

# Colombia FORESTAL

Vol. 25(2) • Bogotá-Colombia • Julio-diciembre de 2022



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



UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

# Contenido

## Artículos de investigación científica y tecnológica

- WOOD PROPERTIES OF 38-YEAR-OLD *Cariniana legalis* (Mart.) KUNTZE BASED ON PLANTING SPACING 5  
**Propiedades de la madera de *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze de 38 años basadas en el espaciamiento de la plantación**  
Israel Luiz De Lima, Ivanka Rosada de Oliveira, Patrícia Gurgel Vicentin, Maurício Ranzini, José Nivaldo García, Eduardo Luiz Longui
- EFFECTO DEL ESPACIAMIENTO EN LA ESTIMACIÓN INDIRECTA DEL ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR EN PLANTACIONES DENDROENERGÉTICAS DE EUCALIPTO 17  
**Effect of Spacing on the Indirect Estimation of the Leaf Area index in Eucalyptus Wood Energy Plantations**  
Juan Carlos Valverde
- INFLUENCIA DE LOS NUTRIENTES DEL SUELO SOBRE EL CRECIMIENTO ARBÓREO EN BOSQUES DEL PACÍFICO COLOMBIANO 30  
**Influence of Soil Nutrients on Tree Growth in Colombian Pacific Forests**  
Harley Quinto-Mosquera, Flavio H. Moreno-Hurtado
- VEGETATIVE GROWTH OF *Genipa americana* L. ACCESSIONS 45  
**Crecimiento vegetativo de accesiones de *Genipa americana* L.**  
Maira Camila Montoya-Areiza, Lucas Esteban Cano-Gallego, Darío Antonio Castañeda-Sánchez, Sergio Arango-Arcila, Oscar de Jesús Córdoba-Gaona
- MODELOS DE BIOMASA AÉREA Y SUBTERRÁNEA DE *Hevea brasilienses* Y *Theobroma grandiflorum* EN LA AMAZONÍA COLOMBIANA 57  
**Above- and Below-Ground Biomass Models of *Hevea brasilienses* and *Theobroma grandiflorum* in the Colombian Amazon**  
Hernán J. Andrade, José Alfredo Orjuela, Carlos Hernández
- DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA FLORÍSTICA EN ZONAS RIPARIAS DE UN REMANENTE DE BOSQUE SECO TROPICAL 70  
**Diversity and floristic structure in riparian areas of a tropical dry forest remnants**  
José A. Cuellar-Cardozo, Daniel Nossa-Silva, Martha I. Vallejo

CONFLICTOS AMBIENTALES EN COLOMBIA: REFLEXIONES SOBRE SUS CAMBIOS POSITIVOS A PARTIR DE UNA REVISIÓN DE LITERATURA	85
<b>Environmental Conflicts in Colombia: Considerations on Positive Change from a Literature Review</b> Diana Paola Morales Lizarazo, Paula María Ungar Ronderos	
COSTOS DE APROVECHAMIENTO DEL MANEJO FORESTAL COMUNITARIO EN COLOMBIA: IMPACTOS, LECCIONES APRENDIDAS Y DESAFÍOS	104
<b>Costs of Community Forest Management in Colombia: Impacts, Lessons Learned, and Challenges</b> Mónica Agudelo-López, Carlos González-Vargas, Adriana Yepes-Quintero, Edgar Mora-Rodríguez, María Chaux-Echeverri, Lucio Santos-Acuña, José Carlos Fernández-Ugalde	

**ARTÍCULOS**  
**DE INVESTIGACIÓN**  
**CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA**





UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



## Wood Properties of 38-year-old *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze Based on Planting Spacing

### Propiedades de la madera de *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze de 38 años basadas en el espaciamiento de la plantación

Israel Luiz De Lima<sup>1\*</sup> , Ivanka Rosada de Oliveira<sup>2</sup> , Patrícia Gurgel Vicentin<sup>1</sup> ,  
Maurício Ranzini<sup>1</sup> , José Nivaldo Garcia<sup>2</sup> , Eduardo Luiz Longui<sup>1</sup> 

De Lima, I. L., Rosada de Oliveira, I., Gurgel-Vicentin, P., Ranzini, M., Nivaldo-García, J. & Longui, E. L. (2022). Wood properties of 38-year-old *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze based on planting spacement. *Colombia Forestal*, 25(2), 5-16.

**Recepción:** 3 de febrero 2022

**Aprobación:** 3 de mayo 2022

#### Abstract

This study aimed to analyze the properties of 38-year-old *Cariniana legalis* wood from trees planted with three spacings between trees: 3 × 2.5, 3 × 2, and 3 × 1.5 m. Five trees were collected from each tree spacing. Discs were collected from the trunk base of each tree and at 2.5 and 5.0 m. The vessel diameter was significantly wider for a spacing of 3 × 2.5 m compared to that of 3 × 1.5 m. Basic density, apparent density, volumetric shrinkage, and natural moisture content were influenced by longitudinal position. However, fiber length and fiber wall thickness showed no significant differences. Basic density and natural moisture content were inversely proportional. Our study shows that the anatomical features of *C. legalis* wood were more sensitive to variations in tree spacing than its physical properties.

**Keywords:** axial variation, tree density, moisture content, wood anatomy, wood density.

#### Resumen

El objetivo de este estudio fue analizar las propiedades de la madera árboles de *Cariniana legalis* de 38 años plantados con tres espaciamientos: 3 × 2.5, 3 × 2 y 3 × 1.5 m. Se cortaron cinco árboles por cada espaciamiento. Se recolectaron discos de la base del tronco de cada árbol y a 2.5 y 5.0 m. El diámetro de los vasos fue significativamente más ancho en el espaciamiento de 3 × 2.5 m en contraste con el de 3 × 1.5 m. La densidad básica, la densidad aparente, la contracción volumétrica y el contenido de humedad natural fueron influenciados por la posición longitudinal. Sin embargo, la longitud de la fibra y el grosor de la pared de la fibra no presentaron diferencias significativas. La densidad básica y el contenido de humedad natural fueron inversamente proporcionales. Nuestro estudio muestra que las características anatómicas de la madera de *C. legalis* fueron más sensibles a la variación del espaciamiento entre árboles que sus propiedades físicas.

**Palabras clave:** variación axial, densidad de árboles, contenido de humedad, anatomía de la madera, densidad de la madera.

1 Instituto de Pesquisas Ambientais. São Paulo, Brasil.

2 Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil.

\* Corresponding author: [israellima@sp.gov.br](mailto:israellima@sp.gov.br)

## INTRODUCTION

Over the last few years, an increase in the consumption and valuation of wood from native tropical species with timber potential has been observed (FAO, 2012). Among the promising timber species for commercial plantations in Brazil, *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze (Lecythidaceae) stands out. It can be used in pure plantations, in consortia, and in degraded areas (Carvalho, 2003). *Cariniana legalis* trees occur naturally in all regions of Brazil except the northern states. It is considered to be one of the largest trees in the Brazilian flora, and it can reach 50 m in height and 100 cm in diameter (Carvalho, 2003). Its growth varies from moderate to rapid, and it can produce up to 17 m<sup>3</sup>. ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> (Oliveira et al., 2018).

Silvicultural treatments play an important role in wood formation. Tree spacing is one of the most important factors that may influence tree growth and quality, as well as the final use of wood (Zahabu et al., 2015; Soranso et al. 2016; Roque & Ledezma, 2003). The choice of ideal spacing for higher production and better wood quality is one of the major aspects to be defined in a forest plantation. Most studies on tree spacing are focused on growth characteristics (e.g., height, diameter at breast height or DBH, volume, and aboveground biomass) (Fang et al., 1999; Larocque, 1999). However, little is known about its impact on wood properties (e.g., physical and anatomical properties) (Lasserre et al., 2009).

In studies on wood properties, wood density is one of the most important physical properties due to its effect on quality. Wood density is influenced by several factors, especially cellular dimension and moisture content (Sulaiman et al., 2016). Among the cellular elements, vessels play a fundamental role in plants. The size and frequency of vessels play a key role in the efficiency of water conduction (Zimmermann, 1983), transpiration rates, carbon fixation, and tree growth (Poorter et al., 2008). Vessel diameter can directly influence wood density. Studies have shown that larger vessel

diameters result in lower wood densities (Preston et al., 2006; Zanne et al., 2010). However, other authors have found the opposite to be true (Martínez-Cabrera et al., 2009; Poorter et al., 2010). Understanding the relationship between wood density and vessel anatomy is important in order to assess and integrate environmental and biotic influences on tree development (Zanne et al., 2010). The moisture content of wood influences the timber market, so it is essential to know and control it to obtain better products and reduce costs in the industrial process (Donato et al., 2015). Another property to consider is volumetric shrinkage, an indicator of wood quality in the timber industry. However, there is little information about the physical properties of the native wood species that are commercially exploited in Brazil and the impact of silvicultural treatments on wood physical properties (Silveira et al., 2013). Yet, such understanding is the basis for defining the forest management strategy to be adopted, as well as the best way to conduct it.

Thereupon, this paper aimed to evaluate the physical properties (basic density,  $D_b$ ; apparent density,  $\rho_{12}$ ; volumetric shrinkage,  $\epsilon_v$ ; natural moisture content,  $MC_N$ ; and anatomical characteristics such as fiber length or FL, fiber wall thickness or FWT, vessel diameter or VD, and vessel frequency or VF) of wood along the stem of 38-year-old *Cariniana legalis* planted with three different spacings: 3 × 2.5, 3 × 2, and 3 × 1.5 m. The correlations between wood physical properties and anatomical characteristics were also evaluated.

## MATERIALS AND METHODS

### Study site

The study was carried out at the Luiz Antônio Experimental Station of the São Paulo Forestry Institute, which is located in the city of Luiz Antônio, São Paulo State, Brazil (21°40' S, 47°49' W) at 550

m above the sea level. The soils are characterized as Purple Latosol (Sebbenn *et al.*, 2009). The climate classification according Köppen is Aw, with an average annual temperature of 21.7 °C, a maximum of 28.2 °C, and a minimum of 15.2 °C. The average annual precipitation is 1516 mm with a monthly minimum of 26.6 mm and a maximum of 273.6 mm (CEPAGRI, 2016).

## Experimental design

The experimental design consisted of randomized blocks, which were established in 1975, with three treatments (spacings) and five blocks amounting to 15 plots in a total area of 5568 m<sup>2</sup>. Each plot was established in an area of 18 x 18 m (324 m<sup>2</sup>) with two buffer rows. *C. legalis* was planted with three different spacings: 3 x 1.5 m (2222 trees.ha<sup>-1</sup>), 3 x 2 m (1666 trees.ha<sup>-1</sup>), and 3x 2.5 m (1333 trees.ha<sup>-1</sup>). At 38 years of age, five trees of *C. legalis* per treatment were harvested according to the DBH class of each treatment, for a total of 15 trees (Table 1).

**Table 1.** DBH and total mean height of 38-year-old *Cariniana legalis* according to spacing

Spacing (m)	DBH (cm)	Height (m)
3 x 1.5	17.84	20.78
3 x 2.0	18.52	21.46
3 x 2.5	21.94	21.50

For each of the 15 trees selected, discs (70 mm thickness) were taken from the trunk at heights of 2.5 and 5 m. Sampling was performed up to 5 m in height in order to assess the part considered to be most important in terms of industrial sawn wood use. The discs obtained were divided into four wedges, two for the study of physical properties and two for assessing the anatomical properties.

## Physical properties

Measurements of basic density ( $D_b$ ), apparent density ( $\rho_{12}$ ), and volumetric shrinkage ( $\epsilon_v$ ) were

conducted in 2 x 2 x 3 cm specimens. It should be noted that 45 specimens were evaluated for each physical property. Basic density ( $D_b$ ) was determined by means of the hydrostatic balance method according to NBR 11941 (ABNT, 2003). To determine the apparent density ( $\rho_{12}$ ), the specimens were dried for a period of approximately 2 months in order to obtain their air-dry mass (12%) and volume. Specific gravity was determined according to NBR 7190 (ABNT, 1997).

Volumetric shrinkage ( $\epsilon_v$ ) was determined according to NBR 7190 (ABNT, 1997). In order to determine the natural moisture content of the trees ( $MC_N$ ), one wedge was weighed soon after felling and oven-dried at  $103 \pm 2$  °C until a constant weight was obtained. Equation 1 was used to calculate the  $MC_N$ .

$$MC_N = \left( \frac{W_w - W_d}{W_w} \right) 100 \quad 1$$

Where  $MC_N$  is the natural moisture content (%),  $W_w$  is the weight of the wet wood mass (g), and  $W_d$  is the weight of the dry wood mass (g).

## Anatomical properties

From the other wedges sampled, blocks of 2 x 2 x 2 (cm) were cut to determine the fiber length (FL), the fiber wall thickness (FWT), the vessel diameter (VD), and the vessel frequency (VF). To obtain histological sections, the blocks were softened in a solution of boiling water and glycerin (4:1) for 1 h. 20  $\mu$ m thick transverse sections were obtained with a Leitz 1208 sliding microtome. The sections were bleached with sodium hypochlorite (60%), washed in water, stained with 1% safranin (Johansen, 1940), and mounted temporarily on a solution of water and glycerin (1:1). The terminology used for anatomical analysis followed the recommendations of the IAWA Committee (1989). All measurements were performed under a trinocular optical microscope coupled with a video camera (Olympus model BX 50 with the Pro Express image analysis software, version 6.3). To measure each variable, at least 25 repetitions were made.

## Statistical methods

To evaluate the effect of spacing and longitudinal variations in trees on physical and anatomical properties, the variance homogeneity was initially assessed by means of Hartley's test and a subsequent F variance analysis test, in accordance with the randomized blocks experimental design. Once the F test was conducted ( $p > 0.05$ ), the means were compared using a Tukey test. The SAS statistical program (SAS, 1999) was used to this effect.

## RESULTS

The mean values of wood basic density, apparent density, natural moisture content, and volumetric shrinkage were  $0.51 \text{ g.cm}^{-3}$ ,  $0.61 \text{ g.cm}^{-3}$ , 79.26%, and 10.33%, respectively (Table 2). The mean values of fiber length, fiber wall thickness, diameter and vessel frequency were  $1544 \text{ }\mu\text{m}$ ,  $3.99 \text{ }\mu\text{m}$ ,  $89.54 \text{ }\mu\text{m}$  and  $17.45 \text{ n}^\circ\text{.mm}^{-2}$ , respectively (Table 2). No significant interaction was noted between tree spacings and longitudinal position (Table 2), which demonstrates no dependency between these two factors.

