., Bamberg, E., Bentrup, F. W. y Zimmermann, U. (2008). A novel, non-invasive, on-line-monitoring, versatile and easy plant-based probe for measuring leaf water status. *Journal of Experimental Botany*, 59(11), 3157-3167.

<https://doi.org/10.1093/jxb/ern171>





Evaluación de la calidad de suelos en agroecosistemas de Colombia a través de la selección de un conjunto mínimo de datos

Evaluation of soil quality in agroecosystems of Colombia through the selection of a minimum data set

Laura Natali Afanador-Barajas¹ , Dainer Andrés Coca Peña² , Andrés Felipe Vargas Giraldo³ ,
María Fernanda Bautista Murcia⁴ , Angélica Mendoza Hernández⁵ ,
y Victoria Eugenia Vallejo Quintero^{6*} 

Afanador-Barajas, L.N., Coca-Peña, D.A., Vargas-Giraldo, A.P., Bautista-Murcia, M.F., Mendoza-Hernández, A. y Vallejo-Quintero, V.E. (2020). Evaluación de la calidad de suelos en agroecosistemas de Colombia a través de la selección de un conjunto mínimo de datos. *Colombia forestal*, 23(1), 35-50.

Recepción: 7 de mayo 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2019

Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad de suelos mediante índices de calidad constituidos por tres conjuntos mínimos de datos (tres, cinco y seis indicadores), en cinco agroecosistemas con cultivo de café (*Coffea arabica*) orgánico, guatila o chayote (*Sechium edule*), policultivo (*Anthurium andraeanum*, *Manihot esculenta*, *Musa balbisiana* o *Zea mays*), pastizal convencional (*Pennisetum clandestinum* y *Cynodon dactylon*) y Guadales (*Guadua angustifolia*), en el municipio de Cachipay (Cundinamarca). Durante el muestreo se seleccionaron aleatoriamente dos áreas representativas para cada agroecosistema y se delimitaron dos cuadrantes (2.5 × 2.5 m) de los que se tomaron dos muestras

compuestas de suelo (20 submuestras; profundidad de 0-15 cm). Se evidenció que independiente del conjunto mínimo de datos empleado, los menores índices de calidad de suelos lo presentaron el pastizal convencional y el cultivo de guatila. Los valores mayores del índice de calidad correspondieron al policultivo, guadales y cultivo de café. Se concluye que el uso de variables como la densidad aparente, el índice de estabilidad, el pH, la actividad deshidrogenasa, el recuento de heterótrofos y las bacterias solubilizadoras de fosfato son indicadores relevantes que permiten evaluar adecuadamente la calidad edáfica en agroecosistemas.

Palabras clave: agroecología, Cachipay, degradación del suelo, índices de calidad, propiedades del suelo.

- 1 Grupo de investigación: Biomat. Universidad Central. Facultad de Ingeniería y Ciencias Básicas. Universidad Central. lafanadorb@ucentral.edu.co.
 - 2 Grupo de investigación: Agua y Desarrollo Sostenible. Facultad de Ingeniería y Ciencias. Básicas. Universidad Central. dcocap@ucentral.edu.co.
 - 3 Grupo de investigación: Agua y Desarrollo Sostenible. Facultad de Ingeniería y Ciencias Básicas. Universidad Central. avargas4@ucentral.edu.co.
 - 4 Grupo de investigación: Agua y Desarrollo Sostenible. Facultad de Ingeniería y Ciencias Básicas. Universidad Central. mbautistam1@ucentral.edu.co.
 - 5 Grupo de investigación: Agua y Desarrollo Sostenible. Facultad de Ingeniería y Ciencias Básicas. Universidad Central. amendozah@ucentral.edu.co.
 - 6 Grupo de investigación: Agua y Desarrollo Sostenible. Facultad de Ingeniería y Ciencias Básicas. Universidad Central
- * Autor de correspondencia: evallejoq@ucentral.edu.co.

<https://doi.org/10.14483/2256201X.14856>

Abstract

This study aimed to evaluate the soil quality through quality indexes consisting of three minimum data sets (3, 5 and 6 indicators) in five agroecosystems with organic coffee (*Coffea arabica*), guatila or chayote (*Sechium edule*), polyculture (*Anthurium andraeanum*, *Manihot esculenta*, *Musa balbisiana* o *Zea mays*), conventional pasture (*Pennisetum clandestinum* y *Cynodon dactylon*) and Guadua (*Guadua angustifolia*), in the municipality of Cachipay (Cundinamarca). During the sampling, two representative areas were randomly selected for each agroecosystem and two quadrants (2.5 x 2.5 m) were delimited, from which two composite samples of

soil were taken (20 subsamples, depth of 0-15 cm). It was evidenced that independent of the minimum set of data used, the lowest soil quality indexes were presented by the conventional pasture and the guatila culture. The highest values of the quality index corresponded to polyculture, forest and organic coffee cultivation. In conclusion, the use of variables such as bulk density, stability index, pH, dehydrogenase activity, heterotrophic density and solubilized phosphate bacteria are important indicators to measure the soil quality in agroecosystems.

Keywords: Agroecology, Cachipay, soil quality index. soil properties, soil degradation.

INTRODUCCIÓN

El suelo es considerado un recurso natural no renovable, fundamental para los humanos y la biósfera en general. Su relevancia radica en que provee servicios ecosistémicos esenciales para el equilibrio terrestre. Por lo anterior, la conservación y mantenimiento de la calidad del suelo es fundamental para la seguridad alimenticia, la productividad agropecuaria y la sostenibilidad ecológica (Yu *et al.*, 2018). Doran y Parkin definieron la calidad del suelo como: “la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema, para atenuar los contaminantes ambientales y patógenos, sostener la productividad de los animales y plantas, y sostener la salud humana” (1994, p. 3). Este concepto se ha utilizado como herramienta para diagnosticar el estado general de los suelos, siendo útil en la toma de decisiones sobre alternativas de uso y manejo agropecuario que logren minimizar los procesos degradativos edáficos y favorezcan el mejoramiento de la calidad actual del suelo.

El suelo puede comprometer su salud o calidad, cuando se enfrenta a diversos cambios en su uso o se aplican prácticas de manejo agropecuario inapropiadas. Estos usos pueden alterar la regulación

natural de los agroecosistemas, convirtiéndolos en sistemas con baja resiliencia y altamente dependientes de insumos químicos externos y de la intervención humana (Vallejo, 2013; Mursec *et al.*, 2018). Así, la evaluación, valoración y monitoreo de la calidad edáfica en distintos agroecosistemas es fundamental para evaluar el manejo sostenible del suelo (Obade y Lal, 2016; Guo *et al.*, 2017).

La calidad edáfica abarca los componentes físicos, químicos y biológicos del suelo y sus interacciones; por lo cual es necesario evaluarlos de manera conjunta. Dichas variables constituyen los indicadores de calidad del suelo (IC) puesto que representan una condición e indican cambios o tendencias de esa condición, convirtiéndose en herramientas de medición que ofrecen información sobre las propiedades, procesos y características del suelo (Ghaemi *et al.*, 2014). Sin embargo, no todos los parámetros tienen la misma relevancia para todos los suelos o situaciones (p. ej., tipo de suelo, topografía, condiciones de edafogénesis, actividades antrópicas y condiciones climáticas). Además, existe subjetividad al asignar peso a cada indicador para la elaboración o empleo de índices propuestos y el establecimiento de sus indicadores (líneas de base y umbrales críticos) (Wilson, 2017), por lo cual, no existen IC universales que sean

adecuados, sensibles y comprensibles en diversos propósitos y contextos (Cantú, Becker, Bedano y Schiavo, 2007; García, Ramírez y Sánchez, 2012; Estrada-Herrera, 2017). De acuerdo con esto, la selección adecuada de los IC requiere ser planteada teniendo en cuenta las condiciones particulares de cada región.

Debido a la complejidad para evaluar la calidad edáfica y los inconvenientes a la hora de seleccionar un IC, se ha sugerido identificar un número adecuado de propiedades edáficas que determinen y representen los principales procesos y funciones que ocurren en suelo, lo que se conoce como conjunto mínimo de datos (CMD). Con lo cual, además de ahorrar tiempo y dinero, se obtiene una estimación confiable y precisa de la calidad edáfica en agroecosistemas (Zhang *et al.*, 2016). Los primeros CMD se basaron en el juicio de los expertos (Doran y Parkin, 1994), posteriormente, se ha empleado una variedad de métodos estadísticos multivariados para seleccionar los IC e integrarlos en índices de calidad de suelos (ICS) con el objeto de valorar el impacto de distintos sistemas agrícolas (Masto *et al.*, 2007; Muñoz-Rojas, 2018). Los ICS se definen como un “conjunto de parámetros que, cuando se interrelacionan, proporcionan datos numéricos sobre la capacidad de un suelo para realizar sus funciones; resumiendo, en un único valor, un grupo de variadas y complejas propiedades que representan las características del suelo” para autores como Andrews, Karlen y Mitchell (2002), Navas, Benito, Rodríguez y Masaguer (2011) y Muñoz-Rojas (2018). Los pasos principales para calcular el ICS son: 1) seleccionar el CMD de los indicadores; 2) transformar los indicadores a puntuaciones; y 3) combinar o integrar los puntajes en el ICS.

Estudios previos en la zona realizados por Vallejo *et al.*, (2018) mostraron un deterioro en la calidad edáfica del pastizal convencional (PA) Por el contrario, el policultivo (PO) y café (CA) presentaron una mejoría en la mayoría de las propiedades fisicoquímicas edáficas, lo cual tuvo efecto positivo en la densidad y actividad microbiana. El

objetivo del presente estudio fue evaluar la calidad edáfica en cinco agroecosistemas del municipio de Cachipay, Cundinamarca (Colombia), mediante tres CMD, seleccionados y determinados de herramientas multivariadas, en este caso, el análisis de componentes principales (ACP). A partir del presente trabajo se seleccionaron indicadores (físicos, químicos y microbiológicos) de procesos fundamentales del suelo que se incorporaron en índices de calidad, constituyéndose en herramientas idóneas para la evaluación y monitoreo de la calidad edáfica (escala regional) en agroecosistemas colombianos. Esto, en conjunto con la interacción y aprovechamiento del conocimiento de los agricultores, contribuirá a la comprensión de los factores que influyen las distintas prácticas de manejo agrícola en los sistemas seleccionados y su efecto sobre distintos componentes del suelo, con el fin de lograr una adecuada selección, mejoría y diseño de agroecosistemas sostenibles.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio fue el campo experimental de tecnologías ambientales, localizado en la casa de eetiro y encuentros Nazareth de la comunidad religiosa Hermanas de la Caridad Dominicanas de la Presentación de la Santísima Virgen, en la vereda Petaluma (4.º 44' 53.34" latitud norte, 74.º 25' 32.14" longitud oeste). El régimen de lluvias es bimodal, con dos periodos de precipitación (abril y octubre) y dos periodos secos (enero y junio). La precipitación promedio anual es de 1492 mm y la temperatura oscila entre los 16.1 a 27.7 °C. La finca tiene un área de 10.06 ha y cuenta con un relieve montañoso en el que su vegetación corresponde a guaduales. El uso actual del suelo en el municipio es ganadería extensiva con pasto *Pennisetum clandestinum* y explotación de cultivos de papa, mora, flores, café y frutales. Las texturas de sus suelos son moderadamente gruesas

(franco-limosas y franco-arenosas) (EOT Cachipay, 2008; Vallejo *et al.*, 2018).

Muestreo del suelo

Para el muestreo de suelo se seleccionaron dos áreas independientes para cada uno de los cinco agroecosistemas escogidos: con cultivo de café (*Coffea arabica*) orgánico (CA), guatila o chayote (*Sechium edule*; GU), policultivo (*Anthurium andraeanum*, *Manihot esculenta*, *Musa balbisiana* o *Zea mays*; PO), pastizal convencional (*Pennisetum clandestinum* y *Cynodon dactylon*; PA) y guadual (*Guadua angustifolia*; GA). El policultivo (PO) y café (CA) reciben en su mayoría fertilización orgánica con residuos agrícolas cada tres y seis meses, respectivamente; del mismo modo, la labranza es manual. El cultivo de guatila (GU) recibe fertilización con gallinaza cada ocho meses y labranza manual. El pastizal (PA) había recibido un manejo convencional con uso de glifosato, fertilización química nitrogenada y labranza con tractor; en la actualidad se encuentra en etapa de descanso. Por último, en el guadual (GA) no se realiza ninguna intervención antropogénica. Para más detalle de los manejos en los agroecosistemas consúltese Vallejo *et al.* (2018). En cada agroecosistema se establecieron dos cuadrantes (2.5 x 2.5 m), en los cuales se tomaron con barrenos metálicos dos muestras compuestas aleatorias constituidas a partir de 20 submuestras (0-15 cm de profundidad). Cada muestra de suelo se almacenó en bolsas de plástico herméticas debidamente rotuladas hasta su llegada al laboratorio de suelos (Universidad Central). Las muestras se dividieron en dos porciones: una parte fue tamizada (2 mm) y secada a temperatura ambiente, para análisis fisicoquímicos y la otra parte fue refrigerada (4 °C) para la realización de análisis microbiológicos y actividades enzimáticas.

Análisis fisicoquímicos y microbiológicos

Los métodos utilizados para determinar la mayoría de las propiedades fisicoquímicas y

microbiológicas: diámetro ponderado medio (DPM), diámetro geométrico medio (DGM), índice de estabilidad (IE), humedad (H), pH, textura, carbono orgánico (C), actividad de catalasa (CAT) y recuento de heterótrofos (HT), se realizaron según metodologías descritas por Vallejo *et al.* (2018). Adicionalmente, para esta investigación se incluyeron otras variables como la densidad real (DR), densidad aparente (DA) y porosidad (POR) (Flores y Alcalá, 2010), actividad deshidrogenasa (ADH) (Casida, Klein y Santoro, 1964), recuento de actinomicetos (ACT) (Goodfellow y Williams, 1983) y bacterias solubilizadoras de fosfato (BSF) (Nautiyal, 1999).

Definición y selección del conjunto mínimo de datos (CMD)

El primer paso consistió en realizar un análisis de varianza (Andeva), teniendo en cuenta el conjunto total de variables (16) fisicoquímicas y microbiológicas. Esta fase permitió excluir las propiedades que no presentaron diferencias estadísticamente significativas en respuesta a los diferentes manejos agrícolas en los agroecosistemas evaluados. Lo anterior se realizó con el programa *SPSS Statistics*® 24 2010 (v. 24, Chicago, IL). Solo los indicadores que mostraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$) se seleccionaron para la matriz de datos total preliminar y determinar el CMD (Raiesi y Salek-Gilani, 2018). Seguidamente, se efectuó un análisis de similitud en una vía (Anosim —*analysis of similarities* por sus siglas en inglés—), esta corresponde a una prueba no paramétrica que permite determinar diferencias significativas entre dos o más grupos, basada en la medida de cualquier distancia (Ramette, 2007). En este caso, se determinó la similitud entre las distintas de las muestras de suelo para cada agroecosistema (grupos) a partir de las distancias de Bray-Curtis con una permutación de 9999. Para lo anterior, se empleó el programa estadístico Paleontological Statistics (PAST), versión 2.16 (Hammer, Harper y Ryan, 2012). El programa

estadístico calculó el valor R, el cual denota disimilitud entre grupos si su valor se aproxima o sobrepasa a 1. La significancia estadística de dicho coeficiente se obtuvo mediante un proceso de aleatorización, y se optó por un valor referencial: $p \leq 0.05$; valores de $R \leq 0.50$ indicaron una débil separación entre los grupos comparados (Ramette, 2007). Los indicadores físicos, químicos y microbiológicos que presentaron diferencias significativas (Andeva, $p \leq 0.05$) se sometieron a un ACP empleando una matriz de datos estandarizada (matriz de correlación) con el paquete estadístico FactoMineR (Lê, Josse y Husson, 2008) en el programa R (R Development Core Team, 2016).

El ACP fue la herramienta empleada para reducir el grupo o conjunto de variables originales, la cual facilitó la selección de los indicadores más apropiados para evaluar y valorar la calidad edáfica en los agroecosistemas comparados; eliminando aquellas variables que aportaban poco al estudio. Para la construcción del CMD, solo se seleccionaron los componentes principales (CP) que tuvieron valores propios (*eigenvalues*) ≥ 1 y aquellos que explicaron al menos el 5 % de la variación total del conjunto total de datos. Los CP fueron evaluados basándose en los valores de carga de las variables individuales (la correlación entre la variable y el componente principal). Se escogieron tres CMD, el primero seleccionó solo aquellos indicadores con la mayor correlación en los CPs con valores propios ≥ 1 , el segundo CMD se constituyó con los indicadores que tuvieran una correlación ≥ 0.75 (Rezaei, Gilkes y Andrews, 2006; Ghaemi et al., 2014), y para el tercero solo las propiedades altamente cargadas con un valor de peso mayor o igual 10 % de la mayor carga ponderada del respectivo componente fueron considerados como indicadores pertinentes para la indexación dentro de ese CP y selección del CMD. Cuando más de un indicador fue retenido en cada CP, la redundancia del indicador fue evaluada utilizando la correlación de Pearson (Navas et al., 2011; Yu et al., 2018).

Cálculo del ICS

Después de obtener los tres CMD, se procedió a asignar una categoría a cada uno de los indicadores seleccionados, en el cual un valor alto se consideró como “bueno” o “malo” en términos de la propiedad y su función en el suelo. Se evitaron las funciones de puntuación no lineal debido a su menor capacidad para pronosticar la variable del punto final o el rendimiento del cultivo (Andrews et al., 2002). Los parámetros del suelo se dividieron en grupos de acuerdo con tres funciones: a) “más es mejor” (p. ej., DPM, IE, H, C, ADH, HT); b) “menos es mejor” (p. ej., DA); y (c) “óptimo” (p. ej., pH). Las propiedades “óptimas” son aquellas que tienen una influencia positiva hasta un cierto nivel más allá del cual la influencia podría considerarse perjudicial (Fernandes et al., 2011). En este caso un pH entre 5.5-7.2 fue puntuado con 1, menor a 5.5 fue clasificado como “más es mejor” y mayor de 7.2 fue clasificado como “menos es mejor”. Para los parámetros ‘más es mejor’, cada observación se dividió por el valor más alto observado de todo el conjunto de datos, de modo que el valor más alto observado tendría una puntuación de 1; para los parámetros “menos es mejor”, el valor observado más bajo en todo el conjunto de datos se dividió por cada observación, de modo que el valor observado más bajo recibió una puntuación de 1; y los parámetros “óptimos” se calificaron hasta un valor umbral ya que “más es mejor”, y después de eso, los valores umbrales se puntuaron como “menos es mejor” (Wymore, 1993; Andrews et al., 2002; Mandal et al., 2008).

El índice de calidad del suelo (ICS) se usó para evaluar la calidad del suelo en los diferentes sistemas productivos (SP). La técnica de indexación utilizada es ICS (1) aditivo ponderado propuesto por Karlen y Stott (1994), el cual ha sido ampliamente utilizado (Fernandes et al., 2011; Chen et al., 2013; Nabiollahi et al., 2017; Yu et al., 2018). Las calificaciones previamente

establecidas para todos los indicadores se integraron en la siguiente ecuación:

$$(1) ICS = \sum_1^n WiSi$$

Donde W es el factor de peso dado por la variabilidad del CP correspondiente al indicador seleccionado sobre el total de la variación y S es la puntuación asignada a cada indicador, para establecer el índice de calidad de suelo correspondiente a todo el lote experimental. Cada CP explica cierto porcentaje de la variación en el CMD; este porcentaje es dividido por el total de la variación explicada en el CP seccionado para ese indicador en el CMD (si la variación de un CP usaba varios indicadores, ese valor se dividió por el número total de indicadores correspondientes), dando así el factor de peso (W), dependiendo del número de indicadores en el CMD, peso asignado cambiaba (tabla 1), también se muestra el promedio de puntuación asignado para cada indicador. Para ver las diferencias de los ICS calculados entre sistemas productivos (SP) se realizó un análisis de varianza (Andeva, $p \leq 0.05$) y para evaluar si existían diferencias entre las variables en los diferentes agroecosistemas y en los tres CMD seleccionados se realizó una prueba de kruskal wallis ($p \leq 0.05$), usando programa R (R Development Core Team, 2016).

RESULTADOS

Selección de los indicadores para el CMD

En el presente estudio fueron medidas 16 propiedades edáficas como potenciales indicadores de calidad de suelos en los agroecosistemas. Se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas (Andeva, $p \leq 0.05$) en la mayoría de las variables fisicoquímicas y microbiológicas, excepto la densidad real, la porosidad, la textura, la resistencia a la penetración y la estabilidad de agregados (Andeva, $p \geq 0.05$). Por este motivo, únicamente 12 variables fueron incluidas en la matriz final de datos (tabla 2) para ser evaluadas a través del Anosim y ACP para la selección del CMD, para reducir, de esta manera, la redundancia de indicadores para el cálculo del ICS. Por otra parte, se presentaron diferencias estadísticamente significativas (Kruskal wallis, $p \leq 0.05$) entre los agroecosistemas evaluados para las variables IE, pH, C, ADH, HT, BSF y ACT (tabla 2).

Se evidenció un efecto significativo del manejo agrícola en los agroecosistemas sobre las propiedades edáficas, lo que permitió corroborar que las variables incluidas en esa matriz de datos explicaban adecuadamente la variabilidad total de los mismos y, de esta manera, exponían con claridad las diferencias entre los agroecosistemas (figura 1) (Anosim, R global= 0.72; $p < 0.0001$). Así mismo,

Tabla 1. Valores de factor de peso (W) según la variación en el análisis de CP y la puntuación (S) utilizados para cada uno de los indicadores seleccionados en los CMD. IE: índice de estabilidad; BSF: bacterias solubilizadoras de fosfato; DA: densidad aparente; HT: recuento de heterótrofos totales; y ADH: actividad de deshidrogenasa

Indicador	W (CMD 3)	W (CMD 5)	W (CMD6)	S (promedio)
IE		0.20	0.15	0.70
DA		0.20	0.15	0.75
pH	0.61	0.20	0.15	0.89
ADH	0.15	0.19	0.15	0.67
HT	0.24		0.24	0.81
BSF		0.20	0.15	0.97

Tabla 2. Promedio de las variables utilizadas en los diferentes agroecosistemas (n=4). PA= pastizal, GU= cultivo de guatila, PO=policultivo, CA= cultivo de café orgánico y GA= guaduales. IE: índice de estabilidad; BSF: bacterias solubilizadoras de fosfato; DA: densidad aparente; HT: recuento de heterótrofos totales; C: carbono orgánico del suelo; DGM: diámetro geométrico medio; DPM: diámetro ponderado medio; H: humedad; ADH: actividad de deshidrogenasa y ACT: recuento de actinomicetos

Indicador	PO	CA	PA	GU	GA
IE	6.05±1.81 b	6.55±1.42 b	7.73±0.66 a	7.28±1.04 ab	8.9±1.07 ab
DPM	1.78±0.18 a	1.99±0.28 a	2.43±0.40 a	2.07±0.25 a	2.35±0.08 a
DGM	0.31±0.16 a	0.48±0.21 a	0.80±0.30 a	0.52±0.20 a	0.63±0.10 a
H	32.81±4.22 a	29.32±5.38 a	24.42±3.14 b	31.14±1.12 a	31.04±1.43 a
DA	0.64±0.07 a	0.76±0.08 a	0.83±0.01 a	0.82±0.06 a	0.78±0.08 a
pH	6.01±0.50 a	5.59±0.12 ab	4.66±0.18 b	5.58±0.36 ab	5.50±0.22 ab
C	7.13±0.92 a	6.59±0.99 a	2.64±0.52 b	3.30±0.46 b	2.49±0.54 b
ADH	0.30±0.06 b	0.31±0.02 ab	0.40±0.02 ab	0.47±0.03 a	0.31±0.06 b
HT	7.77±0.28 ab	6.77±0.16 b	5.94±0.17 b	7.82±0.16 ab	8.88±0.20 a
BSF	7.06±0.05 ab	7.08±0.05 a	7.08±0.04 b	7.10±0.07 ab	7.12±0.08 a
ACT	4.84±0.11 a	4.99±0.29 a	5.11±0.37 ab	5.23±0.34 b	5.41±0.06 b

Media ± desviación estándar, letras diferentes muestran diferencias significativas entre los agroecosistemas evaluados ($p \leq 0.05$, Kruskal Wallis).

a través de la gráfica de ordenación (figura 1) se identificó claramente la separación entre los grupos comparados (agroecosistemas), mostrando una mayor disimilitud entre el PA y el resto de los

agroecosistemas, particularmente, con el PO y GA (Anosim, $R = 1$; $R = 0.98$; $p < 0.0001$).

Los tres primeros CP presentaron valores propios > 1 y explicaron el 75 % de la varianza total

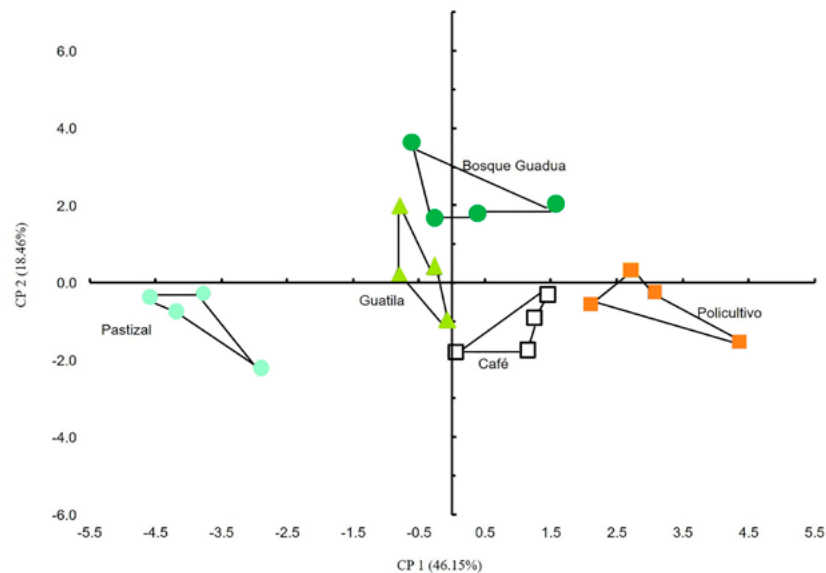


Figura 1. ACP de las variables fisicoquímicas y biológicas evaluadas para los diferentes agroecosistemas (n=4). Se muestra entre paréntesis el porcentaje de varianza explicada para cada CP.

de los datos. El primero explicó el 46 % de la variación, el segundo el 17 % y el tercero el 12 %; de la misma forma, los valores propios disminuyeron del CP 1 al CP 3 (tabla 3). Los resultados indican que los tres primeros CP expresaron efectivamente los cambios totales de la calidad de suelo en los agroecosistemas comparados. Los CMD se conformaron por las siguientes variables: para el primer CMD de seis variables: DA, IE, pH, ADH, HT y BSF; el segundo grupo se constituyó por cinco variables: DA, IE, pH, ADH y BSF; y para el tercer y último CMD se tuvieron en cuenta el pH, la ADH y los HT. Es importante resaltar que independiente del CMD las variables que siempre se conservaron fueron el pH y la ADH (tabla 3).

Evaluación de la calidad del suelo a través de índices de calidad

Una vez que se seleccionaron y puntuaron, o calificaron los indicadores, se procedió a calcular

los ICS para todos los agroecosistemas evaluados (tabla 4). De manera general, se puede evidenciar que independiente del CMD seleccionado para la construcción del ICS, el PA presentó los menores valores de calidad en comparación con los otros agroecosistemas evaluados en el estudio. No obstante, solo para el ICS constituido con tres indicadores la diferencia fue significativa (tabla 4) y para el caso del CMD de cinco indicadores, también el cultivo de GU presentó bajos valores de calidad. Por su parte, los mayores valores de calidad obtenidos a través de los índices calculados muestran que para el caso del CMD constituido por cinco y seis indicadores los valores más altos los presentaron el GA>PO>CA>GU. Sin embargo, los ICS provenientes del CMD de tres indicadores la tendencia fue diferente, siendo GU>GA=PO>CA.

Letras minúsculas diferentes en cada columna indican diferencias significativas en los ICS entre los distintos agroecosistemas evaluados (Anova $p < 0.05$; Tukey). Letras mayúsculas diferentes

Tabla 3. Resultados del ACP realizado sobre las variables seleccionadas con el Anova. IE: índice de estabilidad; BSF: bacterias solubilizadoras de fosfato; DA: densidad aparente; HT: recuento de heterótrofos totales; C: carbono orgánico del suelo; DGM: diámetro geométrico medio; DPM: diámetro ponderado medio; H: humedad; ADH: actividad de deshidrogenasa y ACT: recuento de actinomicetos. Los parámetros con † indican los mayores autovectores o valores de carga generados por cada CP.

	CP 1	CP 2	CP 3
Valores propios	5.54	2.22	1.29
% Varianza	46.15 %	18.46 %	11 %
Varianza acumulada		75.6 %	
Propiedades del suelo-valores de carga en cada CP			
pH	0.877 †	0.113	-0.170
IE	-0.825†	0.119	0.325
BSF	0.774†	0.366	-0.010
DA	-0.765†	0.130	-0.162
HT	0.509	0.728 †	0.335
C	0.710	-0.479	0.070
DGM	-0.705	0.422	0.239
DPM	-0.661	0.542	0.265
H	0.625	0.417	-0.229
ADH	-0.526	-0.010	-0.791 †
ACT	0.189	-0.658	0.309

Tabla 4. ICS calculados con los tres CMD construidos (3, 5 y 6 indicadores) en los diferentes agroecosistemas (n=4). PA= pastizal; GU= cultivo de guatila, PO=policultivo, CA= cultivo de café orgánico y GA= guaduales

Agroecosistemas	CMD (3)	CMD (5)	CMD (6)
PO	0.88 a A	0.83 a A	0.83 a A
CA	0.86 a A	0.80 a A	0.79 ab A
PA	0.71 b B	0.77 b A	0.74 b AB
GU	0.90 a A	0.74 b B	0.77 ab AB
GA	0.88 a A	0.84 a A	0.87 a A

en cada fila indican diferencias significativas en los ICS para cada agroecosistema para cada CMD analizado (Kruskall-Wallis $p < 0.05$; bonferrini).

Contribución de los indicadores al índice de calidad de suelos

El porcentaje de contribución de los indicadores en la formación del ICS en los diferentes agroecosistemas se presentó a través de una gráfica radial, usando los tres CMD (figura 2). Para el CMD de tres

indicadores se evidenció que el pH tuvo la mayor contribución (60-40 %) en la diferenciación entre los SP, seguido de los HT con el 20 %, y la menor contribución para la actividad de la ADH. Mientras que en el CMD de cinco y seis indicadores se observaron diferencias de la contribución en los diferentes agroecosistemas, para cinco indicadores: BSF (18-10 %) > pH (14-19 %) > DA (13-18 %) > IE (10-19 %) > ADH (9-14 %), y para seis indicadores: HT (15-23 %) > BSF (14-15 %) > pH (11-13 %) > DA (10-13 %) > IE (8-14 %) > ADH (7-11 %).

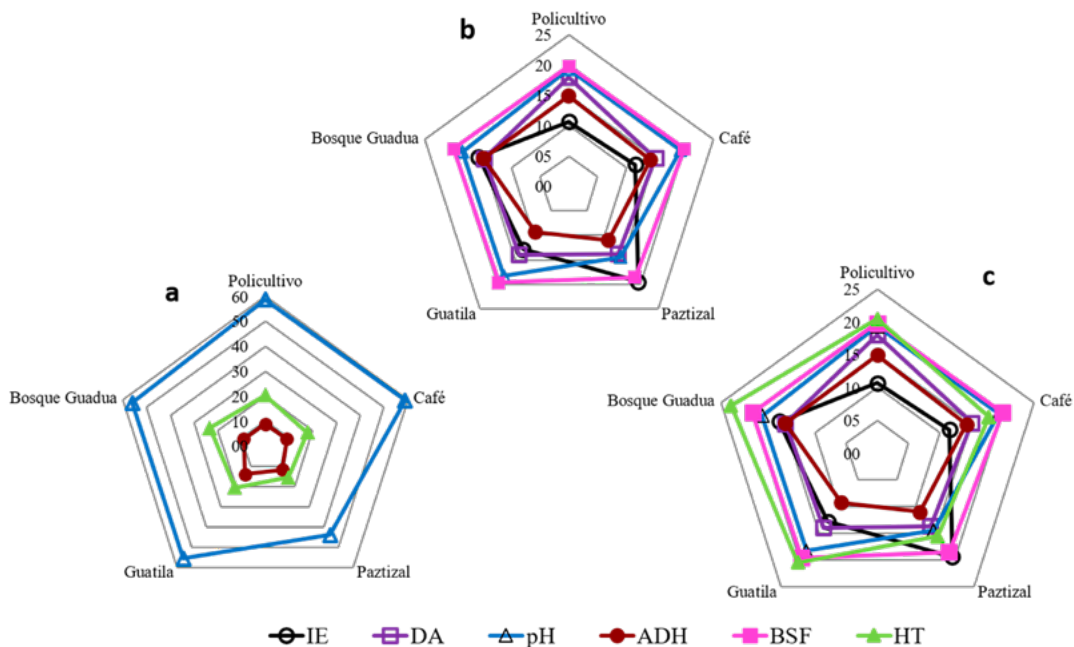


Figura 2. Contribución relativa (porcentaje) de los indicadores seleccionados en la determinación del índice de calidad de suelos para los CMD con tres (a), cinco (b) y seis indicadores (c) para los SP evaluados. IE= índice de estabilidad; DA= densidad aparente; pH; ADH= actividad deshidrogenasa; BSF= bacterias solubilizadoras de fosfato; HT= heterótrofos.

DISCUSIÓN

Estudios previos han determinado índices de calidad edáfica en distintos agroecosistemas, para lo cual se han empleado un número variado de indicadores (en cuanto a número y tipo de indicadores). Se resalta que no hay estandarización ni homogenización para el proceso de selección del CMD, dado que los indicadores varían significativamente y dependen del contexto de la investigación, así como de factores inherentes al suelo y su manejo; y, finalmente, algunos no cumplen con todos los criterios que debe efectuar un indicador ideal de calidad de suelos (Andrews *et al.*, 2002; Pulido *et al.*, 2017; Vallejo, 2013).