Planting spacing had no significant effect on any physical properties (Table 2 and Figures 1a, 1b,

1c, and 1d). As for the anatomical properties, the vessel diameter was significantly higher with a  $3 \times 2.5 \text{ m}$  spacing than with  $3 \times 1.5 \text{ m}$  (Table 2 and Figure 2a). However, the vessel frequency with a  $3 \times 2 \text{ m}$  spacing was significantly higher than with  $2 \times 1.5$  and  $3 \times 2.5 \text{ m}$  (Table 3 and Figure 2b). Regarding the fiber length and the fiber wall thickness, no significant differences were observed among the three spacings (Table 2 and Figures 2c and 2d).

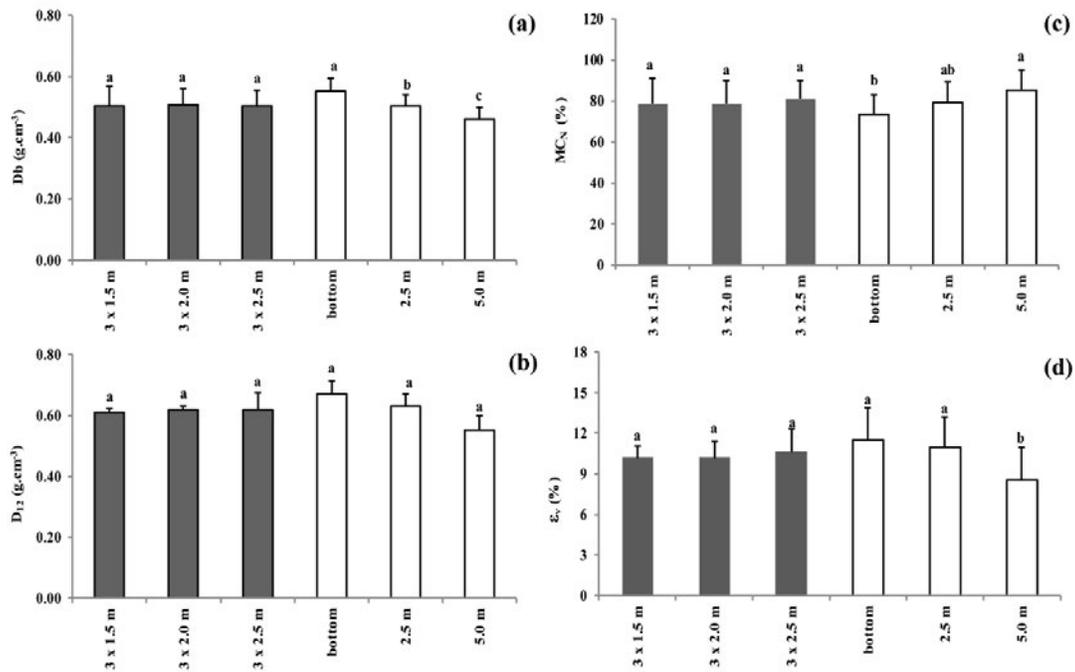
Basic density, apparent density, natural moisture content, and volumetric shrinkage differed significantly with respect to the longitudinal position (Table 3 and Figures 1a, 1b, 1c and 1d). Vessel diameter and frequency differed significantly, but fiber length and fiber wall thickness did not differ with respect to tree height (Table 3 and Figure 2).

The basic density of *C. legalis* wood decreased significantly with tree height, with values of  $0.55$ ,  $0.51$ , and  $0.46 \text{ g.cm}^{-3}$  at the base and at 2.5 and 5 m, respectively (Figure 1a). This pattern also occurred for apparent density, with values of  $0.66$ ,  $0.62$ , and  $0.55 \text{ g.cm}^{-3}$  at the base and at 2.5 and 5 m, respectively (Figure 2b). The opposite pattern was observed for the natural moisture content, with decreasing values from 5 m (85.1%) to 2.5 m (79.3%) to the trunk base (73.3%) (Figure 1c). Volumetric shrinkage was significantly lower at 5 m and at 2.5 m than that at the base (Figure 1d).

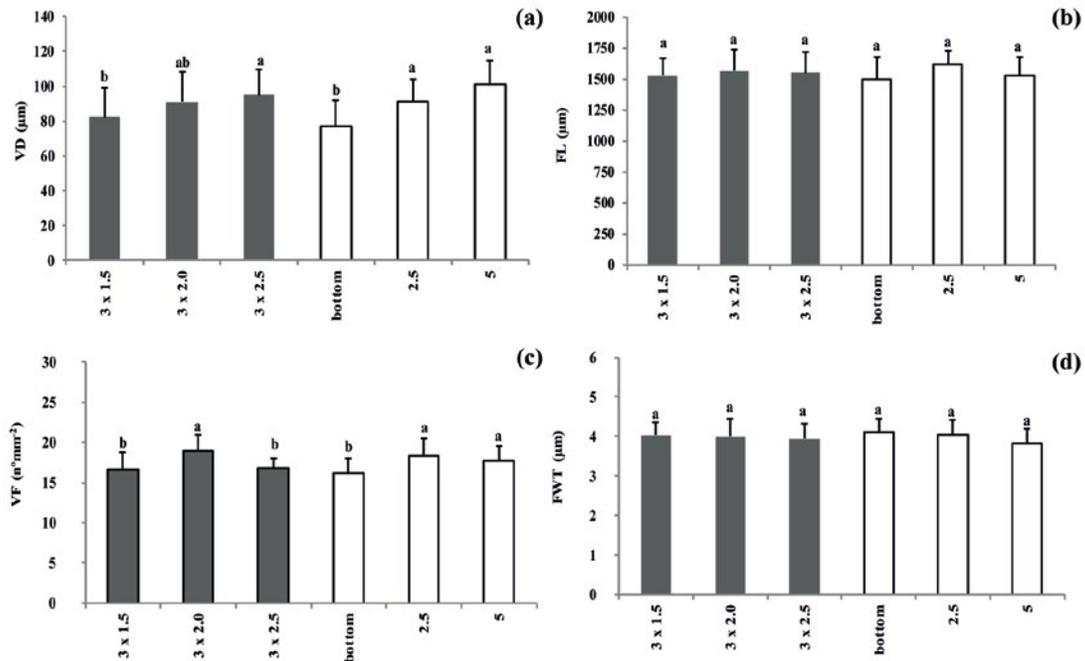
**Table 2.** Basic density ( $D_b$ ), apparent density ( $\rho_{12}$ ), natural moisture content ( $MC_N$ ), volumetric shrinkage ( $\epsilon_v$ ), fiber length (FL), fiber wall thickness (FWT), vessel diameter (VD), and vessel frequency (VF) of 38-year-old *Cariniana legalis*

Cause of variation	LG	Mean squares							
		$D_b$ ( $\text{g.cm}^{-3}$ )	$\rho_{12}$ ( $\text{g.cm}^{-3}$ )	$MC_N$ (%) <sup>N</sup>	$\epsilon_v$ (%)	FL ( $\mu\text{m}$ )	FWT ( $\mu\text{m}$ )	VD ( $\mu\text{m}$ )	VF ( $\text{n}^\circ\text{mm}^{-2}$ )
Block	4	0.0004	0.0026	48.41	5.11	16572	0.0466	520	1.08
Spacing (S)	2	0.0001 n.s.	0.0006 n.s.	30.00 n.s.	1.02 n.s.	6792 n.s.	0.0342 n.s.	673**	26.06**
Longitudinal position (LP)	2	0.0319**	0.0522**	521,55**	37.26**	55144 n.s.	0.3799 n.s.	2118**	18,35**
(S) x (LP)	4	0.0014 n.s.	0.0009 n.s.	43.67 n.s.	6,92 n.s.	3588 n.s.	0,091 n.s.	163 n.s.	1,79 n.s.
Residual	32	0.0019	0.0025	113.99	5.7	28887	0.1582	128	2.85
Average		0.51	0.61	79.26	10.33	1544	3.99	89.54	17.45
$CV_e$ (%)		8.73	8.18	13.47	22.12	11	9.68	12.64	9.68

n.s.: not significant, \* at a 5% significance level, \*\* at a 1% significance level, and  $CV_e$ : coefficient of variation



**Figure 1.** a) Basic density ( $D_b$ ), b) apparent density ( $\rho_{12}$ ), c) natural moisture content ( $MC_N$ ), and d) volumetric shrinkage ( $\epsilon_v$ ) as a function of tree spacing and longitudinal variation of 38-year-old *Cariniana legalis*. \*Average values followed by the same distinct letters in columns of the same color differ by Tukey's test ( $p < 0.05$ )



**Figure 2.** a) Vessel diameter (VD), b) vessel frequency (VF), c) fiber length (FL), and d) fiber wall thickness (FWT) as a function of tree spacing and longitudinal variation of 38-year-old *Cariniana legalis*. \*Average values followed by the same distinct letters in columns of the same color differ by Tukey's test ( $p < 0.05$ )

Fiber length and fiber wall thickness did not vary significantly at 5 m (Figures 2c and 2d). Vessel diameter and vessel frequency at 2.5 and 5 m were significantly higher than at the base (Figures 2a and 2b).

### Correlation between properties

To explain the possible dependencies among the analyzed variables, a study of their correlations was conducted (Table 3). However, significant correlations were only observed for basic density and natural moisture content (Table 3, Figure 3).

## DISCUSSION

### Influence of spacing on wood physical and anatomical properties

In our study, the basic and apparent densities of wood did not differ with tree spacings. Oliveira et al. (2018), while studying the apparent density of *C. legalis* in the same experiment with trees of the same age, found significant differences among tree spacings, with the higher values for spacings of 3 x 2 and 3 x 2.5 in comparison with those for

3 x 1.5 m. However, Oliveira et al. (2018) used twice as many trees for each spacing treatment as those used in our study, they sampled discs at five different tree heights, and they used another method of analysis: x-ray densitometry. This probably led to different results than ours.

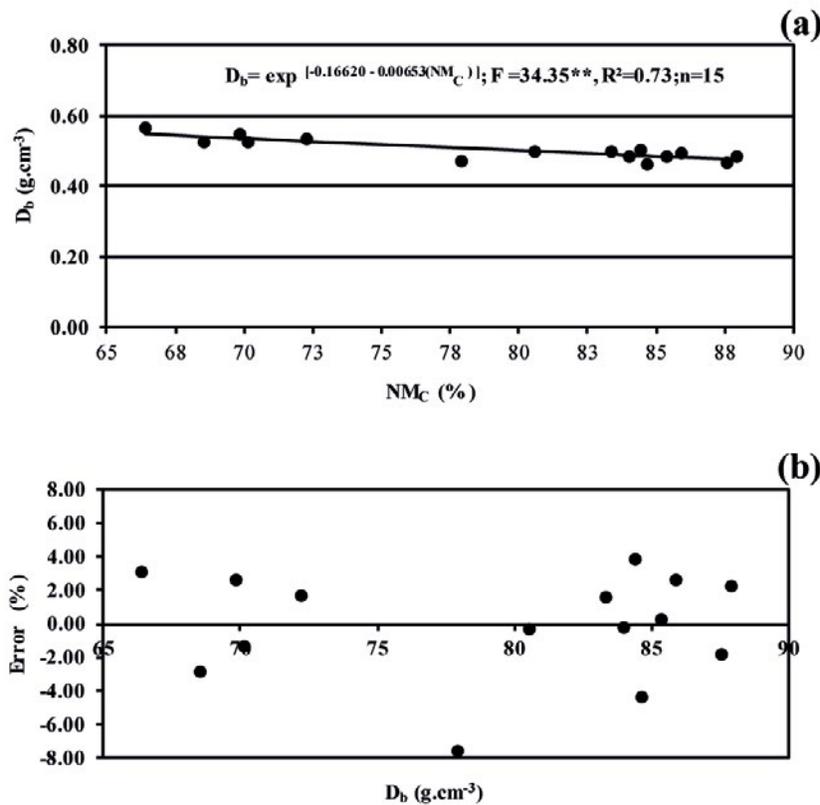
Several studies on planting density which used a number of trees similar to that of our study reported that an increased wood density is correlated with a decreased tree spacing (Kang et al., 2004), whereas other works found no differences (Fujimoto & Koga, 2010). In a study with *Acacia mearnsii*, *Aleleia glazioviana*, *Mimosa scabrella*, and *Eucalyptus grandis*, Eloy et al. (2014) also found that different tree spacings did not change the wood basic density. Lima et al. (2009), while studying apparent and basic densities of 31-year-old *Tectona grandis* with the same tree spacings (3 x 1.5, 3 x 2, and 3 x 2.5 m), also found little or no differences. Several factors such as genetic material, site characteristics, and age can influence whether the spacing between trees will or will not have an impact on wood density. For some species, these factors have a more intense effect on wood formation, and this may not happen with other species (Soranso et al., 2016).

As for the volumetric shrinkage, no significant variation was observed among the tree spacings.

**Table 3.** Pearson correlation coefficients among basic density ( $D_b$ ), apparent density ( $\rho_{12}$ ), natural moisture content ( $MC_N$ ), volumetric shrinkage ( $\epsilon_v$ ), fiber length (FL), fiber wall thickness (FWT), vessel diameter (VD), and vessel frequency (VF) for 38-year-old *Cariniana legalis*

	$D_b$ ( $g.cm^{-3}$ )	$\rho_{12}$ ( $g.cm^{-3}$ )	$\epsilon_v$ (%)	$MC_N$ (%)	FL ( $\mu m$ )	FWT ( $\mu m$ )	VD ( $\mu m$ )	VF ( $n^o mm^{-2}$ )
$D_b$ ( $g.cm^{-3}$ )	1	0.35 n.s.	0.19 n.s.	-0.86 **	-0.3 n.s.	0.21 n.s.	0.40 n.s.	0.04 n.s.
$D_{12}$ ( $g.cm^{-3}$ )	0.35 n.s.	1	0.58 n.s.	-0.25 n.s.	-0.07 n.s.	0.21 n.s.	-0.03 n.s.	0.11 n.s.
$\epsilon_v$ (%)	0.19 n.s.	0.58 n.s.	1	-0.13 n.s.	-0.48 n.s.	0.38 n.s.	0.11 n.s.	-0.12 n.s.
$MC_N$ (%)	-0.86 **	-0.25 n.s.	-0.13 n.s.	1	0.06 n.s.	-0.24 n.s.	-0.38 n.s.	0.01 n.s.
FL ( $\mu m$ )	-0.3 n.s.	-0.07 n.s.	-0.48 n.s.	0.06 n.s.	1	-0.02 n.s.	-0.01 n.s.	0.21 n.s.
FWT ( $\mu m$ )	0.21 n.s.	0.21 n.s.	0.38 n.s.	-0.24 n.s.	-0.02 n.s.	1	-0.01 n.s.	0.19 n.s.
VD ( $\mu m$ )	0.40 n.s.	-0.03 n.s.	0.11 n.s.	-0.38 n.s.	0.01 n.s.	-0.01 n.s.	1	-0.10 n.s.
VF ( $n^o mm^{-2}$ )	0.04 n.s.	0.11 n.s.	-0.12 n.s.	0.01 n.s.	0.21 n.s.	0.19 n.s.	-0.10 n.s.	1

n.s.: not significant, \* significant at 5%, \*\* significant at 1%



**Figure 3.** Correlation between a) natural moisture content (NM<sub>C</sub>) and both basic density (D<sub>b</sub>) and b) error dispersion of 38-year-old *Cariniana legalis*

The same pattern was found by Lima *et al.* (2009) in *Tectona grandis* with the same tree spacings (3 x 1.5, 3 x 2, and 3 x 2.5 m). Roque & Ledezma (2003), however, found that the increase in planting spacing decreased the volumetric shrinkage of 10-year-old *Tectona grandis* wood. However, we would like to emphasize that Roque & Ledezma (2003) used trees younger than those in our study. The natural moisture content was not influenced by tree spacing. Moreover, while evaluating the effect of thinning on the natural moisture content in a *Eucalyptus grandis* plantation, Lima *et al.* (2012) observed an increase in moisture as the thinning intensity increased. In our study, tree spacings likely had no effect on wood natural moisture content because the adopted spacings were not enough to alter the degree of competition in a way that could change the plants' liquid flow and absorption process. In some situations, little variation in wood properties with tree height may be

advantageous for the industrial sector if the aim is to get the most homogeneous products possible.

The largest vessel diameter was observed in the widest tree spacing (3 x 2.5 m), while the vessel frequency was higher in the intermediate spacing (3 x 2 m). Lima *et al.* (2011), while studying the influence of spacing in 31-year-old *Tectona grandis*, found a lower vessel frequency in the widest spacing (3 m x 2.5 m). In our study, the widest spacing (3 m x 2.5 m) produced a larger trunk, with larger vessel diameters in relation to the other spacings, probably because the trees in the widest spacing showed a higher growth in comparison with those in narrower spacings (Table 1). The size and frequency of the vessels vary according to the physiological demand of the plants. As plants grow, their capacity to carry water increases, along with mineral salts, which results from an increase in cell dimension (Sette Jr. *et al.*, 2012).

The low tree natural mortality, the absence of thinning, and the use of spacings with very close densities between them may have led to a similar availability of resources (e.g., water, nutrients, and light) among the trees, possibly justifying the non-significant difference between tree spacings for the physical properties and fiber dimensions of *C. legalis* wood. The use of thinning or wider spacings in forest plantations reduces the competition between trees by increasing the availability of water and nutrients, which consequently improves their growth and productivity. An increased productivity based on wider spacings may be beneficial if it does not negatively interfere with wood properties regarding their industrial use.

### **Influence of longitudinal position on physical and anatomical properties of wood**

The longitudinal variation model found for the basic and specific densities of *C. legalis* wood was the same as that presented for numerous tree species (Yu *et al.*, 2014), in which wood density decreased up to a certain trunk height. While performing the same experiment, Oliveira *et al.* (2018) found a similar result: the apparent density of *C. legalis* decreased from the base up to 5 m, but, after this height, no significant variation was observed.

The natural moisture content value dropped from 5 m to the base, while the volumetric shrinkage showed an inverse pattern. At the tree base, both lower moisture content and higher volumetric shrinkage could be observed, whereas, at the height of 5 m, higher moisture content and lower volumetric shrinkage were reported. In *Eucalyptus saligna* trees, Lopes & Garcia (2002) found no significant variation in the stem with regard to the moisture content. Oliveira *et al.* (2005), while studying several *Eucalyptus* species, confirmed that the moisture content was higher at the trunk base, decreasing up to half the trunk and then increasing from the upper third. The trunk top values were similar to those at tree base. In general, the

proportion of living tissue and sapwood increases from the base to the top, resulting in an increase of wood moisture content at the tree top (Dibdiakova & Vadr, 2012).

The lowest vessel diameter and frequency were observed at the tree base (Figures 2a, 2b, 2c, and 2d). Similar results were found by Longui *et al.* (2017), who reported on 24-year-old *Handroanthus vellosi* trees. The vessel diameter was smaller at the base (91  $\mu\text{m}$ ), increasing significantly at 1 m (100  $\mu\text{m}$ ) and 2 m (106  $\mu\text{m}$ ) of stem height, and the vessel frequency was higher at 2 m (14 cells. $\text{mm}^{-2}$ ) than that at 1 m (12 cells. $\text{mm}^{-2}$ ). The authors also found an inverse relationship between hydraulic conductivity and mechanical resistance. The presence of narrower vessels at the stem base, acting as a bottleneck, is a pattern observed in several species, with the purpose of increasing water transport by pressure differences along the vessel elements, thus improving their hydraulic efficiency (Assad *et al.*, 2016) and/or meeting the mechanical demands concerning tree support (Sette Jr. *et al.*, 2012; Longui *et al.*, 2017). A decrease in vessel diameter tends to form denser wood, with greater mechanical resistance, since vessel lumens represent empty spaces that can weaken the wood in terms of its mechanical properties (Baas *et al.*, 2004). Another parameter to be considered is tree age, which does not necessarily coincide with wood age along trunk height. In adult trees, cambium located at trunk base will produce wood with a characteristic typical of the age, while recently formed cambium located at the tree top will produce juvenile wood (Zobel & Sprague, 1998). The variations in cellular dimensions found along the tree trunk may be related to the typical radial pattern, where shorter and narrower cells occur in parts with younger wood (Assad *et al.*, 2016).

In our study, *C. legalis* wood was found to have important variations along the stem, mainly with regard to the physical properties that have a direct correlation with water content and vessel diameter.

## Correlation between physical and anatomical properties

According to the regression model, a correlation was identified between the increase in wood basic density and the decrease in natural moisture content (Figure 3). In a *Eucalyptus saligna* plantation, Lopes & Garcia (2002) also confirmed the viability of estimating the wood basic density by determining the natural moisture content. While studying coniferous trees, Dibdiakova & Vadi (2012) found that the proportion of living tissues and sapwood increased from the base to the tree top, thus resulting in an increase in wood moisture content. The same authors observed that moisture content and wood density were inversely proportional. Furthermore, while studying *Astronium graveolens*, Santos et al. (2011) found a good correlation between density and fiber wall thickness, which indicates that this correlation must benefit individual growth and cambium maturation, thus allowing for a balance between water conduction and mechanical resistance. The inverse correlation between the basic density and natural moisture content of the tree implies synchrony among wood properties.

## CONCLUSIONS

Wood anatomical features were more sensitive to variations in tree spacing than wood physical properties. Therefore, only vessel diameter and frequency were not influenced by tree spacing. Longitudinal position showed a strong influence on physical properties and anatomical features, with significant variations along the trunk. Wood basic density and natural moisture content were inversely proportional, with an increase in natural moisture content as wood density decreased. Considering that the spacings used had little effect on the wood properties, it is recommended to use spacings larger than those used in this research if

significantly changing the wood properties of *C. legalis* is desired. New research combining forest management (e.g., thinning, planting density, fertilization) with wood quality along the tree stem could be carried out in native Brazilian species planted in order to make better use of the multiple products that these plantations can supply.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Dirceu de Souza for the fieldwork and Sônia Campião and Juraci Barbosa for their laboratory support (Instituto de Pesquisas Ambientais, IPA). Patrícia Gurgel Vicentin was supported by FUNDAP (Fundação do Desenvolvimento Administrativo), and Ivanka Rosada de Oliveira was supported by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazil).

## CONFLICT OF INTEREST

The authors declare no conflict of interest.

## AUTHOR CONTRIBUTIONS

I.L.L., I.R.O., P.G.V., M.R., J.N.G., E.L.L. collected the data. I.L.L. designed and led the manuscript. I.R.O. and P.G.V. conducted the field and laboratory research. I.L.L., M.R., and J.N.G. performed statistical analyses. I.L.L., M.R., J.N.G., E.L.L. wrote the manuscript. All authors evaluated the final version.

## REFERENCES

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (1997). *NBR 7190. Projeto de Estruturas de Madeira*. ABNT.

- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)** (2003). *NBR 14929. Determinação da umidade da madeira*. ABNT.
- Assad, A. A. V., Longui, E. L., Florsheim, S. M. B., Lima, I. L., Freitas, M. L. M., Zanatto, A. C. S., & Zanata, M.** (2016). Wood axial characterization of 32-year-old *Croton piptocalyx* Müll. Arg. Euphorbiaceae. *Revista do Instituto Florestal*, 28(1), 69-75. <http://dx.doi.org/10.4322/rif.2016.005>
- Baas, P., Ewers, F. W., Davis, S. D., & Wheeler, E. A.** (2004). Evolution of xylem physiology. In I. Poole & A. Hemsley (Eds.), *Evolution of plant physiology* (pp. 273-295). Elsevier Academic Press.
- Carvalho, P. E. R.** (2003). *Espécies arbóreas brasileiras*. Embrapa Informações Tecnológica.
- CEPAGRI** (2016). *Clima dos municípios paulistas*. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. <https://pt.scribd.com/doc/153363324/Clima-dos-Municipios-Paulistas-Cepagri>
- Dibdiakova J., & Vadla K.** (2012). Basic density and moisture content of coniferous branches and wood in Northern Norway. *EPJ Web of Conferences*, 33, 02005. <https://doi.org/10.1051/epjconf/20123302005>
- Donato, D. B., Castro, R. V. O., Carneiro, A. D. C. O., Carvalho, A. M. M. L., Vital, B. R., & Teixeira, R. U.** (2015). Moisture content determination of the wood Log. *Scientia Forestalis*, 43(107), 703-712. <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr107/cap22.pdf>
- Eloy, E., Caron, B. O., Silva, D. A. D., Schmidt, D., Trevisan, R., Behling, A. & Elli, E. F.** (2014). Influência do espaçamento nas características energéticas de espécies arbóreas em plantios de curta rotação. *Revista Árvore*, 38(3), 551-559. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000300018>
- Fang, S., Xu, X., Lu, S., & Tang, L.** (1999). Growth dynamics and biomass production in short-rotation poplar plantations: 6-year results for three clones at four spacings. *Biomass and Bioenergy*, 17(5), 415-425. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(99\)00060-4](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(99)00060-4)
- FAO** (2012). *States of the world's forests*. FAO.
- Fujimoto, T., & Koga, S.** (2010). An application of mixed effects model to evaluate the effects of initial spacing on radial variation in wood density in Japanese larch (*Larix kaempferi*). *Journal of Wood Science*, 56(1), 7-14. <https://doi.org/10.1007/s10086-009-1045-1>
- IAWA Committee** (1989). List microscope features of hardwood identification. *IAWA Bulletin*, 10(3), 219-232. <https://www.iawa-website.org/uploads/soft/Abstracts/IAWA%20list%20of%20microscopic%20features%20for%20hardwood%20identification.pdf>
- Johansen, D. A.** (1940). *Plant microtechniques*. McGraw-Hill.
- Kang K-Y, Zhang, S. Y. & Ansfield, S. D.** (2004). The effects of initial spacing on wood density, fibre and pulp properties in jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.). *Holzforschung*, 58(5), 455-463. <https://doi.org/10.1515/HF.2004.069>
- Larocque, G. R.** (1999). Performance and morphological response of the hybrid poplar DN-74 (*Populus deltoides* x *nigra*) under different spacings on a 4-year rotation. *Annals of Forest Science*, 4(56), 275-287. <https://doi.org/10.1051/forest:19990402>
- Lasserre, J. P., Mason, E. G., Watt, M. S., & Moore, J. R.** (2009). Influence of initial planting spacing and genotype on microfibril angle, wood density, fibre properties and modulus of elasticity in *Pinus radiata* D. Don corewood. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1924-1931. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.028>
- Lima, I. L. & Garcia, J. N.** (2012). Efeito do desbaste no teor de umidade natural da madeira de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. *Ciência da Madeira*, 3(1), 43-54. <https://doi.org/10.12953/2177-6830.v03n01a05>
- Lima, I. L., Florsheim, S. M. B., & Longui, E. L.** (2009). Influência do espaçamento em algumas propriedades físicas da madeira de *Tectona grandis* Linn. *Cerne*, 15(2), 244-250. <https://www.redalyc.org/pdf/744/74413018013.pdf>
- Lima, I. D., Garcia, R., Longui, E. L., & Florsheim, S. M. B.** (2011). Dimensões celulares da madeira de *Tectona grandis* Linn. em função do espaçamento e posição radial. *Scientia Forestalis*, 39(89), 61-68. <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/16178>