Puglisi *et al.*, (2006) calcularon tres índices en diferentes sitios agrícolas contaminados con desechos industriales y municipales usando como indicadores siete actividades enzimáticas. Sus resultados mostraron que el ICS constituido con tres indicadores (β -glucosidasa, fosfatasa y ureasa) discriminó los suelos alterados de los controles con mayores puntuaciones, contrario a los otros ICS con siete y cuatro indicadores. Por su parte, Mishra *et al.*, (2018) incluyeron cuatro variables fisicoquímicas al CMD para el cálculo del ICS en bosques tropicales caducifolios en India, siendo estas: la conductividad eléctrica, la densidad aparente, el Mg intercambiable y el P disponible. Similarmente, Zhang *et al.* (2016) conformaron su índice de calidad en suelos en humedales costeros en el delta del río amarillo en China a partir de cinco indicadores, siendo estos: el contenido de carbono orgánico, la conductividad eléctrica, el contenido de Mg, la concentración de N-NO_3^- y de azufre, provenientes de 13 propiedades totales del suelo. Liu *et al.* (2014) evaluaron la calidad del suelo en arrozceras empleando un CMD que incluyó las siguientes variables: nitrógeno total, el pH, contenido de Si y Zn disponible y el carbono de la biomasa microbiana, de 21 variables de suelos inicialmente valoradas. Finalmente, Nosrati (2013) evaluó la calidad del suelo en distintos usos del suelo y erosión en Irán, quienes seleccionaron

nueve variables o indicadores para el cálculo del índice de calidad, siendo estas: el carbono orgánico, nitrógeno total, actividad ureasa, la β -glucosidasa, fosfatasa alcalina, ADH, contenido de Mn, P y limo.

En el presente estudio se evidenció que los valores de los ICS fueron significativamente mayores cuando se usaron un menor número de indicadores (tres) en comparación con los CMD conformados por cinco o seis indicadores; lo que permitió, discriminar y evidenciar mejor las diferencias entre los agroecosistemas comparados. Este resultado es comparable con Askari y Holden (2014) quienes encontraron el mejor ICS calculado a partir de un CMD conformado por tres variables en su caso carbono orgánico (C), relación de carbono y nitrógeno y la densidad aparente (DA) a partir de siete indicadores iniciales. Por su parte, Singh *et al.* (2014) enunciaron tres categorías principales para los ICS en categorías como baja, media y alta. En condiciones naturales los suelos de bosque y pastizales tienen una "alta" calidad con un $\text{ICS} > 0.75$, mientras que agroecosistemas bajo manejo convencional corresponderían a una categoría "baja" con un $\text{ICS} < 0.50$, y los aquellos manejos sostenibles recientemente convertidos o en proceso de reconversión podrían estar en una categoría "media" con un $0.50 < \text{ICS} < 0.75$. Según esta clasificación, para esta investigación el PO, GA y CA representaron agroecosistemas de una alta calidad, siendo los $\text{ICS} > 0.75$. Por su parte, el PA y GU variaron entre una calidad media y baja dependiendo del tipo de CMD usado en el cálculo.

Estudios similares llevados a cabo por Rahmani-pour *et al.* (2014), seleccionaron un CMD de cinco indicadores, partiendo de 10 variables; de manera similar, Yu *et al.* (2018) formaron un CMD de cuatro indicadores, de un conjunto de datos inicial de 13 propiedades. Nuestros resultados mostraron mayores valores de ICS para PO y CA, caracterizados por llevar a cabo prácticas agroecológicas, incluso con valores similares al GA. Estos resultados se comparan con los de Glover, Reganold y Andrews (2000), quienes evaluaron prácticas de

manejo convencional, integrado y orgánico en las propiedades del suelo en huertos de manzanas, encontrando mayores valores de los ICS en sistemas con una labranza mínima. De igual forma, [Lima et al. \(2013\)](#), estudiaron diferentes sistemas de manejo para el arroz (labranza convencional, pregerminado y sin labranza) y encontraron los ICS más bajos en los sistemas convencionales, asociados a una menor actividad biológica.

Los bajos valores en el ICS del PA podrían estar relacionado con las actividades o el manejo al cual había sido sometido este agroecosistema, al ser un monocultivo, altamente dependiente de insumos químicos externos y del uso de maquinaria agrícola, lo cual se ha reportado previamente que genera un deterioro en la calidad del suelo ([Vallejo et al., 2012](#); [Askari y Holden, 2014](#); [Vallejo et al., 2018](#)). Por su parte, las diferencias entre el GU y PA podrían estar relacionadas con el periodo de descanso en el PA, lo cual favorece la recuperación de la estabilidad estructural e incrementa la actividad enzimática ([Raiesi y Salek-Gilani, 2018](#)).

El pH fue el indicador químico con mayor contribución en el cálculo del ICS para CMD con tres indicadores, mientras que los indicadores biológicos como BSF y HT fueron los de mayor contribución para cinco y seis indicadores respectivamente. El pH del suelo es una de las propiedades más importantes para determinar la calidad del suelo, dado que influye directamente en las reacciones químicas del suelo, en la disponibilidad de nutrientes y controla la diversidad y actividad de los microorganismos que desempeñan importantes funciones en el suelo ([Zhijun et al., 2018](#)). Así mismo, es una variable que responde a diferentes cambios en el manejo en distintos agroecosistemas, particularmente en aquellos que son dependientes del uso de fertilizantes químicos ([Navas et al., 2011](#); [Vallejo et al., 2012](#); [Gutiérrez, Cardona y Monsalve, 2017](#)). Así es como el pH ha sido incluido de forma habitual en los estudios y monitoreos de suelo y en las bases de datos existentes, siendo una propiedad de fácil determinación tanto en campo como en laboratorio; así mismo, el procedimiento

o metodología es económico en comparación con otro tipo de indicadores químicos ([Schoenholtz, Miegroet y Burger, 2000](#); [Gutiérrez et al., 2017](#)).

Por su parte, las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo son más dinámicas y sensibles a las perturbaciones ambientales y a los cambios de manejo y uso del suelo, respondiendo rápidamente a dichos cambios; por ello, tienen la ventaja de servir como señales tempranas de degradación y pérdida de calidad edáfica ([Vallejo et al., 2011](#)). Las enzimas intervienen en la mayoría de los procesos que tienen lugar en el suelo y las funciones que realizan son de gran relevancia. Son responsables de la formación de moléculas orgánicas y particularmente tienen una participación vital en el ciclo nitrógeno, fósforo y carbono. Particularmente, la actividad de la deshidrogenasa permite, de manera global, tener una idea de los procesos microbianos que ocurren en el suelo debido a que se encuentran presentes únicamente en sistemas vivos, que indican, además, la tasa de oxidación de la materia orgánica. Es por esto que, debido a su relación con procesos de gran importancia en el suelo, la determinación de la actividad enzimática ha sido estudiada como un indicador de diferentes condiciones de calidad edáfica en agroecosistemas ([Puglisi et al., 2006](#); [Nosrati, 2013](#); [Vallejo et al., 2018](#)).

En contraste, la densidad de heterótrofos totales es otro indicador de gran relevancia en estudios de calidad de suelos, ya que responde rápidamente a cambios en la cantidad y tipo de residuos vegetales, al tipo de fertilización, química u orgánica, lo cual altera la disponibilidad de recursos energéticos requeridos para el crecimiento y actividad de estos microorganismos; así como a cambios con respecto a propiedades como el porcentaje de humedad, el porcentaje de C orgánico y N total y el pH, las cuales se ven muy afectados en sistemas bajo manejo convencional ([Vallejo et al., 2018](#)).

Finalmente, la densidad de BSF es un indicador de gran relevancia pues aumentan la cantidad fósforo que, al ser hidrolizado con enzimas como las fitasas, facilitan la movilidad de este elemento

en el suelo y lo transforman en un compuesto accesible para la planta. Razón por la cual constituyen una excelente alternativa para reducir la cantidad de fertilizantes aplicados a diferentes cultivos (Corrales, Arévalo y Moreno, 2014). De manera general, las prácticas agrícolas de conservación que involucran las rotaciones de cultivos, labranza cero, los cultivos de cobertura, el uso de abonos de animales, mantienen o aumentan la calidad del suelo al evidenciarse un incremento de la biodiversidad, particularmente, de muchos grupos funcionales microbianos (Cubillos *et al.*, 2016; Ashworth *et al.*, 2017).

CONCLUSIONES

Independiente del número de indicadores, los agroecosistemas con mayor calidad fueron el policultivo y los guaduales. La diferenciación entre agroecosistemas fue más evidente y significativa cuando se emplearon solo tres variables (conjunto mínimo de datos) en el índice de calidad de suelos. Las variables que se mantuvieron en los tres conjuntos mínimos de datos fueron: la densidad aparente, el índice de estabilidad, el pH, la actividad deshidrogenasa, la densidad de heterótrofos y bacterias solubilizadoras de fosfato. Estos indicadores son recomendables para ser utilizados en futuros estudios para evaluar la calidad de los suelos de la región, convirtiéndose en herramientas muy útiles para caracterizar y diagnosticar distintos manejos, tendientes a aumentar la productividad agrícola y a favorecer la sostenibilidad y la conservación del suelo. En este estudio se pudo evidenciar que un grupo de datos de tres, cinco o seis variables son suficientes para proporcionar información del estado general de los suelos en agroecosistemas, lo cual ayudará a en el establecimiento de sistemas de alerta y monitoreo al requerir un menor número de variables, reduciendo tiempo y costos de análisis.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Victoria Eugenia Vallejo Quintero y Laura Natali Afanador-Barajas idearon y lideraron la presente investigación. Victoria Eugenia Vallejo Quintero, Laura Natali Afanador-Barajas, Dainer Andrés Coca Peña, Andrés Felipe Vargas Giraldo, María Fernanda Bautista Murcia y Angélica Mendoza Hernández realizaron muestreos y mediciones en campo. Dainer Andrés Coca Peña, Andrés Felipe Vargas Giraldo, María Fernanda Bautista Murcia y Angélica Mendoza Hernández determinaron las características físicas, químicas y biológicas. Laura Natali Afanador-Barajas realizó los cálculos para la determinación de los ICS; y junto con Victoria Eugenia Vallejo Quintero realizaron la estadística y redactaron el manuscrito. Todos los autores contribuyeron a la discusión de los borradores.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Central, Facultad de Ingeniería y Ciencias Básicas por la financiación del presente estudio (código No 20301119). Así mismo, agradecemos a la Congregación de Hermanas de la Caridad Dominicanas de la Presentación, finca Nazareth, Vereda Petaluma, municipio de Cachipay.

REFERENCIAS

Andrews, S., Karlen, D. y Mitchell, J. (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture ecosystems & environment*, 90 (1), 25-45. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8)

- Ashworth, A., DeBruyn, J., Allen, F., Radosevich, M. y Owens, P.** (2017). Microbial community structure is affected by cropping sequences and poultry litter under long-term no-tillage. *Soil Biology Biochemistry*, 114, 210-219.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.07.019>
- Askari M. y Holden, N.** (2014). Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management. *Geoderma*, 230, 131-142.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.019>
- Cantú, M., Becker, A., Bedano, J. y Schiavo, H.** (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo*, 25(2), 173-178. Recuperado de
http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672007000200008&lng=es&tlng=es
- Casida, L., Klein, D. y Santoro, T.** (1964). Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*, 98(6), 371-376.
<https://doi.org/10.1097/00010694-196412000-00004>
- Chen, Y., Wang, H., Zhou, J., Xing, L., Zhu, B., Zhao, Y. y Chen, X.** (2013). Minimum Data Set for Assessing Soil Quality in Farmland of Northeast China. *Pedosphere*, 23(5), 564-576.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60050-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60050-8)
- Corrales, L., Arévalo, Z. y Moreno, V.** (2014). Solubilización de fosfatos: una función microbiana importante en el desarrollo vegetal. *Nova*, 12(21), 68-79. Recuperado de
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-24702014000100006&nrm=iso
- Cubillos, A., Vallejo, V., Arbeli, Z., Terán, W., Dick, R., Molina, C., Molina, E. y Roldan, F.** (2016). Effect of the conversion of conventional pasture to intensive silvopastoral systems on edaphic bacterial and ammonia oxidizer communities in Colombia. *European Journal Soil Biology*, 72, 42-50.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.12.003>
- Doran, J. y Parkin, T.** (1994). Defining and assessing soil quality. En: J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek y B. A. Stewart (eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (pp. 3-21). SSSA Special Publication Number 35.. Madison, Wisconsin, EE. UU.: Soil Science Society of America Inc.
<https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- EOT Cachopay** (2008). *Esquema de ordenamiento territorial Cachipay Cundinamarca 2008-2011*. 417 p. Recuperado de
http://cdim.esap.edu.co/BancoConocimiento/C/cachipay_-_cundinamarca_-_eot_-_2008/cachipay_-_cundinamarca_-_eot_-_2008.asp
- Estrada-Herrera, I., Hidalgo-Moreno, C., Guzmán-Plazola, R., Almaraz Suárez, J., Navarro-Garza, H. y Etchevers-Barra, J.** (2017). Indicadores de calidad de suelo para evaluar su fertilidad. *Agrociencia*, 51, 813-831. Recuperado de
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952017000800813&nrm=iso
- Fernandes, J., Gamero, C., Rodrigues, J. y Mirás-Avalos, J.** (2011). Determination of the quality index of a Paleudult under sunflower culture and different management systems. *Soil and Tillage Research*, 112(2), 167-174.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2011.01.001>
- Flores, L. y Alcalá, J.** (2010). *Manual de procedimientos analíticos: laboratorio de física de suelos*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geología. 56 p.
- García, Y., Ramírez, W. y Sánchez, S.** (2012). Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos y Forrajes*, 35(2), 125-138. Recuperado de
http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942012000200001&lng=es&tlng=es
- Ghaemi, M., Astarai, A., Emami, H., Nassiri-Mahallati, M. y Sanaeinejad, S.** (2014). Determining soil indicators for soil sustainability assessment using principal component analysis of Astan Qudseast of Mashhad- Iran. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 14(4), 987-1004.
<https://doi.org/10.4067/S0718-95162014005000077>
- Glover, J., Reganold, J. y Andrews, P.** (2000). Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture Ecosystems Environment*, 80(1-2), 29-45.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00131-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00131-6)

- Goodfellow, M. y Williams, S.** (1983). Ecology of actinomycetes. *Annual Review of Microbiology*, 37, 189-216.
<https://doi.org/10.1146/annurev.mi.37.100183.001201>
- Guo, L., Sun, Z., Ouyang, Z., Han, D. y Li, F.** (2017). A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River. *Catena*, 152, 135-143.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.015>
- Gutiérrez, J., Cardona, Q. y Monsalve, O.** (2017). Potencial en el uso de las propiedades químicas como indicadores de calidad de suelo. Una revisión. *Revista Colombiana Ciencias Hortícolas*, 11(2), 450-458.
<https://doi.org/10.17584/rcch.2017v11i2.5719>
- Hammer, Ø., Harper, D. y Ryan, P.** (2012). PAST Paleontological Statistics version 2.16. Software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4(1), 1-9. Recuperado de <http://folk.uio.no/ohammer/past/>
- Karlen, D. y Stott, D.** (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. En: J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek y B.A. Stewart, (eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (pp. 53-72). Madison, SSSA.
- Lê, S., Josse, J. y Husson, F.** (2008). FactoMine R: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of statistical software*, 25(1), 1-18.
<https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Lima, A., Brussaard, L., Totola, M., Hoogmoed, W. y Goede, R.** (2013). A functional evaluation of three indicators sets for assessing soil quality. *Applied Soil Ecology*, 64, 194-200.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.12.009>
- Liu, Z., Zhou, W., Shen, J., Li, S., Liang, G., Wang, X., Sun, J. y Ai, C.** (2014). Soil quality assessment of acid sulfate paddy soils with different productivities in Guangdong Province, China. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(1), 177-186.
[https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60594-8](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60594-8)
- Mandal, U., Warrington, D., Bhardwaj, A., Bar-Tal, A., Kautsky, L., Minz, D. y Levy, G.** (2008). Evaluating impact of irrigation water quality on a calcareous clay soil using principal component analysis. *Geoderma*, 144(1-2), 189-197.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.014>
- Masto, R., Chhonkar, P., Singh, D. y Patra, A.** (2007). Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 130-142.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.008>
- Mishra, G., Marzaioli, R., Giri, K. y Pandey, S.** (2018). Soil quality assessment across different stands in tropical moist deciduous forests of Nagaland, India. *Journal of Forestry Research*, 1-7.
<https://doi.org/10.1007/s11676-018-0720-8>
- Muñoz-Rojas, M.** (2018). Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 47-52.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.007>
- Mursec, M., Leveque, L., Chaussod, R. y Curmi, P.** (2018). The impact of drip irrigation on soil quality in sloping orchards developed on marl - a case study. *Plant Soil Environment*, 64, 20-25.
<https://doi.org/10.17221/623/2017-pse>
- Nabiollahi, K., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R. y Moradian, S.** (2017). Assessment of soil quality indices for salt-affected agricultural land in Kurdistan Province, Iran. *Ecological Indicators*, 83, 482-494.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.001>
- Nautiyal, S.** (1999). An efficient microbiological growth medium for screening phosphate solubilizing microorganisms. *FEMS Microbiology Letters*, 170(1), 265-270.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(98\)00555-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(98)00555-2)
- Navas, M., Benito, M., Rodríguez, I. y Masaguer, A.** (2011). Effect of five forage legume covers on soil quality at the Eastern plains of Venezuela. *Applied Soil Ecology*, 49, 242-249.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.04.017>
- Nosrati, K.** (2013). Assessing soil quality indicator under different land use and soil erosion using multivariate statistical techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(4), 2895-2907.
<https://doi.org/10.1007/s10661-012-2758-y>

- Obade, V. y Lal, R.** (2016). Towards a standard technique for soil quality assessment. *Geoderma*, 265, 96-102.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.023>
- Puglisi E., Del Re, A., Rao, M. y Gianfreda, L.** (2006). Development and validation of numerical indexes integrating enzyme activities of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 1673-1681.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.021>
- Pulido, M., Schnabel, S., Contador, F., Lozano-Parra, J y Gómez-Gutiérrez, A.** (2017). Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). *Ecological Indicators*, 74, 49-61.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.016>
- R Development Core Team** (2016). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.R-project.org/>
- Raiesi, F. y Salek-Gilani, S.** (2018). The potential activity of soil extracellular enzymes as an indicator for ecological restoration of rangeland soils after agricultural abandonment. *Applied Soil Ecology*, 126, 140-147.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.022>
- Rahmanipour, F., Marzaioli, R., Bahrami, H., Fereidou- ni, Z. y Bandarabadi, S.** (2014). Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. *Ecological Indicators*, 40, 19-26.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.12.003>
- Ramette, A.** (2007). Multivariate analyses in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology*, 62, 142-160.
<https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2007.00375.x>
- Rezaei, S., Gilkes, J. y Andrews, S.** (2006). A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma*, 136(1-2), 229-234.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.021>
- Singh, A., Bordoloi, L., Kumar, M., Hazarika, S. y Par- mar, B.** (2014). Land use impact on soil quality in eastern Himalayan region of India. *Environmental Monitoring Assessment*, 186(4), 2013-2024.
<https://doi.org/10.1007/s10661-013-3514-7>
- Schoenholtz, S., Miegroet, H. V. y Burger, J.** (2000). A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3), 335-356.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00423-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00423-0)
- Vallejo V.** (2013). Importancia y utilidad de la evaluación de la calidad de suelos mediante el componente microbiano: experiencias en sistemas silvopastoriles. *Colombia Forestal*, 16(1), 83-99.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2013.1.a06>
- Vallejo, V., Gómez, M., Cubillos, A. y Roldán, F.** (2011). Effect of land use on the density of nitrifying and denitrifying bacteria in the Colombian Coffee Region. *Agronomía Colombiana*, 29, 455-463. Recuperado de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-99652011000300015&lng=es&tlng=.](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-99652011000300015&lng=es&tlng=)
- Vallejo, V., Arbeli, Z., Terán, W., Lorenz, N., Dick, R. y Roldan, F.** (2012). Effect of land management and *Prosopis juliflora* (Sw.) DC trees on soil microbial community and enzymatic activities in intensive silvopastoral systems of Colombia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 150, 139-148.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.022>
- Vallejo, V., Afanador, L., Hernández, M. y Parra, D.** (2018). Efecto de la implementación de diferentes sistemas agrícolas sobre la calidad del suelo en el municipio de Cachipay, Cundinamarca, Colombia. *Bioagro*, 30(1), 27-38. Recuperado de [http://www.ucla.edu.ve/bioagro/Rev30\(1\)/3.%20ms%201718.pdf](http://www.ucla.edu.ve/bioagro/Rev30(1)/3.%20ms%201718.pdf)
- Wilson, M. G.** (2017). *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina*. Buenos Aires: Ediciones INTA. p. 285. Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/manual_ics_final.pdf
- Wymore, A. W.** (1993). *Model-Based Systems Engineering: An introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the Tricotyledon theory of system design*. Boca Raton, Florida, EE. UU.: CRC Press. 710 p.

Yu, P., Liu, S., Zhang, L., Li, Q. y Zhou, D. (2018). Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. *Science of the Total Environment*, 616-617, 564-571.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.301>

Zhang, G., Bai, J., Xi, M., Zhao Q., Lu, Q. y Jia, J. (2016). Soil quality assessment of coastal wetlands in the Yellow River Delta of China based on the minimum data set. *Ecological Indicators*, 66, 458-466.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.046>

Zhijun, H., Selvalakshmi, S., Vasu, D., Liu, Q., Cheng, H., Guo, F. y Ma, X. (2018). Identification of indicators for evaluating and monitoring the effects of Chinese fir monoculture plantations on soil quality. *Ecological Indicators*, 93, 547-554.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.034>








UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Modelamiento de nichos ecológicos de flora amenazada para escenarios de cambio climático en el departamento de Tacna - Perú

Modeling ecological niches of threatened flora for climate change scenarios in Tacna department - Peru

Marco Alberto Navarro Guzmán¹ , Cesar Augusto Jove Chipana² 
y Javier Máximo Ignacio Apaza³ 

Navarro-Guzmán, M.A., Jove-Chipana, C.A. y Apaza, J.M. (2020). Modelamiento de nichos ecológicos de flora amenazada para escenarios de cambio climático en el departamento de Tacna – Perú. *Colombia forestal*, 23(1), 51-67.

Recepción: 7 de mayo 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2019

Resumen

A pesar de la numerosa información científica sobre cambio climático mundial, no existen estudios que demuestren los efectos sobre la biodiversidad a menor escala. Por ello, utilizando 19 variables bioclimáticas, cinco de radiación solar, altitud, software especializado (MaxEnt) y coordenadas geográficas de presencia de cinco especies de flora categorizada verificadas en campo se modelaron sus nichos ecológicos actuales y proyectados a los cuatro escenarios futuros de emisiones (2050 y 2070). Se demostró que el de *Buddleja coriacea* disminuirá en más del 80 % por las variaciones futuras de precipitación y temperatura consecuencia del cambio climático, mientras que *Carica candicans*, *Haplorhus peruviana*, *Kageneckia lanceolata* y *Weberbauerella brongniartioides* se mantendrán e incrementarán, deduciéndose que sus categorías de amenaza derivan principalmente por actividad antropogénica. Estos modelos mejoran significativamente la comprensión del funcionamiento ecosistémico, otorgando información útil para diseñar políticas y acciones de

conservación que orienten la gestión territorial hacia la estrategia de adaptación basada en ecosistemas.

Palabras clave: GEI, MaxEnt, Peligro Crítico, RCP, Tacna, Worldclim.

Abstract

Despite the numerous scientific information on global climate change, there are no studies that show effects on biodiversity on a smaller scale. Therefore, using 19 bioclimatic variables, five solar radiation, altitude, specialized software (MaxEnt) and geographical coordinates of the presence of five species of categorized flora verified in the field, their current ecological niches were modeled and projected to the four future emission scenarios (2050 and 2070) showing that *Buddleja coriacea* will decrease by more than 80 % due to future variations in precipitation and temperature due to climate change, while *Carica candicans*, *Haplorhus peruviana*, *Kageneckia lanceolata* and *Weberbauerella brongniartioides* will remain and increase, deducing that its threat categories derive mainly from anthropogenic activity.

1 Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Latinoamericana CIMA de Tacna. Tacna, Perú. mnavarro@cima.edu.pe. Autor para correspondencia.

2 Herbario Takana, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann de Tacna. Tacna, Perú. cesarjove@gmail.com

3 Herbario Takana, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann de Tacna. Tacna, Perú. jmignacionet@gmail.com

These models significantly improve the understanding of ecosystem functioning, providing useful information to design conservation policies and actions

that guide territorial management towards the Ecosystem-based Adaptation strategy.

Keywords: GEI, MaxEnt, Critically Endangered, RCP, Tacna, Worldclim.

INTRODUCCIÓN

Según el [Minam \(2015\)](#), los impactos del cambio climático son hechos innegables y evidentes que afectan a los ecosistemas, diversidad biológica, la base de recursos naturales, su distribución geográfica, la estructura productiva y de servicios, así como la infraestructura económica y social, la salud y bienestar de la población, familias e individuos. En zonas altoandinas los efectos a la biodiversidad son aún mayores, ya que según [Castaño \(2002\)](#) la fragilidad del espacio reducido y específico se vuelve un agravante para la flora y la fauna. [Kappelle y Horn \(2005\)](#) indican que cuando las condiciones no permiten la migración altitudinal de las especies, el ecosistema es igual de vulnerable que una isla pequeña incrementando el riesgo a la extinción.

Se considera que una especie de flora se encuentra amenazada cuando sus poblaciones silvestres se reducen extremadamente por el desarrollo de actividades humanas o por efecto del cambio climático, y son protegidas estatalmente con base en las clasificaciones en el que se incluyen criterios de la [UICN \(2012\)](#) como son: peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerable (VU) y casi amenazado (NT) como la lista oficial de especies de flora categorizada del Perú ([Decreto Supremo N.º043-2006-AG, 2006](#)). Además, existe el *Lista de especies de flora silvestre Cites* que tiene la finalidad de velar por que el comercio internacional de especímenes silvestres no constituya una amenaza para su supervivencia, en el cual se ofrecen diversos grados de protección a más de 30 000 especies en el ámbito mundial ([Minam, 2018](#)).

Este grado de amenaza puede incrementarse debido al aumento de emisiones de GEI que el

[IPCC \(2013\)](#) las define como las cuatro trayectorias de concentración representativas (RCP por sus siglas en inglés) en función de la concentración de CO₂ en la atmosfera (forzamiento radiactivo total para el 2100 que oscilará entre 2.6 y 8.5 W.m⁻² y será mayor que en la actualidad). Las RCP comprenden un escenario en el que los esfuerzos en mitigación conducen a un nivel de forzamiento muy bajo (RCP2.6), dos escenarios de estabilización (RCP4.5 y RCP6.0) y un escenario con un nivel muy alto de emisiones de GEI (RCP8.5). Las proyecciones de temperatura y precipitación en estos RCP han sido publicadas en el [Worldclim \(2016\)](#) útiles para el mapeo y modelado espacial.

Entonces, siendo el departamento de Tacna de poca superficie territorial, en el cual se presentan variaciones de temperaturas en diversas zonas, p. ej. La Yarada, ([Senamhi, 2010](#)) con variaciones extremas máximas y mínimas de entre 1 °C y 1.3 °C, es que se le ha considerado como uno de los primeros departamentos en donde ya se evidencian los efectos del cambio climático. Por lo anterior, el gobierno regional de Tacna (Gore Tacna), elaboró su *Estrategia regional de cambio climático* (ERCC) aprobada mediante [Ordenanza Regional N.º 005-2015-CR/GOB. REG. TACNA \(2015\)](#).

En este contexto es válido preguntarse ¿cuál será la distribución geográfica actual de los nichos ecológicos de las especies de flora silvestre categorizada CR del departamento de Tacna y como cambiarán frente a las variaciones climáticas en las cuatro RCP del año 2050 y 2070?

Como respuesta se realizó el modelamiento actual y proyectado de los nichos ecológicos de las especies categorizadas CR utilizando el software MaxEnt, los datos de ocurrencia de campo y del estudio *Zonificación ecológica y económica*

(ZEE) Tacna ([Ordenanza Regional N.º 016-2012-CR/GOB. REG. TACNA, 2013](#)) y un conjunto de variables ambientales (bioclimáticas, altitud, radiación solar, etc.) actuales y proyectadas a los RCP futuros. La información científica obtenida servirá para que se diseñen, a nivel departamental, adecuados planes de gestión territorial con eficientes medidas de adaptación y mitigación al cambio climático, que estén estrechamente vinculadas con la conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El departamento de Tacna está localizado en el extremo sur del Perú, limita por el noroeste con Moquegua, por el noreste con Puno, por el sur con la República de Chile, por el este con la República de Bolivia y por el oeste con el océano Pacífico ([figura 1](#)). Tiene una superficie territorial de 16

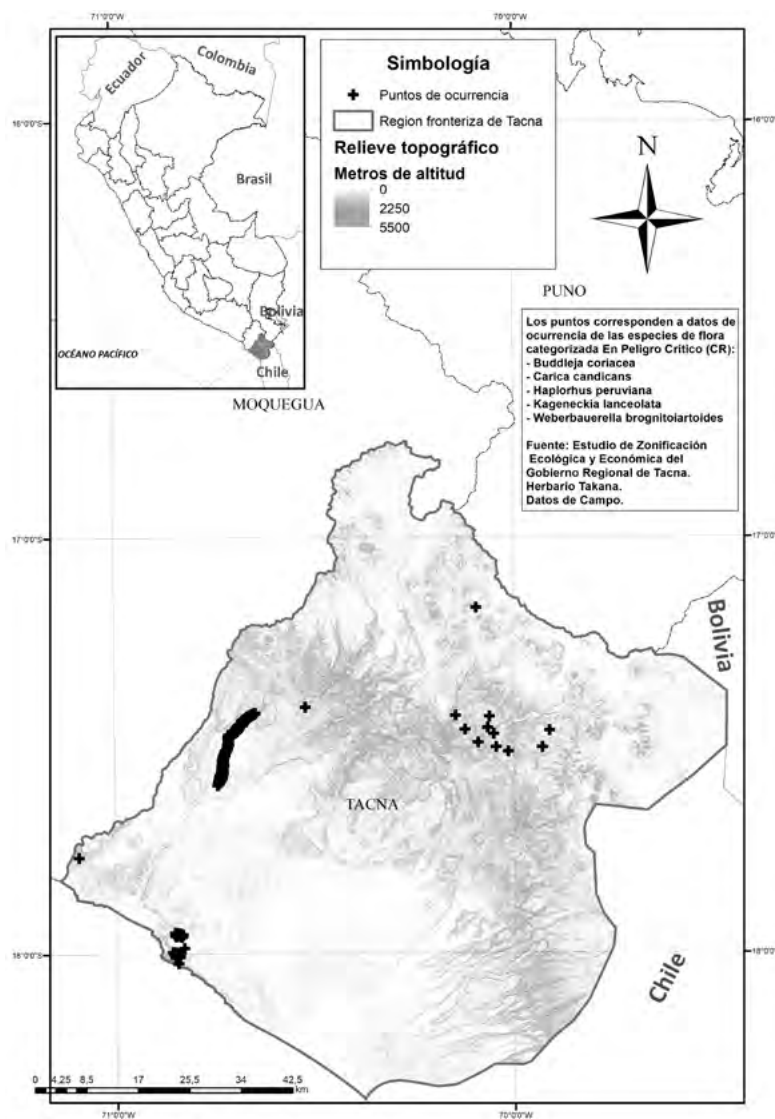


Figura 1. Mapa de localización estratégica del departamento de Tacna en Sudamérica y de distribución de las coordenadas geográficas en las que fueron reportadas las especies de flora categorizada (CR) evaluadas al interior del área de estudio.

075.73 km² que representa el 1.25 % del país y está dividida en cuatro provincias: Tacna, Tarata, Candarave y Jorge Basadre ([Gobierno Regional de Tacna, 2014](#)).

Especies de flora silvestre categorizada evaluadas

De acuerdo con la lista oficial de especies de flora categorizada del Perú ([Decreto Supremo N.º043-2006-AG, 2006](#)), en el departamento de Tacna se encuentran dentro de la categoría en peligro crítico (CR) a *Buddleja coriacea* J. Remy, *Carica candicans* A. Gray, *Haplorhus peruviana* Engl, *Kageneckia lanceolata* Ruiz & Pav y *Weberbauerella brogniartioides* Ulbr. La cantidad de ocurrencias o coordenadas de ubicación geográfica para cada especie categorizada CR que se reportaron en la ZEE Tacna se presenta en la [tabla 1](#), y estas fueron contrastadas con información técnica no publicada del Herbario Takana, informes técnicos de estudios poblacionales de biodiversidad realizados por el Gore Tacna, así como el estudio poblacional de *C. candicans* realizado por [Franco \(2013\)](#). Del mismo modo, se realizaron 10 salidas de campo con 60 puntos de búsqueda, observación y fotografiado de las especies (sin colecta) para confirmar su presencia/ausencia en las coordenadas referidas, las cuales se presentan en la [figura 1](#). Respecto a la importancia de las especies categorizadas

evaluadas, *B. coriacea* y *K. lanceolata* son especies forestales proveedoras de madera de excelente calidad, utilizadas en construcción de vigas, puertas, ventanas, dinteles y herramientas agrícolas (yun-tas, arados, tacllas) así como artesanías y utilería; igualmente, es común verlo en compuertas y partes de los canales de regadío, además su leña y carbón son de excelente calidad ([Reynel y León, 1990](#); [Reynel y Marcelo, 2009](#)). Asimismo, *C. candicans* es una planta frondosa y foliosa y juega un papel importante como captadores naturales de niebla, son productores primarios en conjunto con el estrato arbóreo arbustivo y sirven como hábitat o nicho ecológico de organismos que cumplen similares funciones dentro del ecosistema ([Mendoza, 2006](#); [Sagástegui, Rodríguez y Arroyo, 2007](#); [Weberbauer 1945](#)). Respecto a *H. peruviana*, [Pumasupa \(2017\)](#) determinó un stock de carbono de 4.5244 tC.ha⁻¹, demostrando así su importancia como proveedores de servicios ecosistémicos de regulación, mientras que *W. brogniartioides* es endémica para las costas del sur del Perú del que aún no se tienen muchos datos de utilidad de la especie.