- Longui, E. L., Oliveira, I. R. D., Graebner, R. C., Freitas, M. L. M., Florsheim, S. M. B., & Garcia, J. N.** (2017). Relationships among wood anatomy, hydraulic conductivity, density and shear parallel to the grain in the wood of 24-year-old *Handroanthus vellosi* (Toledo) Mattos (Bignoniaceae). *Rodrigue-sia*, 68(4), 1217-1224.  
<http://doi.org/10.1590/2175-7860201768406>
- Lopes, G. A. & Garcia, J. N.** (2002). Densidade básica e umidade natural da madeira de *Eucalyptus saligna* Smith, de Itatinga, associadas aos padrões de casca apresentados pela população. *Scientia Forestalis*, 30(62), 13-23.  
<http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br:80/handle/123456789/17374>
- Martínez-Cabrera, H. I., Jones, C. S., Espino, S., & Schenk, H. J.** (2009). Wood anatomy and wood density in shrubs: responses to varying aridity along transcontinental transects. *American Journal of Botany*, 96(8), 1388-1398.  
<https://doi.org/10.3732/ajb.0800237>
- Oliveira, I. R. D., Peres Chagas, M., Bouillet, J. P., Longui, E. L., Lima, I. L., Bordron, B., & Tommasiello Filho, M.** (2018). Effect of tree spacing on growth and wood density of 38-year-old *Cariniana legalis* trees in Brazil. *Southern Forests*, 80(4), 311-318.  
<https://doi.org/10.2989/20702620.2017.1393741>
- Oliveira, J. T. S., Hellmeister, J. C., & Tomazello Filho M.** (2005). Variação do teor de umidade e da densidade básica na madeira de sete espécies de eucalipto. *Revista Árvore*, 29(1), 115-127.  
<https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000100013>
- Poorter, L., McDonald, I., Alarcón, A., Fichtler, E., Licón, J.C., Peña-Claros, M., & Sass-Klaassen, U.** (2010). The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytologist*, 185(2), 481-492.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>
- Poorter, L., Wright, S. J., Paz, H., Ackerly, D. D., Condit, R., Ibarra-Manríquez, G., & Wright, I. J.** (2008). Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. *Ecology*, 89(7), 1908-1920.  
<https://doi.org/10.1890/07-0207.1>
- Preston, K. A., Ormwell, W. K., & Denoyer, J. L.** (2006). Wood density and vessel traits as distinct correlates of ecological strategy in 51 California coast range angiosperms. *New Phytologist*, 170(4), 807-818.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01712.x>
- Roque, R. M., & Ledezma, V. A.** (2003). Efecto del espaciamento en plantación sobre dos propiedades físicas de madera de teca a lo largo del fuste. *Madera y Bosques*, 9(2), 15-27.  
<https://doi.org/10.21829/myb.2003.921283>
- S.A.S.** (1999). Procedures Guide Version 8 (TSMO). SAS Institute Inc.
- Sebbenn, A. M., Freitas, M. L. M., Zanatto, A. C. S., & Moraes, E.** (2009). Seleção dentro de progênes de polinização aberta de *Cariniana Legalis* Mart. O. Ktze (Lecythidaceae), visando à produção de sementes para recuperação ambiental. *Revista do Instituto Florestal*, 21(1), 27-37.  
[https://smastr16.blob.core.windows.net/ifuforestal/ifuforestal/RIF21-1/RIF21-1\\_27-37.pdf](https://smastr16.blob.core.windows.net/ifuforestal/ifuforestal/RIF21-1/RIF21-1_27-37.pdf)
- Sette Jr., C. R., Oliveira, I. R. D., Tomazello Filho, M., Yamaji, F. M., & Laclau, J. P.** (2012). Efeito da idade e posição de amostragem na densidade e características anatômicas da madeira de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore*, 36(6), 1183-1190.  
<https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000600019>
- Santos, C. M., Lima, I. L., Longui, E. L., Romeiro, D., Zanatto, A. C. S., Morais, E., Zanata, M., & Florsheim, S. M. B.** (2011). A densidade básica e característica anatômicas variam radialmente na madeira de *As-tronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae). *Revista do Instituto Florestal*, 23(2), 191-201.  
[https://smastr16.blob.core.windows.net/ifuforestal/ifuforestal/RIF23-2/RIF23-2\\_191-201.pdf](https://smastr16.blob.core.windows.net/ifuforestal/ifuforestal/RIF23-2/RIF23-2_191-201.pdf)
- Silveira, L. H. C., Rezende, A. V., & Vale, A. T.** (2013). Teor de umidade e densidade básica da madeira de nove espécies comerciais amazônicas. *Acta Amazonica*, 43(2), 179-184.  
<https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000200007>
- Soranso, D. R., Vidaurre, G. B., Oliveira, J. T. S.; Tomazello Filho, M. T., Silva, J. G. M., & Arantes, M.**

- D. C.** (2016). Variabilidade física e anatômica da madeira de *Khaya ivorensis* A. Chev. em diferentes espaçamentos de plantio. *Scientia Forestalis*, 44(110), 519-526.  
<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr110/cap24.pdf>
- Sulaiman, S. A., Guangul, F. M., Konda, R. E., Atnaw, S. M., & Moni, M. N.** (2016). Estimation of moisture content of oil palm fronds through correlation with density for the process of gasification. *BioResources*, 11(4), 8941-8952.  
<https://doi.org/10.15376/biores.11.4.8941-8952>
- Yu, M., Cheng, X., He, Z., Wu, T., & Yin, Z.** (2014). Longitudinal variation of ring width, wood density and basal area increment in 26-year-old loblolly pine (*Pinus taeda*) trees. *Tree-Ring Research*, 70(2), 137-144.  
<https://doi.org/10.3959/1536-1098-70.2.137>
- Zahabu, E., Raphael, T., Chamshama, S. A. O., Iddi, S., & Malimbwi, R. E.** (2015). Effect of spacing regimes on growth, yield, and wood properties of *Tectona grandis* at Longuza forest plantation, Tanzania. *International Journal of Forestry Research*, 10, 469760.  
<https://doi.org/10.1155/2015/469760>
- Zanne, A. E., Westoby, M., Falster, D. S., Ackerly, D. D., Loarie, S. R., Arnold, S. E., & Coomes, D. A.** (2010). Angiosperm wood structure: global patterns in vessel anatomy and their relation to wood density and potential conductivity. *American Journal of Botany*, 97(2), 207-215.  
<https://doi.org/10.3732/ajb.0900178>
- Zimmermann, M. H.** (1983). *Xylem Structure and the Ascent of Sap*. Springer.
- Zobel, B. J., & Sprague, J. R.** (1998). *Juvenile Wood in Forest Trees*. Springer.





## Efecto del espaciamiento en la estimación indirecta del índice de área foliar en plantaciones dendroenergéticas de Eucalipto

### Effect of Spacing on the Indirect Estimation of the Leaf Area index in Eucalyptus Wood Energy Plantations

Juan Carlos Valverde<sup>1</sup>

Valverde, J. C. (2022). Efecto del espaciamiento en la estimación indirecta del índice de área foliar en plantaciones dendroenergéticas de Eucalipto. *Colombia Forestal*, 25(2), 17-29.

**Recepción:** 2 de julio 2021

**Aprobación:** 1 de marzo 2022

#### Resumen

Se evaluó la influencia del espaciamiento en la estimación del índice de área foliar (IAF) en plantaciones de *Eucalyptus tereticornis* y *Eucalyptus saligna*. Por especie se analizaron tres espaciamientos: 1.0 x 2.0 m, 1.0 x 1.0 m y 1.0 x 0.5 m. Se midieron variables dasométricas y el IAF con dos métodos indirectos (LICOR 2000 y fotografía digital hemisférica, FDH) y un método directo. Los resultados no mostraron diferencias entre especies. En cambio, el espaciamiento influyó significativamente en el diámetro (a menor espaciamiento, menor diámetro) y en el IAF (a menor espaciamiento, mayor IAF), con variaciones de 2.11 a 3.96 m<sup>2</sup>.m<sup>-2</sup>. La evaluación de los métodos indirectos mostró que la reducción del espaciamiento incrementó el sesgo en la estimación. La FDH fue más exacta, con una tendencia a subestimar el IAF del 8 %. En cambio, LICOR 2000 mostró un sesgo elevado, con tendencia a sobrestimar el IAF hasta en un 31 %.

**Palabras clave:** Fotografía hemisférica, LICOR-2000, ecuación alométrica, espaciamiento, Costa Rica.

#### Abstract

The influence of spacing on the estimation of the leaf area index (LAI) in *Eucalyptus tereticornis* and *Eucalyptus saligna* plantations was evaluated. Three spacings per species were analyzed: 1.0 x 2.0 m, 1.0 x 1.0 m, and 1.0 x 0.5 m. Dasometric variables and the LAI were measured with two indirect methods (LICOR 2000 and digital hemispheric photography, DHP) and a direct method. The results showed no differences between species. On the other hand, spacing significantly influenced the diameter (less spacing, less diameter) and the LAI (less spacing, higher LAI), with variations from 2.11 to 3.96 m<sup>2</sup>.m<sup>-2</sup>. An evaluation of the indirect methods showed that, by reducing the spacing, the bias in the estimation increased. FDH showed greater accuracy and tended to underestimate the LAI by 7%. In contrast, LICOR 2000 showed a high bias, with a tendency to overestimate the LAI by up to 30%.

**Keywords:** hemispheric photography, LICOR-2000, allometric equation, spacing, Costa Rica.

1 Universidad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. Concepción, Chile. [jvalverde@udec.cl](mailto:jvalverde@udec.cl)

<https://doi.org/10.14483/2256201X.18229>

## INTRODUCCIÓN

El índice de área foliar (IAF) se define como la relación del área del tejido foliar por área de superficie (Chen & Cihlar, 1995; Dovey & Du Toit, 2006). Es una variable funcional para el análisis de especies y ecosistemas debido a su alta correlación con la fotosíntesis, la transpiración y el intercambio de materia y energía que realiza una planta con la atmósfera (Demarez *et al.*, 2008; Valverde & Arias, 2020). Esto ha permitido el desarrollo de modelos productivos, indicadores de manejo silvicultural y ecuaciones que facilitan la estimación de los flujos de carbono y agua de los individuos y/o ecosistemas bajo distintas condiciones de desarrollo o manejo (Vyas *et al.*, 2010; Wei *et al.*, 2020).

La estimación del IAF es compleja, dada la variabilidad que puede presentar la copa en cuanto a la orientación, la distribución del follaje, y la relación fuste-ramas, las cuales pueden generar errores en la estimación (Valverde & Arias, 2020; Valverde *et al.*, 2017). Por tanto, ha sido necesario crear metodologías que simplifiquen la estimación del IAF y permitan disponer de datos con el menor error posible (Yan *et al.*, 2019). En la actualidad, se disponen dos líneas metodológicas de estimación del IAF: directa e indirecta (Mason *et al.*, 2012). El método directo consiste en cosechar la copa del árbol y calcular el IAF a partir de la relación entre el peso y el área foliar específica de las hojas (Dovey & Du Toit, 2006; Facchi *et al.*, 2010). La ventaja de este método es su exactitud en las estimaciones. No obstante, este método tiene un costo económico elevado e implica una pérdida de continuidad de monitoreo en el tiempo (Chianucci *et al.*, 2015).

En cambio, el método indirecto no afecta el crecimiento y desarrollo de la copa de los individuos de estudio, permitiendo monitoreos continuos en el tiempo, con metodologías simples y de poca duración (Junior *et al.*, 2016). Entre las metodologías indirectas más desarrolladas y aceptadas para especies arbóreas se destaca la evaluación óptica basada en la ley de Beer-Lambert, una relación

empírica que permite analizar el comportamiento de la luz que traspasa la copa y disminuir el sesgo en el IAF con coeficientes de corrección que consideran la proyección del follaje que en función del ángulo de distribución foliar, el ángulo cenital y la distribución de ramas y fuste (Jonckheere *et al.*, 2005; Lang, 1986).

La implementación de los principios de la ley de Beer-Lambert ha permitido el desarrollo de instrumentos especializados como el LICOR 2000 y el LICOR 2200 que estiman el IAF de forma automática debido a que integran los algoritmos de estimación (Chen *et al.*, 2022) y la fotografía digital hemisférica (FDH), la cual destaca como una alternativa de bajo costo que permite la utilización de cámaras de dispositivos móviles. Estas se combinan con programas de análisis como CAN-EYE, Winscanopy y HemiView y permiten una estimación exacta del IAF al realizar una clasificación guiada de píxeles y eliminar áreas no deseadas en la fotografía, lo que permite una mayor diferenciación entre hojas y ramas y una minimización del efecto de variables ambientales como la angulación del sol y el viento (Chianucci *et al.*, 2014; Mougín *et al.*, 2014; Qu *et al.*, 2021).

Es importante destacar que el IAF es influenciado de manera significativa por el manejo silvicultural del cultivo. Por tanto, se deben considerar aspectos como el espaciamiento, las podas y los raleos al momento de analizar el IAF con métodos indirectos (Yang *et al.*, 2019). En el caso específico del espaciamiento, se ha encontrado una influencia significativa en la arquitectura de la copas de los árboles, con cambios en la angulación de ramas y el área foliar específica (Schwerz *et al.*, 2020). La reducción del espaciamiento aumenta la competencia por luz, generando un incremento del IAF y una mayor probabilidad de traslape de copas, la supresión de árboles en el dosel y un incremento en la cantidad de ramas (Schwerz *et al.*, 2019), aspectos que afectan el sesgo en la estimación del IAF (Valverde & Arias, 2020).

En el caso de plantaciones con espaciamiento inferior a 2.0 x 2.0 m, el IAF es un indicador clave

para desarrollar ecuaciones de crecimiento y productividad y evaluar el grado de estrés fisiológico del cultivo, así como un buen criterio para determinar la edad óptima de cosecha (Valverde & Arias, 2018). El IAF ha sido una variable tradicionalmente subutilizada en las regiones tropicales, debido a que las plantaciones se han enfocado en maximizar la producción de biomasa maderable, minimizar la pérdida nutricional en el suelo y aumentar la viabilidad financiera del cultivo, dejando en un segundo plano los aspectos fisiológicos (Meinzer et al., 2001). Solo en la última década se ha iniciado la incorporación del IAF como indicador de los cultivos con espaciamiento reducido, destacando el trabajo de Junior et al. (2016) con plantaciones de Eucalipto, el cual identificó correlaciones entre crecimiento e IAF en árboles con distintos espaciamientos. En cambio, Broeckx et al. (2012), con plantaciones clonales de polar (*Populus* sp.), desarrollaron ecuaciones de productividad anual de madera en función del IAF, encontrando un efecto significativo del espaciamiento. Por su parte, Tenorio et al. (2019) identificaron los espaciamientos óptimos para dos clones de *Gmelina arborea*, maximizando la producción anual de biomasa con el mínimo IAF posible. Finalmente, Wengert et al. (2021) determinaron el espaciamiento óptimo para el establecimiento de sistemas agroforestales que optimicen la relación IAF-crecimiento en especies arbóreas tropicales.

Sin embargo, hay una escasez de estudios enfocados en analizar el efecto de los espaciamientos en la exactitud los métodos indirectos de IAF. Ariza-Carricondo et al. (2019) recomiendan realizar calibraciones entre métodos indirectos de IAF en especies arbóreas, dado que la disminución del espaciamiento aumenta la tendencia de sobrestimar el IAF por el traslape de copas, y se genera además una mayor sensibilidad a factores ambientales como la nubosidad y el viento, los cuales pueden aumentar el sesgo de las estimaciones (Wei et al., 2020). Por tanto, el estudio planteó como objetivos: i) analizar el efecto del espaciamiento en el IAF y ii) definir el método indirecto de estimación

del IAF con mayor adaptabilidad a espaciamientos reducidos en plantaciones dendroenergéticas de *Eucalyptus tereticornis* SM. y *Eucalyptus saligna* SM. a partir de investigaciones previas desarrolladas por Valverde et al. (2017), Tenorio et al. (2019) y Valverde y Arias (2020). Se planteó como hipótesis que la reducción del espaciamiento produce un aumento significativo del IAF. Independientemente de la especie, este comportamiento afecta significativamente la exactitud de los métodos indirectos, dado el incremento del sesgo por traslape de copas en las estimaciones, donde el método FDH tuvo la mayor capacidad de minimizar los errores.

## MATERIALES Y MÉTODO

### Especies y sitio de estudio

El estudio se realizó en plantaciones dendroenergéticas con un diseño experimental factorial que consideró dos especies: *Eucalyptus tereticornis* y *E. saligna* (factor 1) y tres espaciamientos, a saber: 1.0 x 2.0 m (5000 árboles.ha<sup>-1</sup>), 1.0 x 1.0 m (10 000 árboles.ha<sup>-1</sup>) y 1.0 x 0.5 m (20 000 árboles.ha<sup>-1</sup>) (factor 2). Se consideraron seis tratamientos en total. Por combinación especie-espaciamiento, se evaluaron tres parcelas compuestas por nueve individuos cada una (3 x 3 árboles). Los individuos analizados presentaron un desarrollo uniforme con cada tratamiento, evitando así el muestreo de individuos bifurcados, afectados por manejo o patógenos y que se encontraran en los bordes de cada tratamiento.

Las plantaciones se establecieron en Cartago, Costa Rica (9°50'58"N; 83°54'38"W) a 1392 m de altitud, con una temperatura anual de 24 °C y una precipitación anual de 2100 mm distribuida en siete meses lluviosos (IMN, 2021). El clima del sitio se clasificó según el sistema de Köppen-Geiger como clima oceánico subtropical de alta montaña. El sitio presenta una topografía plana, con una pendiente inferior a los 10°, un suelo franco

arcilloso y condiciones nutricionales ideales para el cultivo de ambas especies de Eucalipto. Al cultivo se le dio un manejo silvicultural mínimo enfocado en maximizar la producción de biomasa. Por tanto, se las recomendaciones de [Arias-Aguilar et al. \(2020\)](#) para cultivos energéticos en Costa Rica.

### Aspectos dasométricos de las plantaciones

En las parcelas analizadas de cada combinación especie-espaciamiento se evaluaron el diámetro a 1.3 m sobre nivel de suelo, la altura general y la altura de inicio de la copa. Estas variables se analizaron en cada uno de los nueve individuos de cada parcela (27 árboles por espaciamiento-especie).

### Evaluación del IAF

El IAF se estimó cuando las plantaciones alcanzaron los 26 meses de edad, previo a la cosecha del cultivo. La evaluación consideró dos métodos indirectos basados en la ley de Beer-Lambert, LICOR 2000 y la fotografía digital hemisférica (FDH), así como un método directo. Ambas mediciones se realizaron a los mismos individuos y entre las 06:30 y 08:30 (GMT-6 América central), con un cielo completamente nublado, de acuerdo con la metodología de [Valverde y Arias \(2020\)](#). Por parcela se colectaron 15 mediciones en el punto medio entre filas de árboles (45 mediciones por especie-espaciamiento), considerando una altura de 60 cm sobre nivel del suelo y una distancia mínima entre árboles de 50 cm.

### Medición con LICOR 2000

Las mediciones con LICOR 2000 se desarrollaron con una unidad PCA, modelo LICOR 2000 ([LICOR Biosciences, Inc., 2010](#)). Se empleó la configuración de dos varas: una colocada fuera del dosel con monitoreo automatizado cada 30 segundos (ubicada en un área libre de objetos u elementos que pudieran generar sesgo en las estimaciones) y una segunda vara que recolectó datos bajo el dosel

en cada especie-espaciamiento. A ambas varas se les colocó una máscara de 90° y, posteriormente, se recalcularon los datos con el algoritmo integrado en el instrumento, con la opción de restricción de cuatro anillos que reduce la visión del equipo en 30°.

### Medición con FDH

La evaluación mediante FDH se realizó con un dispositivo móvil marca Huawei, modelo 30 Pro, con una cámara de 21 MP (una resolución de 2024 x 2024 píxeles en formato RGB). El efecto de distorsión visual que genera el lente ojo de pez se logró mediante la aplicación móvil Fisheye Pro, versión 1.2 (R22 software) para Android, empleando los parámetros de calibración recomendados por [Valverde y Arias \(2020\)](#) para el Eucalipto.

Posteriormente, las fotografías se analizaron con el programa CAN\_EYE, versión 6.49 ([Weiss & Baret, 2017](#)). El programa utilizó la calibración recomendada por [Weiss et al. \(2004\)](#) para imágenes hemisféricas en especies arbóreas. Se utilizaron los parámetros de corrección de [Valverde et al. \(2017\)](#) con grado de visión de las imágenes (COI) de 60°, un ángulo cenital de 2.5° y un azimut de 5°. Se implementó el método de análisis de píxeles del tipo *no mixed pixels* (2 clases) con el algoritmo de LICOR-2000 de 4 anillos.

*Medición directa del IAF.* La evaluación directa del IAF se realizó con la cosecha de tres individuos por parcela (nueve árboles por combinación especie-espaciamiento). Se utilizó la metodología de [Mason et al. \(2012\)](#). En cada individuo, la copa se dividió (entre ramas y hojas) y se pesó en condición verde. Posteriormente, se extrajo una muestra de 500 g de hojas, la cual se escaneó en color y con una resolución de 900 DPI para la estimación del área foliar específica, que se determinó con el programa WINFOLIA®, versión 2012 pro ([Regent Instrument, 2012](#)). Finalmente, las hojas se secaron a 65 °C por un periodo de 48 horas para determinar el peso seco y, con ello, estimar el IAF mediante las Ecuaciones 1 y 2.

$$AH = \frac{PH \times AFm}{PSm} \quad 1$$

donde  $AH$  es el área de las hojas en  $m^2$ ,  $PH$  el peso de las hojas en kg,  $AFm$  el área de la muestra de las hojas en  $m^2$  y  $PSm$  el peso seco de la muestra de las hojas en kg.

$$IAF = \frac{AH}{AD} \quad 2$$

donde  $IAF$  es el índice de área foliar,  $AH$  el área de las hojas en  $m^2$  y  $AD$  el área en que se desarrolló el árbol en  $m^2$ .

### Análisis estadístico

Inicialmente se realizaron análisis de normalidad (prueba Shapiro-Wilks) y homocedasticidad (prueba de Levene) de los datos dasométricos y de  $IAF$  para confirmar su análisis con pruebas paramétricas. Posteriormente, a cada variable dasométrica y de  $IAF$  estimado se le aplicó un análisis de varianza (Andeva) de tipo factorial con el fin de identificar si la interacción especie-espaciamiento o los factores especie y espaciamiento mostraron alguna diferencia en cada variable, en cuyo caso se aplicó la prueba de Tukey.

Posterior a la identificación y agrupación con los tratamientos según las interacciones o factores significativos, se realizaron regresiones lineales de estimación del  $IAF$  a partir de los dos métodos de  $IAF$  indirecto, por lo cual se empleó la ecuación lineal simple (Ecuación 3) propuesta por Mason *et al.* (2012) para especies arbóreas.

$$IAF = a + b IAF_{ind} \quad 3$$

donde  $IAF$  es el índice de área foliar corregido,  $a$  y  $b$  son los coeficientes de la ecuación y  $IAF_{ind}$  es la estimación indirecta del índice de área foliar.

Posteriormente, se compararon las ecuaciones entre ambos métodos y, a partir de los indicadores estadísticos (el coeficiente de determinación,  $R^2$ ; el error medio del modelo, Error; y el  $P$ -value), se

determinó método con mejor ajuste. Finalmente, se realizó la validación de las ecuaciones con el método de Jackknife (*leave-one-out*), que permite realizar validaciones en un set de datos con limitaciones para tener un set independiente de datos. La validación consideró el sesgo y el error estándar porcentual de las ecuaciones para definir la opción con mayor precisión. Además se analizó, en cada espaciamiento, la distribución del sesgo según las clases diamétricas de los individuos considerados en las parcelas.

Todos los análisis se realizaron en el programa R, versión 3.6.2 (R Core Team, 2013). Se utilizaron los paquetes *LeaveArea* (Katabuchi, 2015) y *lavan* (Oberski, 2014). La significancia aplicada en el estudio fue de  $\alpha=0.05$ .

## RESULTADOS

### Caracterización de las plantaciones

Se obtuvo que ambas especies de Eucalipto mostraron similitudes en las variables dasométricas evaluadas (Tabla 1). Con respecto al diámetro, se encontró una tendencia a disminuir conforme el espaciamiento se redujo, obteniendo los mayores diámetros en el espaciamiento de 1.0 x 2.0 m (promedio de 6.6 cm) y los mínimos en el espaciamiento de 1.0 x 0.5 m (promedio de 4.7 cm). Con respecto a la altura total y altura de inicio de copa, no se encontraron diferencias significativas entre los espaciamientos en ambas especies, presentando una altura total promedio de 7.2 m y altura de copa promedio de 6.2 m.

### Efecto de las variables especie-espaciamiento en el IAF

No se encontró un efecto significativo en la interacción especie-espaciamiento y el factor especie en la estimación del  $IAF$  para los tres métodos analizados, obteniendo  $P$ -values superiores a 0.10 (Tabla 2).

**Tabla 1.** Diámetro a 1.3 m sobre suelo, altura total y altura de inicio de copa en plantaciones dendroenergéticas de dos especies de Eucalipto establecidas con tres espaciamientos diferentes

Variable	<i>E. tereticornis</i>			<i>E. saligna</i>		
	1.0 x 2.0 m	1.0 x 1.0 m	1.0 x 0.5 m	2.0 x 2.0 m	1.0 x 1.0 m	1.0 x 0.5 m
Diámetro (cm)	6.9 <sup>a</sup> (2,8)	5.8 <sup>b</sup> (2.9)	4.9 <sup>c</sup> (1.6)	6.3 <sup>a</sup> (1.8)	5.1 <sup>b</sup> (1.8)	4.5 <sup>c</sup> (1.9)
Altura total (m)	7.6 <sup>a</sup> (1.5)	7.2 <sup>a</sup> (1.8)	7.3 <sup>a</sup> (1.5)	7.3 <sup>a</sup> (1.7)	6.6 <sup>a</sup> (1.2)	6.9 <sup>a</sup> (1.7)
Altura de copa (m)	5.9 <sup>a</sup> (1.8)	6.5 <sup>a</sup> (0.7)	6.4 <sup>a</sup> (0.8)	6.1 <sup>a</sup> (1.6)	5.9 <sup>a</sup> (0.5)	6.1 <sup>a</sup> (0.6)

Nota. Valores entre paréntesis corresponden a la desviación estándar. Letras diferentes muestran diferencias significativas a  $\alpha=0.05$ .

Por tanto, se consideró que ambos factores no influyeron significativamente en los resultados del estudio y, por ende, la división de información según estos factores no generaría incremento significativo en la precisión de los resultados. En contraste, el factor espaciamiento mostró un efecto significativo en el IAF en los tres métodos evaluados, con *P-values* inferiores a 0.001.

Al evaluar la diferencia del IAF entre espaciamientos (Tabla 3), se encontró la misma tendencia en los tres métodos de estimación. Conforme el espaciamiento se redujo, el IAF se incrementó, obteniendo IAF menores a 2.5 m<sup>2</sup>.m<sup>-2</sup> en el espaciamiento de 1.0 x 2.0 m. En cambio, el

espaciamiento de 1.0 x 0.5 m presentó los IAF más altos (promedio de 3.26 m<sup>2</sup>.m<sup>-2</sup>) y, finalmente, el espaciamiento de 1.0 x 1.0 m mostró valores intermedios significativamente diferentes a los otros dos espaciamientos, con un valor promedio de 2.82 m<sup>2</sup>.m<sup>-2</sup>.

### Determinación del método indirecto óptimo para estimar IAF

La comparación del IAF estimado mediante el método directo con el de los dos métodos indirectos (Tabla 3) mostró la misma tendencia de resultados para los tres espaciamientos. El método LICOR

**Tabla 2.** Diferencias significativas (*P-values*) de los factores especie, espaciamiento e interacción especie-espaciamiento en la estimación del IAF con método directo e indirectos LICOR-2000 y fotografía digital hemisférica (FDH) en plantaciones energéticas de Eucalipto

Método de estimación IAF	Factor ( <i>P-values</i> )		
	Interacción especie-espaciamiento	Especie	Espaciamiento
Directo	0.11 <sup>ns</sup>	0.19 <sup>ns</sup>	0.01*
Indirecto (LICOR 2000)	0.16 <sup>ns</sup>	0.20 <sup>ns</sup>	0.01*
Indirecto (Fotografía digital hemisférica)	0.16 <sup>ns</sup>	0.21 <sup>ns</sup>	0.02*

Nota. <sup>ns</sup> es no significativo, \* es significativo al  $\alpha=0.05$ .

**Tabla 3.** Estimación del índice de área foliar (IAF) con método directo, los métodos indirectos LICOR-2000 y fotografía digital hemisférica (FDH) en plantaciones energéticas de Eucalipto establecidas con tres espaciamientos

Espaciamiento (m)	IAF (m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup> )		
	Directo	Indirecto (LICOR-2000)	Indirecto (FDH)
1.0 x 2.0	2.13 <sup>a</sup> (0.06)	2.51 <sup>b</sup> (0.10)	2.11 <sup>a</sup> (0.07)
1.0 x 1.0	2.80 <sup>a</sup> (0.11)	2.99 <sup>b</sup> (0.15)	2.69 <sup>a</sup> (0.10)
1.0 x 0.5	3.09 <sup>a</sup> (0.07)	3.69 <sup>b</sup> (0.39)	2.99 <sup>a</sup> (0.09)

Nota. Los valores entre paréntesis corresponden a la desviación estándar. Letras diferentes muestran diferencias significativas al 0.05.

2000 sobrestimó el IAF, y dicha sobrestimación incrementó conforme el espaciamiento se redujo, llegando a 20.43 % para el espaciamiento de 1.0 x 0.5 m. En cambio, el método de FDH mostró una mayor exactitud en las estimaciones del IAF, con una subestimación máxima del 3.34 % en los tratamientos con menor espaciamiento.

Al evaluar las ecuaciones de estimación indirecta del IAF (Tabla 4), nuevamente se confirmó que el método FDH mostró una mayor exactitud en las estimaciones con respecto al LICOR 2000. Las ecuaciones de FDH mostraron un  $R^2$  superior a 0.81 y un error inferior a 0.07, valores significativamente mejores que los obtenidos con LICOR 2000, el cual presentó un  $R^2$  menor de 0.64 y un error superior a 0.09. Este comportamiento se mantuvo en la validación de las ecuaciones, obteniendo un sesgo inferior a 0.08 y un error estándar promedio del 7.55 % en el método FDH. En cambio, con LICOR 2000, el sesgo aumentó a un valor promedio de 0.16 y un error estándar del 21.82 %.