Variables ambientales utilizadas

Se utilizaron 19 variables bioclimáticas actuales, las cuales contienen información de la combinación de datos de temperatura y precipitación en

Tabla 1. Nombre científico, nombre común, usos e importancia y número de ocurrencias o coordenadas geográficas de reporte de cada una de las cinco especies de flora categorizada (CR) evaluadas en el modelamiento de nicho ecológico actual y proyectado

Nombre científico	Nombre común	Importancia	Ocurrencias
<i>Buddleja coriacea</i>	Kolle, Quishuar	Ornamental, madera y leña.	1
<i>Carica candicans</i>	Papaya silvestre, mito	Su fruto se utiliza para consumo humano, atrapa niebla.	122
<i>Haplorhus peruviana</i>	Carzo	Servicios ambientales (fijación de CO ₂ , regulación de suelo y climas)	1814
<i>Kageneckia lanceolata</i>	Lloque	Se utiliza su madera para la construcción de herramientas.	11
<i>Weberbauerella brogniartioides</i>	No tiene	Leguminosa con ausencia de estudios ecológicos.	1

diferentes épocas del año. Las mismas variables del año 2050 y 2070 corresponden a proyecciones a mediano y largo plazo de sus respectivos RCP (Hijmans *et al.*, 2005). Bio_1 es la temperatura media anual (°C); Bio_2 es el rango medio diario; Bio_3 es la Isotermalidad; Bio_4 es la estacionalidad de la temperatura; Bio_5 es la temperatura máxima del mes más cálido (°C); Bio_6 es la temperatura mínima del mes más frío (°C); Bio_7 es el rango anual de temperatura; Bio_8 es la temperatura media del cuarto más húmedo (°C); Bio_9 es la temperatura media del cuarto más seco (°C); Bio_10 es la temperatura media del cuarto más caluroso (°C); Bio_11 es la temperatura media del cuarto más frío (°C); Bio_12 es la precipitación anual (mm); Bio_13 es la precipitación del mes más húmedo (mm); Bio_14 es la precipitación del mes más seco (mm); Bio_15 es la estacionalidad en las precipitaciones; Bio_16 es la precipitación del cuarto más húmedo (mm); Bio_17 la precipitación del cuarto más seco (mm); Bio_18 es la precipitación del cuarto más caluroso (mm); y Bio_19 es la precipitación del cuarto más frío (mm). Además, se utilizó la variable ELE, que es la topografía terrestre representada en un raster de la estructura tridimensional de la superficie de la Tierra (Nasa, 2019).

También se utilizaron cinco variables vinculadas a la radiación solar, GHI, que es la irradiación horizontal global, DNI que es la irradiación normal directa, el DIF que representa la irradiación horizontal difusa, el GTI que indica la irradiación global inclinada y TEMP que es la temperatura del aire a dos metros del suelo, obtenidas del atlas *Solar resource data obtained from the Global Solar Atlas, owned by the World Bank Group and provided by Solargis* (World Bank Group, 2019).

Las 25 variables fueron descargadas en formato raster de 1 km² por píxel (Geotiff) para ejecutarles procesos previos al análisis con el software QGIS, como el recorte de cada variable a los límites del área de estudio, la transformación al formato ASCII verificando el número y tamaño de las celdas, filas y columnas, así como la proyección al sistema de coordenadas UTM WGS 84 Zona 19S para los

cálculos geométricos en km² (QGIS Development Team, 2019).

Análisis de datos

El software utilizado para el modelamiento de nichos ecológicos fue el MaxEnt v3.4.1, el cual funciona con algoritmos predictores de la distribución potencial de las especies de acuerdo con las condiciones ambientales (Phillips, Anderson y Shapire, 2006). Los resultados de salida fueron en formato *logistic* por su facilidad de interpretación en programas de información geográfica (Phillips y Dudík, 2008).

Evaluación de modelos

Se utilizó el Area Under the Curve (AUC), estadístico que representa el área total bajo la curva roja del Receiver Operating Characteristic (ROC) y que valida los modelos elaborados en MaxEnt. Los valores de AUC de 0.5 a 0.7 tienen baja confianza, de 0.7-0.9 tienen aplicación útil en el modelo y los mayores a 0.9 tienen alta confianza (Lobo, Jiménez y Real, 2007). Para comprobar el aporte de cada variable de forma individual se utilizó la prueba de Jackknife, el cual tiene la función principal de correr el modelo con cada variable y medir su aporte (Shcheglovitova y Anderson, 2013).

RESULTADOS

Todos los modelos de nicho ecológico obtenidos para las cinco especies de flora categorizada CR elaborados en MaxEnt dieron como resultado valores estadísticos AUC mayores a 0.9, siendo el menor valor 0.905 y el mayor 0.999, estos se consideran modelos predictivos de alta confianza.

Se obtuvieron nueve modelos de nicho ecológico para cada especie (el modelo actual más cuatro proyectados al año 2050 y para el 2070), conformando así un total 45 archivos raster del tipo ASCII que contenían la distribución geográfica de

los nichos ecológicos de las cinco especies, tanto para la actualidad como para los cuatro RCP proyectados. En la [tabla 2](#) se presentan los resultados de cobertura actual del nicho ecológico y el porcentaje de pérdida o ganancia de cobertura en el RCP proyectado. Allí se observa que solo la especie *B. coriacea* tendrá pérdidas de superficie de nicho ecológico en todos los RCP proyectados al 2050 y 2070; mientras que *C. candicans* y *W. brongniartioides* presentan ganancia de superficie en todos los escenarios evaluados. *H. peruviana* demuestra pérdida de superficie de su nicho ecológico en los tres primeros escenarios del 2050, pero a partir del RCP8.5 estos tienden a volverse positivos (ganancia), mientras que *K. lanceolata* también presenta ganancia en todas las proyecciones RCP. En la misma [tabla 2](#) se presentan los resultados de la prueba de Jackknife, resaltándose

a aquella variable que aporte mayor información al modelamiento de los nichos ecológicos por especie. Se evidencia que predominan las variables bioclimáticas, en especial las de precipitación.

DISCUSIÓN

Los resultados de AUC obtenidos durante el modelamiento de nicho ecológico de las cinco especies categorizadas CR del departamento de Tacna (mayores a 0.9) demuestran alta confiabilidad (Phillips *et al.*, 2006) como los resultados de Reynoso *et al.* (2018) de 0.882 para *Pinus oocarpa* y 0.947 para *Pinus pseudostrobus*; o como los de Wan *et al.* (2015) entre 0.7 y 0.9 para *Pinus koraiensis* y *Eleutherococcus senticosus*; o los de Ibarra *et al.* (2016) para *Coryphantha chihuahuensis* de 0.9. Todo esto

Tabla 2. Resultados obtenidos en la predicción de los nichos ecológico para las especies de flora categorizada (CR). La fila km² representa la superficie actual de cada especie. Las filas % representan la ganancia o pérdida (según signo) de superficie de los nichos ecológicos de las especies en los RCP del año 2050 y 2070. Las filas Var indica el nombre de las variables que contribuyeron con mayor información en el diseño del modelo de nicho ecológico, según la prueba de Jackknife realizado con el MaxEnt

Año	RCP	Valor	Especies de flora categorizada CR evaluadas				
			<i>B. coriacea</i>	<i>C. candicans</i>	<i>H. peruviana</i>	<i>K. lanceolata</i>	<i>W. brongniartioides</i>
2050	Actual	km ²	540.98	75.47	254.05	1135.55	185.94
		Var	Bio_1	Bio_12	Bio_12	Bio_13	DNI
	2.6	%	-77.69	34.37	-5.96	31.92	473.79
		Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_16	Bio_18
	4.5	%	-58.35	22.72	-13.62	35.69	497.50
		Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_13	Bio_18
	6.0	%	-86.19	24.44	-9.94	29.83	421.59
		Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_18	Bio_18
	8.5	%	-58.97	39.59	12.33	16.73	499
		Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_18	Bio_18
2.6	%	-79.42	33.34	7.04	12.92	436.56	
	Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_16	Bio_18	
2070	4.5	%	-59.50	29.93	9.15	28.09	373.64
		Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_18	Bio_18
	6.0	%	-59.50	29.93	9.15	28.09	373.64
		Var	Bio_14	Bio_12	Bio_7	Bio_18	Bio_18
	8.5	%	-68.54	38.23	3.42	22.72	261.31
		Var	Bio_1	Bio_12	Bio_7	Bio_18	Bio_18

comprueba que las variables ambientales y el software MaxEnt son las principales herramientas para predicciones de nicho ecológico (Elith *et al.*, 2006) demostrado por Ortega y Townsend (2008) al compararlo entre seis diferentes métodos (algoritmos) resultando predicciones más significativas, sin fallas graves y con el análisis de participación de cada variable.

En general, el modelamiento de nichos ecológicos viene siendo aplicado a diferentes especies silvestres (Morales, 2012), ya sea para predecir su distribución o para gestionar oportunidades de aprovechamiento; como la publicación de Osinfor (2013) que presenta modelos de nicho ecológico para 29 especies forestales utilizando el software MaxEnt. También ha sido utilizado para determinar zonas potenciales para especies cultivables de flora con elevado valor comercial, como la *Vanilla planifolia* (Hernández *et al.*, 2016) a manera de oportunidad de eonegocio. Sin embargo, es necesario considerar el cuestionamiento a la utilidad de los análisis ROC al ponderar igual los errores de omisión que los de comisión (Lobo *et al.*, 2007; Peterson, Papes y Soberón, 2008) por lo que Martínez *et al.*, (2016) utilizaron el programa Tool for Partial-ROC (Narayani, 2008) para incrementar el nivel de confianza de los modelos motivo de su investigación.

De esta manera fue que se calculó el nicho ecológico actual de la especie forestal *B. coriacea* cuya superficie es de 540.98 km² como se muestra en la tabla 2, pero esta tenderá a disminuir en las proyecciones RCP8.5 del año 2050, con una pérdida de 319.04 km² (-58.97 %) y de 370.80 km² (-68.54 %) para el año 2070, como se observa en la figura 2. Pero, la pérdida más significativa se proyecta para el RCP6.0 del año 2050, con un -86.19 %, lo que podría considerarse como una futura extinción regional de la especie por cambio climático (figura 3), lo que difiere de lo que Quesada *et al.*, (2017) obtuvieron al modelar nichos ecológicos para cinco especies de plantas en zonas altas de Costa Rica (1500 a 3820 metros de altitud), en el que el valor

más alto de pérdida de superficie de nicho ecológico en el escenario más pesimista (RCP8.5) sería de -69 %. Esta pérdida de nicho ecológico de *B. coriacea* podría deberse a la distribución altitudinal natural de la especie, entre los 3400 a 4500 metros (Reynel y Marcelo, 2009), ya que en los gradientes altitudinales el clima en combinación con otros factores ambientales ejercen influencia en la sobrevivencia de la flora a variaciones extremas de temperatura y precipitación (Guariguata y Matan, 2003). Esto permite explicar patrones de distribución de plantas (Woodward, 1987) al registrar cambios en el tamaño y localización de las zonas de idoneidad ambiental para muchas especies en el mundo con cambios más severos en zonas montañosas, donde muchas especies tienden a elevar su límite altitudinal (Wilson *et al.*, 2005).

Igualmente, se determinó un nicho ecológico actual de 1135.55 km² para la especie *K. lanceolata*, especie forestal que Brako y Zarucchi (1993) describen su presencia en zonas con altitudes entre los 2000 y 4100 metros, mientras que Montecosinos, *et al.*, (2015) determinaron su distribución en el departamento de Arequipa entre los 2800 y 3040 metros de altitud. Es posible que este amplio rango altitudinal de desarrollo natural de la especie haga que se adapte rápidamente a diferentes condiciones ambientales y, por ello, su nicho ecológico tienda a ganar superficie a pesar de los cambios ambientales futuros, como se observa en la figura 3. De manera similar a la especie *Ilex pallida* en la investigación de Quesada *et al.* (2017), la cual tiene mayor distribución en el gradiente altitudinal de las cinco especies seleccionadas y que para los escenarios RCP 2.6 y RCP 4.5 el área aumenta con respecto al nicho ecológico actual, asegurando nuevos terrenos de zonas altas con características similares a las actuales. Esto hace suponer que la categoría de amenaza CR de *K. lanceolata* se deba principalmente al desarrollo de actividades antropogénicas como la agricultura, más que en los efectos del cambio climático.

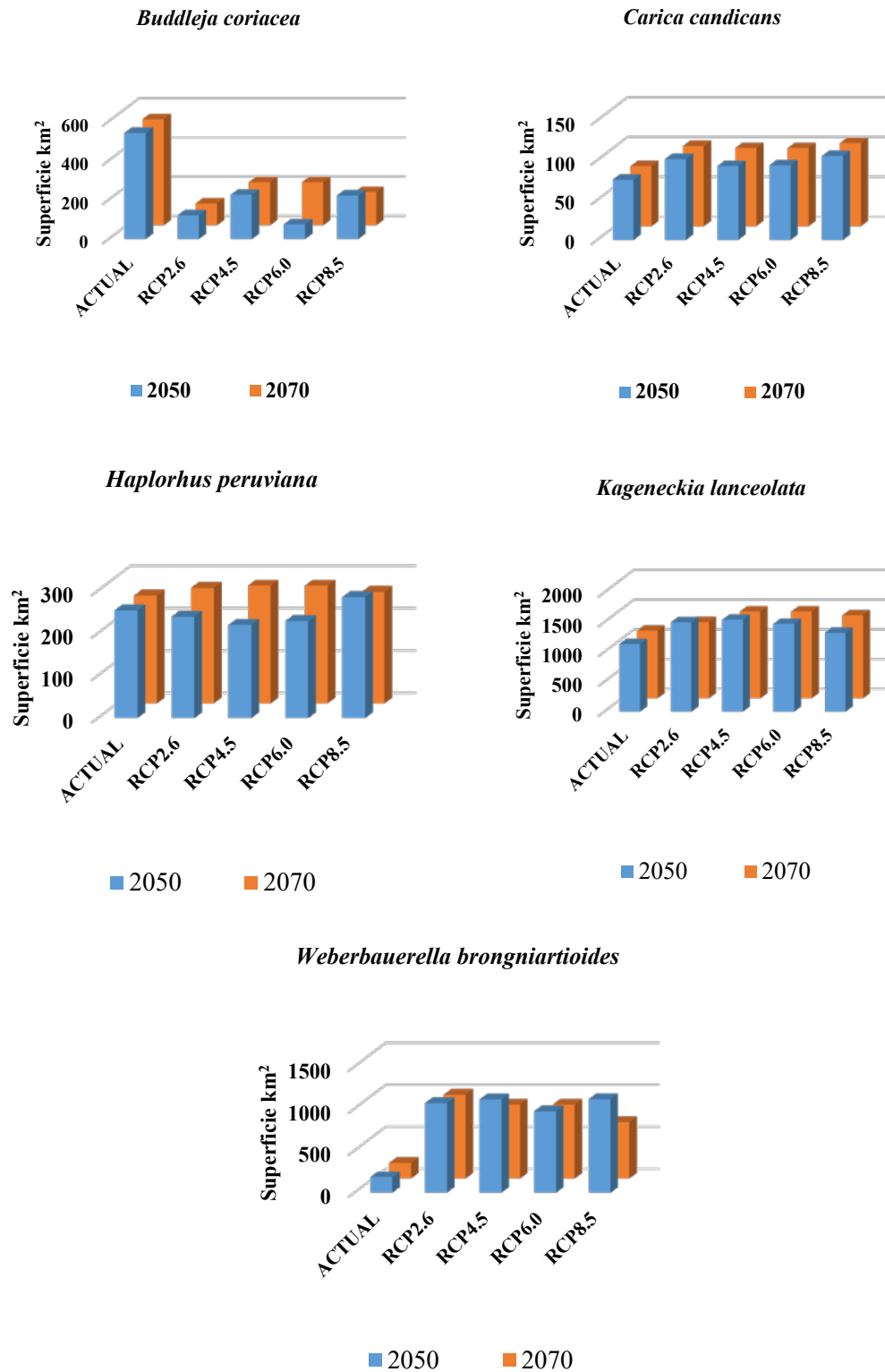


Figura 2. Tendencias en los cambios de la distribución actual de los nichos ecológicos de las especies categorizadas CR del departamento de Tacna en los escenarios RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5 proyectados al 2050 y 2070 con MaxEnt.

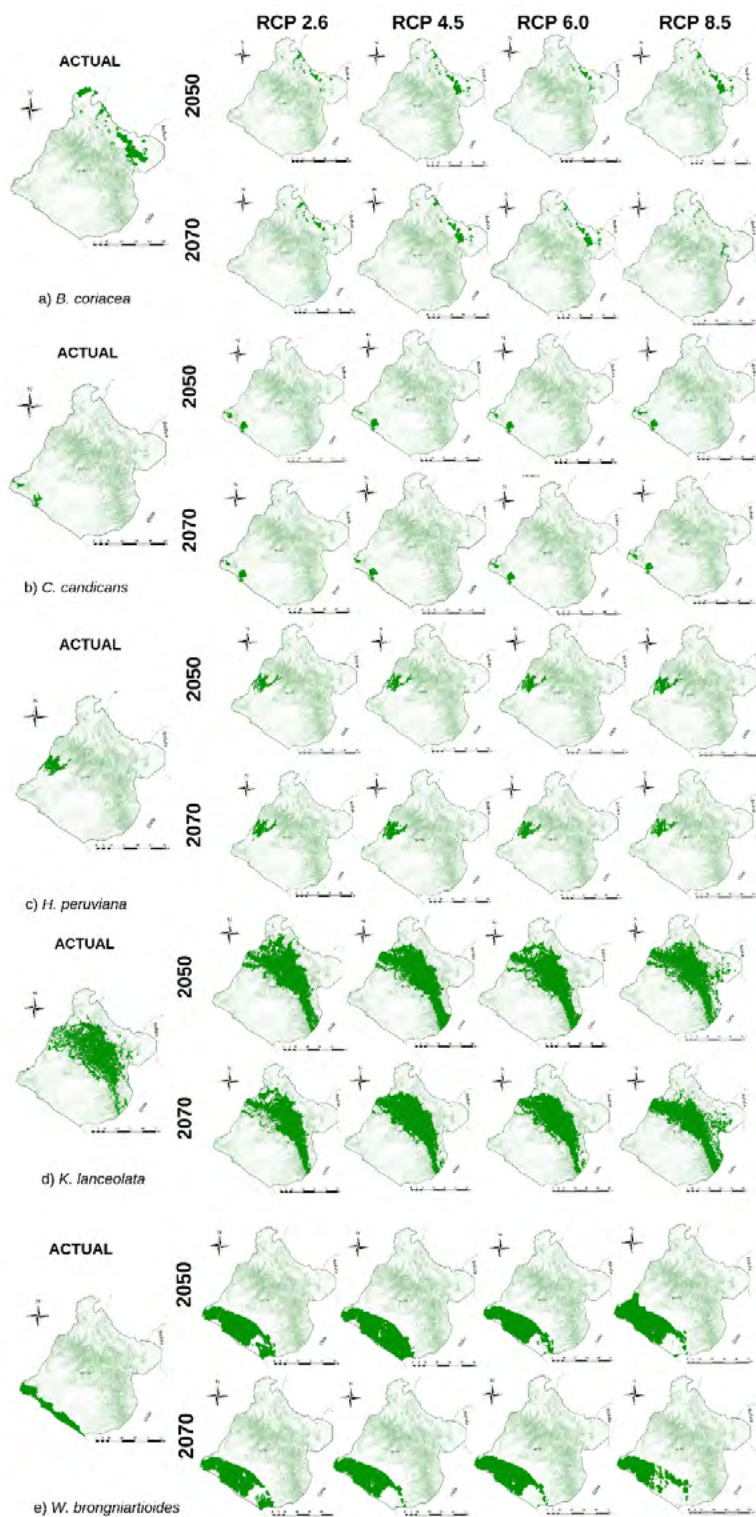


Figura 3. Distribución potencial de los nichos ecológicos actuales y proyectadas para los años 2050 y 2070, en cuatro escenarios de cambio climático: RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5 de las especies a) *B. coriacea* b) *C. candicans* c) *H. peruviana* d) *K. lanceolata* e) *W. brongniartoides*.

Con respecto a los nichos ecológicos obtenidos para las especies de flora silvestre categorizada que se distribuyen a menor altitud (de 0 a 2000 metros) que habitan zonas desérticas, costeras y de lomas, como *C. candicans* (75.47 km²), *H. peruviana* (254.05 km²) y *W. brongniartoides* (185.94 km²), sus superficies tienden a mantenerse e incrementarse incluso en los RCP proyectados al año 2050 y 2070 como se muestra en la [figura 3](#). En estas se observa que no se verán afectadas por las nuevas condiciones climáticas de los RCP futuros, lo que estaría asociada a sus ciclos vegetativos. Aunque [Leiva, Galloso y Chang \(2016\)](#) describieron a *C. candicans* como especie psicrófila (crece en lugares fríos), heliófila (requiere abundante luz del sol), higrófila (prefiere suelos húmedos, tierras negras con abundante humus), psamófila (puede desarrollarse en suelos arenosos, pedregosos) y argilícola (prospera en suelos arcillosos); aunque, por lo general, es una especie eutrófica que prefiere suelos con abundantes nutrientes. Esto también hace suponer que su categoría de amenaza CR se debe principalmente a la frecuente actividad antropogénica establecida en esta parte del país que el [PNUD \(2018\)](#) identifica como minería desregulada, invasiones de terrenos para viviendas, el tráfico de terrenos y el pastoreo no regulado de ganado.

Es así como al utilizar las mismas 19 variables bioclimáticas y otras de orientación, pendiente e índice topográfico de humedad y con la misma resolución espacial, pero para el área correspondiente a México, Estados Unidos y Centroamérica. [Martínez et al. \(2016\)](#) modelaron el nicho ecológico de las especies del género *Abies* (pinaceae) en México, obteniendo que las variables que más información aportaron en la mayor cantidad de especies fueron la Bio_19 (precipitación del cuarto más frío), común para seis especies, seguida de elevación, Bio_2 (intervalo promedio de temperaturas diurnas), Bio_18 (precipitación del cuarto más cálido) y pendiente, las cuales fueron compartidas por cinco especies. De igual manera, con las mismas variables bioclimáticas [Quesada et al.](#)

(2017) concluyeron que las variables más determinantes para el modelamiento de los nichos ecológicos de las especies utilizadas en su investigación son dependientes de las variables de temperatura, mientras que las de precipitación tienen aportes mínimos. En el caso del nicho ecológico actual de *B. coriacea* la variable predominante fue la Bio_1 (temperatura media anual) y las proyecciones de los RCP por la Bio_14 (precipitación del mes más seco) a excepción del RCP85 del año 2070, donde vuelve a influir la Bio_1. Para *C. candicans* todos los modelos obtenidos fueron influenciados por la Bio_12 (precipitación anual). Para *H. peruviana* la variable más influyente fue la Bio_7 (rango anual de temperatura), para *K. lanceolata* la Bio_18 (precipitación de cuarto mes más caluroso), al igual que para *W. brongniartoides*. Algunas otras variables de temperatura como Bio_9 (promedio en el trimestre más seco) obtuvieron valores altos solo para dos especies: *C. candicans* y *H. peruviana*.

Asimismo, en el Perú [Osinfor \(2016\)](#) realizó el modelamiento de la distribución potencial de nicho ecológico para 18 especies forestales en el departamento de Loreto, utilizando las mismas variables bioclimáticas y MaxEnt. En esta se concluye que la variable Bio_12 (precipitación total anual), es la que aporta mayor información a todos los modelos. Esta misma variable influyó principalmente en el modelo de *C. candicans* ([tabla 2](#)) y significa que para el ciclo vegetativo de estas especies es más importante el volumen anual acumulado de precipitación y no tanto las variaciones que por factores externos podrían alterar el régimen de lluvias en determinados meses del año.

Igualmente, durante el ciclo vegetativo de las cactáceas existe un predominio de la temperatura sobre la precipitación, por lo que se espera que en el modelamiento de sus nichos ecológicos estas variables influyan prioritariamente, como quedó evidenciado en el trabajo de [Ibarra et al. \(2016\)](#) en el que las variables bioclimáticas de temperatura fueron importantes en la distribución y persistencia de sus poblaciones y por sí solas fueron capaces

de delimitar la distribución actual de *Coryphantha chihuahuensis*. Este mismo patrón sucedió en la especie forestal *H. peruviana*, cuyos nichos ecológicos derivaron exclusivamente de variables de temperatura, por lo que a pesar de no ser una cactácea, demuestra un similar ciclo vegetativo.

Con respecto a las variables de radiación solar, estas influyeron solo en el modelo actual del nicho ecológico de la especie desértica *W. brongniartoides*, pero no tuvieron mayor influencia en otras especies ni en los RCP proyectados. La variable ELE que representa a los metros de altitud del terreno tuvo valores medios de contribución en todos los modelos, pero sin ser predominantes.

Estos resultados permitieron conocer y analizar la distribución actual y potencial de los nichos ecológicos de las especies categorizadas CR de Tacna en los escenarios de cambio climático (IPCC, 2007), demostrándose que la altitud de distribución de las especies será influyente en la reducción del nicho ecológico frente a las variaciones de precipitación y temperatura proyectados para los RCP de los años 2050 y 2070, como se observa en la figura 3; mientras que habrá incremento del nicho ecológico de las especies de mayor rango altitudinal y que habitan zonas costeras. Sin embargo, considerando que los cambios de temperatura y precipitación en Tacna son muy variables en distancias muy cortas (Senamhi, 2010), existe una mayor probabilidad de error en las bases de datos de Worldclim en zonas de mayor altitud. Pero esto no significa que la información obtenida pueda ser útil para que las autoridades competentes encaren el cambio climático con mejores herramientas y se trabaje en lograr lo que Vegas (2010) señala en cuanto que las variaciones climáticas son una oportunidad para movilizar a la sociedad a enfrentar los problemas del subdesarrollo, capitalizar la economía, superar la pobreza y la desigualdad social en el ámbito local, regional y nacional, en especial con las especies nativas y endémicas.

En el departamento de Tacna Franco, Cáceres y Sulca (2019) determinaron 708 especies de flora

vascular, siendo 92 endémicas. Los endemismos peruanos están principalmente vinculados a los Andes (Young, et al., 2002), destacando a *B. coriacea* como la especie más andina de la presente investigación. León, Pitman y Roque (2013) señalan que a través del conocimiento que se tenga sobre las especies endémicas de flora será posible discutir sobre el estado de conservación y el real futuro de la diversidad biológica, señalando que cuatro de las cinco especies categorizadas evaluadas en la presente investigación son endémicas (*C. candidans*, *H. peruviana*, *B. coriacea* y *W. brongniartoides*) mientras que se comparte la distribución de *K. lanceolata* con otros países de Sudamérica. Sin duda, el conocimiento generado sobre sus nichos ecológicos actuales y futuros de las especies endémicas evaluadas es un gran aporte para la conservación de la diversidad biológica. Por ello, se espera que a partir de los resultados obtenidos se empiece a discutir y promover el establecimiento estratégico de áreas naturales protegidas de administración pública o privadas en la superficie de los nichos ecológicos modelados, con fines de aprovechamiento, ecoturismo y conservación, como lo mencionan Ranganathan y Daily (2008), y con ella mejorar las oportunidades de desarrollo económico mediante el manejo de especies forestales o arbustivas en zonas de distribución silvestre o en plantaciones forestales. Estas pueden ser instaladas en zonas eriazas o agrícolas con las condiciones adecuadas a los nichos ecológicos de las especies evaluadas, a manera de recambio, como estrategia para la adaptación ante el cambio climático. Puesto que el IPCC (2013) señala que las tierras agrícolas serán afectadas a nivel productivo y, por ende, la seguridad alimentaria y el desarrollo económico deberán orientarse hacia la nueva estrategia denominada “Adaptación basada en ecosistemas” que propone la UICN en la publicación de Lhumeau y Cordero (2012).

Es por esto que las plantaciones forestales, en especial aquellas que trabajan con especies nativas, son una importante herramienta de mitigación y

adaptación al cambio climático (Montesinos *et al.*, 2019). De esta manera, es necesario lograr eficiencia en los proyectos de forestación y reforestación, por lo que es fundamental conocer las condiciones ambientales donde naturalmente habitan y que Mindreau y Zúñiga (2010) señalan como la exposición del terreno, humedad, altitud, pendiente, suelos, climas, flora acompañante y de conectividad; insumos que lograron obtenerse de las especies forestales evaluadas y que también pueden representar áreas potenciales para forestación.

El no haber considerado durante el modelamiento de nichos ecológicos variables de cambio de uso de suelo, es decir, el remplazo del nicho ecológico actual con infraestructura de la actividad antropogénica presente, ha hecho que el MaxEnt calcule superficies entre 254.05 a 1135.55 km² (a excepción de *C. candicans* cuya superficie resultó en 75.47 km²), como se observa en la tabla 2. Lo anterior difiere del concepto de la categoría de amenaza de la especie “En peligro crítico”, que establece un límite de superficie de distribución de 100 km² (Decreto Supremo N.º 043-2006-AG, 2006), lo que fue realizado por Kurpis, Serrato y Arroyo (2019), quienes usando un mapa de usos de la tierra concluyeron que las capacidades de dispersión de *Tagetes lucida* están mayormente amenazados por actividad humana.

Lo relevante de la presente investigación, y de los resultados obtenidos, es que se enmarcan en lo señalado por la Secretaría del Convenio de Diversidad Biológica (2004), la cual indica que las fuerzas motrices de los ecosistemas varían en el espacio y el tiempo, por lo que deben gestionarse y estudiarse a más de una escala. Esto evidencia la urgencia por analizar el territorio en los diferentes escenarios climáticos para predecir el futuro de las especies de flora y fauna que estarían en riesgo de extinción; como lo realizado por Ortíz, Restrepo y Páez (2014) al modelar la posible fluctuación de la distribución potencial de la tortuga *Podocnemis lewyana* Duméril en escenarios de cambio climático en Colombia Pliscoff y Fuentes (2011) al realizar una revisión de las nuevas herramientas

y enfoques empleados al modelar la distribución de las especies y ecosistemas. Asimismo, se produce información científica de calidad sobre la distribución actual y futura de los nichos ecológicos de especies de flora con alto grado de amenaza y pocos antecedentes en investigación, que resulta pertinente y ayudará a las autoridades a planificar el territorio de acuerdo con los intereses globales de conservación, protección y manejo, orientado al desarrollo sostenible.

CONCLUSIONES

Los nichos ecológicos modelados para las cinco especies de flora silvestre categorizada del departamento Tacna tienen alto nivel de confianza. De igual manera, las variables ambientales más determinantes para cuatro de las cinco especies en la elaboración de sus modelos actuales y proyectados (2050 y 2070) fueron las que derivan de la precipitación, mientras que las variables de temperatura fueron altamente influyentes solo en el modelamiento del nicho ecológico de *H. peruviana*.

Es por ello que las políticas, actividades e iniciativas de conservación y ordenamiento territorial que se deriven de la información científica obtenida deberán ir orientadas a lograr resultados concretos en el escenario de mitigación RCP2.6 para garantizar el menor impacto del cambio climático a las especies. Siendo el nicho ecológico de *B. coriacea* el más variable en el tiempo, es necesario desarrollar programas de forestación y reforestación basadas en investigaciones científicas similares y aplicadas socioeconómicamente bajo la estrategia de adaptación basada en ecosistemas propuesta por la UICN mundialmente. Asimismo, para las especies evaluadas que habitan lomas costeras y desérticas, cuyo desarrollo futuro no se ve influenciada por las RCP, será necesario complementar este estudio con información de las actividades antropogénicas que se desarrollan y que aproximarían aún más la distribución actual

y proyectada de los nichos ecológicos con la finalidad de establecer mecanismos de ordenamiento territorial y de modalidades de conservación y reforestación.

Finalmente, la generación de escenarios como los calculados en el presente trabajo de investigación nos permite mejorar significativamente la comprensión de la dinámica de los nichos ecológicos de las especies de flora categorizada que habitan ecosistemas costeros, andinos y altoandinos a través del monitoreo de la biodiversidad, mostrándonos una alternativa más para la adecuada gestión y planificación territorial.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

M.N. ideó la investigación; C.J. y J.I. sistematizaron y procesaron la información primaria y secundaria; M.N. elaboró los modelos de nichos ecológicos en MaxEnt y QGIS. Todos los autores realizaron el trabajo de campo, analizaron los datos, redactaron el manuscrito, contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

CONFLICTOS DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Latinoamericana Cima por el financiamiento del proyecto “Determinación de los cambios potenciales en la extensión y distribución geográfica de las zonas de vida de la región Tacna asociadas al cambio climático”, aprobado mediante la resolución N.º 020-2017-CU/ULC; así como al Herbario Takana y a la Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente del Gobierno Regional de Tacna por facilitar información de sus bases de datos.