El análisis de la distribución del sesgo del IAF según las clases diamétricas de cada espaciamiento (Figura 1) evidenció las tendencias de sobrestimación del IAF con LICOR 2000 y de subestimación con la FDH. En el espaciamiento de 1.0 x 2.0 m (Figura 1a), el sesgo de ambos métodos fue muy homogéneo en los árboles con un diámetro inferior a 6.7 cm; fue en los individuos de mayor tamaño que el sesgo aumentó significativamente con LICOR 2000, llegando a

tener sobrestimaciones de 0.1  $m^2.m^{-2}$ . En cambio, la FDH mantuvo una mayor exactitud, con una subestimación del 0.03  $m^2.m^{-2}$  en los árboles de 7.3 cm de diámetro. Este comportamiento se mantuvo en el espaciamiento de 1.0 x 1.0 m (Figura 1b). LICOR 2000 nuevamente mostró un incremento de la sobrestimación conforme el diámetro del individuo aumentó, llegando a ser de 0.13  $m^2.m^{-2}$ . En cambio, la FDH mostró una uniformidad del sesgo en individuos menores a 5.4 cm. Los individuos con diámetros superiores mostraron una subestimación máxima de 0.03  $m^2.m^{-2}$ . Finalmente, con el espaciamiento de 1.0 x 0.5 m (Figura 1c), ambos métodos presentaron el mayor sesgo: con LICOR 2000, la sobrestimación se mantuvo en todas las clases diamétricas analizadas, con un valor promedio de 0.12  $m^2.m^{-2}$ . Por su parte, con la FDH, el sesgo se mantuvo uniforme entre los 4.1 y 4.5 cm. La subestimación aumentó en los individuos con diámetros superiores, llegando a tener un sesgo máximo de 0.09  $m^2.m^{-2}$ .

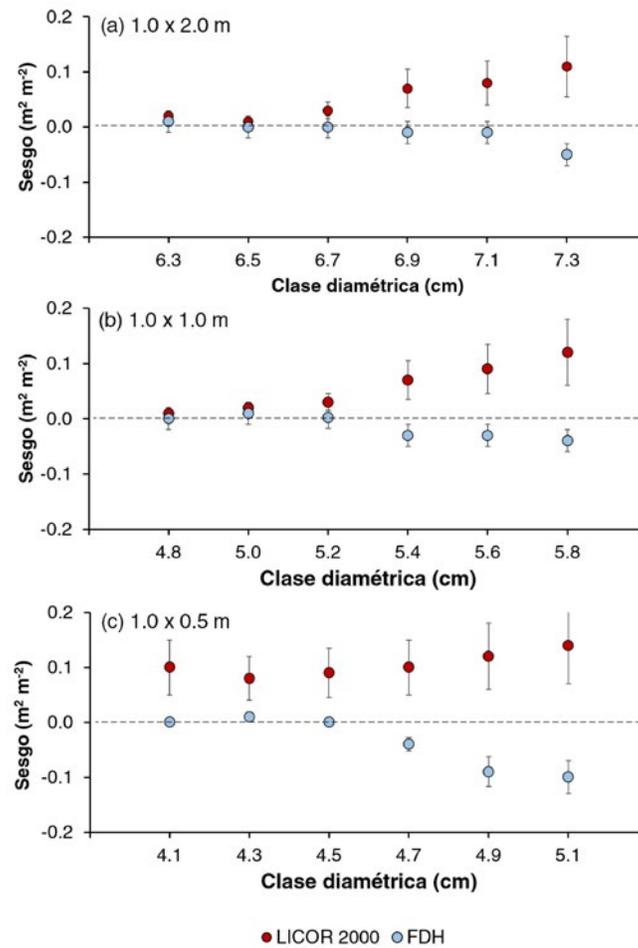
## DISCUSIÓN

### Efecto del espaciamiento en el IAF

Se observó el mismo comportamiento en ambas especies. Conforme el espaciamiento disminuyó, el IAF tendió a aumentar (Tablas 1 y 2),

**Tabla 4.** Coeficientes ajustados y valores de los criterios estadísticos de ajuste y validación para la estimación del índice de área foliar con el método indirecto LICOR y fotografía digital hemisférica (FDH) en plantaciones dendroenergéticas de Eucalipto establecidas con tres espaciamientos

Método indirecto	Espaciamiento (m)	Coeficientes			Ajuste			Validación	
		a	B	$R^2$	Error	P-value	Sesgo	Error estándar (%)	P-value
LICOR-2000	1.0 x 2.0	-0.51	0.86	0.60	0.10	>0.001	0.11	10.33	>0.001
	1.0 x 1.0	-0.41	0.84	0.62	0.09	>0.001	0.19	21.90	>0.001
	1.0 x 0.5	-0.32	0.80	0.64	0.10	>0.001	0.20	30.22	>0.001
FDH	1.0 x 2.0	-0.02	0.99	0.84	0.08	>0.001	0.05	6.55	>0.001
	1.0 x 1.0	0.01	0.64	0.82	0.07	>0.001	0.06	7.11	>0.001
	1.0 x 0.5	-0.01	0.56	0.81	0.07	>0.001	0.08	8.99	>0.001



**Figura 1.** Variación del sesgo del IAF estimado por el método indirecto LICOR-2000 y fotografía digital hemisférica (FDH) en función de las clases diamétricas de los espaciamientos analizados en plantaciones dendroenergéticas de Eucalipto .

obteniendo el mismo resultado de [Tenorio et al. \(2019\)](#) con dos variedades clonales de *Gmelina arborea*, en las que se determinó que el aumento de IAF por disminución del espaciamiento se debe al incremento de la competencia de los árboles por espacio, luz y nutrientes. Conforme la cantidad de árboles aumenta, la disponibilidad de espacio se reduce. Esto hace que los árboles tiendan a desarrollar copas compactas y a reducir la angulación de las ramas, un aspecto que afecta directamente la estructura de la copa. [Breda \(2003\)](#), [Liu et al. \(2012\)](#) y [Tustin et al. \(2022\)](#) mencionan que es común en cultivos de alta densidad que el IAF aumente con distanciamientos menores como estrategia

de sobrevivencia para aumentar la captura de luz en el sitio. Las copas pequeñas tienden a generar una menor capacidad fotosintética, lo cual afecta directamente la generación de los azúcares necesarios para el crecimiento primario y secundario, aspecto que afecta directamente la capacidad de crecimiento ([Arias-Aguilar et al., 2020](#)).

Otro aspecto pertinente es la arquitectura de la copa, la cual se compactó conforme el espaciamiento disminuía. Además, los árboles de mayor espaciamiento presentaron un IAF menor, debido a que el área de desarrollo fotosintético era mayor, por lo que el individuo tenía una mayor intercepción de luz, lo que implica una menor eficiencia

de uso de radiación (Confalonieri *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2012). La reducción del espaciamiento genera un aumento en la copa, por lo que el árbol desarrolla una mayor eficiencia fotosintética en vías de aumento de la altura para poder expandir el área de la copa y ser más dominante (Lecomte *et al.*, 2022; Valverde *et al.*, 2020). Los estudios desarrollados por Facchi *et al.* (2010) determinaron que el espaciamiento influye directamente en la competitividad de los árboles, generando reducciones del 40 al 60 % en el diámetro de la copa y del 20 al 40 % en el IAF. Por su parte, Vyas *et al.* (2010), en plantaciones de especies tropicales, determinaron que la eficiencia fotosintética en altas densidades es mayor que en individuos sembrados en menores espaciamientos, pues la distribución de las hojas tiende a ser más concentrada, las hojas tienden tener un tamaño menor y, por su distribución en la copa, son más eficientes para desarrollo de fotosíntesis y transpiración.

#### *Método óptimo para estimar el IAF*

La evaluación de los métodos indirectos de IAF con respecto al directo (Tablas 2 y 3) evidenció que la FDH es la de mayor adaptabilidad a cultivos con espaciamientos reducidos, dado que con ella se puede lograr una reducción del traslape de copas. Este resultado es similar al determinado por Valverde y Arias (2020) en plantaciones con espaciamiento de 1.0 x 1.0 m de *E. tereticornis*. Dicho estudio determinó que la predicción del IAF mediante FDH mostró un mejor resultado en comparación con el LICOR-2000 (Tabla 3), debido a que el sistema fotográfico permite un proceso de clasificación de píxeles, lo que a su vez permite afinar la diferenciación de fuste, hojas, ramas y cielo, además de que considera la ubicación espacial del estudio y la angulación total. Esto mejora el análisis de la información a pesar de que se use el mismo algoritmo del otro equipo. En cambio, con el LICOR-2000, no se pueden realizar correcciones ambientales, y su uso en campo es muy reducido, pues las condiciones climáticas despejadas reducen la exactitud del equipo y lo hacen únicamente

funcional en el rango de horas cercano al amanecer y al atardecer, lo cual limita su uso. Además, el método de FDH permite evaluar diferentes algoritmos de corrección de datos e imágenes; a partir de ello se puede escoger la mejor clasificación de píxeles de acuerdo con el estudio. Esto es imposible para el LICOR-2000, pues este trae un único algoritmo preinstalado, el cual, combinado con un sistema de clasificación monocromático, tiende a ser menos preciso (Raj *et al.*, 2021), un aspecto que Mason *et al.* (2012) y Panda *et al.* (2019) encontraron en plantaciones juveniles y adultas de Eucalipto; el equipo LICOR-2000 es susceptible a sobrestimar el IAF en condiciones de baja nubosidad y angulación solar inferior a 15°, además de que cuenta con un algoritmo limitado en la diferenciación de hojas y ramas. Esto incrementa el sesgo en condiciones ambientales adversas, por lo que debe usarse en climas nublados homogéneos, evitando que el ángulo del sol sea superior a 45°.

Por su parte, Weiss *et al.* (2004) y Hosseini *et al.* (2021) mencionan que la FDH presenta ventajas como una menor dependencia a la angulación solar y a sombras para la estimación, una menor dependencia a la nubosidad y una facilidad de postedición de fotografías para poder afinar el cálculo del IAF. Sin embargo, es importante destacar que se debe considerar el efecto de variables como el viento, que genera sesgos importantes en la estimación del IAF (Xiao *et al.*, 2006). Los estudios desarrollados por Valverde y Arias (2020) evidenciaron que vientos superiores a los 5 km.h<sup>-1</sup> pueden generar hasta un 30 % de subestimaciones o sobrestimaciones del IAF, por lo que se puede considerar una variable clave para disminuir el sesgo en las mediciones de campo. También es importante calibrar correctamente la apertura del lente y la velocidad de la fotografía a realizar, con un ISO ajustado y con la resolución necesaria para que las imágenes cuenten con una calidad que permita la caracterización (Valverde *et al.*, 2020).

En el caso de cultivos con espaciamiento reducido, la estimación de IAF se vuelve complicada por el traslape de copas y la reducción de la

luminosidad debajo del dosel, además de que se genera una jerarquización de árboles con individuos dominantes de rápido crecimiento y copa de gran tamaño, así como de árboles suprimidos con copa pequeña y bajo ritmo crecimiento. Esto genera variaciones importantes en el IAF según el punto de muestreo. Por eso es importante de realizar mediciones en múltiples puntos de la plantación y evaluar la distribución del sesgo en función del diámetro para identificar los puntos de mayor error (Liang et al., 2016). El cambio de angulación de ramas, el incremento de ramas muertas y una mayor oscuridad influyen en el aumento del sesgo del equipo LICOR-2000, dado que este no cuenta con un método robusto de corrección. Por su parte, la FDH se puede configurar y adaptar a la condición del dosel y permite dar una idea en tiempo real, por lo que las fotografías a realizar pueden repetirse si hay algún error, aspecto que permite que la distribución de dicho error sea menor. La tendencia a la subestimación se debe al efecto borde, que se da según el tipo de borde y el área foliar específica de cada especie, lo cual deriva en un error en la clasificación de píxeles, aspecto puede ser corregido con un entrenamiento de píxeles más robusto y una condición climática tan homogénea como sea posible (Wang et al., 2021).

## CONCLUSIONES

Se determinó que el factor especie y la interacción especie-espaciamiento no mostraron influencia significativa en las estimaciones del IAF; únicamente el factor espaciamiento influyó en las variaciones del IAF (independientemente del método de estimación) y el diámetro de la plantación, lo cual muestra que la disminución del espaciamiento produjo un aumento en el IAF, pero con valores diamétricos menores. El espaciamiento de 1.0 x 2.0 m presentó IAF menores, pero diámetros máximos; y el espaciamiento de 1.0 x 0.5 m, los máximos valores de IAF con mínimos de diámetro diferentes a la especie de Eucalipto. Las alturas

total y de copa no mostraron diferencias debido a ninguno los factores analizados.

Al analizar el efecto del espaciamiento en el cálculo indirecto del IAF, se encontró que el método de FDH presentó el mejor desempeño en cuanto a exactitud y ajuste de los datos en los tres espaciamientos analizados, con una leve tendencia de subestimación inferior al 7 % del valor real, caso distinto al método LICOR-2000, que obtuvo ecuaciones con bajo ajuste y un sesgo significativamente mayor con tendencia a sobrestimar el IAF conforme el espaciamiento se redujo, llegando a sobrestimaciones del 30 %. Por lo tanto, se recomienda el uso de FDH para el análisis de IAF en plantaciones con espaciamientos iguales o menores de 1.0 x 2.0 m en regiones tropicales.

## CONTRIBUCIÓN DEL AUTOR

El autor de este artículo es el único responsable por el diseño, la recolección de datos, el análisis estadístico y la redacción del manuscrito.

## REFERENCIAS

- Arias-Aguilar, D., Valverde, J. C., & Campos, R. (2020). Effect of planting density and tree species selection on forest bioenergy systems: tree growth, nutrient storage and wood chemical properties. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 10(6), 1165-1175. <https://doi.org/10.1002/ghg.2008>
- Ariza-Carricondo, C., Di Mauro, F., de Beeck, M. O., Roland, M., Gielen, B., Vitale, D., Ceulemans, R., & Papale, D. (2019). A comparison of different methods for assessing leaf area index in four canopy types. *Central European Forestry Journal*, 65(2), 67-80. <https://doi.org/10.2478/forj-2019-0011>
- Breda, N. J. (2003). Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54(392), 2403-2417. <https://doi.org/10.1093/jxb/erg263>

- Broeckx, L., Verlinden, M., Vangronsveld, J., & Ceulemans, R.** (2012). Importance of crown architecture for leaf area index of different *Populus* genotypes in a high-density plantation. *Tree Physiology*, 32(10), 1214-1226. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps083>
- Chen, J. M., & Cihlar, J.** (1995). Plant canopy gap-size analysis theory for improving optical measurements of leaf-area index. *Applied Optics*, 34(27), 6211-6222. <https://doi.org/10.1364/AO.34.006211>
- Chen, Y., Liu, J., Yao, X., Deng, Y., Hao, Z., Lin, L., Wu, N., & Yu, K.** (2022). Effect of layer thickness and voxel size inversion on leaf area density based on the voxel-based canopy profiling method. *Journal of Forestry Research*, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01440-7>
- Chianucci, F., Cutini, A., Corona, P., & Puletti, N.** (2014). Estimation of leaf area index in understory deciduous trees using digital photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198, 259-264. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.09.001>
- Chianucci, F., Puletti, N., Giacomello, E., Cutini, A., & Corona, P.** (2015). Estimation of leaf area index in isolated trees with digital photography and its application to urban forestry. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 377-382. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.001>
- Confalonieri, R., Foi, M., Casa, R., Aquaro, S., Tona, E., Peterle, M., Boldini, A., De Carli, G., Ferrari, A., & Finotto, G.** (2013). Development of an app for estimating leaf area index using a smartphone. Trueness and precision determination and comparison with other indirect methods. *Computers and Electronics in Agriculture*, 96, 67-74. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2013.04.019>
- Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M., & Dedieu, G.** (2008). Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(4), 644-655. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.11.015>
- Dovey, S. B., & Du Toit, B.** (2006). Calibration of LAI-2000 canopy analyser with leaf area index in a young eucalypt stand. *Trees*, 20(3), 273-277. <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0038-y>
- Facchi, A., Baroni, G., Boschetti, M., & Gandolfi, C.** (2010). Comparing optical and direct methods for leaf area index determination in a maize crop. *Journal of Agricultural Engineering*, 41(1), 33-40. <https://doi.org/10.4081/jae.2010.1.33>
- Hosseini, M., McNairn, H., Mitchell, S., Robertson, L. D., Davidson, A., Ahmadian, N., Bhattacharya, A., Borg, E., Conrad, C., & Dabrowska-Zielinska, K.** (2021). A comparison between support vector machine and water cloud model for estimating crop leaf area index. *Remote Sensing*, 13(7), 1348. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.08.027>
- IMN** (2021). *Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica*. <https://www.imn.ac.cr>
- Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., & Coppin, P.** (2005). Assessment of automatic gap fraction estimation of forests from digital hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 132(1-2), 96-114. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.06.003>
- Junior, H. J. E., de Melo, R. X., Sartori, M. M. P., Guerra, S. P. S., & Ballarin, A. W.** (2016). Sustainable use of eucalypt biomass grown on short rotation coppice for bioenergy. *Biomass and Bioenergy*, 90, 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.03.037>
- Katabuchi, M.** (2015). LeafArea: an R package for rapid digital image analysis of leaf area. *Ecological Research*, 30(6), 1073-1077. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1307-x>
- Lang, A.** (1986). Leaf-area and average leaf angle from transmission of direct sunlight. *Australian Journal of Botany*, 34(3), 349-355. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.03.037>
- Lecomte, X., Paulo, J., Tomé, M., Veloso, S., Firmino, P., Faias, S., & Caldeira, M.** (2022). Shrub understory clearing and drought affects water status and growth of juvenile *Quercus suber* trees. *Forest Ecology and Management*, 503, 119760. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119760>
- Liang, L., Qin, Z., Zhao, S., Di, L., Zhang, C., Deng, M., Lin, H., Zhang, L., Wang, L., & Liu, Z.** (2016). Estimating crop chlorophyll content

- with hyperspectral vegetation indices and the hybrid inversion method. *International Journal of Remote Sensing*, 37(13), 2923-2949. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1186850>
- Liu, Z., Jin, G., & Qi, Y.** (2012). Estimate of leaf area index in an old-growth mixed broadleaved-Korean Pine Forest in Northeastern China. *PLoS one*, 7(3), e32155. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.10.009>
- Mason, E. G., Diepstraten, M., Pinjuv, G. L., & Lasserre, J.-P.** (2012). Comparison of direct and indirect leaf area index measurements of *Pinus radiata* D. Don. *Agricultural and Forest Meteorology*, 166, 113-119. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.06.013>
- Meinzer, F., Goldstein, G., & Andrade, J.** (2001). Regulation of water flux through tropical forest canopy trees: do universal rules apply? *Tree Physiology*, 21(1), 19-26. <https://doi.org/10.1093/treephys/21.1.19>
- Mougin, E., Demarez, V., Diawara, M., Hiernaux, P., Soumaguel, N., & Berg, A.** (2014). Estimation of LAI, fAPAR and fCover of Sahel rangelands (Gourma, Mali). *Agricultural and Forest Meteorology*, 198, 155-167. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.08.006>
- Oberski, D.** (2014). lavaan: survey: An R package for complex survey analysis of structural equation models. *Journal of Statistical Software*, 57, 1-27. <https://doi.org/10.18637/jss.v057.i01>
- Panda, S. S., Amatya, D. M., Muwamba, A., & Chescheir, G.** (2019). Estimation of evapotranspiration and its parameters for pine, switchgrass, and intercropping with remotely-sensed images based geospatial modeling. *Environmental Modelling & Software*, 121, 104487. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.07.012>
- Qu, Y., Gao, Z., Shang, J., Liu, J., & Casa, R.** (2021). Simultaneous measurements of corn leaf area index and mean tilt angle from multi-directional sunlit and shaded fractions using downward-looking photography. *Computers and Electronics in Agriculture*, 180, 105881. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105881>
- R Core Team** (2013). *R: A language and environment for statistical computing* [Computer software]. The R Foundation.
- Raj, R., Walker, J. P., Pingale, R., Nandan, R., Naik, B., & Jagarlapudi, A.** (2021). Leaf area index estimation using top-of-canopy airborne RGB images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 96, 102282. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102282>
- Regent Instrument** (2012). *WinFOLIA pro 2012* [Computer software]. Regent Instrument Inc.
- Schwerz, F., Eloy, E., Elli, E. F., & Caron, B. O.** (2019). Reduced planting spacing increase radiation use efficiency and biomass for energy in black wattle plantations: Towards sustainable production systems. *Biomass and Bioenergy*, 120, 229-239. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.11.034>
- Schwerz, F., Neto, D. D., Caron, B. O., Nardini, C., Sgarbossa, J., Eloy, E., Behling, A., Elli, E. F., & Reichardt, K.** (2020). Biomass and potential energy yield of perennial woody energy crops under reduced planting spacing. *Renewable Energy*, 153, 1238-1250. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.074>
- Tenorio, C., Moya, R., Valverde, J. C., & Arias-Aguilar, D.** (2019). Biomass production and characteristics of short rotation plantations of clones of in three spacings. *Silvae Genetica*, 68(1), 92-100. <https://doi.org/10.2478/sg-2019-0017>
- Tun, T. N., Guo, J., Fang, S., & Tian, Y.** (2018). Planting spacing affects canopy structure, biomass production and stem roundness in poplar plantations. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33(5), 464-474. <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1457711>
- Tustin, D., Breen, K., & van Hooijdonk, B.** (2022). Light utilisation, leaf canopy properties and fruiting responses of narrow-row, planar cordon apple orchard planting systems—A study of the productivity of apple. *Scientia Horticulturae*, 294, 110778. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.110778>
- Valverde, J. C., & Arias, D.** (2018). Variation of physiological parameters in juvenile treetops of *Eucalyptus tereticornis* from a three-dimensional perspective. *Espirales Revista Multidisciplinaria de Investigación*, 2(23), 399. <https://doi.org/10.31876/re.v2i23.399>
- Valverde, J. C., & Arias, D.** (2020). Evaluación del índice de área foliar con método indirecto y

- directo en distintas condiciones ambientales en plantaciones dendroenergéticas de *Eucalyptus tereticornis* Sm. *Madera y Bosques*, 26(2), e2621953. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.262195>
- Valverde, J. C., Guevara-Bonilla, M., Arias, D., Briceño, E., & Esquivel, E.** (2017). Efectos de las actividades de labranza en el índice de área foliar en una plantación de *Tectona grandis* en la zona norte de Costa Rica. *Madera y bosques*, 23(2), 7-19. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.232498>
- Valverde, J. C., Quesada, R., Soto, C., & Arias, D.** (2020). Validación de un protocolo fotográfico para la digitalización de muestras de herbario de especies tropicales. *Revista Científica*, 38(2), 147-159. <https://doi.org/10.14483/23448350.15362>
- Vyas, D., Mehta, N., Dinakaran, J., & Krishnaya, N.** (2010). Allometric equations for estimating leaf area index (LAI) of two important tropical species (*Tectona grandis* and *Dendrocalamus strictus*). *Journal of forestry research*, 21(2), 197-200. <https://doi.org/10.1007/s11676-010-0032-0>
- Wang, P., Tong, L., Zhou, X., Gang, X., Gao, B., Li, Y., & Sun, Y.** (2021, July 11-16). *Estimation of leaf area index based on hemispherical canopy photography* [Conference presentation]. 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS, Bruselas, Bélgica. <https://doi.org/10.1109/IGARSS47720.2021.9554699>
- Wei, S., Yin, T., Dissegna, M. A., Whittle, A. J., Ow, G. L. F., Yusof, M. L. M., Lauret, N., & Gastellu-Etcheberry, J.-P.** (2020). An assessment study of three indirect methods for estimating leaf area density and leaf area index of individual trees. *Agricultural and Forest Meteorology*, 292, 108101. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108101>
- Weiss, M., & Baret, F.** (2017). *CAN\_EYE, version 6.4.91* [Computer software]. IRAE. <https://www6.paca.inrae.fr/can-eye/>
- Weiss, M., Baret, F., Smith, G., Jonckheere, I., & Coppin, P.** (2004). Review of methods for in situ leaf area index (LAI) determination: Part II. Estimation of LAI, errors and sampling. *Agricultural and Forest Meteorology*, 121(1-2), 37-53. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.08.027>
- Wengert, M., Piepho, H.-P., Astor, T., Graß, R., Wijesingha, J., & Wachendorf, M.** (2021). Assessing spatial variability of barley whole crop biomass yield and leaf area index in silvoarable agroforestry systems using UAV-borne remote sensing. *Remote Sensing*, 13(14), 2751. <https://doi.org/10.3390/rs13142751>
- Xiao, C.-W., Janssens, I., Curiel Yuste, J., & Ceulemans, R.** (2006). Variation of specific leaf area and upscaling to leaf area index in mature Scots pine. *Trees*, 20(3), 304-310. <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0039-x>
- Yan, G., Hu, R., Luo, J., Weiss, M., Jiang, H., Mu, X., Xie, D., & Zhang, W.** (2019). Review of indirect optical measurements of leaf area index: Recent advances, challenges, and perspectives. *Agricultural and Forest Meteorology*, 265, 390-411. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.11.033>
- Yang, T., Duan, Z., Zhu, Y., Gan, Y., Wang, B., Hao, X., Xu, W., Zhang, W., & Li, L.** (2019). Effects of distance from a tree line on photosynthetic characteristics and yield of wheat in a jujube tree/wheat agroforestry system. *Agroforestry Systems*, 93(4), 1545-1555. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0267-x>





UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



## Influencia de los nutrientes del suelo sobre el crecimiento arbóreo en bosques del Pacífico colombiano

### Influence of Soil Nutrients on Tree Growth in Colombian Pacific Forests

Harley Quinto-Mosquera<sup>1</sup> , y Flavio H. Moreno-Hurtado<sup>2</sup> 

Moreno-Hurtado, F. H. & Quinto-Mosquera, H. (2022). Influencia de los nutrientes del suelo sobre el crecimiento arbóreo en bosques del Pacífico colombiano. *Colombia Forestal*, 25(2), 30-44.

**Recepción:** 3 de julio 2021

**Aprobación:** 22 de marzo 2022

#### Resumen

El crecimiento arbóreo tiene gran relevancia en la mitigación del cambio climático. Se ha planteado que, en bosques tropicales, el crecimiento está relacionado con la fertilidad edáfica. Dado que el Pacífico colombiano es una región lluviosa y con suelos pobres en nutrientes, se evaluó cómo las condiciones edáficas explican el crecimiento arbóreo. Para ello se determinó el crecimiento diamétrico arbóreo (CDA) a nivel de parcelas, especies y grupos ecológicos, y se relacionó con las variables físicas y químicas del suelo. Se observó que el CDA en árboles con baja densidad de madera se correlacionó de manera positiva con la materia orgánica (MO), nitrógeno y arena, y de manera negativa con fósforo, limo y arcilla. La familia Fabaceae se correlacionó positivamente con pH, MO, nitrógeno, magnesio y arena, y negativamente con la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE), limo, arcilla y aluminio. Por consiguiente, se corroboró una limitación nutricional múltiple, que resalta que el crecimiento puede ser condicionado por nutrientes abundantes del suelo, no solo por su escasez limitante.

**Palabras clave:** bosques tropicales, fertilidad del suelo, Fabaceae, materia orgánica, nitrógeno.

#### Abstract

Tree growth has great relevance in mitigating climate change. It has been suggested that, in tropical forests, growth is related to edaphic fertility. Given that the Colombian Pacific is a rainy region with nutrient-poor soils, the way in which edaphic conditions explain tree growth was evaluated. To this effect, the tree diameter growth (CDA) was determined at the level of plots, species, and ecological groups, and it was related to the physical and chemical variables of the soil. It was observed that the CDA in trees with low wood density was positively correlated with organic matter (MO), nitrogen, and sand, and it was negatively correlated with P, silt, and clay. The Fabaceae family was positively correlated with pH, MO, nitrogen, magnesium, and sand, and negatively so with the effective cation exchange capacity (CICE), silt, clay, and aluminum. Consequently, a multiple nutritional limitation was corroborated, which highlights the fact that growth can be conditioned by abundant nutrients in the soil, not only by their limiting scarcity.

**Keywords:** tropical forests, soil fertility, Fabaceae, organic matter, nitrogen.

1 Programa de Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Tecnológica del Chocó Diego Luis Córdoba, Quibdó, Colombia. [d-harley.quinto@utch.edu.co](mailto:d-harley.quinto@utch.edu.co)

2. Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Colombia. [fmoreno@unal.edu.co](mailto:fmoreno@unal.edu.co)

<https://doi.org/10.14483/2256201X.18232>

## INTRODUCCIÓN

El crecimiento de árboles puede expresarse como un incremento de los individuos en su peso, volumen, longitud, área total u hojas, tallos y raíces a través del tiempo. Dicho aumento depende del genotipo y de las condiciones ambientales bajo las que se encuentra la planta y es producto de la interacción entre procesos como la fotosíntesis, la respiración, la transpiración y la nutrición mineral (Lambers *et al.*, 2008). La evaluación del crecimiento arbóreo tiene gran relevancia para determinar las respuestas de los árboles frente a factores bióticos y abióticos, estimar la edad, cuantificar la productividad primaria neta y calcular el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático global (Clark *et al.*, 2001; Baribault *et al.*, 2012; Quesada *et al.*, 2012; Büntgen *et al.*, 2019; Rüger *et al.*, 2011); y, por otra parte, es necesario para procesos relacionados con proyectos de reducción de las emisiones de la deforestación y la degradación de bosques (REDD), licencias ambientales y planes de manejo forestal, entre otros (Angelsen *et al.*, 2009). En consecuencia, es fundamental evaluar el crecimiento diamétrico de los árboles, con el fin de develar cuánto carbono atmosférico están almacenando anualmente (Clark, 2002; IPCC, 2014; Houghton, 2005). Esto, especialmente en bosques tropicales, dado que son ecosistemas que capturan anualmente cerca del 36 % del carbono atmosférico total del planeta (Dixon *et al.*, 1994; Field *et al.*, 1998; Clark *et al.*, 2001).