REFERENCIAS

- Brako, L. y Zarucchi, J.** (1993). *Catalogue of the Flowering Plants and gymnosperms of Peru*. St. Louis, MO: Monographs in Systematic Botany, Vol. 45. St. Louis, MO: Missouri Botanical Garden. 1286 pp.
- Castaño, C.** (2002). Páramos y ecosistemas altoandinos de Colombia en condición hotspot y Global Climatic Tensor. Bogotá: Ideam. 387p.
- Decreto Supremo N.º 043-2006-AG** (13 de julio del 2006). Aprueban categorización de especies amenazadas de flora silvestre. *Diario Oficial El Peruano*. Lima, Perú. Recuperado de <https://www.senace.gob.pe/wp-content/uploads/2016/10/NAT-3-3-03-DS-043-2006-AG.pdf>
- Eliith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., Leathwick, J. y Lehmann, A.** (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Franco, J.** (2013). Estudio poblacional de Carica candicans (papaya silvestre) en lomas de Morro Sama y lomas de Tacahuay. Gobierno Regional de Tacna. 56p. Recuperado de <https://docplayer.es/65739526-Estudio-poblacional-de-carica-candicans-papaya-silvestre-en-lomas-de-morro-sama-y-lomas-de-tacahuay.html>
- Franco, J., Cáceres, C. y Sulca, L.** (2019). Flora y vegetación del departamento de Tacna. *Ciencia & Desarrollo*, 1(8), 23-30. <https://doi.org/10.33326/26176033.2004.8.143>
- Gobierno Regional de Tacna** (2014). *Plan de desarrollo regional concertado hacia el 2021*. Tacna: Gobierno Regional de Tacna. 120p. Recuperado de <http://ww2.regiontacna.gob.pe/grt/documentos/2011/personal/PDRC-2021.pdf>
- Guariguata, M. y Kattan, G.** (2003). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago, Costa Rica: LUR. 691 p.
- Hernández, B., Herrera, E., Cabrera., Delgado, A., Salazar, V., Bustamante, A., Campos, J. y Ramírez, J.** (2016). Distribución potencial y características geográficas de poblaciones silvestres de Vanilla

- planifolia (Orchidaceae) en Oaxaca, México. *Revista Biología Tropical*, 64(1), 235-246.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.17854>
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P. y Jarvis, A.** (2005). Superficies climáticas interpoladas de muy alta resolución para áreas terrestres globales. *Revista Internacional de Climatología*, 25(15), 1965-1978.
<https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Ibarra, I., Lebgue, T., Viramontes, O., Reyes, I., Ortega, J. y Morales, C.** (2016). Modelo de nicho fundamental para *Coryphantha chihuahuensis* (cactaceae) en el estado de Chihuahua, México. *Ecología Aplicada*, 15(1), 11-17.
<http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i1.578>
- IPCC** (2007). Cambio climático 2007: informe de síntesis. En R. K. Pachauri y A. Reisinger (eds.), *Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Ginebra, Suiza: IPCC. 104 p. Recuperado de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf
- IPCC** (2013). Resumen para responsables de políticas. En: Stocker, T. F., D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.), *Cambio climático 2013: bases físicas. Contribución del grupo de trabajo I al quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, EE. UU. Recuperado de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WG1AR5_SPM_brochure_es.pdf
- Kappelle, M. y Horn, S.** (2005). Páramos de Costa Rica. Distribución, impacto humano y conservación de los páramos neotropicales. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad. 711 p. Recuperado de https://www.academia.edu/27008250/P%C3%A1ramos_de_Costa_Rica
- Kurpis, J., Serrato, M. y Feria, T.** (2019). Modeling the effects of climate change on the distribution of *Tagetes lucida* Cav. (Asteraceae). *Global Ecology and Conservation*, 20, e00747.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00747>
- Leiva, S., Gayoso, G. y Chang, L.** (2016). Carica candicans A. Gray (Caricaceae), una fruta utilizada en el Perú desde la época prehispánica. *Arnaldoa*, 23(2), 609-626.
<https://doi.org/10.22497/arnaldoa.232.23212>
- León, B., Pitman, N. y Roque, J.** (2013). Introducción a las plantas endémicas del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 13(2), 9-22.
<https://doi.org/10.15381/rpb.v13i2.1782>
- Lhumeau, A. y Cordero, D.** (2012). Adaptación basada en ecosistemas: una respuesta al cambio climático. Quito: UICN. 21p. Recuperado de <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2012-004.pdf>
- Lobo, J., Jiménez, A. y Real, R.** (2007). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>
- Martínez, N., Aguirre, E., Eguiarte, L. y Jaramillo, J.** (2016). Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (pinaceae) en México: algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24.
<https://doi.org/10.17129/botsci.508>
- Mendoza, A.** (2006). Biodiversidad y sustentabilidad de las ciudades costeras: necesidad de mantener áreas naturales de vida silvestre en la ciudad. *Biologist*, 4, 4-5. Recuperado de http://sisbib.unmsm.edu.pe/BVRevistas/biologist/v04_n1/vol4n1_2006.pdf
- Minam** (2015). *Estrategia nacional ante el cambio climático*. Lima: Ministerio del Ambiente. 88 p.
- Minam** (2018). Listado de especies de flora silvestre Cites-Perú. Lima: Ministerio del Ambiente. 236 p. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/simposio-peruano-de-especies-cites/wp-content/uploads/sites/157/2018/08/Listado-FAUNA-CITES-FINAL.pdf>
- Mindreau, M. y Zúñiga, C.** (2010). *Manual de forestería comunitaria de alta montaña - experiencias*

de reforestación con *Polylepis sp* en el corredor de Conchucos-Ancash. Huaraz: Instituto de Alta montaña. 30 p.

Montesinos, D., Sýkora, K., Quipuscoa, V. y Cleef, A. (2015). Species composition and phytosociology of xerophytic plant communities after extreme rainfall in South Peru. *Phytocoenologia*, 45(3), 203-250.

<https://doi.org/10.1127/phyto/2015/0023>

Montesinos, D., Núñez del Prado, H., Bustamante, T., Brian, J., Álvarez, E., Borgoño, A. y Riveros, G. (2019). Diversidad florística, comunidades vegetales y propuestas de conservación del monte ribereño en el río Chili (Arequipa, Perú). *Arnaldoa*, 26(1), 97-130.

<https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26106>

Morales, N. (2012). Modelos de distribución de especies: Software MaxEnt y sus aplicaciones en Conservación. *Revista Conservación Ambiental*, 2(1), 1-3. Recuperado de https://issuu.com/fundacionecomabi/docs/revista_conservaci__n_ambiental_mas

Nasa (2019). *Imagery by Jesse Allen, Nasa's Earth Observatory, using data from the General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO) produced by the British Oceanographic Data Centre.* Recuperado de: <https://visibleearth.nasa.gov/view.php?id=73934>

Narayani B. (2008). Tool for Partial-ROC (Biodiversity Institute, Lawrence, KS), ver 1.0.

Ordenanza Regional N.º 005-2015-CR/GOB. R.REG. T.TACNA (14 de enero del 2015). Aprueban el instrumento de Gestión Ambiental Regional denominado: "Estrategia Regional de Cambio Climático (ERCC) de Tacna" y dictan otras disposiciones. *Diario Oficial El Peruano*. Lima, Perú. Recuperado de

<https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/aprueban-el-instrumento-de-gestion-ambiental-regional-denomi-ordenanza-no-005-2015-crgobregtacna-1273301-1/>

Ordenanza Regional N.º 016-2012-CR/GOB. R.REG. T.TACNA (18 de enero del 2013). Aprueban la zonificación ecológica y económica de Tacna. *Diario Oficial El Peruano*. Lima, Perú. Recuperado de <https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/modifican-la-ordenanza-re>

[gional-n-016-2012-crgobregtacna-ordenanza-n-018-2013-crgobregtacna-1053975-1/](https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/modifican-la-ordenanza-re)

Ortega, M. y Townsend, A. (2008). Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(1), 205-216.

<http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2008.001.522>

Ortíz, C., Restrepo, A. y Páez, V. (2014). Distribución potencial de Podocnemis lewyana (Reptilia: Podocnemididae) y su posible fluctuación bajo escenarios de cambio climático global. *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 471-481.

<https://doi.org/10.15446/abc.v19n3.40909>

Osinfor (2013). *Modelamiento espacial de nichos ecológicos para la evaluación de presencia de especies forestales maderables en la amazonía peruana.* Lima: Osinfor. 82 p. Recuperado de

https://www.osinfor.gob.pe/portal/data/destacado/adjunto/modelamiento_nichos_ecologicos.pdf

Osinfor (2016). *Modelamiento de la distribución potencial de 18 especies forestales en el departamento de Loreto.* Lima: Osinfor. 90 p. Recuperado de

<https://www.osinfor.gob.pe/wp-content/uploads/2016/06/modelamiento-de-18-especies-21-JUNIO.pdf>

Peterson, A., Papes, M. y Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63-72.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>

Phillips, S., Anderson, R. y Sphapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), 231-259.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Phillips, S. y Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.

<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>

Pliscoff, P. y Fuentes, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48(1), 67-79.

- PNUD** (2018). *Retos y oportunidades en la conservación de las lomas de Lima metropolitana*. Lima: PNUD. 20 p. Recuperado de <http://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/library/eba-lomas.html>
- Pumasupa, M.** (2018). Cuantificación de la captura de carbono de la especie forestal *Haplorhus peruviana* Carzo como servicio ambiental en el Valle de Cinto, provincia Jorge Basadre, región Tacna, Perú (trabajo de grado, Ingeniería. Ambiental). Universidad Privada de Tacna, Perú. 132 p. Recuperado de <http://repositorio.upt.edu.pe/handle/UPT/558>
- QGIS Development Team** (2019). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. Recuperado de <https://qgis.org>
- Quesada, M., Acosta, L., Arias, D. y Rodríguez, A.** (2017). Modelación de nichos ecológicos basado en tres escenarios de cambio climático para cinco especies de plantas en zonas altas de Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 14(34), 1-12. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v14i34.2991>
- Ranganathan, J. y Daily, G.** (2008). La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. En: C. A. Harvey y J. C. Sáenz (eds.), *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* (pp. 15-30). Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Reynel, C. y Marcelo, J.** (2009). *Árboles de los ecosistemas forestales andinos. Manual de identificación de especies*. Lima: Serie Investigación y Sistematización N.º 9. Programa Regional Ecobona-Intercooperation. 163 p. Recuperado de <http://www.asocam.org/sites/default/files/publicaciones/files/02190ca87f921d9feb250ae672ae6653.pdf>
- Reynel, C. y León, J.** (1990). *Árboles y arbustos andinos para agroforestería y conservación de suelos*. Lima: Proyecto FAO, Holanda, DGFF. 361 p.
- Reynoso, R., Pérez, M., López, W., Hernández, J., Muñoz, H., Cob, J. y Reynoso, M.** (2018). El nicho ecológico como herramienta para predecir áreas potenciales de dos especies de pino. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48), 47-68. <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.114>
- Sagástegui, A., Rodríguez, E. y Arroyo, S.** (2007). Plantas promisorias: el mito o papaya silvestre. *Innova Norte*, 1(1), 109-119. Recuperado de https://www.academia.edu/36380903/Plantas_Promisorias_El_mito_o_Papaya_Silvestre
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica** (2004). *Enfoque por ecosistemas.*, Montreal: *Convenio sobre Diversidad Biológica*. 50 p. Recuperado de <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-es.pdf>
- Senamhi** (2010). *Resumen técnico del cambio climático nacional*. Lima: Senamhi. 23 p. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/>
- Shcheglovitova, M. y Anderson, R.** (2013). Estimating optimal complexity for ecological niche models: A jackknife approach for species with small simple sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.011>
- UICN** (2012). Categorías y criterios de la lista roja de la UICN. Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. 34 pp. Recuperado de <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf>
- Vegas, I.** (2010). Cambio climático en el Perú. Regiones del sur del Perú. Lima, Perú: Fundación Manuel J. Bustamante de la Fuente. 126 p. Recuperado de <http://www.fundacionmjbustamante.com/wp-content/uploads/2012/06/Cambio-Climatico-Regiones-del-Sur.pdf>
- Wan, J., Wang, C., Yu, J., Nie, S., Han, S., Liu, J., Zu, Y. y Wang, Q.** (2015). Developing conservation strategies for *Pinus koraiensis* and *Eleutherococcus senticosus* by using model-based geographic distributions. *Journal of Forestry Research*, 27(2), 389-400. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0170-5>
- Weberbauer, A.** (1945). *El mundo vegetal de los Andes peruanos*. Lima: Ministerio de Agricultura. 776 pp.
- Wilson R., Gutiérrez D., Gutiérrez J., Martínez D., Agudo R. y Monserrat, V.** (2005). Changes to the

elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecological Letters*, 8(11), 1138-1146.

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00824.x>

Woodward, F. (1987). Stomatal Numbers Are Sensitive to Increases in CO₂ from Pre-Industrial Levels. *Nature*, 327, 617-618.

<http://dx.doi.org/10.1038/327617a0>

Worldclim (2016). Free climate data for ecological modeling and GIS. Worldclim-Global Climate Data. Recuperado de

<http://www.worldclim.org/>

World Bank Group (2019). Solar resource data obtained from the Global Solar Atlas, owned by the World Bank Group and provided by Solargis. Recuperado de

<https://globalsolaratlas.info/>

Young, K., Ulloa, C., Luteyn, J. y Knapp, S. (2002). Plant evolution and endemism in Andean South America: An Introduction. *Bot. Rev.*, 68(1), 4-21.

[https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2002\)068\[0004:-peaeia\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2002)068[0004:-peaeia]2.0.co;2)





Determinación del tamaño del genoma de *Gmelina arborea* Roxb. utilizando citometría de flujo

Gmelina arborea Roxb. genome-size determination using flow cytometry

Mary Luz Yaya Lancheros¹  y Wilson Terán² 

Yaya-Lancheros, M.L. y Terán, W. (2020). Determinación del tamaño del genoma de *Gmelina arborea* Roxb. utilizando citometría de flujo. *Colombia forestal*, 23(1), 68-78.

Recepción: 30 de mayo 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2019

Resumen

La melina es una especie forestal con una alta calidad maderable y de importancia económica para diferentes países tropicales como Colombia. No obstante, existe poca información acerca de su genética, lo cual es pertinente en programas de mejoramiento. Con el fin de determinar el tamaño del genoma de *Gmelina arborea* (valor C), se obtuvieron suspensiones nucleares a partir de hojas, las cuales se analizaron mediante citometría de flujo. Para la obtención de suspensiones acuosas de núcleos, se evaluaron cuatro buffers de extracción, de los cuales, el buffer LB01 produjo poblaciones nucleares intactas y con mayor homogeneidad. Se analizaron tres especies vegetales como posibles estándares para la determinación del valor C; utilizando tomate como estándar referente, se obtuvo un valor C para melina de 467 Mpb. Este es el primer reporte relacionado con la estimación del valor C en melina, por lo que se genera así información importante para incrementar el conocimiento relacionado con esta especie.

Palabras clave: aislamiento de núcleos, fluorescencia, valor C.

Abstract

Melina, also known as white teak, is a species of high timber quality and economic importance for different tropical countries like Colombia. However, information about its genetics is scarce, which is relevant for breeding programs. In order to determine the genome size of *Gmelina arborea* (C value), nuclei suspensions were obtained from leaves, and analyzed using flow cytometry. To obtain aqueous nuclei suspensions, four extraction buffers were evaluated, LB01 buffer produced intact populations with greater homogeneity. Three species were analyzed as possible reference standards for the determination of the C value; using tomato as a reference species, a C value for melina of 467 Mpb was obtained. This is the first report related to the estimation of the C value in *Gmelina arborea*, generating important information to increase knowledge related to this species

Keywords: C-value, fluorescence, nuclei isolation.

1 Biología de Plantas y Sistemas Productivos, Departamento de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. myaya@javeriana.edu.co

2 Biología de Plantas y Sistemas Productivos, Departamento de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. wteran@javeriana.edu.co

INTRODUCCIÓN

La melina *Gmelina arborea* Roxb, también conocida como teca blanca, es una especie arbórea nativa del sur de Asia, de alta importancia económica en distintas áreas tropicales y subtropicales de Asia y América, especialmente en países como Costa Rica, Venezuela y Colombia (Dvorak, 2004; Urrego, 2004). La especie presenta características como el rápido crecimiento, siendo productiva entre los 3 y 4 años, alta producción de biomasa (20-25 m³.ha⁻¹.año⁻¹) y potencial de su biomasa lignocelulósica como fuente de biocombustibles (Dvorak, 2004; González-Rojas, Murillo-Cruz y Ávila-Arias, 2016; Moya y Tomazello, 2006; Tenorio et al., 2016). Su madera ha sido utilizada principalmente en la elaboración de productos como contrachapados y cartón corrugado; aunque, también se ha demostrado su utilidad en el establecimiento de sistemas agroforestales y programas de reforestación. Además, se ha reportado que la melina presenta naturalmente tolerancia a estrés hídrico, una característica de alto interés agronómico (Dvorak, 2004; Rojas et al., 2012).

En Colombia compañías como Monterrey Forestal y Smurfit Kappa Cartón de Colombia han establecido plantaciones comerciales principalmente en la zona del caribe seco tropical, Chocó, Urabá, y también en zonas del interior como Cundinamarca y Tolima. Estas zonas, principalmente las del Caribe, están sometidas anualmente a épocas de déficit hídrico, por lo cual el desarrollo de investigaciones que emplean estrategias genómicas para la identificación de genes de tolerancia a sequía u otros genes de interés constituye una oportunidad para impulsar el establecimiento de programas de mejoramiento avanzados para esta especie, además de contribuir en un mayor conocimiento de su biología, frente a estas u otras respuestas complejas.

El contenido de ADN haploide del genoma de un organismo se conoce como valor C (Doležel, Greilhuber y Suda, 2007; Doležel y Greilhuber, 2010), y su determinación es importante en distintas áreas de investigación como taxonomía,

sistemática y filogenia, así como para aproximaciones genómicas o de genómica funcional como la transcriptómica. Además de estimar el tamaño del genoma, el valor C también permite analizar los niveles de ploidía de la especie, así como el ciclo celular (Bennett, 2005; Doležel y Greilhuber, 2010; Vrána et al., 2014).

Para la estimación del valor C frecuentemente se utiliza la citometría de flujo, método basado en la medición de la intensidad de la fluorescencia relativa emitida por un agente fluorescente ADN-selectivo y estoquiométrico como yoduro de propidio o DAPI (4',6-diamidino-2-fenilindol) (Doležel et al., 2007; Sliwinska, 2018). Este método ha demostrado ser rápido, confiable y permite procesar grandes cantidades de muestras en poco tiempo. Como muestras se utilizan generalmente núcleos en suspensión líquida, aislados de tejido vegetal fresco y teñidos con el agente fluorescente (Vrána et al., 2014, Bourge, Brown y Siljak-Yakovlev, 2018), lo cual requiere una etapa de optimización de los protocolos de extracción para lograr obtener una población homogénea de núcleos intactos. Para determinar el contenido de ADN en unidades absolutas, picogramos (pg) o megapares de bases (Mpb) (1 pg = 978 Mpb), se compara la intensidad de la fluorescencia de los núcleos vegetales de la especie de interés durante la fase del ciclo celular G0/G1 (representa el contenido de ADN 2C en una especie diploide) con la intensidad de fluorescencia G0/G1 de los núcleos de una especie de referencia con tamaño de genoma conocido y empleada como estándar (Doležel, Doleželová y Novák, 1994; Doležel, 2005). Mediante esta técnica se puede obtener información de amplia utilidad en diferentes áreas como sistemática, evolución, fitomejoramiento o genómica (Aliyu, 2012). A pesar de la importancia que implica determinar el tamaño del genoma para una especie, Pellicer et al., (2018) indican que solo se han reportado valores C para cerca de un 3 % de las angiospermas y un 41 % de las gimnospermas.

La melina es una especie diploide con 38-40 cromosomas (Prota, 2016). No obstante, a pesar

de su importancia económica como especie maderable en el trópico, son aún incipientes las investigaciones existentes a nivel genético, filogenético o de genómica funcional que permitan un mayor desarrollo de programas de mejoramiento. En este artículo se reporta por primera vez la estimación del tamaño del genoma haploide de la melina, empleando citometría de flujo. Se describe igualmente una metodología sencilla que puede ser replicada a otras especies con el mismo objetivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Material vegetal

Para la obtención de muestras se utilizaron plántulas de *G. arborea* de aproximadamente dos semanas de edad, las cuales fueron germinadas a partir de semillas comerciales, y mantenidas en condiciones de cuarto de crecimiento a una temperatura promedio de 28°C y fotoperiodo de 14h luz/10h oscuridad. Como especies estándar previamente reportadas en la literatura (Doležel, 2005), se utilizaron plántulas obtenidas a partir de semillas de soya *Glycine max* cv Polanka (valor 2C= 2.50 pg), tomate *Solanum lycopersicum* cv 'Stupické' (valor 2C 1.96 pg) y rábano *Raphanus sativus* cv 'Saxa' (valor 2C= 1.11 pg) (Doležel, 2005).

Las semillas se germinaron en oscuridad, a una temperatura de 25°C; posteriormente, las plantas se mantuvieron en cuarto de crecimiento a 25°C y con fotoperiodo de 14h luz / 10 h oscuridad.

Aislamiento de núcleos y evaluación de buffers de extracción

Se tomaron entre 50 y 100 mg de tejido foliar proveniente de las diferentes especies. Las muestras se maceraron en distintos buffers reportados previamente como útiles en la obtención de núcleos para análisis de citometría de flujo (tabla 1). La maceración se realizó en hielo utilizando una hoja

de cuchilla de rasurar y 1 ml de cada tipo de buffer, de acuerdo con las recomendaciones indicadas por Doležel (2005).

La suspensión de núcleos fue ajustada a un volumen de 1 ml con el mismo buffer y fue filtrada a través de una malla de nailon de 30 µm. Para evitar la contaminación con RNA, se adicionó RNAsa en una concentración de 50 µg. ml⁻¹. Los núcleos fueron posteriormente teñidos con el agente fluorescente Picogreen® (10 uM), el cual presenta alta afinidad por el ADN doble cadena, y se incubaron en oscuridad por 30 minutos en hielo. Luego se analizó cualitativamente la presencia, densidad e integridad (forma circular nítida) de los núcleos extraídos empleando un microscopio de fluorescencia invertido (Axiovert 25, Zeiss). Esta evaluación de la calidad e integridad de los núcleos extraídos fue complementada por el análisis de citometría descrito de manera posterior.

Evaluación de los núcleos vegetales y determinación del valor C por citometría de flujo

Para la determinación del valor C de melina por citometría de flujo se empleó el protocolo de extracción de núcleos descrito anteriormente, utilizando como agente fluorescente para la tinción yoduro de propidio (50 µM); previamente, la suspensión nuclear fue tratada con RNAsa (50 µg.ml⁻¹) y se incubó con el agente fluorescente en oscuridad durante 30 minutos en hielo.

Las suspensiones nucleares fueron posteriormente analizadas en un citómetro Guava easycyte®, utilizando un láser de luz azul para la excitación del yoduro de propidio a 536 nm. Las lecturas se realizaron en el canal de fluorescencia amarilla (583/26 nm), utilizando cerca de 5000 partículas por lectura, y realizando 3 réplicas independientes para cada especie.

Para la selección de la especie que se emplearía como estándar, se compararon los picos de fluorescencia G0/G1 de muestras de núcleos de soya, rábano y tomate.

Tabla 1. Composición de buffers de lisis evaluados

Buffer	Composición
OTTO (Otto, 1990).	OTTO I: Na ₂ HPO ₄ .12H ₂ O (pH 8-9)
Se utilizan dos buffers para la extracción de núcleos.	OTTO II: 0.1 M ácido cítrico; 0.5 % Tween 20
LB01	15 mM Tris; 0,5 mM espermina tetrahidrocloreto; 80mM KCl; 20 mM NaCl; 0.1 % triton X-100.
(Doležel <i>et al.</i> , 1989)	0.2 M Tris. HCl; 4mM MgCl ₂ ; 2 mM EDTA; 80 mM NaCl; 10 mM metabisulfito de Na; 1 % PVP; 1 % Triton X-100
(Loureiro, Rodríguez, Doležel. y Santos, 2006)	
(Lutz, Wang, Zdepski y Michael, 2011)	0.4 M sacarosa; 10mM Tris pH 8; 10 mM MgCl ₂ ; 5mM B-mercaptoetanol.

La estimación del tamaño de ADN en cantidades absolutas (picogramos) fue obtenida de acuerdo con Doležel (2005), comparando los valores promedio de los picos de fluorescencia G0/G1

correspondientes a la muestra de referencia (tomate) y la muestra de melina en la cual el contenido de ADN corresponde al valor 2C. El cálculo se realizó mediante la siguiente fórmula:

Valor 2C de la muestra (pg o Mpb de ADN)

$$= \text{Valor de referencia 2C} \times \frac{\text{Posición media del pico 2C de la muestra}}{\text{Posición media del pico 2C de referencia}}$$

RESULTADOS

Aislamiento de núcleos y selección de la especie de referencia

Se evaluaron cuatro buffers distintos para la extracción de núcleos (tabla 1). En la mayoría de las suspensiones se encontró gran cantidad de detrito

en las muestras de melina, comparado con las referencias; aun así, en todos los casos se lograron obtener núcleos. Sin embargo, el buffer LB01 fue el que permitió obtener los núcleos de melina más definidos, lo que reflejó una mejor integridad en los mismos. Este buffer también fue apropiado para la extracción de núcleos de las diferentes especies empleadas como estándares (figura 1).

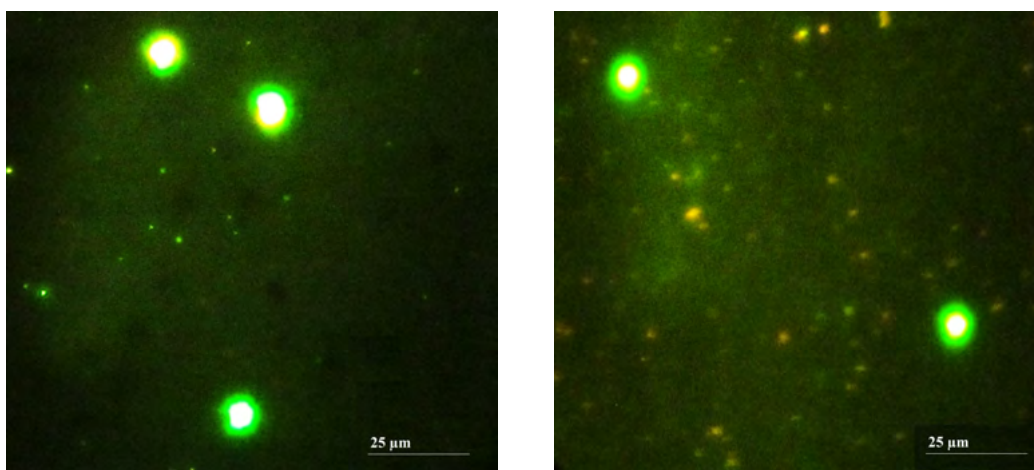


Figura 1. Núcleos de a) *Glycine max* (soya) y b) *Gmelina arborea* (melina) obtenidos mediante el uso del buffer de extracción LB01. Los núcleos fueron teñidos con PicoGreen y diluidos en una relación 1/50 en buffer para evaluar su integridad mediante microscopía de fluorescencia (aumento 200X).

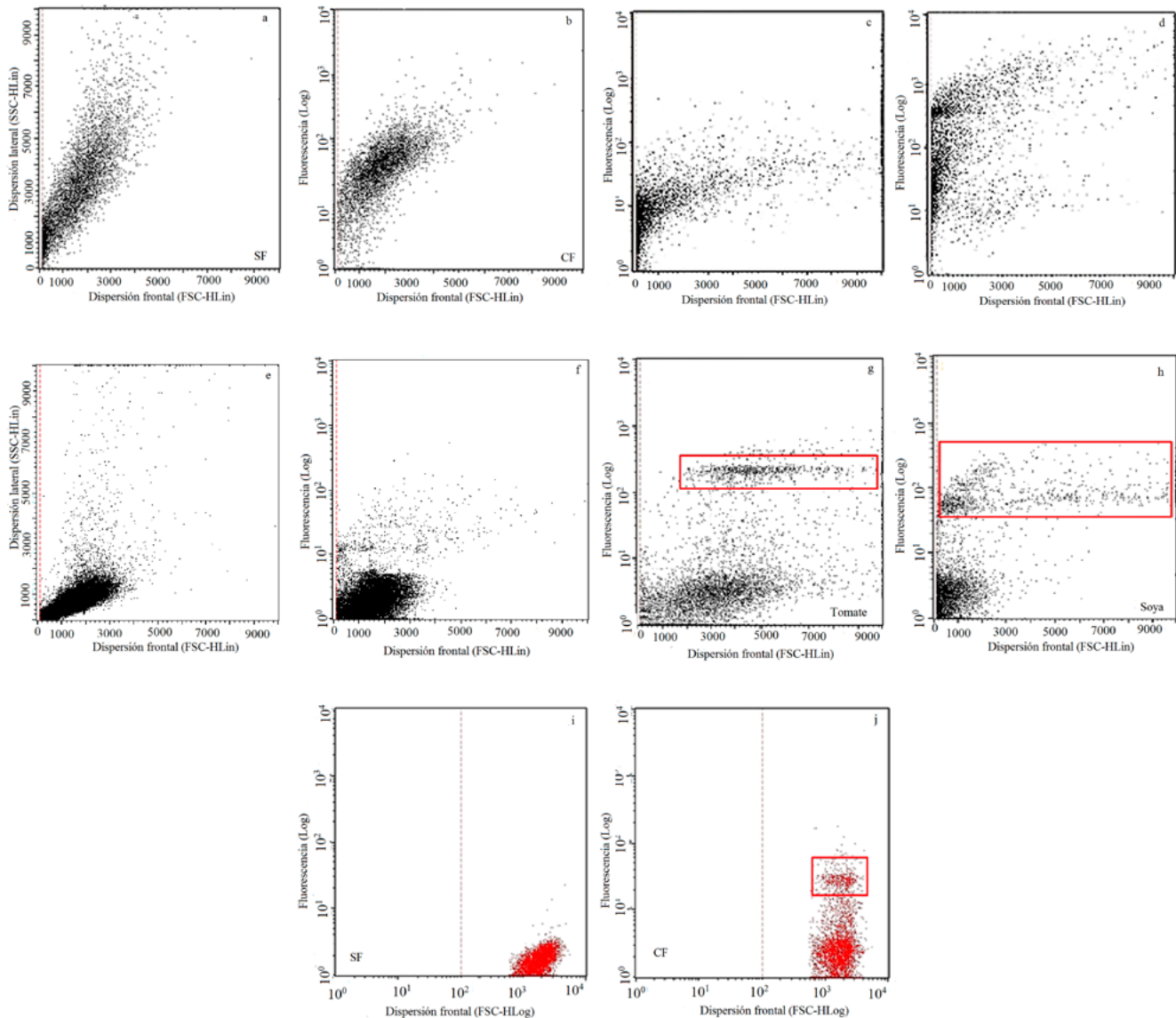


Figura 2. Gráficos de dispersión de la población de núcleos de diferentes especies vegetales de acuerdo con el tipo de buffer de extracción empleado. a) Buffer OTTO con muestra de melina sin fluorescencia, SF) y b) con fluorescencia, CF; c) Buffer Lutz con muestra de melina sin fluorescencia y d) con fluorescencia; e) Buffer Loureiro con muestras de melina sin fluorescencia y f) con fluorescencia; g) Buffer LB01 con muestra de núcleos de tomate y h) de soya, ambas analizadas con fluorescencia; i) Muestra de melina con buffer LB01 sin agente fluorescente y j) con agente fluorescente. En los recuadros se denotan las poblaciones de núcleos intactos correspondientes a los picos de fluorescencia emitida.

Al observar la dispersión de las poblaciones de núcleos obtenidas con los buffers OTTO, Loureiro y Lutz, mediante citometría de flujo, se corroboró la presencia de una gran cantidad de detrito evidenciada por una población heterogénea de partículas con tamaños reducidos, acompañada de una ausencia de subpoblación de partículas diferenciadas al añadir el agente fluorescente (figuras 2a-2f). Lo anterior generó una baja o nula definición de los picos de fluorescencia asociados a núcleos presuntivos.

Sin embargo, al utilizar el buffer LB01, se obtuvieron poblaciones de núcleos diferenciadas de la

población de partículas no teñidas (detrito) y a su vez, una menor cantidad de detrito tanto en muestras provenientes de especies de referencia como de melina (figuras 2g-2j). Por lo cual, este buffer fue seleccionado para el aislamiento de núcleos en todas las especies analizadas.

Se analizaron los valores de intensidad de fluorescencia de las poblaciones de núcleos obtenidos a partir de las suspensiones de soya, rábano y tomate utilizando el buffer LB01. En el caso de tomate y soya se observaron los picos G0/G1 con intensidades promedio de fluorescencia cercanas a

Tabla 2. Valor promedio de fluorescencia de núcleos y coeficiente de variación para las diferentes especies evaluadas

Especie	Valor promedio de fluorescencia pico G0/G1	Coefficiente de variación (%)
<i>Glycine max</i>	60 ± 2.085	3.4
<i>Raphanus sativus</i>	110 ± 2.10	1.9
<i>Solanum lycopersicum</i>	189.2 ± 1.41	0.7
<i>Gmelina arborea</i>	92.35 ± 0.44	0.47

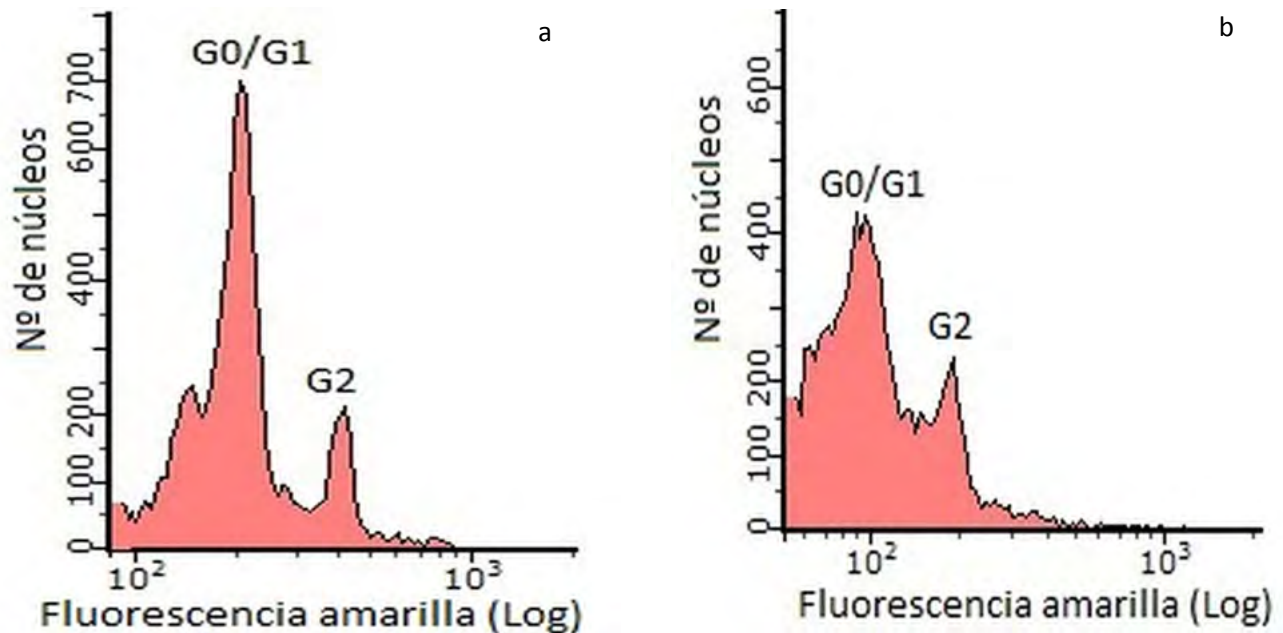


Figura 3. Histogramas de fluorescencia de poblaciones de núcleos provenientes de poblaciones de: a) tomate (*Solanum lycopersicum*) y b) melina (*Gmelina arborea*). Se indican los picos correspondientes a las poblaciones de núcleos en fase G0/G1. Los valores de fluorescencia se encuentran en escala logarítmica.

189 y 60, respectivamente (tabla 2). Sin embargo, en el caso de soya la intensidad de fluorescencia no coincidió con los intervalos de fluorescencia reportados para esta especie (Doležel *et al.*, 1994), y no arrojó un valor de fluorescencia superior al de tomate como era lo esperado según su mayor valor C. Por tal motivo, este indicador no fue empleado como referente.

En el caso de rábano los picos se definieron mejor y se observó que el pico G0/G1 (valor promedio de fluorescencia 110) estaba muy cercano al pico de melina; en el caso de tomate el pico G0/G1 se definió claramente con un valor promedio de 189.2 (tabla 2). En cuanto a melina el análisis dio un promedio de fluorescencia del pico G0/G1 de 92.35, lográndose observar un pequeño pico correspondiente a núcleos en fase G2 (figura 3).

Estimación del valor C en *Gmelina arborea*

Para la estimación del valor 2C en *G. arborea* se utilizaron las intensidades medias de fluorescencia del estándar de tomate y de melina, así como el valor 2C reportado para tomate, (1.96 pg de acuerdo con Doležel, 2005).

$$\text{Valor } 2C \text{ (pg)} = 1.96 \times (92.35/189.20) = 0.95$$

$$\text{Valor C (pg)} = 0.48$$

Con el fin de corroborar este resultado se calculó el valor 2C de rábano empleando como referencia el tomate. El valor 2C de rábano obtenido aplicando la fórmula fue de 1.14 pg, valor que difiere muy poco con respecto al teórico (1.11 pg, error del 2.6 %). Si bien el rábano arrojó un mayor coeficiente de variación en la lectura de fluorescencia, comparado con el tomate (tabla 2), se calculó de igual manera el valor 2C de melina empleando como referencia el rábano (2C = 1.11 pg, con una fluorescencia de 110), lo que arrojó un valor 2C para melina de 0.93 pg, lo que equivale a un valor C de 0.47 pg (455.70 Mpb).

Teniendo en cuenta los valores obtenidos con las dos especies empleadas como estándares (tomate y rábano), tanto el valor 2C, como el tamaño de genoma de melina se estimaron como promedios de los valores obtenidos por medio de cada referencia: valor C (melina) = 0.47 pg, equivalente a un tamaño de genoma haploide de 461.60 Mpb.

DISCUSIÓN

La utilidad de la citometría de flujo en la estimación del contenido de ADN ha sido evidenciada en diferentes especies. Sin embargo, varios factores como la selección del buffer adecuado, el grado de maceración del tejido o características propias del tejido vegetal, como la ubicación dentro de la hoja, la presencia de metabolitos secundarios o sustancias mucilaginosas, afectan el éxito en su estimación (Srisawat, Pattanapanyasat y Doležel, 2012; Wang, Liu y Kang, 2015). Adicionalmente, Jedrzejczyk y Sliwinska (2010) indican que, en el caso de especies leñosas, es común la presencia de inhibidores que pueden interferir en una adecuada tinción de los núcleos.

La selección de un buffer de extracción adecuado es clave para la obtención de suspensiones con núcleos intactos y baja cantidad de detrito (Loureiro *et al.*, 2007). Por lo cual, para la normalización del proceso de extracción de núcleos, se evaluaron distintos buffers reportados comúnmente en la literatura. A pesar de ello, para la mayoría de especies evaluadas (melina y especies de referencia empleadas como estándares), se encontró una gran cantidad de detrito y un alto coeficiente de variación, por lo cual se seleccionó al buffer LB01 como el más adecuado para la estimación del valor C en melina.

La selección de la especie de referencia también es relevante para una adecuada estimación del tamaño del genoma de la especie de interés. Para verificar la utilidad de las especies evaluadas, así como para determinar los mejores estándares a emplear con respecto a la especie de estudio,

es necesario contar con más de dos o tres indicadores con valores C diferentes, con el fin de verificar la correspondencia entre las intensidades de fluorescencia y los valores 2C reportados en la literatura. Esta verificación, basada en una comparación entre estándares, permitió descartar uno de los tres empleados (soya) en el análisis, debido a que los datos no fueron coherentes ni con respecto a los otros dos, ni con la teoría o literatura; probablemente, este resultado está relacionado con la menor calidad de las suspensiones nucleares obtenidas, representada por un mayor coeficiente de variación entre todos los estándares evaluados (tabla 2). Adicional a lo anterior, de acuerdo con Doležel (2007), para una mejor determinación del valor C de una especie desconocida, la especie de referencia empleada como estándar debe contener un valor C cercano al de la especie de interés, evitando que sea demasiado cercano como para observar picos solapados en los histogramas de fluorescencia. Con base en estos criterios, rábano y tomate fueron las especies de referencia con un valor C más cercano al de melina; sin embargo, en el caso de rábano, el pico G0/G1 solapaba con el de melina, y para el caso del tomate, el pico G2 solapaba parcialmente con el G0/G1 de melina. Con lo cual, no fue posible realizar un análisis empleando los núcleos de la especie de referencia interna, en la misma corrida de citometría de la muestra problema (núcleos de ambas especies mezclados), algo que permite una menor fuente de variación debido a posibles diferencias entre corridas o entre tinciones independientes.

Doležel *et al.* (2007) y Greilhuber (2008) indican además que son deseables coeficientes de variación menores al 5 % en los valores de intensidad de fluorescencia de los picos G0/G1. En el caso de melina se determinó un coeficiente de variación de 0.75 %, y en el caso de los estándares empleados fueron de 0.7 y 1.9 % para tomate y rábano respectivamente: todos inferiores al 5 %; con lo cual se infiere una alta confiabilidad en los resultados obtenidos, si bien el error estimado en la determinación del valor C y tamaño de genoma

para melina a través de los dos métodos empleados fue del 2.6 %.

De acuerdo con las categorías establecidas por Leitch (1998), el genoma de melina se ubica dentro de las especies con genoma muy pequeño ($2C < 1.4$ pg). Al comparar el valor C estimado para melina con el de otras especies vegetales, este es aproximadamente tres veces mayor que el de *Arabidopsis thaliana* (Leitch *et al.*, 2019), pero bastante cercano al de *Populus trichocarpa*, la especie forestal modelo (0.49 pg) (Tuskan *et al.*, 2006). Con respecto a la familia (Lamiaceae), este valor es muy cercano al reportado para otra especie maderable tropical de gran importancia económica: la teca *Tectona grandis*, con un valor C de 0.48 pg equivalentes a 465 Mpb (Ohri y Kumar, 1986). Con relación a otras especies de la misma familia, el valor es cercano al de *Salvia* sp y *Melitis* sp; sin embargo, para la misma familia los valores C varían de 0.28 hasta 6.24 pg (Leitch *et al.*, 2019).

De acuerdo con Loureiro *et al.* (2006), los cambios en los valores C en el mismo taxa pueden estar relacionados con distintos niveles de ploídia y números cromosómicos. En el caso de melina se han reportado diferentes números cromosómicos $2n=38, 40$ (Prota, 2016), lo cual, además del genotipo, podría generar pequeños cambios en el valor C estimado. Adicionalmente, los valores pueden cambiar de acuerdo con el tipo de agente de tinción utilizado; al respecto, Bourge *et al.* (2018) indican que los agentes intercalantes simples como el yoduro de propidio son poco sensibles a la composición de bases, lo cual puede generar diferencias en las estimaciones con respecto a otros agentes.

Si bien no existe una relación directa entre tamaño de genoma y número de genes en organismos eucariotas y en particular en plantas (pues la expansión de tamaño de los genomas se relaciona más con la acumulación de secuencias repetitivas dispersas, la mayoría no génicas, como por ejemplo los transposones o elementos transponibles), es posible acercarse a una estimación basada en el conocimiento existente de genomas de especies modelo con genoma secuenciado. Así,

basado en que la planta modelo *A. thaliana* tiene un tamaño de genoma de 135.6 Mpb y cerca de 27600 genes codificantes y 6500 no codificantes, y el árbol modelo *P. trichocarpa* tiene un tamaño de genoma de 423 Mbp, 41 300 genes codificantes y 1012 genes no codificantes (Hunt *et al.*, 2018), queda evidente que no existe una relación directa entre tamaño y número de genes, independientemente del tipo de genes (codificantes o no). A pesar de estas discrepancias, en el estudio de Elliot y Gregory (2015) se encontró una moderada correlación positiva entre el número de genes que codifican proteínas y el tamaño del genoma en especies eucariontes. Teniendo en cuenta esta posible correlación y que en especies similares de la misma familia de melina como *Tectona grandis*, cuyo tamaño haploide de genoma fue estimado en 0.48 pg utilizando citometría de flujo (Ohri y Kumar, 1986), y cuyo número de genes fue estimado por secuenciación en 36 172 genes (Yasodha *et al.*, 2018). Probablemente en el caso de *G. arborea* el valor se encuentre en un intervalo de 35 000 a 40 000 genes; no obstante, son necesarios nuevos estudios, que empleen aproximaciones de genómica estructural y funcional, que permitan definir con claridad el número de genes presentes en el genoma de melina.

CONCLUSIÓN

Con el protocolo utilizado se determinó un valor C de 0.47 pg equivalente a un tamaño de genoma haploide de 467 Mpb para *Gmelina arborea*; es posible que este valor pueda cambiar de acuerdo con el genotipo y a la variación en el número cromosómico $2n$ de la especie. Sin embargo, esta primera estimación puede ser útil como base para nuevas investigaciones complementarias que permitan validar el valor encontrado, o destinadas a evaluar variaciones del mismo en la población, así como para otras áreas de aplicación biotecnológica o de mejoramiento genético en esta importante especie forestal.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la compañía Pizano S.A., especialmente a Miguel Rodríguez por el aporte del material vegetal de *Gmelina arborea*, al doctor Jaroslav Doležel del Instituto experimental de Botánica de la República Checa, por proporcionar las semillas de las especies utilizadas como referentes.

ML Yaya-Lancheros fue beneficiaria de una beca de Colciencias que financió sus estudios doctorales en el marco de los cuales se realizó esta investigación. Los autores agradecen igualmente, al doctor Ismael Samudio, exintegrante del Laboratorio de Bioquímica de la Pontificia Universidad Javeriana, por su asesoría y orientación con los análisis citométricos realizados en su laboratorio.

Esta investigación fue financiada con recursos de los proyectos de investigación de la Vicerrectoría de Investigación de la Pontificia Universidad Javeriana con ID 4550 y 5654.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

W.T y M. Y-L, idearon la investigación; M. Y-L realizó los experimentos en laboratorio. Ambos autores analizaron los datos y redactaron el manuscrito, así como también contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

REFERENCIAS

- Aliyu, O. (2012). Development of the flow cytometric protocol for ploidy analysis and determination of relative nuclear DNA content in cashew (*Anacardium occidentale* Linn.). *American Journal of Biochemistry and Molecular Biology*, 2(4), 200-215.
<https://doi.org/10.3923/ajbmb.2012.200.215>

- Bennett, M. D.** (2005). Nuclear DNA Amounts in Angiosperms: Progress, Problems and Prospects. *Annals of Botany*, 95(1), 45-90.
<https://doi.org/10.1093/aob/mci003>
- Bourge, M., Brown, S. C. y Siljak-yakovlev, S.** (2018). Flow cytometry as tool in plant sciences, with emphasis on genome size and ploidy level assessment. *Genetics & Applications*, 2(2), 1-12.
<https://doi.org/10.31383/ga.vol2iss2pp1-12>
- Doležel, J.** (2005). Plant DNA Flow Cytometry and Estimation of Nuclear Genome Size. *Annals of Botany*, 95(1), 99-110.
<https://doi.org/10.1093/aob/mci005>
- Doležel, J., Binarová, P. y Lucretti, S.** (1989). Analysis of Nuclear DNA content in plant cells by Flow cytometry. *Biologia Plantarum*, 31(2), 113-120.
<https://doi.org/10.1007/BF02907241>
- Doležel, J., Doleželová, M. y Novák, F. J.** (1994). Flow cytometric estimation of nuclear DNA amount in diploid bananas (*Musa acuminata* and *M. balbisiana*). *Biologia Plantarum*, 36(3), 351-357.
<https://doi.org/10.1007/BF02920930>
- Doležel, J. y Greilhuber, J.** (2010). Nuclear genome size: Are we getting closer? *Cytometry*, 77(7), 635-42.
<https://doi.org/10.1002/cyto.a.20915>
- Doležel, J., Greilhuber, J. y Suda, J.** (2007). Estimation of nuclear DNA content in plants using flow cytometry. *Nature Protocols*, 2(9), 2233-2244.
<https://doi.org/10.1038/nprot.2007.310>
- Dvorak, W. S.** (2004). World view of *Gmelina arborea*: opportunities and challenges. *New Forests*, 28(2/3), 111-126.
<https://doi.org/10.1023/B:NEFO.0000040940.32574.22>
- Elliott, T. A. y Gregory, T. R.** (2015). What's in a genome? The C-value enigma and the evolution of eukaryotic genome content. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 370(20140331), 1-10.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0331>
- González-Rojas, M., Murillo-Cruz, R. y Ávila-Arias, C.** (2016). Crecimiento inicial de *Gmelina arborea* Roxb. aplicando diferentes tratamientos de fertilización en el Pacífico Sur de Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 13(33), 29-35.
<https://doi.org/10.18845/rfmk.v13i33.2575>
- Greilhuber, J.** (2008). Cytochemistry and C-values: The Less-well-known World of Nuclear DNA Amounts. *Annals of Botany*, 101(6), 791-804.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcm250>
- Hunt, S. E., McLaren, W., Gil, L., Thormann, A., Schuilenburg, H., Sheppard, D., Parton, A., Armean, S., Trevanion, S., Flicek, P. y Cunningham, F.** (2018). Ensembl variation resources. *Database*.
<https://doi.org/10.1093/database/bay119>
- Jedrzejczyk, I. y Sliwinska, E.** (2010). Leaves and seeds as materials for flow cytometric estimation of the genome size of 11 rosaceae woody species containing DNA-staining inhibitors. *Journal of Botany*, 1-9.
<http://dx.doi.org/10.1155/2010/930895>
- Leitch, I. J.** (1998). Phylogenetic Analysis of DNA C-values provides Evidence for a Small Ancestral Genome Size in Flowering Plants. *Annals of Botany*, 82, 85-94.
<https://doi.org/10.1006/anbo.1998.0783>
- Leitch, I. J., Johnston, E., Pellicer, J., Hidalgo, O. y Bennett, M. D.** (2019). Plant DNA C-values database (release 7.0). Recuperado de <https://cvalues.science.kew.org/>
- Loureiro, J., Rodríguez, E., Doležel, J. y Santos, C.** (2006). Comparison of Four Nuclear Isolation Buffers for Plant DNA Flow Cytometry. *Annals of Botany*, 98(3), 679-689.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcl141>
- Loureiro, J., Rodríguez, E., Doležel, J. y Santos, C.** (2007). Two new nuclear isolation buffers for plant DNA flow cytometry: A test with 37 species. *Annals of Botany*, 100, 875-888.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcm152>
- Lutz, K. A., Wang, W., Zdepski, A. y Michael, T. P.** (2011). Isolation and analysis of high quality nuclear DNA with reduced organellar DNA for plant genome sequencing and resequencing. *BMC Biotechnology*, 11(54), 1-9.
<https://doi.org/10.1186/1472-6750-11-54>
- Moya, R. y Tomazello, F. M.** (2006). Variation in the wood anatomical structure of *Gmelina arborea* (Verbenaceae) trees at different ecological conditions in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(2), 689-704.

- Ohri, D. y Kumar, A.** (1986). Nuclear DNA Amounts in Some Tropical Hardwoods. *Caryologia*, 39(3-4), 303-307.
<https://doi.org/10.1080/00087114.1986.10797792>
- Otto, F.** (1990). DAPI Staining of Fixed Cells for High-Resolution Flow Cytometry of Nuclear DNA. *Methods in Cell Biology*, 33, 105-110.
[https://doi.org/10.1016/S0091-679X\(08\)60516-6](https://doi.org/10.1016/S0091-679X(08)60516-6)
- Pellicer, J., Hidalgo, O., Dodsworth, S. y Leitch, I. J.** (2018). Genome Size Diversity and Its Impact on the Evolution of Land Plants. *Genes (Basel)*, 9(2), 1-14.
<https://doi.org/10.3390/genes9020088>
- Prota** (2016). PROTA4U, Plant Resources of Tropical Africa: web database. Recuperado de <https://www.prota4u.org/database/>
- Rojas, A., Moreno, L., Melgarejo, L. M. y Rodríguez, M.** (2012). Physiological response of *Gmelina arborea* Roxb. to hydric conditions of the Colombian Caribbean. *Agronomía Colombiana*, 30(1), 52-58.
- Sliwinska, E.** (2018). Flow cytometry-a modern method for exploring genome size and nuclear DNA synthesis in horticultural and medicinal plant species. *Folia Horticulturae*, 30(1), 103-128.
<https://doi.org/10.2478/fhort-2018-0011>
- Srisawat, T., Pattanapanyasat, K. y Doležel, J.** (2012). Flow cytometric classification of oil palm cultivars. *African Journal of Biotechnology*, 11(16), 3714-24.
<https://doi.org/10.5897/AJB11.2958>
- Tenorio, C., Moya, R., Arias-Aguilar, D. y Briceño-Elizondo, E.** (2016). Biomass yield and energy potential of short-rotation energy plantations of *Gmelina arborea* one-year-old in Costa Rica. *Industrial Crops and Products*, 82, 63-73.
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.12.005>
- Tuskan, G., DiFazio, S., Jansson, S., Bohlmann, J., Grigoriev, I., Hellsten, U. y Putnam, N.** (2006). The genome of black cottonwood, *Populus trichocarpa* (Torr. & Gray). *Science*, 313(5793), 1596-1604.
<https://doi.org/10.1016/10.1126/science.1128691>
- Urrego, J. B.** (2004). Growth potential of *Gmelina arborea* at 3 years of age in Colombia. *New Forests*, 28(2/3), 269-276.
<https://doi.org/10.1023/B:NEFO.0000040953.91091.69>
- Vrána, J., Cápál, P., Bednářová, M. y Doležel, J.** (2014). Flow Cytometry in Plant Research: A Success Story. En P. Nick y Z. Opatrný (eds.), *Applied Plant Cell Biology: Cellular tools and approaches for plant biotechnology* (pp. 395-430). Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg Press.
- Yasodha, R., Vasudeva, R., Balakrishnan, S., Sakthi, A. R., Abel, N., Binai, N., Kumar, V., Bachpai, W., Pillai, C. y Dev, S. A.** (2018). Draft genome of a high value tropical timber tree, Teak (*Tectona grandis* L. f): insights into SSR diversity, phylogeny and conservation. *DNA Research*, 25(4), 409-419.
<https://doi.org/10.1093/dnares/dsy013>
- Wang, J., Liu, J. y Kang, M.** (2015). Quantitative testing of the methodology for genome size estimation in plants using flow cytometry: a case study of *Primulina* genus. *Frontiers in Plant Science*, 6(354), 1-13.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00354>





UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Estimación de biomasa aérea de *Eucalyptus grandis* y *Pinus* spp. usando imágenes Sentinel1A y Sentinel2A en Colombia

Estimating aboveground biomass of *Eucalyptus grandis* and *Pinus* spp. using Sentinel-1A and Sentinel-2A images in Colombia

Adriana Lizeth Tovar Blanco¹, Iván Alberto Lizarazo Salcedo² y Nelly Rodríguez Eraso³

Tovar-Blanco, A.L. Lizarazo-Salcedo, I.A. y Rodríguez-Eraso, N. (2020). Estimación de biomasa aérea de *Eucalyptus grandis* y *Pinus* spp. usando imágenes Sentinel1A y Sentinel2A en Colombia. *Colombia forestal*, 23(1), 79-93.

Recepción: 30 de abril 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2019

Resumen

La estimación de la biomasa aérea usando sistemas de aprendizaje automático es útil para conocer de forma rápida y sistemática la productividad en bosques y plantaciones. En este estudio la biomasa aérea (AGB) se estimó para las plantaciones forestales de *Eucalyptus grandis* y *Pinus* spp. ubicadas en el sector centro-oriental del departamento del Cauca (Colombia), combinando datos de radar de apertura sintética (SAR) de Sentinel-1A, datos ópticos de Sentinel-2A y datos de inventarios forestales y el uso del algoritmo Random Forest. Las variables de mayor incidencia en AGB para *E. grandis* fueron las bandas SWIR y las texturas de la polarización VV; mientras que para *P. spp* fueron Correlación_{vv}, GNDVI y B2. Los modelos obtenidos combinando datos ópticos y SAR muestran mejores resultados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.27$ y un error cuadrado promedio EMC = 42.75 t.ha⁻¹ en *E. grandis*, y $R^2 = 0.36$ y EMC = 141.71 t.ha⁻¹ en *Pinus* spp. El estudio demostró el potencial de combinar datos Sentinel para estimar la AGB en plantaciones comerciales y el uso de *Random forest* para la construcción de los modelos, pero aún se requiere el estudio

del acoplamiento espacial de los datos de campo y su incidencia en las estimaciones de los modelos, así como la pertinencia de adelantar estudios a nivel de especies para evaluar su incertidumbre.

Palabras clave: GLCM, índice de vegetación, percepción remota, plantación forestal comercial, Random Forest.

Abstract

Aboveground biomass estimation, using machine-learning systems, is useful for rapid and systematic knowledge of productivity in forests and plantations. In this study, forest aboveground biomass (AGB) was estimated for plantations of *Eucalyptus grandis* and *Pinus* spp. located in the central-eastern sector of the department of Cauca (Colombia), combining synthetic aperture radar (SAR) data of Sentinel-1A, Sentinel-2A optical data and forest inventory data and the use of the Random Forest algorithm. The variables with the highest incidence in AGB for *E. grandis* were the SWIR bands and the VV polarization textures, while for *Pinus* spp. were Correlation_{vv}, GNDVI and B2. The models obtained by combining optical data and SAR show better results with a

1 Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. altovarbl@unal.edu.co

2 Grupo de Investigación Análisis Espacial del Territorio y del Cambio Global (AET-CG), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. ializarazos@unal.edu.co

3 Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. nrodrigueze@unal.edu.co

determination coefficient $R^2 = 0.27$ and an average square error $EMC = 42.75 \text{ t.ha}^{-1}$ in *E. grandis*, and $R^2 = 0.36$ and $EMC = 141.71 \text{ t.ha}^{-1}$ in *Pinus* spp. The study demonstrated the potential of combining Sentinel

data to estimate AGB in commercial plantations and the use of Random forest for model construction.

Keywords: GLCM, vegetation index, remote sensing, commercial forest plantation, Random Forest.

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales ocupan un área aproximada de 53.4 millones de hectáreas, de las cuales el 46.4 % se distribuyen en América Latina (Muller *et al.*, 2018) y representan la principal fuente de celulosa del mundo, lo que las convierte en determinantes para las industrias del papel, cartón, energía eléctrica, conglomerados y de mobiliario, entre otras (Long *et al.*, 2019). Adicional a esto, estas plantaciones juegan un papel importante en la conservación de los bosque naturales al reducir su presión, mejorar la conectividad del paisaje y la biodiversidad, así como secuestrar carbono y restaurar las tierras degradadas y servicios ecosistémicos (Brockerhoff *et al.*, 2017).

La biomasa aérea (AGB, por su siglas en inglés) es un indicador de la productividad de las plantaciones forestales que permite conocer su estado de desarrollo y el potencial de rendimiento en volumen $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$; (Gao *et al.*, 2018). Los métodos convencionales para estimar AGB de plantaciones forestales se basan en el levantamiento de datos dasométricos de inventarios forestales y el subsiguiente ajuste de modelos alométricos (Hernández-Ramos *et al.*, 2017), los cuales tienen la desventaja de poderse poner en marcha en grandes áreas por sus costos económicos, de tiempo y de mano de obra, además de la complejidad en la interpretación de los datos para áreas superiores a las inventariadas (Solano, Vega, Eras y Cueva, 2017). Por otra parte, los métodos basados en percepción remota son potencialmente adecuados para suministrar datos de buena exactitud sobre algunas variables biofísicas, a partir de los cuales se pueden obtener estimaciones confiables, eficientes y oportunas tanto de la estructura del bosque

como de la biomasa aérea (Trisasongko y Paull, 2018). Ese potencial se debe, entre otros aspectos, a la capacidad de proporcionar observaciones completas y frecuentes en escalas locales y globales (Vafaei *et al.*, 2018), a la disponibilidad de datos gratuitos y al uso de una amplia gama de índices espectrales. Este es el caso de las imágenes obtenidas mediante los satélites Sentinel de la Administración Espacial Europea (ESA), los cuales tienen una resolución espacial, espectral y temporal apropiada para muchas aplicaciones de evaluación de los recursos naturales (Veloso *et al.*, 2017).

Los métodos basados en percepción remota para estimar la biomasa aérea han sido aplicados con éxito, encontrándose que al combinar datos ópticos y datos radar de apertura sintética (SAR) junto con algoritmos de aprendizaje automático, como Random Forest (RF) o Support Vector Machine (SVM), se obtiene una mejor correlación entre la biomasa aérea y las variables obtenidas de los datos espectrales (Ghosh y Behera, 2018; Liu *et al.*, 2017; Vafaei *et al.*, 2018). Random Forest es un método estadístico no paramétrico considerado como uno de los mejores de clasificación y regresión debido a la alta precisión en la estimación, su gran velocidad de cálculo, la robustez y la capacidad para predecir las variables importantes; por esto, ha sido ampliamente usado para estimar valores dendrométricos como AGB o volumen de un bosque (Bourgoin *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2018; Esteban *et al.*, 2019).

En plantaciones forestales en algunas regiones de Latinoamérica, (Sandoval, 2009) y Mendoza Chichipe (2018) en Argentina y Perú respectivamente, se hallaron que existe una correlación significativa entre la biomasa total de *Eucalyptus grandis* y *Pinus patula* con algunos índices de

vegetación extraídos de imágenes Landsat 5 y Sentinel-2A. En México [Ortiz-Reyes et al. \(2015\)](#) encontró relaciones significativas entre las métricas de LiDAR y datos de campo para variables como altura, biomasa aérea, biomasa total y cobertura arbórea para especies de pino y encino. Sin embargo, en Colombia el uso de información de sensores remotos para estimar biomasa en plantaciones forestales no ha sido estudiado de manera sistemática y la mayoría de investigaciones que incorporan el uso de estos datos se han enfocado en bosques naturales ([Asner et al., 2012](#); [Fernández-Manso, 2009](#); [Galindo et al., 2011](#); [Villa, Romero y Triana, 2017](#)), dejando de lado estudios orientados al sector forestal comercial.

El vacío de conocimiento en el tema hace necesario realizar investigaciones que incorporen el uso de nuevas tecnologías satelitales dentro del sector forestal del país, las cuales podrán optimizar la estimación de la biomasa aérea mediante el diseño y prueba de métodos económicos y rápidos que presenten resultados confiables. El objetivo de esta investigación fue estimar la biomasa aérea de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) y pino (*Pinus* spp.) en plantaciones forestales comerciales localizadas en el departamento del Cauca, a partir de imágenes ópticas Sentinel-2A, datos SAR Sentinel-1A y datos de inventarios forestales y mediante el uso del algoritmo de Random Forest (RF) para generar los mejores modelos de regresión asociados a AGB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en los municipios de Popayán, Cajibío, Sotaró y Timbío, en el departamento del Cauca, Colombia, entre las coordenadas geográficas $2^{\circ}38'44.92''$ - $2^{\circ}16'10.49''$ norte y $76^{\circ}56'0.68''$ - $76^{\circ}32'40.57''$ oeste ([figura 1](#)). La temperatura promedio anual varía entre 18°C y 20°C , el régimen de precipitación es bimodal que anualmente oscila entre 1 900 mm y 2 400 mm, la altitud varía

entre los 1674 y 3 116 m y las pendientes medias son del 24 % ([Ideam, 2017](#)). Gran parte de la actividad económica de la zona está asociada a plantaciones forestales comerciales pertenecientes a la empresa papelera Smurfit Kappa Colombia (SKC), cuyo objetivo es la elaboración de pulpa ([Valencia, 2017](#)) y fueron establecidas desde el año 2009 para las plantaciones de *E. grandis*, y desde el año 1999 para las plantaciones de *Pinus* spp. (*P. oocarpa*, *P. patula* y *P. tecunumanii*).

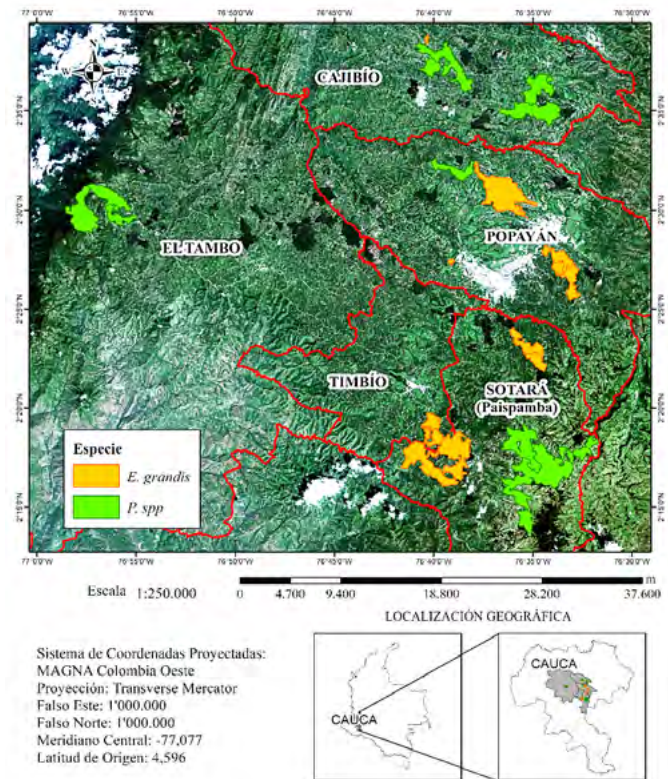


Figura 1. Localización del área de estudio.

Datos de campo

Los datos fueron tomados en el mes de diciembre de 2015, mediante levantamiento de inventarios forestales en parcelas circulares de 250 m^2 donde se registraron las variables altura (h) y diámetro a la altura del pecho (DAP), número de individuos y coordenadas del centro de las parcelas, censando todos los árboles vivos con DAP mayores a 5 cm ([Dittmann, Thiessen y Hartung, 2017](#)). En total la

zona tiene plantada un área de 39 km² de *E. grandis* y 61 km² de *P. spp* y se inventariaron 23 lotes, 13 de *E. grandis* y 10 de *P. spp*, los cuales tienen una extensión variable que oscila entre 0.15 km² a 18 km² para *E. grandis* y de 8 km² a 27 km² para *P. spp* (Smurfit Kappa Colombia, 2015). Mediante modelos alométricos construidos por la empresa Smurfit Kappa Colombia (Zapata, 2018), se estimó la biomasa aérea forestal para las dos especies en t.ha⁻¹ usando DAP como variable explicativa. La tabla 1 presenta la distribución de la biomasa aérea en los lotes muestreados de acuerdo con la especie inventariada. Para el caso de datos del género *Pinus* (*P. oocarpa*, *patula* y *tecunumanii*) estos se agruparon en *P. spp*.

Datos ópticos Sentinel-2A y radar Sentinel-1A

Las imágenes usadas en el presente estudio fueron obtenidas por la Agencia Espacial Europea (ESA) el 24 de diciembre de 2015 (Sentinel-2A_MSIL1C) y 11 de junio de 2016 (Sentinel-1A IW GRD). La imagen Sentinel-2A cuenta con 13 bandas espectrales con tamaño de píxel 10 metros (B2 azul, B3 verde, B4 roja y B8 infrarrojo cercano), 20 metros (B5, B6 y B7 de borde rojo, B8a de infrarrojo cercano, B11 y B12 de infrarrojo de onda corta) y 60 metros (B1 de aerosoles, B9 de vapor de agua y B10 de cirrus). Tres bandas corresponden a los rangos espectrales de “borde rojo”, las cuales son importantes para derivar información asociada al estado de la vegetación (Gatti et al., 2015). La

imagen Sentinel-1A de radar de apertura sintética (SAR) opera en la banda C y cuenta con polarización dual VV (Transmisión vertical y recepción vertical) / VH (Transmisión vertical y recepción horizontal), fue obtenida mediante una órbita ascendente con un ancho de franja de 250 km, tiene una resolución espacial de 5 × 5 m y un ángulo de incidencia entre 31.09 y 46.23 grados (Bourbigot, Johnsen, Piantanida y Hajduch, 2017).

Preprocesamiento de imágenes

Los datos Sentinel-2A fueron corregidos atmosféricamente transformando los datos de reflectancia en el tope de la atmósfera (TOA) (L1C) a reflectancia a nivel de la superficie (BOA) (L2A), a través de algoritmos aplicados en el módulo *Sen2Cor* del programa SNAP (Müller-Wilm, 2016). Dado que los datos de AGB en campo fueron capturados en un área circular de 250 m², se re-muestrearon las bandas 5, 6, 7 y 8a, a un tamaño de píxel de 10 m empleando el método de convolución cúbica.

La imagen SAR fue calibrada radiométricamente usando la herramienta *Terrain calibrate* del programa SNAP, para representar los valores del píxel original a valores reales de retrodispersión de la superficie reflectante. Posteriormente, se aplicó un filtro Gamma MAP de 3 × 3 píxeles para disminuir el efecto moteado o “speckle” preservando los detalles más finos de la imagen (Gao et al., 2018). La imagen filtrada fue georrectificada usando el modelo de elevación digital (DEM) de Alos Palsar correspondiente a octubre de 2010 (Poursanidis y

Tabla 1. Distribución de datos de biomasa aérea. n: tamaño de la muestra, S: desviación estándar

Especie	n	Media (t.ha ⁻¹)	S (t.ha ⁻¹)	Mín. (t.ha ⁻¹)	Máx. (t.ha ⁻¹)
<i>E. grandis</i>	67	201.98	47.27	70.49	338.79
<i>P. spp</i>	81	489.49	159.26	263.60	925.40
<i>P. oocarpa</i>	24	493.96	193.67	281.12	925.40
<i>P. patula</i>	35	518.28	168.83	263.59	847.33
<i>P. tecunumanii</i>	22	438.80	72.85	308.65	540.30

Fuente: Smurfit Kappa Colombia (2015).

Chrysoulakis, 2017) cuya resolución espacial es de 12.5 metros. Como resultado de este preprocesamiento se obtuvieron dos coeficientes de retrodispersión: σ_{VV}° y σ_{VH}° en decibeles (dB).

Índices espectrales a partir de datos Sentinel-2 y texturas a partir de datos Sentinel-1

Los índices espectrales fueron seleccionados de acuerdo con su poder predictivo en la estimación de AGB. El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) relaciona las bandas espectrales correspondientes al espectro rojo e infrarrojo y ha demostrado ser una variable de predicción efectiva para modelar la biomasa aérea en estudios previos (Galidaki et al., 2017), aun cuando en algunos casos este índice se satura en coberturas densas (Shi y Liu, 2017). El índice de vegetación de diferencia normalizada verde (GNDVI) es más sensible a la variación en el contenido de clorofila que el NDVI (Baloloy et al., 2018). El índice de vegetación ajustado al suelo (Savi) presenta un adecuado resultado cuando la cobertura vegetal es densa, ya que tienen rangos dinámicos amplios y menor susceptibilidad a las perturbaciones (Lu et al., 2017). Los índices se calcularon utilizando las expresiones presentadas en la tabla 2.

Los coeficientes de retrodispersión se utilizaron como entrada para el cálculo de las variables texturales para cada polarización (σ_{VH}° y σ_{VV}°),

usando la matriz de coocurrencia de niveles de gris (GLCM) (Wu et al., 2018), con una ventana de 7 por 7 píxeles y para todas las direcciones (Zhou et al., 2017). En la tabla 3 se encuentran las ecuaciones de cada textura generada con la matriz GLCM.

Posterior a esto, los valores de los píxeles se extrajeron utilizando la herramienta de estadística focal usando un *kernel* de 3 x 3 píxeles, calculando la media y la desviación para disminuir el error de los datos obtenidos con el dispositivo GPS. La utilidad de este método fue recomendada por Rodríguez-Veiga, Saatchi, Tansey y Balzter (2016) bajo el supuesto de que los valores de píxel representan un valor promedio de un área particular en el suelo.

Estimación de AGB con la técnica Random Forest (RF)

Mediante la librería Random Forest del programa estadístico R (Liaw y Wiener, 2002) se usó el algoritmo de regresión Random Forest (RF), basado en el aprendizaje automático no paramétrico a partir de una serie de árboles de decisión para identificar las variables predictoras importantes en la estimación de la AGB de cada especie (Castillo, Apan, Maraseni y Salmo, 2017). Una variable predictora es importante en el modelo de regresión si al omitirla de la lista de variables predictoras aumenta el error "out of bag" (OOB) (Liaw y Wiener, 2002; Ghosh y Behera, 2018). La importancia de las variables se cuantificó utilizando el porcentaje

Tabla 2. Índices espectrales. R: reflectancia; nir: banda infrarroja; r: banda roja; re3n: banda del borde rojo 3; v: banda verde; L: constante dependiente del tipo de suelo (0.5 para este estudio)

Acrónimo	Fórmula	Referencia
NDVI	$\frac{R_{nir} - R_r}{R_{nir} + R_r}$	(Galidaki et al., 2017)
GNDVIre3n	$\frac{R_{re3n} - R_v}{R_{re3n} + R_v}$	(Navarro et al., 2017)
GNDVI	$\frac{R_{nir} - R_v}{R_{nir} + R_v}$	(Baloloy et al., 2018)
SAVI	$\frac{(R_{nir} - R_r)}{R_{nir} + R_r + L} (1 + L)$	(Ghosh y Behera, 2018)

Tabla 3. Fórmulas de características texturales. P_{ij} : valor de probabilidad de coocurrencia de niveles de gris i, j en la ventana de estudio; μ : media; σ^2 : varianza. Cada parámetro se generó en las polarizaciones vertical-vertical (VV) y vertical-horizontal (VH)

Polarización	Parámetro	Fórmula	Descripción
	Contraste (CON)	$\sum_{ij=0}^{M-1} P_{ij}(i-j)^2$	Calcula el nivel de variación local en un kernel.
	Correlación (COR)	$\sum_{ij=0}^{M-1} P_{ij} \left[\frac{(i-\mu_i)(i-\mu_j)}{(\sigma_i^2)(\sigma_j^2)} \right]$	Mide la dependencia lineal del nivel de grises de una imagen
	Disimilitud (DIS)	$\sum_{ij=0}^{M-1} P_{ij} i-j $	Mide la variación local de la imagen
	Homogeneidad (HOM)	$\sum_{ij=0}^{M-1} \frac{P_{ij}}{1+(i-j)^2}$	Mide la suavidad de la textura de la imagen.
VV/VH	Media (MEA)	$\mu_i = \sum_{ij=0}^{M-1} i(P_{ij})$ $\mu_j = \sum_{ij=0}^{M-1} j(P_{ij})$	Nivel de gris promedio en la vecindad menor.
	Varianza (VAR)	$\sigma_i^2 = \sum_{ij=0}^{M-1} P_{ij} (i - \mu_i)^2$ $\sigma_j^2 = \sum_{ij=0}^{M-1} P_{ij} (i - \mu_j)^2$	Variabilidad de la respuesta espectral de los píxeles.
	Entropía (ENT)	$\sum_{ij=0}^{M-1} P_{ij} (-\ln P_{ij})$	Medida estadística de la incertidumbre.

Fuente: Hall-Beyer (2017).

de aumento en el error cuadrático medio (*IncMSE* %), eliminando las variables menos importantes para luego construir el modelo final de cada especie (Fayad et al., 2016). En este estudio se utilizaron inicialmente 500 árboles (*n_{tree}*) para cada especie y para tres subconjuntos de datos (Sentinel-2A, Sentinel-1AA y la combinación de ambos). Para el parámetro *mtry*, es decir, el número de variables a probar en cada nodo, se utilizó el número total de variables predictoras dividido sobre 3 (Cutler, Cutler y Stevens, 2012). Los parámetros de RF (*mtry* y *n_{tree}*) se optimizaron con el fin de obtener el mejor poder predictivo en la estimación de AGB. La evaluación del rendimiento de los modelos se efectuó con el 70 % de los datos de campo para ajustes ($n = 50$ y $n = 57$ en *E. grandis* y *P. spp*, respectivamente) y el 30 % para validación ($n = 22$ y $n = 24$ *E. grandis* y *P. spp*, respectivamente),

aplicando la técnica de validación cruzada 10 veces para probar de manera sólida el rendimiento del algoritmo, tomando como criterio el menor valor de EMC (Ghosh y Behera, 2018). Finalmente, se mapeó la AGB forestal sobre cada lote usando el modelo AGB óptimo para cada especie con la interpolación Kriging (Lu et al., 2017). Los mapas resultantes fueron generados en el programa RStudio (versión 1.1.442; Team, 2015).

RESULTADOS

Importancia de las variables predictoras

Para *E. grandis* las variables derivadas de los datos Sentinel-2A más determinantes en la estimación de AGB fueron las bandas SWIR (B11 y B12), mientras

que para Sentinel-1A fueron Disimilitud_{VH}, Correlación_{VV} y σ°_{VV} (figura 2). Al combinar los datos ópticos con SAR se encontró que las variables más importantes fueron las bandas SWIR y las texturas media, varianza y correlación de la polarización VV. Para *P. spp* GNDVI, bandas B2 y B3 y σ°_{VV} ,

media y correlación de la polarización VV fueron las variables más importantes en la estimación de AGB (figuras 3a y 3b) y al combinar datos ópticos y SAR, Correlación_{VV}, σ°_{VH} , σ°_{VV} , GNDVI y B2 (figura 3c) están más asociadas a AGB mientras que Contraste_{VV}, B6 y Disimilitud_{VH} no son influyentes.

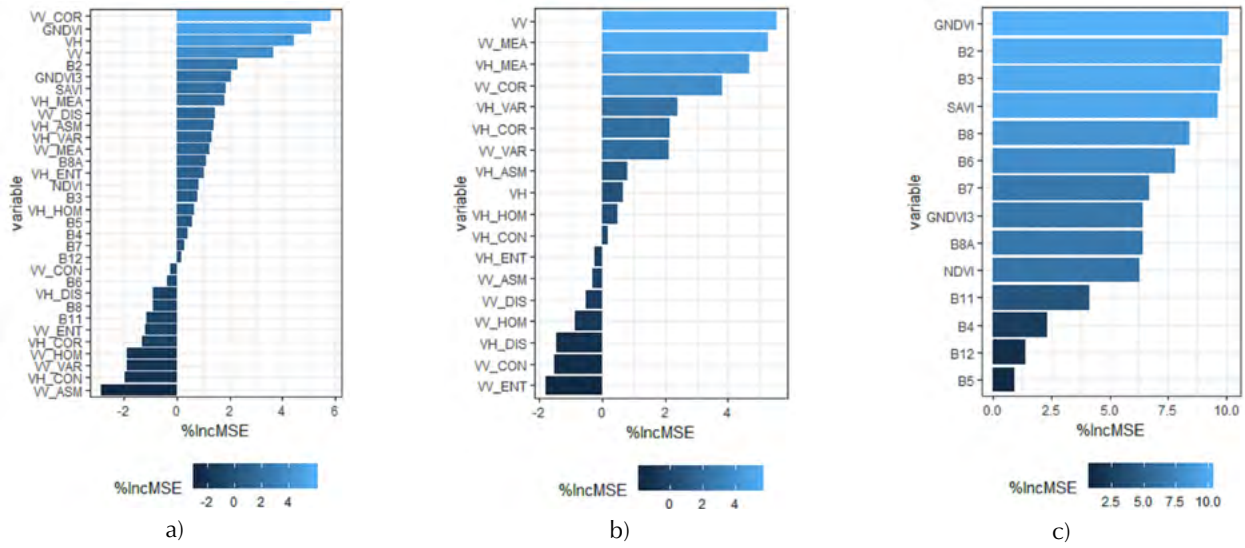


Figura 2. Ranking de variables importante para estimación de AGB en *E. grandis*. A) datos ópticos; B) datos SAR (VV: polarización vertical-vertical, VH: polarización vertical-horizontal, CON: contraste, COR: correlación, DIS: disimilitud, HOM: homogeneidad, MEA: media, VAR: varianza, ENT: entropía); C) combinación.

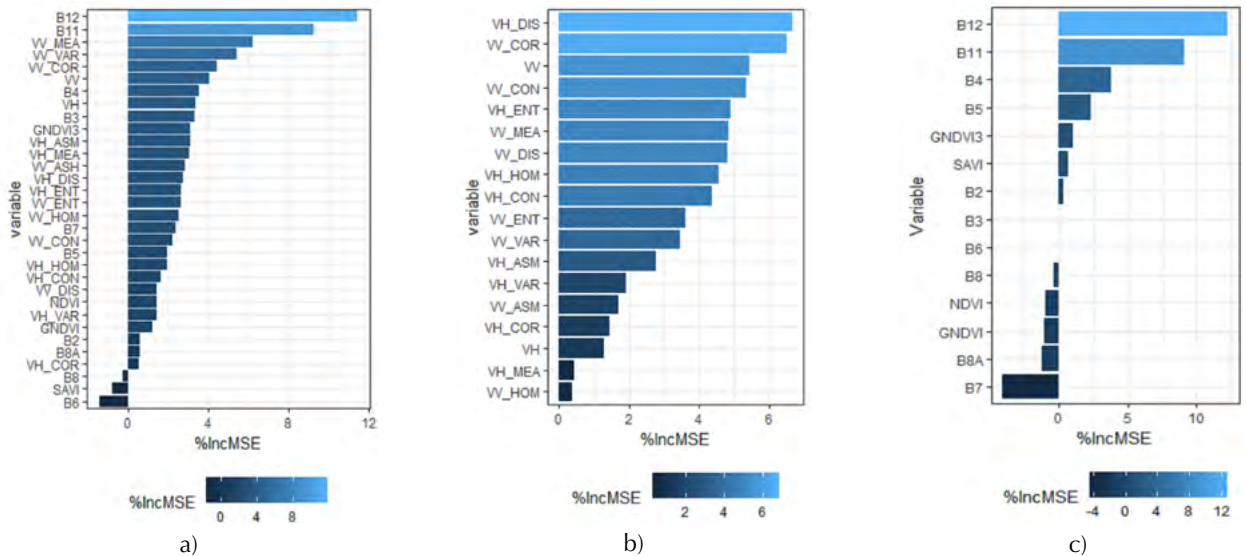


Figura 3. Escalafón de variables importante para estimación de AGB en *P. spp*. A) datos ópticos; B) datos SAR (VV: polarización vertical-vertical, VH: polarización vertical-horizontal, CON: contraste, COR: correlación, DIS: disimilitud, HOM: homogeneidad, MEA: media, VAR: varianza, ENT: entropía); C) combinación.

Modelo y mapa de AGB forestal

De acuerdo con los R^2 generados para cada grupo de datos, los resultados indican para *E. grandis* una relación negativa con la estimación de AGB para las imágenes de Sentinel-1A (tabla 4) a través del método RF y, por ende, se interpreta como nulo

(Zumel y Mount, 2014). Sin embargo, al combinar los datos ópticos con SAR se mejoró la capacidad predictiva ($R^2 = 0.27$) generándose el siguiente modelo con el método RF:

Finalmente, la figura 4 presenta la distribución espacial de la AGB estimada obtenida a partir del método kriging usando la función Wave, en la que

Tabla 4. Resultados de los modelos de estimación de AGB usando RF

Especie	Datos	Datos de ajuste		Datos de validación	
		R^2	EMC (t.ha ⁻¹)	R^2	EMC (t.ha ⁻¹)
<i>E. grandis</i>	Sentinel-2A	0.14	46.24	0.13	47.03
	Sentinel-1A	0*	51.39	0	50.95
	Sentinel-2 + Sentinel-1	0.27	42.75	0.26	42.96
<i>P. spp</i>	Sentinel-2	0.18	146.12	0.14	147.35
	Sentinel-1	0	161.49	0	158.37
	Sentinel-2 + Sentinel-1	0.36	141.71	0.28	150.94

$$AGB_{(E. grandis)} = 711.18 - 3.247.65 * B12 - 283.2 * B11 - 428.36 * (VV_MEA) + 218.92 * (VV_VAR) + 120.84 * (VV_COR) + 5.784 * \sigma^{\circ} (VV) + 2.03 * (VV_DIS) - 346.81 * B5 - 2.469.49 * B3 - 4.36 * \sigma^{\circ} (VH) + 6.820.57 * B4$$

*De acuerdo con el método RF las relaciones negativas se interpretan como un 0 %.

Para *P. spp* se encontró que los datos ópticos generaron EMC más bajos que los datos SAR (146.12 t.ha⁻¹; tabla 4). Sin embargo, su combinación aumentó significativamente el coeficiente de determinación del modelo ($R^2 = 0.36$). El modelo generado con el método RF para estimar AGB de *P. spp* fue:

$$AGB_{(P. spp)} = 923.70 - 50.07 * (VV_COR) + 6.062 * VV - 16.530 * B2 - 48.308 * GNDVI + 21.972 * SAVI + 17.13 * (VH_MEA)$$

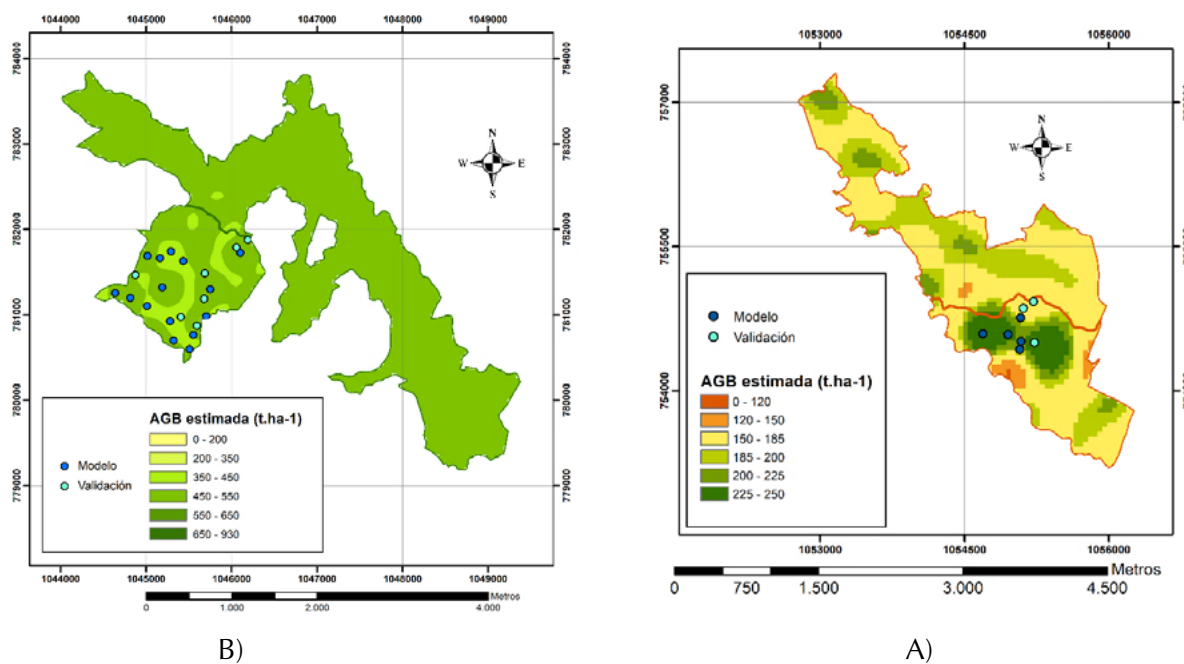


Figura 4. Distribución de AGB estimada: A) *E. grandis*; B) *P. spp*.

el valor medio estimado de AGB fue de 185.32 t.ha⁻¹ y 499.06 t.ha⁻¹ para *E. grandis* y *P. spp* respectivamente, superior al observado en campo.

DISCUSIÓN

Ranking de variables predictoras importantes con RF

En general, las variables derivadas de Sentinel mostraron respuestas diferentes para las especies forestales incluidas en el estudio; del mismo modo, la combinación de datos ópticos y SAR incrementó el potencial para estimar AGB, tal como lo han reportado los estudios de [Ghost y Behera \(2018\)](#), [Debastiani, Sanquetta, Corte, Pinto y Rex \(2019\)](#) para plantaciones en el trópico.

A diferencia de las plantaciones de *P. spp*, en las que todas las bandas e índices espectrales mostraron ser importantes para la estimación de AGB, posiblemente por la forma de la copa y las hojas, las bandas del infrarrojo de onda corta SWIR (B11 y B12) fueron las variables más importantes en *E. grandis* y esto se asocia a características de especies latifoliadas, relacionadas con contenido de humedad de las hojas, una mayor exposición del suelo de la plantación y una mayor eficiencia en la captura de energía por parte del dosel, lo que incide en su respuesta frente a la AGB ([Dang et al., 2019](#))

Si bien la importancia de las bandas de borde rojo en la estimación de AGB se ha abordado en investigaciones anteriores ([Kumar y Mutanga, 2017](#)), en este estudio se encontró que para el caso del índice GNDVI construido con la tercera banda de borde rojo (B7) la inclusión de este rango del espectro es importante para la estimación de AGB en *E. grandis*, dada su efectividad para monitorear la información del estado de la vegetación ([Galidaki et al., 2017](#); [Ghosh y Behera, 2018](#); [Liu et al., 2018](#)). En *P. spp* GNDVI mostró ser la variable predictora más importante contradiciendo lo hallado por [Prabhakara, Hively y McCarty \(2015\)](#), pese a que en nuestro estudio la cantidad de AGB

observado fue alta (489, 49 t.ha⁻¹) y no se evidenció un efecto de saturación, posiblemente por el reemplazo de la banda roja por la banda verde (GNDVI en lugar de NDVI) ([Meyer et al., 2017](#)). Esto puede ser similar a lo presentado en *E. grandis*, donde NDVI no fue una variable importante a diferencia de lo hallado por [Dos Reis et al. \(2018\)](#) en Brasil y que GNDVI puede ser más sensible a la concentración de clorofila-a que el NDVI ([Askar, Nuthammachot, Phairuang, Wicaksono y Sayekti-sih, 2018](#)).

La variable retrodispersión σ_{VV}° (VV) derivada de los datos SAR mostró mayor importancia al momento de estimar biomasa aérea en plantaciones *E. grandis* y *P. spp*, comparado con la retrodispersión VH. Esto se contradice con el trabajo de [Hosseini y Mcnairn \(2017\)](#), en el cual encontraron que la polarización VH obtuvo las correlaciones más fuertes ($r > 0.917$), en relación con las dos polarizaciones simples (HH y VV), y con [Behera et al. \(2016\)](#), donde usaron datos Alos-Palsar para estimar AGB en *T. grandis* ($r^2VH = 0.46$ y $r^2VV = 0.44$). No obstante, coincide con lo hallado para *S. robusta* ($r^2VH = 0.52$ y $r^2VV = 0.67$) y puede deberse a los valores que surgen de la dispersión del volumen, relacionada directamente con la AGB, y a la influencia de la humedad de la vegetación ([Vreugdenhil et al., 2018](#)). De igual manera, la retrodispersión en VV mostró mayor importancia en *P. spp*, debido a su relación con la irregularidad del dosel que se ha demostrado que es positivamente correlacionado con la biomasa de bosques tropicales más allá del punto de saturación de la relación de retrodispersión-biomasa ([Luckman et al., 1997](#); [Kuplich, Curran y Atkinson, 2005](#)).

Por otro lado, las variables texturales derivadas de SAR mostraron bajas relaciones con los datos de AGB tomados en campo para ambas especies. Sin embargo, las texturas Correlación_{VH} y Correlación_{VV} para *E. grandis* y Correlación_{VH} y Entropía_{VV} para *P. spp*, derivadas de la matriz GLCM arrojaron mejores resultados que los coeficientes de retrodispersión VH y VV. Estos resultados son similares a los encontrados por [Gao et al. \(2018\)](#), en el cual las

medidas de textura media, correlación o ambas estuvieron involucradas en casi todos los modelos de AGB en bosques de coníferas, lo que implica que estas texturas tuvieron contribuciones significativas para mejorar las predicciones de AGB. Attarchi y Gloaguen (2014) encontraron que la adición de texturas derivadas de datos Alos-Palsar a los datos multiespectrales Landsat TM mejoró la estimación de AGB en bosques de *Fagus orientalis*. La razón por la cual algunas características texturales se correlacionaron mejor con la AGB que la retrodispersión SAR, se puede deber a la homogeneidad de los tipos de vegetación estudiados dado que los parámetros de textura son más aplicables en condiciones de alta variación local (Bourgoin et al., 2018).

Estimación de AGB de *E. grandis* y *P. spp* usando el método Random Forest

Los R^2 encontrados en los modelos generados con RF son bajos comparados con otros estudios en plantaciones de coníferas y latifoliadas usando datos Landsat-5 y GLAS a través del método RF con R^2 entre 0.73 y 0.96 (Liu et al., 2017; López-Serrano et al., 2016), y con el uso de datos Alos2-Palsar-2 y Sentinel-2A en un bosque tropical con R^2 cercano a 0.70 (Galidaki et al., 2017). Nuestros resultados pudieron verse afectados por la relación entre el tamaño del píxel de los datos Sentinel y el tamaño de la parcela usada para estimar la AGB en campo, tal como lo reporta Wu et al., (2017) y por la distribución espacial de las muestras dentro del área de estudio.

El EMC obtenido para *E. grandis* fue menor que el obtenido para *P. spp*; esto puede deberse a que se usaron datos de tres especies del género *Pinus*, las cuales logran tener respuestas espectrales diferentes asociadas a la variación en las tasas de crecimiento de cada especie y, por consiguiente, en la predicción de su biomasa, lo que aumentaría la variabilidad en los resultados.

Tanto para *E. grandis* como para *P. spp* el mejor modelo para estimar AGB forestal se obtuvo combinando los datos derivados de Sentinel-2A y los

derivados de Sentinel-S1A. Este resultado coincide con Galidaki et al. (2017) y con los estudios de Bourgoin et al. (2018), Gao et al. (2018) y Ghosh y Behera (2018), quienes sugieren que el uso sinérgico de múltiples sensores ópticos y SAR tiene un mejor potencial para estimar la AGB.

También se demostró que al usar algoritmos de aprendizaje de máquina como Random Forest, en combinación con índices espectrales y datos SAR como variables predictoras, se generan mejores resultados para la estimación de AGB (Fassnacht et al., 2014; Ghosh y Behera, 2018; Liu et al., 2017; Wang et al., 2016).

CONCLUSIONES

Los resultados indicaron que la combinación de datos Sentinel-2A y Sentinel-1A pueden ser usados para generar mejores estimaciones de AGB forestal para las especies *E. grandis* y *P. spp*, usando el método Random Forest y apoyando el mapeo y monitoreo de plantaciones forestales a un bajo costo y de manera más rápida que las mediciones tradicionales en campo. La retrodispersión con polarización VV mostró ser una variable importante para la estimación de AGB en el área de estudio, así como el GNDVI y lo anterior está relacionado con la rugosidad de la vegetación y el contenido de humedad. Sin embargo, los resultados indican bajos valores de R^2 en los modelos, por lo que se recomienda considerar un mayor tamaño de muestra y una mayor área de las parcelas en campo que incluyan más de un píxel para reducir el nivel de incertidumbre respecto a la asociación espacial entre los datos de las imágenes y los datos levantados en campo. De igual manera, para *Pinus* spp. es necesario discriminar las especies para la estimación de la biomasa usando el método Random Forest con el fin de reducir los EMC y obtener predicciones más confiables, aumentando el número de la muestra.

Finalmente, uno de los beneficios clave que ofrece el uso de imágenes de Sentinel es que tanto

los datos de radar SAR como las imágenes multi-espectrales están disponibles de forma gratuita que pueden procesarse en el programa gratuito SNAP. Por último, en países donde los recursos para la adquisición de imágenes y programas especializados son limitados el potencial de aplicación de esta metodología es alta.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la empresa Smurfit Kappa Colombia S. A. por proporcionar los datos de campo, esenciales para el desarrollo de esta investigación; en especial a los ingenieros Nórman Parra, Alberto Uribe y Edgar Agudelo por su buena disposición.

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

- Askar, Nuthammachot, N., Phairuang, W., Wicaksono, P. y Sayektiningsih, T.** (2018). Estimating Above-ground Biomass on Private Forest Using Sentinel-2 Imagery. *Journal of Sensors*, 2018, 1-11.
<https://doi.org/10.1155/2018/6745629>
- Asner, G. P., Clark, J. K., Mascaro, J., Galindo García, G. A., Chadwick, K. D., Navarrete Encinales, D. A., ... Ordóñez, M. F.** (2012). High-resolution mapping of forest carbon stocks in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*, 9(7), 2683-2696.
<https://doi.org/10.5194/bg-9-2683-2012>
- Attarchi, S. y Gloaguen, R.** (2014). Improving the estimation of above ground biomass using dual polarimetric PALSAR and ETM+ data in the Hyrcanian mountain forest (Iran). *Remote Sensing*, 6(5), 3693-3715.
<https://doi.org/10.3390/rs6053693>
- Baloloy, B. A., Blanco, C. A., Candido, G. C., Argamasa, R. J. L., Dumalag, J. B. L. C., Dimapilis, L. L. C. y Paringit, E. C.** (2018). Estimation of mangrove forest aboveground biomass using multispectral bands, vegetation indices and biophysical variables derived from optical satellite imageries: rapideye, planetscope and sentinel-2. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 4(3), 29-36.
<https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-3-29-2018>
- Behera, M. D., Tripathi, P., Mishra, B., Kumar, S., Chitale, V. S. y Behera, S. K.** (2016). Above-ground biomass and carbon estimates of Shorea robusta and Tectona grandis forests using QuadPOL ALOS PALSAR data. *Advances in Space Research*, 57(2), 552-561.
<https://doi.org/10.1016/j.asr.2015.11.010>
- Bourbigot, M., Johnsen, H., Piantanida, R. y Hajdudh, G.** (2017). Sentinel-1 Sentinel-1 Product Specification S-1 MPC Nomenclature: DI-MPC-PB S-1 MPC Reference: MPC-0240. *European Space Agency*. Recuperado de https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/349449/Sentinel-1_Product_Specification
- Bourgoin, C., Blanc, L., Bailly, J., Cornu, G., Berenguer, E., Oszwald, J., ... Forest, A.** (2018). The Potential of Multisource Remote Sensing for Mapping the Biomass of a Degraded Amazonian Forest.
<https://doi.org/10.3390/f9060303>
- Bourgoin, C., Blanc, L., Bailly, J. S., Cornu, G., Berenguer, E., Oszwald, J., ... Gond, V.** (2018). The potential of multisource remote sensing for mapping the biomass of a degraded Amazonian forest. *Forests*, 9(6), 1-21.
<https://doi.org/10.3390/f9060303>
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., ... Jactel, H.** (2017). Forest biodiversity,

ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3005-3035.

<https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>

Castillo, J. A. A., Apan, A. A., Maraseni, T. N. y Salmo, S. G. (2017). Estimation and mapping of above-ground biomass of mangrove forests and their replacement land uses in the Philippines using Sentinel imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 134, 70-85.

<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.10.016>

Chen, L., Ren, C., Zhang, B., Wang, Z. y Xi, Y. (2018). Estimation of forest above-ground biomass by geographically weighted regression and machine learning with sentinel imagery. *Forests*, 9(10), 1-20.

<https://doi.org/10.3390/f9100582>

Cutler, A., Cutler, D. R. y Stevens, J. R. (2012). Random forests. *Ensemble Machine Learning: Methods and Applications*, 157-175.

https://doi.org/10.1007/9781441993267_5

Dang, A. T. N., Nandy, S., Srinet, R., Luong, N. V., Ghosh, S. y Senthil Kumar, A. (2019). Forest aboveground biomass estimation using machine learning regression algorithm in Yok Don National Park, Vietnam. *Ecological Informatics*, 50(julio 2018), 24-32.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.12.010>

Debastiani, A. B., Sanquetta, C. R., Corte, A. P. D., Pinto, N. S. y Rex, F. E. (2019). Evaluating SAR-optical sensor fusion for aboveground biomass estimation in a Brazilian tropical forest. *Annals of Forest Research*, 0(0), 109-122.

<https://doi.org/10.15287/afr.2018.1267>

Dittmann, S., Thiessen, E. y Hartung, E. (2017). Applicability of different non-invasive methods for tree mass estimation: A review. *Forest Ecology and Management*, 398, 208-215.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.013>

dos Reis, A. A., Carvalho, M. C., de Mello, J. M., Gomide, L. R., Ferraz Filho, A. C. y Acerbi, F. W. (2018). Spatial prediction of basal area and volume in *Eucalyptus* stands using Landsat TM data: an assessment of prediction methods. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 48(1), 1-17.

<https://doi.org/10.1186/s40490-017-0108-0>

Esteban, J., McRoberts, R., Fernández-Landa, A., Tomé, J. y Næsset, E. (2019). Estimating Forest Volume and Biomass and Their Changes Using Random Forests and Remotely Sensed Data. *Remote Sensing*, 11(16), 1944.

<https://doi.org/10.3390/rs11161944>

Fassnacht, F. E., Hartig, F., Latifi, H., Berger, C., Hernández, J., Corvalán, P. y Koch, B. (2014). Importance of sample size, data type and prediction method for remote sensing-based estimations of aboveground forest biomass. *Remote Sensing of Environment*, 154, 102-114.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.028>

Fayad, I., Baghdadi, N., Guitet, S., Bailly, J.-S., Hérault, B., Gond, V., ... Tong Minh, D. H. (2016). Aboveground biomass mapping in French Guiana by combining remote sensing, forest inventories and environmental data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52, 502-514.

<https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.07.015>

Fernández-Manso, A. Ó. (2009). Estimación de biomasa forestal usando imágenes del sensor ASTER en masas de pino. *V Congreso Forestal Español*.

Galidaki, G., Zianis, D., Gitas, I., Radoglou, K., Karathanassi, V., Tsakiri-Strati, M., ... Mallinis, G. (2017). Vegetation biomass estimation with remote sensing: focus on forest and other wooded land over the Mediterranean ecosystem. *International Journal of Remote Sensing*, 38(7), 1940-1966.

<https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1266113>

Galindo, G., Cabrera, E., Vargas, D., Pabón, H., Yepes, A., Phillips, J. F., ... Ordoñez, M. F. (2011). *Estimación de la biomasa aérea usando datos de campo e información de sensores remotos Versión 1.0*. Recuperado de

<http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/022105/PARTE3.pdf>

Gao, Y., Lu, D., Li, G., Wang, G., Chen, Q., Liu, L. y Li, D. (2018). Comparative analysis of modeling algorithms for forest aboveground biomass estimation in a subtropical region. *Remote Sensing*, 10(4).

<https://doi.org/10.3390/rs10040627>

Gatti, A., Bertolini, A., Nasuti, C. y Carriero, F. (2015). Sentinel-2 Products Specification, 1-496.

- Ghosh, S. M. y Behera, M. D.** (2018). Aboveground biomass estimation using multi-sensor data synergy and machine learning algorithms in a dense tropical forest. *Applied Geography*, 96, 29-40.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.05.011>
- Hall-Beyer, M.** (marzo de 2017). (b)GLCM Texture: A Tutorial v. 3.0.
<https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1278314>
- Hernández-Ramos, J., De los Santos-Posadas, M., Valdez-Lazalde, R., Tamarit-Urias, C., Ángeles-Pérez, G., Hernández-Ramos, A. y Peduzzi, A.** (2017). Biomasa aérea y factores de expansión en plantaciones forestales comerciales de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake. *Agrociencia*, 51, 921-938.
- Hosseini, M. y Mcnairn, H.** (2017). Using multi-polarization C- and L-band synthetic aperture radar to estimate biomass and soil moisture of wheat fields. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 58, 50-64.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.01.006>
- Ideam** (2017). Indicadores climatológicos (promedios climatológicos). Recuperado de <http://institucional.ideam.gov.co/JSP/1772>
- Kumar, L. y Mutanga, O.** (2017). Remote Sensing of Above-Ground Biomass. *Remote Sensing*, 9(9), 935.
<https://doi.org/10.3390/rs9090935>
- Kuplich, T. M., Curran, P. J. y Atkinson, P. M.** (2005). Relating SAR image texture to the biomass of regenerating tropical forests. *International Journal of Remote Sensing*, 26(21), 4829-4854.
- Liaw, A. y Wiener, M.** (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2, 18-22.
<https://doi.org/10.1177/154405910408300516>
- Liu, B., Zhi, L., Liu, B., Yu, X., Zhang, P., Tan, X., ... Zhi, L.** (2018). AGB prediction by Sentinel-1 multitemporal data in central Italy with integration of ALOS2 and Sentinel. *Journal of Applied Remote Sensing*, 12(1).
<https://doi.org/10.1117/1.JRS.12>
- Liu, K., Wang, J., Zeng, W. y Song, J.** (2017). Comparison and evaluation of three methods for estimating forest above ground biomass using TM and GLAS data. *Remote Sensing*, 9(4).
<https://doi.org/10.3390/rs9040341>
- Long, T., Pan, H., Dong, C., Qin, T. y Ma, P.** (2019). Exploring the competitive evolution of global wood forest product trade based on complex network analysis. *Physica A: Statistical Mechanics and Its Applications*, 525, 1224-1232.
<https://doi.org/10.1016/j.PHYSA.2019.04.187>
- López-Serrano, P. M., Sánchez, C. A. L., Solís-Moreno, R. y Corral-Rivas, J. J.** (2016). Geospatial estimation of above ground forest biomass in the Sierra Madre Occidental in the state of Durango, Mexico. *Forests*, 7(3), 1-13.
<https://doi.org/10.3390/f7030070>
- Lu, X., Zheng, G., Miller, C. y Alvarado, E.** (2017). Combining multi-source remotely sensed data and a process-based model for forest aboveground biomass updating. *Sensors (Switzerland)*, 17(9).
<https://doi.org/10.3390/s17092062>
- Luckman, A., Baker, J., Kuplich, T. M., da Costa Freitas Yanasse, C. y Frery, A. C.** (1997). A study of the relationship between radar backscatter and regenerating tropical forest biomass for spaceborne SAR instruments. *Remote Sensing of Environment*, 60(1), 1-13.
[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00121-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00121-6)
- Mendoza Chichipe, M. E.** (2018). Estimación de carbono en plantaciones de *Pinus patula* mediante el análisis espectral de una imagen satelital sentinel-2, Distrito de Luya Viejo, Amazonas (Trabajo de grado, ingeniería ambiental). Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas. Chachapoyas, Perú. 49 p.
- Meyer, H., Lehnert, L. W., Wang, Y., Reudenbach, C., Nauss, T. y Bendix, J.** (2017). From local spectral measurements to maps of vegetation cover and biomass on the Qinghai-Tibet-Plateau: Do we need hyperspectral information? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 55, 21-31.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.10.001>
- Müller-Wilm, U.** (2016). Sen2Cor Configuration and User Manual, Ref. S2-PDGS-MPC-L2A- SUM-V2.3. European Space Agency.
- Muller, E. U., Kushlin, A. V., Linhares-Juvenal, T., Muchoney, D., Wertz-Kanounnikoff, S. y**

- Henderson-Howat, D.** (2018). *The state of the world's forests : forest pathways to sustainable development*. FAO
- Navarro, G., Caballero, I., Silva, G., Parra, P.-C., Vázquez, Á. y Caldeira, R.** (2017). Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 58, 97-106.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.02.003>
- Ortiz-Reyes, A. D., Valdez-Lazalde, J. R., los Santos-Posadas, D., Héctor, M., Ángeles-Pérez, G., Paz-Pellat, F. y Martínez-Trinidad, T.** (2015). Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y Bosques*, 21(3), 111-128.
- Poursanidis, D. y Chrysoulakis, N.** (2017). Remote Sensing, natural hazards and the contribution of ESA Sentinels missions. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 6, 25-38.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.02.001>
- Prabhakara, K., Hively, W. D. y McCarty, G. W.** (2015). Evaluating the relationship between biomass, percent groundcover and remote sensing indices across six winter cover crop fields in Maryland, United States. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 39, 88-102.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.03.002>
- Rodríguez-Veiga, P., Saatchi, S., Tansey, K. y Balzter, H.** (2016). Magnitude, spatial distribution and uncertainty of forest biomass stocks in Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 183, 265-281.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.06.004>
- Sandoval, M.** (2009). Evaluación de las existencias y cambios de las superficies implantadas con *Eucalyptus grandis* en la zona de Humaitá, Departamento de Colón, Entre Ríos. Universidad Nacional de la Plata, Argentina. 28 p.
- Shi, L. y Liu, S.** (2017). Methods of Estimating Forest Biomass: A Review, Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy. *IntechOpen, i(tourism)*, 13.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/57353>
- Smurfit Kappa Colombia** (2015). Datos de inventario forestal en Cauca, Colombia.
- Solano, D., Vega, C., Eras, V. H. y Cueva, K.** (2017). Generation of models allometric to determine aerial biomass at the species level, by the destructive method of low intensity for the layer of forest dry Pluviestacional of Ecuador. *Revista Cedamaz*, 4(1), 32-44.
- Team, R** (2015). RStudio: integrated development for R. RStudio, Inc. Boston. Recuperado de <http://www.rstudio.com>
- Trisasonkko, B. H. y Paull, D.** (2018). A review of remote sensing applications in tropical forestry with a particular emphasis in the plantation sector. *Geocarto International*, (September), 1-23.
<https://doi.org/10.1080/10106049.2018.1516245>
- Vafaei, S., Soosani, J., Adeli, K., Fadaei, H., Naghavi, H., Pham, T. D. y Bui, D. T.** (2018). Improving accuracy estimation of Forest Aboveground Biomass based on incorporation of ALOS-2 PALSAR-2 and Sentinel-2A imagery and machine learning: A case study of the Hyrcanian forest area (Iran). *Remote Sensing*, 10(2).
<https://doi.org/10.3390/rs10020172>
- Valencia, C.** (2017). Criterios e indicadores aplicables en la gestión sostenible de plantaciones forestales de ciclo corto en Colombia: una revisión. Recuperado de <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/20487#.W2M1yBCU67c.mendeley>
- Veloso, A., Mermoz, S., Bouvet, A., Le Toan, T., Plannells, M., Dejoux, J. F. y Ceschia, E.** (2017). Understanding the temporal behavior of crops using Sentinel-1 and Sentinel-2-like data for agricultural applications. *Remote Sensing of Environment*, 199, 415-426.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.015>
- Villa S., C., Romero B., V. y Triana G., M.** (2017). *Estimación de carbono contenido en la biomasa de las coberturas boscosas pertenecientes a la microcuena La Hermosa del municipio La Palma, Cundinamarca.*
- Vreugdenhil, M., Wagner, W., Bauer-Marschallinger, B., Pfeil, I., Teubner, I., Rüdiger, C. y Strauss, P.** (2018). Sensitivity of Sentinel-1 backscatter to vegetation

dynamics: An Austrian case study. *Remote Sensing*, 10(9), 1-19.

<https://doi.org/10.3390/rs10091396>

Wang, L., Zhou, X., Zhu, X., Dong, Z. y Guo, W. (2016). Estimation of biomass in wheat using Random Forest regression algorithm and remote sensing data. *The Crop Journal*, 4(3), 212-219.

<https://doi.org/10.1016/j.cj.2016.01.008>

Wu, C., Tao, H., Zhai, M., Lin, Y., Wang, K., Deng, J., ... Yang, H. (2018). Using nonparametric modeling approaches and remote sensing imagery to estimate ecological welfare forest biomass. *Journal of Forestry Research*, 29(1), 151-161.

<https://doi.org/10.1007/s11676-017-0404-9>

Zapata Duque, C. M. (2018). Dinámica del fósforo en el suelo y su relación con el crecimiento del *Eucalyptus grandis* para la región alto andina de Colombia (tesis doctoral). Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.

Zhou, J., Yan Guo, R., Sun, M., Di, T. T., Wang, S., Zhai, J. y Zhao, Z. (2017). The Effects of GLCM parameters on LAI estimation using texture values from Quickbird Satellite Imagery. *Scientific Reports*, 7(1), 1-12.

<https://doi.org/10.1038/s41598-017-07951-w>

Zumel, N. y Mount, J. (2014). Practical data science with R. Manning Publications Co.





Evaluación agronómica de caucho natural asociado con tres coberturas vegetales en la altillanura

Agronomic evaluation of natural rubber associated with three natural coverages in the altillanura

Ibonne Aydee García Romero¹ , Pedro Alberto Garzón² , Maria Elizabeth Méndez Tibambre³ , Carlos Alberto González Peranquive⁴ , Carlos Fernando Cardozo García⁵ , Andrés Ricardo Peraza Arias⁶  y Fabio Ancizar Aristizábal Gutiérrez⁷ 

García-Romero, I.A., Garzón, P.A., Méndez-Tibambre, M. E., González-Peranquive, C.A., Cardozo-García, C.F., Peraza-Arias, A.R. y Aristizabal-Gutierrez, F.A. (2020). Evaluación agronómica de caucho natural asociado con tres coberturas vegetales en la altillanura. *Colombia forestal*, 23(1), 94-108.

Recepción: 20 de junio 2019

Aprobación: 16 de diciembre 2019

Resumen

Se evaluó el efecto de las coberturas *Mucuna bracteata*, *Desmodium* sp. y *Pueraria phaseoloides* en el crecimiento y su influencia en el estado fitosanitario de un cultivo de caucho natural de dos años de edad en la altillanura colombiana. En condiciones de libre exposición se establecieron tratamientos por cobertura con tres repeticiones y tres réplicas con un control. Las variables respuestas fueron perímetro y la altura total del árbol; se realizaron muestreos del follaje de las coberturas para identificar y cuantificar hongos presentes. Adicionalmente, se hicieron inoculaciones de *Colletotrichum gloeosporioides* en las tres coberturas en condiciones semicontroladas. Se encontró que las tres coberturas generan un leve aumento en la materia orgánica del suelo y favorecen el desarrollo de los árboles. Los hongos más frecuentemente aislados correspondieron a *Cladosporium* sp., *E. sorgui* y *Fusarium* sp. Las inoculaciones mostraron que las tres coberturas son susceptibles a *C. gloeosporioides*.

Palabras clave: antracnosis, *Desmodium* sp., *Hevea brasiliensis*, *Mucuna bracteata*, *Pueraria phaseoloides*.

Abstract

The purpose of this research is evaluating the results of the effect of *M. bracteata*, *Desmodium* sp y *P. phaseoloides* cover crops in growth, and their influence in the phytosanitary conditions of a two years old natural rubber crop in the "Altillanura Colombiana". We established treatments by cover crop with three repeats and a control crop. The development of the trees was evaluated through the measurement of perimeter and total height. Additionally, inoculations of *C. gloeosporioides* were carried out in the three cover crops under semi-controlled conditions. It was found that the three cover crops generated a slight increase in the organic matter of the soil and have a favorable effect on the development of the trees. Also, that the most frequently isolated fungi corresponded to *Cladosporium* sp., *E. sorgui* and *Fusarium*

1 Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. iagarcia@unal.edu.co. (Autora responsable de la correspondencia).

2 Grupo Empresarial SYS. Bogotá, Colombia. pealgarzon76@gmail.com.

3 Corporación Centro de Investigación en Caucho Natural-Cenicaucho. Bogotá, Colombia. memendezt24@gmail.com.

4 Empresa Mavalle S.A.S. Villavicencio, Colombia. carlos.gonzalez@mavalle.com.

5 Empresa Mavalle S.A.S. Villavicencio, Colombia. carlos.cardozo@mavalle.com.

6 Corporación Centro de Investigación en Caucho Natural-Cenicaucho. Bogotá, Colombia. arperazaa@unal.edu.co.

7 Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. faaristizabalg@unal.edu.co

sp., and that the inoculations showed that the three coverages are susceptible to *C. gloesporioides*.

Keywords: antrachnose, *Desmodium* sp., *Hevea brasiliensis*, *Mucuna bracteata*, *Pueraria phaseoloides*.

INTRODUCCIÓN

En el cultivo del caucho *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg. (Euphorbiaceae) se han evaluado diversas especies de leguminosas como coberturas vegetales y se han evidenciado beneficios en todo el ciclo de vida del cultivo, dado que presta servicios como: protección del suelo a la erosión, crea condiciones favorables a la microbiota benéfica, promueve la acumulación de materia orgánica, mejora la estructura física del suelo al tiempo que aumenta la aireación, infiltración y retención de humedad desacelerando su degradación. Su uso también permite minimizar las pérdidas de nutrientes por lixiviación, así como el control de malezas especialmente gramíneas que compiten con el cultivo por los nutrientes (Broughton, 1977; Cherr, Scholberg y McSorley, 2006; Bhaskar y Dey, 2010).

Las características que se buscan de una planta que actúa como cobertura para que su incorporación sea efectiva en el cultivo del caucho son: establecimiento práctico y facilidad de manejo, disseminación y ocupación rápida, persistencia a largo plazo y resistencia al tráfico. Adicionalmente, la cobertura debe tener un sistema radicular que permita un buen anclaje al suelo, pero sin interferir con el sistema radicular de las plantas del cultivo principal; debe aportar nutrientes al suelo; persistir con bajos requerimientos de luz o resistencia a la sombra que le permita crecer después del cierre de las copas de los árboles de *Hevea* durante los más de 30 años de etapa productiva; y que no favorezcan el desarrollo de problemas fitosanitarios (Fageria, Baligar y Bailey, 2005; Vrignon-Brenas et al., 2019).

Dentro de las especies de leguminosas (Fabaceae) más comúnmente asociadas al cultivo del caucho se encuentran *Pueraria phaseoloides* (Roxb.) Benth., *Mucuna bracteata* DC. ex Kurz

y *Mucuna pruriens* (L.) DC. (Samarappuli et al., 2003), también se han usado como coberturas diferentes especies de *Desmodium* (Pérez-Corpoica et al., 2002). En Colombia se ha promovido el uso de estas tres coberturas en cultivos de caucho de Orinoquía, teniendo en cuenta que los suelos presentan bajo contenido de materia orgánica. Sin embargo, la emergencia de patógenos cosmopolitas en los últimos años, como *Colletotrichum* spp. causante de la antracnosis en folíolos y panel de rayado de los árboles de caucho (Castro, 2011), ha generado la inquietud sobre si las coberturas vegetales más recomendadas para el cultivo pueden ser o no reservorio de patógenos limitantes para *Hevea* o verse afectadas por *Colletotrichum* spp. (Lubbe et al., 2004; Sreenivasaprasad y Talhinhos, 2005).

Este estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto en el crecimiento y la fitosanidad del caucho natural en condiciones de campo de las coberturas vegetales *M. bracteata*, *Desmodium* sp y *P. phaseoloides*, así como la susceptibilidad de estas tres coberturas a *C. gloesporioides* en condiciones semicontroladas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Análisis del sistema cobertura-cultivo a campo abierto

Establecimiento de la parcela experimental

Se definieron tres lotes, cada uno de una hectárea con árboles RRIM 600 sembrados en el año 2011, con una densidad de 555 árboles.ha⁻¹ en la plantación de Mavalle S. A., ubicada en el municipio de Puerto López (4°12'13.00"N - 72°34'33.17"W). En cada lote se establecieron cuatro tratamientos correspondientes a las coberturas *M. bracteata*, *P. phaseoloides* "Kudzu", *Desmodium* sp. y áreas

sin cobertura como tratamiento control se manejó un total de 12 unidades experimentales de un tamaño de 250 m². Para el establecimiento de las coberturas se realizó un arado de rastrillo con la finalidad de disminuir las poblaciones de arvenses establecidas en los lotes, ocho días después se establecieron las coberturas; en el caso de kudzu y *Desmodium* sp se hizo al voleo con una densidad de siembra de 2.7 kg de semilla.ha⁻¹ de caucho y 1.9 kg de semilla.ha⁻¹ de caucho respectivamente; para *M. bracteata* se sembraron tres semillas por sitio a una distancia de 2 m entre sitio para aproximadamente 450 g de semilla.ha⁻¹.

Determinación de los efectos en suelo, microambiente y plantas de caucho

Para establecer el efecto de las coberturas sobre la materia orgánica (MO) y el pH del suelo se tomaron muestras de cada área por tratamiento antes y 10 meses después del establecimiento de las coberturas, siguiendo la metodología propuesta por [Cenicaucho-Corpoica \(2013\)](#), las cuales fueron llevadas al Laboratorio Nacional de Suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac). La MO fue calculada mediante la relación carbono orgánico determinado mediante el método propuesto por [Walkley y Black \(1934\)](#) y el nitrógeno total por Kjeldahl. Para determinar el efecto de las coberturas sobre el desarrollo de los árboles de *H. brasiliensis* se tomaron los registros de altura total y perímetro a una altura de 1.2 m con respecto al suelo, de todos los individuos presentes en cada uno de los lotes (150 árboles por tratamiento). Adicionalmente, se realizó la vigilancia fitosanitaria de acuerdo con la metodología prevista por la plantación dentro de sus labores de rutina, que consiste en la evaluación semanal de plagas y enfermedades del 4 % de la plantación a través del muestreo de tres hojas por cada árbol seleccionado (estadios A hasta B2), las cuales son examinadas con lupa.

Para establecer las diferencias de la humedad relativa (HR) y temperaturas (media, máximas y mínimas) en cada tratamiento durante el periodo

de evaluación se pusieron en marcha cuatro data-loggers Extech RHT10 dentro de cada una de las parcelas a una altura de 1.20 m, a partir de los tres meses de establecidas las coberturas, con una frecuencia de medición cada 30 minutos.

Determinación de la presencia de potenciales patógenos en las coberturas

Se tomaron al azar foliolos de cada una de las tres coberturas establecidas, de manera mensual, se preservaron en bolsas de papel y plásticas de polietileno dentro de neveras de polipropileno a una temperatura 10°C, para su traslado al laboratorio de microbiología del Instituto de Biotecnología de la Universidad Nacional de Colombia (Ibun). Del material recolectado se tomaron 10 g de material foliar y se dispusieron en 250 ml de agua estéril en un Erlenmeyer de 1000 ml, se dejaron 30 min con agitación periódica. Se extrajo la solución sin sólidos de la cual se realizaron diluciones seriadas hasta 1 x 10⁻³ (previa normalización de la metodología de recuento) y se sembraron 100 µl de las diluciones por triplicado en cajas de Petri con PDA y 50 ppm de cloranfenicol. Se hizo seguimiento desde los tres días de sembradas las diluciones hasta ocho días después, se realizó la identificación de las colonias de hongos presentes por microscopia con respecto al género de acuerdo con claves taxonómicas ([Gunnell y Gubler, 1992](#); [Leslie, Summerell y Bullock, 2006](#); [Manamgoda et al., 2012](#); [Peberdy, 2013](#); [Manamgoda et al., 2015](#)). Para definir la especie, así como el género de los hongos que no presentaron estructuras reproductivas se realizó el aislamiento de las colonias y la extracción de ADN ([Stirling, 2003](#)). A partir del ADN obtenido se hizo la amplificación por PCR de la región ITS (*Internal Transcribed Spacer*) completa, utilizando los primers ITS1/ITS4 ([White et al., 1990](#)) y las condiciones de PCR propuestas por [Pérez-Vera et al. \(2005\)](#). Los fragmentos amplificados fueron secuenciados ([Sanger y Coulson, 1975](#)) y, posteriormente, analizados frente a las bases de datos del National Center for Biotechnology Information (NCBI).

Pruebas de inoculación en condiciones bajo cubierta

Aislamiento de C. gloesporioides.

Para obtener aislamientos de *C. gloesporioides* se tomaron folíolos en estadio C de clones de caucho RRIM 600 y FX 3864 con síntomas de antracnosis descritos por [Furtado \(2008\)](#). Las muestras fueron llevadas al laboratorio de caracterización molecular del Ibun, se tomaron fragmentos de los folíolos de 5 mm² y se sometieron a desinfección con etanol 70 % por 5 min, hipoclorito 2.5 % por 5 min y dos lavados con agua destilada estéril durante un minuto. Los ejemplares desinfectados bajo condiciones de asepsia se dispusieron sobre papel absorbente estéril para retirar el agua y se sembraron en cajas de Petri con medio PDA (Papa Dextrosa Agar) y 50 ppm de cloranfenicol; se incubaron a 24°C en oscuridad por siete días; posteriormente, se realizaron observaciones al microscopio. Los aislamientos que presentaron conidios característicos de algunas especies de *Colletotrichum* ([Weir, Johnston y Damm, 2012](#)) se resembraron en cajas con medio PDA con el fin de purificarlos. Para definir la especie de los aislamientos obtenidos se realizó la extracción de ADN siguiendo la metodología propuesta por [Stirling \(2003\)](#), luego se hizo la amplificación y secuenciación de la región ITS utilizando los primers ITS1/ITS4 ([White et al., 1990](#)). Los aislamientos obtenidos fueron depositados en el banco de genes y cepas del Ibun.

Establecimiento de las coberturas en casa malla

En casa malla, ubicada en la plantación de caucho natural de Mavalle S. A., se sembraron las tres coberturas en cubetas de 30 x 40 x 12 cm, 12 cubetas por cada una de las tres coberturas para un total de 36 cubetas, usando como sustrato mezcla de tierra negra de monte y arena en proporción 70:30. Las cubetas fueron regadas dos veces por semana sin ningún esquema de fertilización. Cada cubeta se consideró como unidad experimental por tratamiento.

Inoculaciones

Tres meses después de la siembra se inoculó a cada unidad experimental con uno de los tres aislamientos de *C. gloesporioides* obtenidos desde clones de caucho RRIM 600 y FX 3864, utilizando una concentración de conidias para el aislamiento C-1 de 2.3×10^4 , C-2 de 2.7×10^4 y C-3 de 2.1×10^4 conidias/ml. Para la obtención de las conidias se repicaron los aislamientos en PDA con cloranfenicol 50 ppm y 15 días después se extrajeron las conidias colocando 10 ml de agua sobre el cultivo y agitación orbital, este procedimiento se repitió tres veces. Después, mediante recuento en cámara de Neubauer, se estableció la concentración de las suspensiones, Unidades Formadoras de Colonias (UFC). Las diluciones para obtener concentraciones mencionadas se realizaron en agua purificada por sistema Milli-Q®. La suspensión de conidios se aplicó con ayuda de un atomizador; por aislamiento se inocularon cuatro cubetas (replicas).

15 días después de la inoculación se determinó la incidencia del patógeno en los folíolos de cinco plántulas de cada una de las coberturas por cubeta, seleccionadas de manera aleatoria; para ello se evaluó la presencia de manchas necróticas características de antracnosis ([Furtado, 2008](#)).

La confirmación de la infección del material seleccionado se efectuó mediante evaluación microscópica de la presencia de conidios y análisis de las regiones ITS de aislamientos provenientes de dos folíolos por cada cobertura con síntomas de antracnosis.

Análisis de datos

Los datos de análisis del suelo y las variables climáticas, así como los datos de perímetro y altura total, se analizaron con el programa SPSS Statistics 2.2 ([IBM Corp, 2013](#)). Para los datos de perímetro y altura total se consideró un diseño completamente al azar teniendo en cuenta como tratamientos las tres coberturas establecidas y el control en los dos tiempos de evaluación. También, se utilizó la prueba de homogeneidad de Levene para comprobar el supuesto de homogeneidad de varianzas con un

$p < 0.05$. Se realizó la prueba de contrastes de Dunnett para definir diferencias entre tratamientos.

Para estimar la incidencia de antracnosis sobre las tres coberturas en condiciones de casa malla se ejecutó un submuestreo de los datos obtenidos, dejando tres por réplica. Se hizo además un análisis de Anova univariante para comprobar la homogeneidad de los datos con un $p < 0.05$, y prueba Tukey para definir diferencias entre tratamientos.

RESULTADOS

Establecimiento de parcelas en campo

Desde su siembra las coberturas presentaron competencia con el desarrollo de arvenses, limitando su establecimiento. *M. bracteata* superó la competencia logrando un cubrimiento del 100 % entre los surcos de *H. brasiliensis* en ocho meses, siendo el menor tiempo comparado a las otras coberturas; *P. phaseoloides* en un periodo cercano a los nueve meses con la realización de deshierbe; y *Desmodium* sp. presentó competencia con las arvenses al final del ensayo a los 10 meses, sin embargo, las plántulas de esta cobertura persistieron por debajo de las arvenses.

Durante los meses de evaluación la temperatura diaria presentó una tendencia similar en los tratamientos (figuras 1a a 1c) (Levene $p = 0.979$, $F = 2.271$, $p = 0.079$) señalando poca diferencia en el tiempo evaluado. No obstante, el tratamiento *Mucuna* presentó diferencias con el control para los valores diarios (Dunnett $p = 0.031$).

El comportamiento promedio de la temperatura mensual entre los tratamientos fue similar, sin variaciones que permitan establecer diferencias estadísticamente significativas en comparación al control ($F = 0.166$, $p = 0.918$).

Pese a no existir diferencias estadísticas se observó que la temperatura promedio mensual en el tiempo de evaluación para el testigo presentó un intervalo entre 28.7-25.35 °C con mediana de 26.93°C, aproximadamente 0.32±0.11°C

por debajo en comparación con los tratamientos con cobertura, por lo que se resalta un comportamiento posiblemente de microclima. *Desmodium* sp. (29.05-25.66°C, mediana= 27.16°C), *M. bracteata* (25.80-29.24°C, mediana=27.38°C) y *P. phaseoloides* (25.68-29.07°C, mediana=27.22°C).

La variable de HR (1b) no presentó diferencias entre los tratamientos (Levene= 0.952, $F = 0.048$, $p = 0.986$). Sin embargo, la mediana de los datos obtenidos en los tratamientos con cobertura presentó valores mayores que el tratamiento testigo, señalando el posible efecto de microclima. *Desmodium* sp. (59.43-86.73 %, mediana=82.87 %), *Mucuna* (57.50-86.69 %, mediana=83.04 %), *P. phaseoloides* (60.13-87.17 %, mediana=84.26 %), testigo (56.52-87.32 % mediana=82.16 %).

Análisis de suelos

El suelo en el que se establecieron los tratamientos corresponde taxonómicamente a un oxisol con régimen de húmedo udico, con horizonte óxico dentro de los 150 cm de profundidad y más del 40 % de arcilla en los primeros perfiles. Los análisis físicos iniciales mostraron una clase textura franco-arenosa, con un porcentaje promedio de contenidos de arena de 33.13 %±1.8, 28.6 %±2 de limo y arcillas de 38.3 %±1.8. El análisis químico inicial mostró un pH entre 4.6 y 5.1, con un contenido de materia orgánica inicial promedio de 1.94±0.2, un porcentaje de nitrógeno total del 0.079±0.009 con una relación C/N de 11.62±0.013.

El resultado de los análisis de suelos realizados después de 10 meses de establecidas las coberturas mostró variaciones en el pH en un intervalo de 5.1 a 5.8 sin diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p = 0.952$, $F = 4.128$).

En cuanto al contenido de materia orgánica, el análisis descriptivo de los datos presentó una asimetría negativa, por lo tanto, se transformaron los datos aplicando la función X^2 . Se puede inferir que existió una acumulación en el tiempo en todos los tratamientos, con mejores resultados en las áreas con cobertura que en el testigo siendo

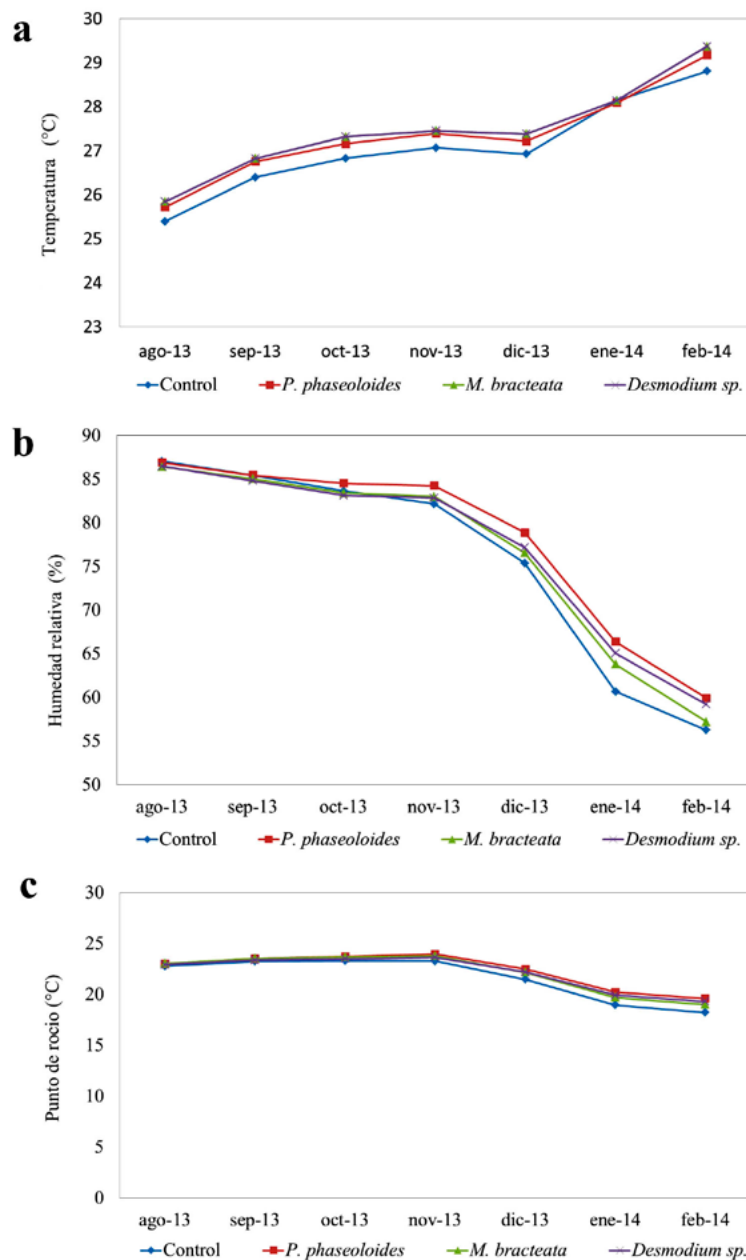


Figura 1. Variables climáticas evaluadas dentro de las parcelas experimentales a la altura de 1.20 m después de tres meses de establecidas las coberturas. **A.** Reporte de temperatura en cada uno de los tratamientos. **B.** Reporte de humedad relativa en cada uno de los tratamientos. **C.** Reporte de punto de rocío en cada uno de los tratamientos.

el tratamiento con *M. bracteata* el de mayor acumulación (2.23 ± 0.19 C/N) con respecto al testigo, sin observar diferencias estadísticamente significativas, para lo cual se hace necesario un mayor número de muestras. El aumento del carbono orgánico fue bajo con respecto a los controles, el

promedio de materia orgánica se conservó en los testigos (1.94 ± 0.2 C/N). En tanto que en los tratamientos correspondientes a las tres coberturas el promedio de las réplicas estuvo levemente por encima para *M. bracteata* (2.12 ± 0.19 C/N), *P. phasoloides* (2.12 ± 0.09 C/N) y *Desmodium sp*

(2.236 ± 0.19 C/N). Los resultados obtenidos evidencian que en 10 meses en este tipo de suelo comienza a percibirse el aporte de materia orgánica por parte de las coberturas. La relación C/N de los controles sin cobertura fue de 5.42 ± 0.96 ; para *M. bracteata* de 5.80 ± 0.35 ; para *Desmodium* sp. de 5.90 ± 0.58 ; y *P. phaeoloides* de 5.65 ± 0.58 .

Desarrollo de los árboles del clon RRIM-600 en la parcela experimental

La evaluación del impacto del uso de coberturas sobre el desarrollo de los árboles realizado a

través de comparación de la variable perímetro del tallo no mostró diferencias significativas respecto al control o a cualquiera de las tres coberturas (figura 2a). En cuanto que a la variable altura total sí se encontraron diferencias significativas entre las coberturas y el testigo ($p=0.029$, $F=3.008$). Se observó que *M. bracteata* tuvo un efecto levemente mejor frente al testigo (figura 2b) (Dunnett $p=0.009$), en comparación con *Desmodium* (Dunnett $p=0.148$) y *P. phaeoloides* (Dunnett $p=0.336$), los cuales presentaron comportamiento similar.

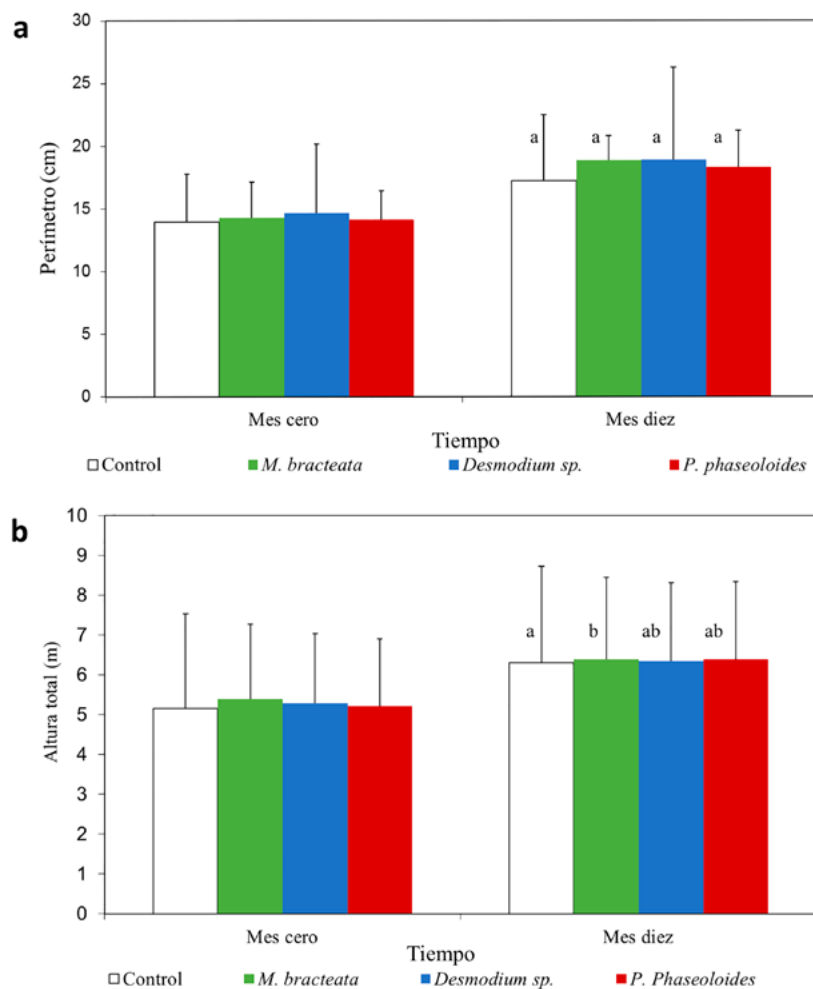


Figura 2. A. Perímetro de los árboles medidos al tiempo cero y 10 meses después de establecidas las coberturas respecto al control sin coberturas. **B.** Altura total de los árboles medidos al tiempo cero y 10 meses después de establecidas las coberturas respecto al control sin coberturas. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Recuento de inóculos potenciales de hongos presentes en las coberturas en campo

Los dos hongos que presentaron mayor cantidad UFC.g⁻¹ de masa foliar en las tres coberturas durante el tiempo de evaluación correspondieron

a *Cladosporium* sp. (Max: $1 \times 10^5 \pm 3 \times 10^4$ en *P. phaseoloides*, en febrero) y *Epicoccum sorghi* (Max: $5.8 \times 10^4 \pm 1.4 \times 10^4$ en *Desmodium* sp., en noviembre) (figuras 3a y 3b).

El tercer hongo más abundante correspondió a *Fusarium* sp. (figura 3c). El cual se encontró en

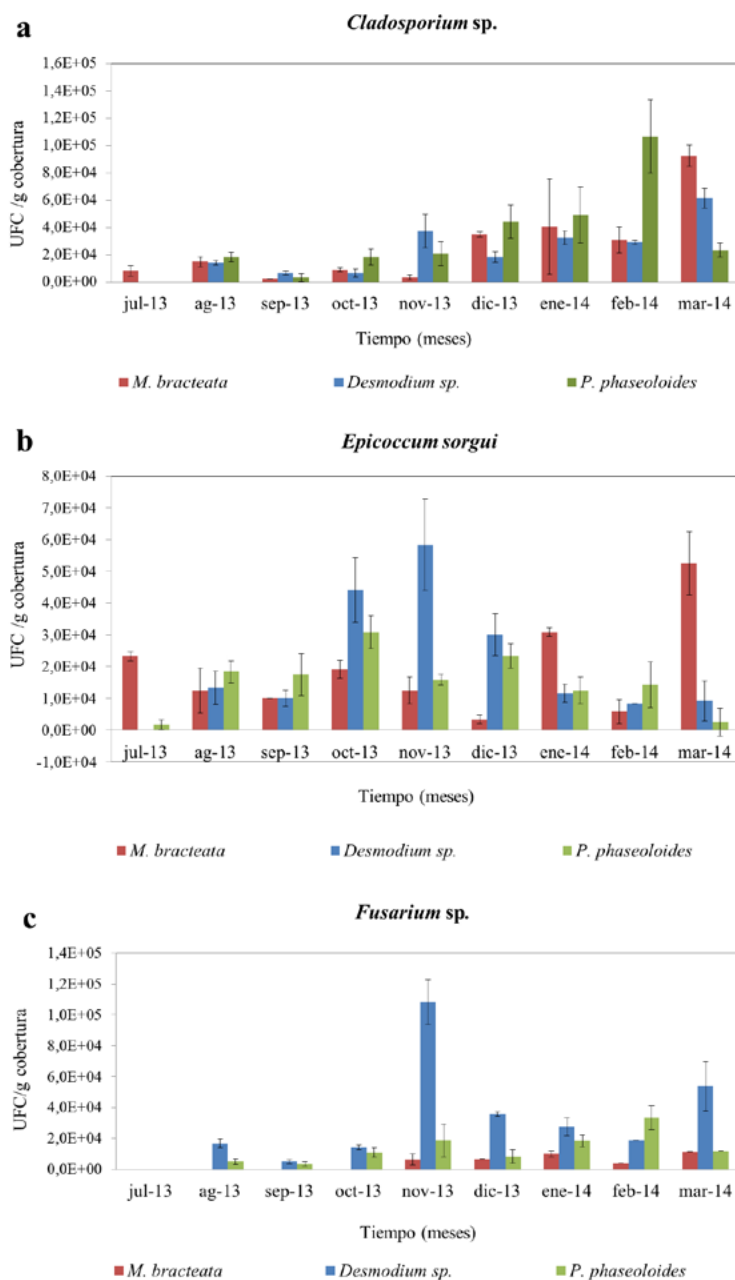


Figura 3. Principales hongos aislados e identificados en el follaje de las coberturas. **A.** UFC/g de cobertura de *Cladosporium* spp. **B.** UFC/g de cobertura de *Epicoccum sorghi*. **C.** UFC/g de cobertura de *Fusarium* sp.

concentraciones más altas en *Desmodium* sp. (Max: $1.1 \times 10^5 \pm 1.4 \times 10^4$, en noviembre) en la época húmeda y en *P. phaseoloides* (Max: $3.3 \times 10^4 \pm 7.6 \times 10^3$, en febrero). Su presencia fue menor en *M. bracteata* (Max: $1.1 \times 10^4 \pm 0.0$, en marzo).

Otros hongos encontrados que pueden llegar a ser agentes patogénicos en árboles de caucho correspondieron a *Curvularia* sp. y *Phomopsis* sp.; además de *Cochliobolus sativus* encontrado en *Desmodium* sp. (tabla 1).

En cuanto a *Colletotrichum* sp., durante el tiempo de muestro en campo sobre las tres coberturas solo se detectó en *P. phaseoloides* con una concentración de 2.5×10^3 UFC.g⁻¹ de cobertura evaluada durante la época seca en el mes de diciembre con una temperatura promedio del mes de 27°C, HR 78.9 % y punto de rocío de 22.5 °C.

Los datos obtenidos de los hongos identificados en las coberturas se compararon con los datos de vigilancia fitosanitaria realizados en el área foliar de los árboles de RRIM 600 presentes en las parcelas experimentales; actividad que hace parte del manejo integrado de la plantación. No se encontraron coincidencias entre los momentos de alta incidencia de patógenos en el cultivo y el estado fitosanitario de las coberturas.

Pruebas de inoculación de las coberturas en condiciones de casa malla

El análisis de la secuencia ITS completa mostró que los tres aislamientos utilizados para las pruebas de infección en casa malla correspondieron a *C. gloesporioides* (datos no mostrados). Los ensayos de infección en condiciones de casa malla evidenciaron que las tres coberturas son susceptibles a los tres aislamientos de *C. gloesporioides*.

Los síntomas observados correspondieron a manchas necróticas; lo que posteriormente se confirmó eran causadas por *C. gloesporioides* mediante aislamiento desde las hojas con la sintomatología, verificación microscópica y molecular (datos no mostrados). La incidencia de la enfermedad fue menor en *M. bracteata* y *Desmodium* sp. que en *P. phaseoloides* ($p=0.00$, $F=15.95$; figura 5). No se encontraron diferencias significativas ($p=0.84$, $F=0.174$) en cuanto a la incidencia de la enfermedad causada por cada uno de los aislamientos (figura 4), es decir, no hubo evidencia de diferencia en cuanto a la virulencia de los aislamientos.

Tabla 1. Géneros de hongos aislados e identificados en el follaje de las tres coberturas vegetales evaluadas

<i>Mucuna bracteata</i>	<i>Desmodium</i> sp.	<i>Pueraria phaseoloides</i>
<i>Cladosporium</i> sp.	<i>Chaetomella</i> sp.	<i>Aspergillus</i> sp.
<i>Coniothyrium aleuritidis</i>	<i>Cladosporium</i> sp.	<i>Cladosporium</i> sp.
<i>Curvularia</i> sp.	<i>Cochliobolus sativus</i>	<i>Colletotrichum gloesporioides</i>
<i>Epicoccum sorghi</i>	<i>Coniothyrium aleuritidis</i>	<i>Coniothyrium aleuritidis</i>
<i>Fusarium</i> sp.	<i>Curvularia</i> sp.	<i>Curvularia</i> sp.
<i>Myrothecium</i> sp.	<i>Epicoccum sorghi</i>	<i>Epicoccum sorghi</i>
<i>Mucor</i> sp.	<i>Fusarium</i> sp.	<i>Fusarium</i> sp.
<i>Nigrospora</i> sp.	<i>Myrothecium</i> sp.	<i>Myrothecium</i> sp.
<i>Penicillium</i> sp.	<i>Mucor</i> sp.	<i>Mucor</i>
<i>Phomopsis</i> sp.	<i>Nigrospora</i> sp.	<i>Nigrospora</i> sp.
	<i>Penicillium</i> sp.	<i>Penicillium</i> sp.
	<i>Phomopsis</i> sp.	<i>Phomopsis</i> sp.

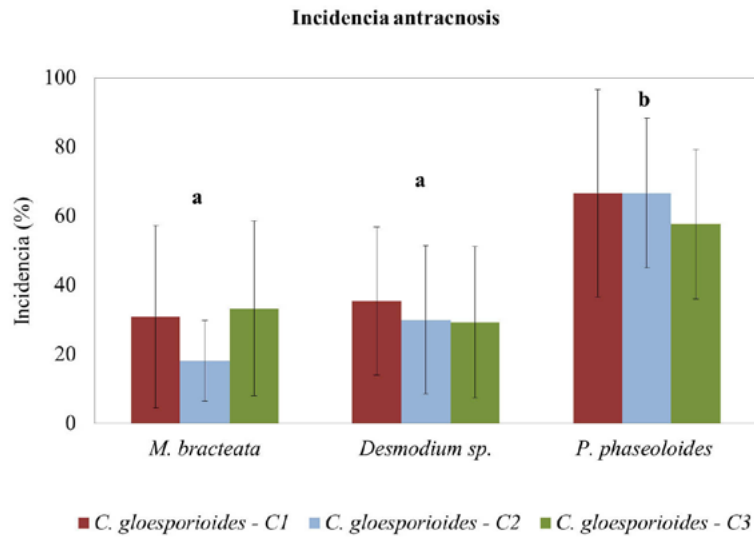


Figura 4. Incidencia de antracnosis en las tres coberturas evaluadas en condiciones de casa malla.

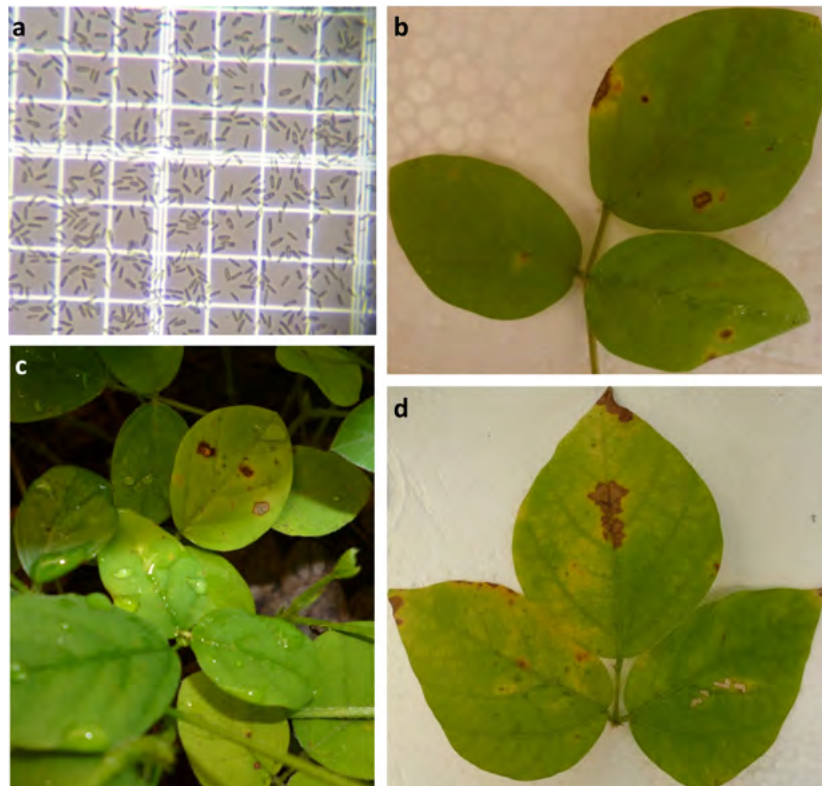


Figura 5. Inoculo y síntomas de antracnosis presentados por las coberturas en condiciones de casa malla. **A.** Conidias de *C. gloesporioides* obtenidas en cultivo *in vitro* usados para la inoculación de las tres coberturas, en condiciones de casa malla. **B.** *M. bracteata* con síntomas de antracnosis. **C.** *Desmodium sp.* con síntomas de antracnosis y **D.** *P. phaseoloides* con síntomas de antracnosis.

DISCUSIÓN

En los suelos de la Altillanura el crecimiento de las Fabaceae aplicadas como coberturas presentan crecimiento competitivo con plantas arvenses establecidas en cultivos de Caucho y Palma. Como lo demuestran Pérez-Corpoica *et al.* (2002) con *D. ovalifolium* que en un periodo de seis meses puede llegar a cubrir un 72 % de la superficie. En el caso del ensayo llevado a cabo en esta investigación, la cobertura que demoró más tiempo en establecerse fue *Desmodium sp.*, la cual a los 10 meses de su siembra aun presentaba competencia con las arvenses. Pérez-Corpoica *et al.* (2002), también reportan que se pueden acortar estos tiempos disminuyendo la capacidad de germinación y multiplicación de las arvenses establecidas, mediante procesos de labranza y aplicación de herbicidas pre-emergentes y post-emergentes. Estas prácticas deben tener en consideración la no afectación de las plantas del cultivo establecido de caucho.

El tiempo estimado para el establecimiento de *Mucuna* en cultivos forestales de Malasia como palma de aceite es de 10 meses, en el cual la cobertura no permite el dominio de arvenses (Mathews, 1998); en el caso de *P. phaseoloides* el tiempo se ha estimado entre 9 y 13 meses con eliminación manual (Pinzón, Argel y Montenegro, 1985). Los resultados obtenidos son concordantes con los tiempos reportados por Pinzón *et al.* (1985), el tiempo tomado para su establecimiento total, entre el cultivo de caucho en el caso de *M. bracteata* fue de 9 meses y para *P. phaseoloides* de 10 meses.

El análisis de los datos climáticos de temperatura y HR muestran que no hay diferencias significativas entre los tres microclimas creados por las tres coberturas estudiadas. Sin embargo, las medianas de los tratamientos muestran un leve aumento con respecto al control, lo que demuestra la generación de microclimas a la altura de 1.20 m, la cual es importante ya que a esta se traza el panel de rayado cuando los árboles entran en etapa de aprovechamiento. De acuerdo con la figura 1b, para HR se observa leve aumento (6 %

en las coberturas especialmente en *P. phaseoloides* con relación al control, lo cual se halló durante el periodo seco en los meses de noviembre a enero, contribuyendo a la protección de suelo en esta temporada (Villanueva y Guerra, 1987). En el caso de *M. bracteata*, reportan el aumento de la HR en el suelo de las parcelas que presentan la cobertura con relación a las que no la tienen. Este favorecimiento también podría promover la prevalencia de patógenos que limitan el cultivo de caucho como *Colletotrichum sp.*, que además de afectar el follaje puede generar daños en el panel de rayado. Como se mencionó anteriormente, se ha reportado como el patógeno foliar más limitante para el cultivo del caucho en la Orinoquía (Castro, 2011) y, adicional a esto, capaz de infectar diferentes especies de los tres tipos de coberturas evaluados (Lené, 1990; Mileo *et al.*, 2006).

El porcentaje superior relativo de humedad retenida por *P. phaseoloides* en comparación a las otras dos coberturas evaluadas podría asociarse a las características de los folíolos y peciolos pubescentes. También, Clermont-Dauphin *et al.* (2018) demostraron que su establecimiento durante los primeros años de cultivos de caucho contribuye al aumento de la resistencia a sequía de los árboles. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que esta cobertura no soporta periodos prolongados de estrés hídrico (Clermont-Dauphin, *et al.*, 2016) y, por el contrario, algunas especies de pueraria en estas condiciones pueden generar incendios (Forseth e Innis, 2004).

El aporte realizado por las coberturas del tipo leguminosas al mejoramiento de la calidad del suelo se puede ver al analizar la relación C/N, una baja relación indica la rápida asimilación del nitrógeno y fijación por parte de la microflora del suelo (Broughton, 1977; Vrignon-Brenas *et al.*, 2019). Los resultados obtenidos en este estudio antes y 10 meses después de establecidas las coberturas muestran una relación baja tanto en el tiempo cero 11.62 ± 0.013 como 10 meses después de la siembra que estuvo entre 5.42 ± 0.96 y 5.90 ± 0.58 , tanto para las coberturas como para los controles. Se

observó que la relación C/N del tiempo cero declinó con respecto al mes 10, lo que puede deberse a un efecto de competencia de *H. brasiliensis*.

Investigaciones previas reportan relaciones C/N por debajo de 20 para suelos de cultivos de caucho con leguminosas respecto a otras coberturas como gramíneas o coberturas naturales. Sin embargo, en este estudio no se observaron diferencias en las relaciones C/N de suelos con las coberturas respecto a los controles sin coberturas, resultados similares fueron obtenidos por [Barthès et al. \(2004\)](#), quienes evaluaron el efecto del cultivo del maíz en asocio con *Mucuna*, el cultivo de maíz con fertilización tradicional y sin fertilización en la relación C/N del suelo, encontrando que no hubo diferencias en los tratamientos al año de haber establecido el cultivo.

El efecto que tiene la incorporación de la biomasa de coberturas tipo leguminosa sobre la materia orgánica presente en el suelo ha sido ampliamente documentado para cultivos transitorios en países estacionarios ([Fageria, Baligar y Bailey, 2005](#); [Ding et al., 2006](#)). En lo respectivo al aumento de la materia orgánica presente en el suelo, a partir de la asociación del cultivo con coberturas tipo leguminosas, también ha sido reportado, encontrándose un aumento mayor en los suelos de cultivos asociados con coberturas que en cultivos con fertilización tradicional o sin esta ([Scholberg et al., 2010](#)). En esta investigación se obtuvo un aumento del 0.29 % en los suelos con coberturas *Desmodium* sp. y *M. bracteata* con relación al control; pero esta podría ir aumentando en años posteriores, como reporta [Dinesh \(2004\)](#), en cultivos de palma de coco evaluados durante 10 años en los cuales la materia orgánica se incrementa en factor de 2 a 3.

[Yogartnam et al., \(1977\)](#) encontraron que el establecimiento de leguminosas en combinación *P. phaseoloides* y *Desmodium* sp. aumentaron el diámetro de las plantas de caucho correspondientes al clon PB 59 desde los seis meses con respecto a las parcelas que no tenían coberturas. La evaluación del desarrollo de los árboles, llevada a cabo hasta el año cuatro, mostró diferencias de 13 cm

aproximadamente entre los árboles establecidos con leguminosas con relación a las parcelas que no las tenían.

[Dongsansuk et al. \(2016\)](#) reportan un mayor crecimiento perimetral de árboles de caucho de dos años de edad asociados con *M. bracteata* con respecto al control sin cobertura y [Clermont-Dauphin, et al. \(2016\)](#) también encontraron diferencias significativas en el crecimiento perimetral y altura de los árboles de caucho asociados con *P. phaseoloides* con relación a los establecidos con otras coberturas y al control sin estas. Los árboles evaluados en nuestro experimento no mostraron diferencias significativas entre tratamientos, puede deberse a las coberturas se establecieron cuando los árboles ya tenían dos años de edad y al tiempo de evaluación.

Al comparar el diámetro de los árboles obtenidos en el estudio de [Yogartnam et al. \(1977\)](#), a los tres años de edad los árboles presentaron un perímetro aproximado de 16.07 cm y los árboles de nuestras parcelas control sin coberturas de 17 cm, mostrando resultados similares del desarrollo de los árboles sin coberturas.

Se observaron diferencias significativas en cuanto a la altura total de los árboles, habiendo un efecto positivo de las coberturas con relación al control. Los resultados obtenidos nos permiten sugerir que en años siguientes será más evidente el impacto positivo que tienen las coberturas sobre el crecimiento de los árboles de caucho. En el caso de *H. brasiliensis* en la altillanura colombiana se hace necesario la evaluación de los mismos parámetros en periodos posteriores con el fin de definir el aporte al desarrollo de los árboles en un periodo de tiempo más amplio con las coberturas ya completamente establecidas.

Además de los beneficios ampliamente documentados del uso de las coberturas dentro de cultivos permanentes, en cuanto al mejoramiento de las propiedades físicas y químicas del suelo y el impacto positivo sobre el crecimiento de los árboles, también estimulan la biodiversidad de la biomasa microbiana del suelo y permiten algún grado

de protección frente a patógenos siempre y cuando estas no sean hospederos alternos de patógenos limitantes del cultivo principal (Larkin, 2015).

En este estudio la identificación y cuantificación realizada de hongos presentes en el follaje de las tres coberturas a través de nueve muestreos en el tiempo mostró que los hongos más abundantes correspondieron a *E. sorgui* y *Cladosporium* spp, considerados como no limitantes de cultivo del caucho, a diferencia del tercer hongo encontrado correspondiente a *Fusarium* sp. el cual en los últimos años se ha asociado a necrosis del tallo, chancros y escurrimiento de látex (Huang et al., 2016). Estos resultados indican que el establecimiento de coberturas, especialmente *Desmodium* sp., en plantaciones de caucho en etapa productiva sería contraproducente ya que favorecería la disponibilidad de inóculo de *Fusarium* sp., el cual podría llegar a afectar el panel de sangría (Li et al., 2014). Se plantea esta hipótesis teniendo en cuenta que los dattalogers fueron ubicados a la altura de 1.20 m, encontrándose diferencias en la HR de hasta seis grados con relación al control condiciones que favorecerían el desarrollo de enfermedades sobre este.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran que las tres coberturas son susceptibles a los tres aislamientos de *C. gloesporioides*, inoculados en condiciones de casa malla (figura 4). A pesar de que en campo durante los 10 meses de seguimiento a los hongos presentes en las coberturas solo se detectó en *P. phaseoloides* en una ocasión, hecho que también contrasta con las enfermedades identificadas en el canopy de los árboles de caucho que correspondió principalmente a antracnosis, de acuerdo con la información suministrada por los monitores de campo. Se plantea que el inóculo presente en la parte aérea de los árboles de caucho no es suficiente para causar enfermedad en las coberturas; sin embargo, este podría incrementarse al entrar los árboles en etapa adulta cuando los procesos de defoliación naturales del árbol se den.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio permiten sugerir el uso de coberturas vegetales como *M. bracteata*, *P. phaseoloides* y *Desmodium* sp. durante la etapa improductiva de los cultivos de caucho natural en la altillanura colombiana, ya que favorece el crecimiento de los árboles, el manejo de arvenses y la protección del suelo. A pesar de que las tres coberturas en los ensayos de casa malla presentaron susceptibilidad a los tres aislamientos de *C. gloesporioides* evaluados, en campo no se encontraron elevadas concentraciones de UFC o focos de antracnosis, pero sí concentraciones altas de UFC de otros posibles patógenos de caucho como *Fusarium* sp., especialmente en el periodo de lluvias.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la financiación por parte del Fondo de Fomento Cauchero a través del proyecto "Evaluación del desarrollo de cultivos de caucho natural en estado improductivo asociados con tres tipos de coberturas vegetales en la altillanura colombiana".

REFERENCIAS

- Barthès, B., Azontonde, A., Blanchart, E., Girardin, C., Villenave, C., Lesaint, S. y Feller, C.** (2004). Effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. utilis) on soil carbon in an ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management*, 20(2), 231-239.
- Bhaskar, D. y Dey, S. K.** (2010). Control of *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. in rubber plantations-a review. *Natural Rubber Research*, 23(1/2), 109-117.
- Broughton, W. J.** (1977). Effect of various covers on soli fertility under *Hevea Brasiliensis* Muell. Arg. and on growth of the tree. *Agro-Ecosystems*, 3, 147-70.
- Castro, N. O. M.** (2011). Caracterización de los patosistemas foliares de importancia económica en

caucho (*Hevea Brasiliensis* Müll. Arg) en la Altillanura estructural plana del Meta (Colombia) (tesis de Maestría en Ciencias Agrarias). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. 74 p.

Cenicaucho-Corpoica. (2013). *Modelo productivo para el cultivo del árbol de caucho natural en la Orinoquía. Zonas de escape y no escape al Mal suramericano de las Hojas de caucho*. Bogotá: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 179 p.

Clermont-Dauphin, C., Dissataporn, C., Suvannang, N., Pongwichian, P., Maeght, J. L., Hammecker, C. y Jourdan, C. (2018). Intercrops improve the drought resistance of young rubber trees. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(6), 56

Clermont-Dauphin, C., Suvannang, N., Pongwichian, P., Cheylan, V., Hammecker, C. y Harmand, J. M. (2016). Dinitrogen fixation by the legume cover crop *Pueraria phaseoloides* and transfer of fixed N to *Hevea brasiliensis* impact on tree growth and vulnerability to drought. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 217, 79-88.

Dinesh, R. (2004). Long-term effects of leguminous cover crops on microbial indices and their relationships in soils of a coconut plantation of a humid tropical region. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(2), 189-195.

Dongsansuk, A., Ayutthaya, S. I. N., Kaewjumpa, N. y Polthanee, A. (2016). Photosynthetic efficiency of PSII and growth of young rubber tree (*Hevea brasiliensis*) planted with mucuna (*Mucuna bracteata*) cover crop. *Asia-Pacific Journal of Science and Technology*, 21(3), 12-27.

Ding, G., Liu, X., Herbert, S., Novak, J., Amarasiriwardena, D. y Xing, B. (2006). Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma*, 130(3-4), 229-239.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.019>

Fageria, N. K., Baligar, V. C. y Bailey, B. A. (2005). Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36(19-20), 2733-2757.

Furtado, E. (2008). *Doencas das folhas e do caule da seringueira*. En A. Alvarenga y C. Santana do Carmo (eds.), *Vicosa. Brasil: Seringueira EPAMIG*. 893p.

Gunnell, P. S. y Gubler, W. D. (1992). Taxonomy and morphology of *Colletotrichum* species pathogenic to strawberry. *Mycologia*, 84(2), 157-165.

Cherr, C. M., Scholberg, J. M. S. y McSorley, R. (2006). Green manure approaches to crop production. *Agronomy Journal*, 98(2), 302-319.

Huang, G. X., Zhou, X. M., Liu, X. B., Cai, J. M. y Li, B. X. (2016). First report of rubber tree gummosis disease caused by *Fusarium solani* in China. *Plant Disease*, 100(8), 1788-1788.

<https://doi.org/10.1094/PDIS-10-15-1147-PDN>

IBM Corp (Released 2013). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Forseth, I. N. y Innis, A. F. (2004). Kudzu (*Pueraria montana*): history, physiology, and ecology combine to make a major ecosystem threat. *Critical reviews in plant sciences*, 23(5), 401-413.

Larkin, R. P. (2015). Soil health paradigms and implications for disease management. *Annual Review of Phytopathology*, 53, 199-221.

Lenné, J. M. y Stanton, J. M. (1990). Diseases of *Desmodium* Species-a Review. *Tropical Grasslands*, 24, 1-24.

Leslie, J. F., Summerell, B. A. y Bullock, S. (2006). *The Fusarium laboratory manual*. Vol. 2, n.º 10. Ames, IA: Blackwell Pub.

Li, B. X., Shi, T., Liu, X. B., Lin, C. H. y Huang, G. X. (2014). First report of rubber tree stem rot caused by *Fusarium oxysporum* in China. *Plant Disease*, 98(7), 1008-1008.

Lubbe, C. M., Denman, S., Cannon, P. F., Groenewald, J. Z., Lamprecht, S. C. y Crous, P. W. (2004). Characterization of *Colletotrichum* species associated with diseases of Proteaceae. *Mycologia*, 96(6), 1268-1279.

Manamgoda, D. S., Cai, L., McKenzie, E. H., Crous, P. W., Madrid, H., Chukeatirote, E. y Hyde, K. D. (2012). A phylogenetic and taxonomic re-evaluation of the Bipolaris-Cochliobolus-Curvularia complex. *Fungal Diversity*, 56(1), 131-144.

Manamgoda, D. S., Rossman, A. Y., Castlebury, L. A., Chukeatirote, E. y Hyde, K. D. (2015). A taxonomic and phylogenetic re-appraisal of the genus

Curvularia (Pleosporaceae): human and plant pathogens. *Phytotaxa*, 212(3), 175-198.

<http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.212.3.1>

Mathews, C. (1998). The Introduction and Establishment of a New Leguminous Cover Crop, *Mucuna bracteata* under Oil Palm in Malasia. *The planter (Malaysia)*, 74(868), 359-68.

Mileo, L. J., Bentes, J. L. S., Silva, J. F. y Christoffoleti, P. J. (2006). Plantas de cobertura de solo Como hospedeiras alternativas de *Colletotrichum guaranico-la*. *Planta Daninha*, 24(4), 677-83.

Pérez-Vera, O. A., Yáñez-Morales, M. D. J., Alvarado-Rosales, D., Cibrián-Tovar, D. y García-Díaz, S. E. (2005). Fungi associated to eucalyptus, *Eucalyptus grandis* Hill: Maid. *Agrociencia (Montecillo)*, 39(3), 311-318.

Pérez-Corpoica, R., Rincón-Corpoica, A., Cipagauta-Corpoica, M., Schmidt-CIAT, A., Plazas-CIAT, C. y Lascano-CIAT, C. (2002). Maquenque (*Desmodium heterocarpon* (L.) DC. Subsp. *ovalifolium* (Prain.) Ohashi CIAT 13651) *Leguminosa de usos múltiples en sistemas agropecuarios en Colombia*. Villavicencio, Colombia: Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria; Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical. 31 p.

Peberdy, J. F. (ed.) (2013). *Penicillium and Acremonium* (vol. 1). Springer Science & Business Media.

Pinzón, R. B., Argel, J. P. y Montenegro, R. (1985). Control de malezas en el establecimiento de kudzú tropical. *Pasturas tropicales*, 7(2), 6-8.

Scholberg, J. M. S., Dogliotti, S., Leoni, C., Cherr, C. M., Zotarelli, L. y Rossing, W. A. H. (2010). Cover crops for sustainable agrosystems in the Americas. En E. Lichtfouse (ed.), *Genetic engineering, biofertilisation, soil quality and organic farming* (pp. 23-58). Sustainable agriculture reviews, vol 4. Netherlands: Springer.

Samarappuli, L., Karunadasa, P., Mitrasena, U. y Shantha, N. (2003). *Mucuna bracteata*: Ideal cover crop for efficient soil and water management in rubber

cultivation. *Tropical Agricultural Research and Extension*, 6, 85-90.

Sanger, F. y Coulson, A. R. (1975). A rapid method for determining sequences in DNA by primed synthesis with DNA polymerase. *Journal Molecular Biology*, 94(3), 441-448.

Sreenivasaprasad, S. y Talhinhos, P. (2005). Genotypic and phenotypic diversity in *Colletotrichum acutatum*, a cosmopolitan pathogen causing anthracnose on a wide range of hosts. *Molecular plant pathology*, 6(4), 361-378.

Stirling, D. (2003). DNA Extraction from Fungi, Yeast, and Bacteria. En N. J. Clifton y D. Stirling (eds.), *Methods in molecular biology PCR protocols* (pp. 53-54). Totowa, Nueva Jersey, EE. UU.: Humana press.

Villanueva, A. G. y Guerra, J. M. (1987). Cobertura Kudzú en plantaciones de palma. Siembra y Desarrollo. *Palmas*, 8(4), 23-29.

Vrignon-Brenas, S., Gay, F., Ricard, S., Snoeck, D., Perron, T., Mareschal, L. y Malagoli, P. (2019). Nutrient management of immature rubber plantations. A review. *Agronomy for sustainable development*, 39(1), 11.

<https://doi.org/10.1007/s13593-019-0554-6>

Weir, B. S., Johnston, P. R. y Damm, U. (2012). The *Colletotrichum gloeosporioides* Species Complex. *Studies in Mycology*, 73, 115-80.

Walkley, A. y I. A. Black. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.

White, T. J., Bruns, T., Lee, S. J. W. T. y Taylor, J. (1990). Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. En M. Innis, D. H. Gelfand, J. J. Sninsky y T. J. White (eds.), *PCR protocols: guide to methods and applications* (pp. 315-322). San Diego, California: Academic Press

Yogartnam, N., Sulaim, H., Karunaratna, A. D. M. y Peiris, K. S. A. (1977). Management of covers under Hevea in Sri Lanka. *Journal Rubber Research Institute Sri Lanka*, 54, 291-298.





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 ò ha sido sometida y/ò aceptada en otra publicación. Cuando parte del contenido de esta contribución ha sido publicado o presentado en otro medio de difusión, los autores deberán reconocer y citar las respectivas fuentes y créditos académicos. Además, deberán presentar copia al editor y al comité editorial de cualquier publicación que pueda tener contenido superpuesto o estrechamente relacionado con la contribución sometida a consideración. Adicionalmente, el autor debe reconocer los respectivos créditos del material reproducido de otras fuentes. Aquellos elementos como tablas, figuras o patentes, que requieren un permiso especial para ser reproducidas deberán estar acompañadas con una carta de aceptación de reproducción por parte de los poseedores de los derechos de autor del producto utilizado.
- En aquellas investigaciones donde se experimente con animales se deben mantener y asegurar las prácticas adecuadas establecidas en las normas que regulan estas actividades.
- Declarar cualquier posible conflicto de interés que pueda ejercer una influencia indebida en cualquier momento del proceso de publicación.
- Revisar cuidadosamente las artes finales de la contribución, previamente a la publicación en la revista, informando sobre los errores que se puedan presentar y deban ser corregidos. En caso de encontrar errores significativos, una vez publicada la contribución académica, los autores deberán notificar oportunamente al editor y al comité editorial, cooperando posteriormente con la revista en la publicación de una fe de erratas, apéndice, aviso, corrección,

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

Responsabilidad de la Universidad Distrital

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

Procedimientos para tratar un comportamiento no ético

Identificación de los comportamientos no éticos

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

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

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

Investigación

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

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

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



INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

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

Selección y evaluación de los manuscritos sometidos para publicación

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

Los autores contarán con máximo un mes de plazo, a partir del envío de las evaluaciones, para hacer los ajustes del caso y enviar de nuevo la versión corregida del manuscrito al editor de la revista, acompañada de una carta explicativa en donde se 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 arboles de la Costa Atlántica (pp. 187-195). Lima: Editorial Pulido.

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

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

Ejemplo:

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

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

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

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

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

Figuras y tablas

Las figuras (fotos, mapas, ilustraciones y gráficas) deben incluir en la parte inferior la respectiva leyenda numerada en orden secuencial que explique detalladamente el contenido (usar letra tamaño Times New Roman, 10 puntos). Las figuras deben incluir el título de los ejes (con inicial mayúscula) centrado y las unidades de medida. La letra de todas las graficas debe ser Times New Roman, en un tamaño apropiado para impresión. Si en cada figura hay más de un panel, utilice letras minúsculas (a, b, c) para designar cada uno. Utilice color en las figuras, recuerde que la publicación será online. Envíe las figuras en formato jpg o .tif con una resolución mínima de 300 dpi y un ancho mínimo de 1200 pixeles.

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

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

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

Nomenclatura, abreviaturas, siglas y unidades

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

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

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

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

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

Envío

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

Información adicional

Para información adicional o consulta sobre las instrucciones a los autores, visite la dirección <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/index> o escribanos 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 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. 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. Use color in illustrations. 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.org/>).

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