En bosques tropicales, aunque la mayoría de los árboles crecen muy lentamente (promedio  $1.0 \text{ mm.año}^{-1}$ ) (Turner, 2001; Baribault *et al.*, 2012), presentan un rango amplio de variación: entre  $0.5$  y  $6.0 \text{ mm.año}^{-1}$  en diámetro, con una tasa máxima cercana a  $15 \text{ mm.año}^{-1}$  (Turner, 2001). En tal sentido, se ha planteado que el crecimiento de los árboles es una función de cuatro factores: 1) la edad del bosque, 2) la calidad del sitio o las condiciones ambientales, 3) las características intrínsecas como la genética, y 4) la densidad de individuos y las prácticas de manejo del bosque, incluyendo la fertilización, el manejo

de plagas y el control de competencia por vegetación (Restrepo *et al.*, 2019). Esto explica por qué en bosques tropicales primarios y secundarios se presenta un amplio rango de variación en el crecimiento.

Uno de los factores ambientales que más influye sobre las tasas de crecimiento de los árboles tropicales son las condiciones edáficas, en especial el contenido de nutrientes del suelo (Baker *et al.*, 2003; Baribault *et al.*, 2012). Aunque muchos árboles de bosques lluviosos tropicales crecen sobre suelos relativamente pobres en nutrientes (Whitmore, 1998; Turner, 2001; Dalling *et al.*, 2016), la disponibilidad de estos a menudo determina gran parte de la variación espacial del crecimiento arbóreo (Baker *et al.*, 2003). En este sentido, se ha propuesto la hipótesis de que la productividad y el crecimiento de los árboles en bosques tropicales de baja altitud se encuentran limitados por la disponibilidad de P edáfico (Tanner *et al.*, 1992). Así lo han evidenciado diferentes estudios como el desarrollado recientemente por Soong *et al.* (2020), quienes reportan una correlación entre el crecimiento diamétrico arbóreo (CDA) y el contenido de P total del suelo en bosques lluviosos de Guayana Francesa. Sin embargo, las investigaciones en las que se evalúa la relación entre el CDA en bosques tropicales y los nutrientes del suelo aún presentan controversias, y en pocas se prueban las hipótesis mencionadas.

Por ejemplo, Ashton y Hall (1992) y Clark *et al.* (1998) no encontraron correlación entre el CDA y los nutrientes del suelo en bosques lluviosos de Borneo y Costa Rica, mientras que Baribault *et al.* (2012) afirmaron que el CDA se correlaciona positivamente con los nutrientes del suelo como Ca, K, Mg y P, pero rara vez con el nitrógeno (N). Asimismo, evidenciaron que el CDA se relaciona con el P del suelo en las especies con baja densidad de la madera y, en las de densidad alta, se correlaciona con Ca, K, y Mg. Adicionalmente, se observó que el CDA de la familia Fabaceae no presenta correlación con los nutrientes del suelo, lo que evidencia que la respuesta del CDA a los nutrientes varía de acuerdo con el grupo ecológico, funcional y/o taxonómico

(Baribault *et al.*, 2012). Por su parte, Toledo *et al.* (2011) encontraron que el CDA incrementa con la fertilidad del suelo en bosques lluviosos tropicales. Sin embargo, los contenidos edáficos de N y P presentaron poca relación con el CDA (Toledo *et al.*, 2011). Esto muestra que la influencia y limitación que ejercen los nutrientes sobre el CDA aún se encuentra en debate –y con grandes incertidumbres.

La región del Pacífico colombiano, también denominada Chocó biogeográfico, es considerada como uno de los *hotspots* de mayor biodiversidad y endemismo del mundo (Myers *et al.*, 2000), dado que cuenta con más de  $\approx 7.8$  millones de hectáreas de bosques naturales en Colombia, de las cuales entre el 65 y 88 % son bosques maduros bien conservados, dependiendo de la subregión (IIAP, 2015). Además, esta región posee una de las precipitaciones más altas del mundo ( $\approx 10\,000$  mm anuales) (Poveda & Mesa, 2000); por lo que ofrece condiciones excepcionales para evaluar la influencia del suelo sobre las tasas del CDA. Por tal razón, basados en que los bosques de alta pluviosidad presentan menor contenido de P edáfico (Austin & Vitousek, 1998), pero al mismo tiempo registran altos niveles de N total (Santiago *et al.*, 2005; Posada & Schuur, 2011; Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016), se plantearon las siguientes preguntas de investigación: i) ¿cómo explican las condiciones edáficas el CDA a nivel de categorías diamétricas, densidad de madera y grupos ecológicos en los bosques del Pacífico colombiano?, y ii) ¿cuales son los nutrientes edáficos que más explican la variación en el CDA? En este sentido, el objetivo de la presente investigación fue evaluar el CDA a nivel de categorías diamétricas, densidad de madera y grupos ecológicos en tres bosques del Pacífico colombiano, así como su posible relación con los nutrientes del suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** El estudio se desarrolló en los bosques lluviosos tropicales de las localidades de

Salero (Municipio de Unión Panamericana), Opogodó (Municipio de Condoto) y Pacurita (Municipio de Quibdó), en el departamento del Chocó, Colombia. Estas localidades hacen parte de la subregión ecogeográfica Central Norte del Chocó biogeográfico, que comprende las cuencas altas de los ríos Atrato y San Juan, localizadas en unidades de paisaje de piedemonte y colinas bajas con suelos húmedos de terrazas y rocas de tipo sedimentario transicional (Poveda *et al.*, 2004). Los bosques de Salero presentan una precipitación anual de 7500 mm, con una altitud de entre 100 y 150 m y una topografía ligeramente quebrada. En Opogodó, la precipitación es de 8000 mm anuales, con una altitud de 70 m y una topografía plana. A su vez, en Pacurita, la precipitación es de 10 000 mm anuales, la topografía es quebrada y la altitud es de 130 m (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016).

Los suelos de los tres bosques estudiados son ultisoles, pero con diferencias en contenidos de nutrientes y textura (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016). Los suelos son extremadamente ácidos, con alta saturación de aluminio en los bosques de Salero y Pacurita, mientras que los bosques de Opogodó presentan concentraciones muy altas de MO (promedio 11.94 %) y N total (0.61 %). Por otra parte, en las tres zonas, los valores edáficos de P (1.32 ppm), Mg ( $0.28 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ ), Ca ( $0.38 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ ) y CICE ( $1.03 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ ) son muy bajos, mientras que los de K son intermedios ( $0.23 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016).

La composición florística arbórea está dominada por especies como *Mabea chocoensis* Croizat, *Pouteria* sp., *Oenocarpus bataua* Mart., *Eschweilera pittieri* R. Knuth, *Protium apiculatum* Swart, *Croton jorgei* J. Murillo, *Mabea occidentalis* Benth., *Calophyllum auriculatum* Merr., *Eschweilera sclerophylla* Cuatrec., *Wettinia quinaria* (O.F. Cook & Doyle) Burret., y *Brosimum utile* (Kunth) Oken., entre otras, y predominan familias botánicas como Sapotaceae, Euphorbiaceae, Chrysobalanaceae, Clusiaceae, Fabaceae, Moraceae, Lecythidaceae,

Arecaceae y Myristicaceae (García *et al.*, 2003). En los bosques maduros de Opogodó se han registrado entre 75 y 90 especies  $\text{ha}^{-1}$ , en Pacurita se ha registrado un promedio de 95 especies. $\text{ha}^{-1}$ , y en Salero se han observado entre 179 y 219 especies. $\text{ha}^{-1}$  (Quinto *et al.*, 2019). Estos bosques maduros son bien conservados, con pocas evidencias de intervenciones antrópicas recientes.

## Métodos

**Establecimiento de parcelas permanentes y medición de los diámetros de los árboles.** En la localidad de Salero se instalaron dos parcelas permanentes de investigación, establecidas entre abril y agosto del año 1998 mediante la metodología BIOTROP (García *et al.*, 2003). Cada una de estas parcelas consiste en un rectángulo de 500 x 20 m (1 ha), dividido en 25 unidades de registro (cuadrantes) de 20 x 20 m (400  $\text{m}^2$ ), las cuales fueron designadas como unidades de muestreo de productividad, diversidad y dominancia arbórea en estudios previos (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2017a; Quinto-Mosquera *et al.*, 2019). Estas parcelas fueron censadas e inventariadas entre los años 1998 y 2018. Por su parte, en las localidades de Opogodó y Pacurita se utilizaron parcelas instaladas en el año 2013, las cuales poseen un área de 100 x 100 m, divididas también en 25 unidades de registro de 20 x 20 m (400  $\text{m}^2$ ). En Opogodó se establecieron tres parcelas de una hectárea, mientras que en Pacurita se instalaron dos parcelas de 1 ha. Las parcelas de Opogodó y de Pacurita fueron censadas e inventariadas entre los años 2013 y 2018 (Quinto-Mosquera & Moreno, 2017a). En estas parcelas se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) (1.30 m sobre el nivel del suelo) de todos los árboles con DAP  $\geq$  5.0 cm. Estas mediciones se realizaron en la parte cilíndrica del árbol, en áreas libres de nudos, ramas, bambas y/o raíces adventicias. Estas mediciones se realizaron en el mes de agosto de los años 1998, 2005, 2008 y 2018 en los bosques de Salero y durante el mismo mes en los años 2013, 2014, 2015 y 2019 en Opogodó y

Pacurita, en aras de establecer el CDA. Además, en cuadrantes de 400  $\text{m}^2$  de todas las parcelas se realizaron mediciones de los parámetros fisicoquímicos del suelo (Quinto-Mosquera *et al.*, 2019).

**Identificación taxonómica, clasificación según grupos ecológicos de especies y por la capacidad de fijación de N.** Se identificaron todas las morfoespecies hasta el máximo nivel taxonómico, según el sistema de clasificación APG IV (APG IV, 2016). Esta identificación se llevó a cabo utilizando la clave especializada de Gentry (1993), y por confrontación con el material depositado en la colección del herbario CHOCÓ de la Universidad Tecnológica del Chocó. Posteriormente, se realizó una clasificación de las especies de acuerdo con sus características ecológicas. Para ello, se empleó información de varios listados e inventarios de especies que incluían características como requerimientos de luz, tolerancia a la sombra, tasa fotosintética, ciclos de vida, densidad de madera, entre otros, con lo que se conformaron dos grupos ecológicos de especies (pioneras y climácicas), similar a lo realizado por Quinto-Mosquera y Moreno-Hurtado (2011). Luego de ello, se separaron las especies arbóreas de acuerdo a su capacidad de fijar N atmosférico (Baribault *et al.*, 2012). Los árboles se agruparon en tres categorías: la primera, compuesta por individuos de la familia Fabaceae, que se caracterizan por su capacidad de fijar N atmosférico biológicamente; la segunda, conformada por individuos de la familia Arecaceae, que se caracterizan por ser monocotiledóneas no fijadoras de N atmosférico; y la tercera, conformada por los individuos de las familias restantes, que son dicotiledóneas y no tienen la capacidad de fijar N atmosférico.

**Estimación y clasificación de la densidad de la madera.** Para estimar esta variable, se tomaron los valores publicados en dos bases de datos internacionales de densidad de madera generadas en bosques tropicales (Brown, 1997; Baker *et al.*, 2004). En los casos en los que alguna especie o género encontrado en las parcelas no estuviese reportado en estas bases de datos, se empleó el promedio del

género o de la familia. Para los individuos indeterminados taxonómicamente se empleó el promedio de la parcela. Posteriormente, los árboles se agruparon así: densidad baja (0.26-0.49 g.cm<sup>-3</sup>), media (0.49-0.733 g.cm<sup>-3</sup>) y alta (0.73-0.97 g.cm<sup>-3</sup>) similar a lo presentado en estudios previos (Baribault *et al.*, 2012).

**Determinación del crecimiento diamétrico arbóreo.** Para determinar el CDA se empleó la fórmula:  $CDA = (DAP_{final} - DAP_{inicial}) / (\text{años})$  (Melo & Vargas 2003, Toledo *et al.* 2011).

Se realizaron análisis de CDA para las siguientes categorías diamétricas: categoría I (5.0-10.0 cm DAP), categoría II (10.0-30.0 cm DAP) y categoría III (>30.0 cm DAP).

**Análisis de los datos.** Para evaluar el efecto de las localidades, categorías diamétricas, densidad de madera (baja, media y alta), mecanismos nutricionales de especies (Fabaceae, Arecaceae y otras), familias, géneros y especies arbóreas sobre el CDA, se utilizaron las pruebas no paramétricas de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis (*Kw*) y de rangos múltiples de Nemenyi, pues los datos no cumplieron los supuestos (normalidad y homogeneidad de varianzas) para pruebas paramétricas. Para el análisis de CDA, en los sectores de Opogodó y Pacurita, se tuvieron en cuenta todos los individuos (4015 árboles), de los cuales el 3 % presentó valores negativos cercanos a cero ( $\leq -0.1$ ), por lo que, cuando se excluyeron de los análisis, no se generaron diferencias en las tendencias evaluadas. En la localidad de Salero (866 árboles), solo se tuvieron en cuenta los valores positivos de crecimiento. Para relacionar las variables edáficas (acidez, contenido de nutrientes y textura) con el CDA (Sullivan *et al.*, 2014) se emplearon regresiones lineales simples y múltiples y correlaciones de Spearman. A nivel de especies arbóreas, se seleccionaron las más abundantes y con individuos de distintas categorías diamétricas para realizar las correlaciones entre el CDA y las variables edáficas. Luego, solo se presentaron en los resultados las especies con correlaciones significativas del CDA con las variables

del suelo evaluadas. Los análisis de CDA se realizaron a nivel de individuos (N = 4881), especies arbóreas dominantes, unidades de muestreo (cuadrantes de 400 m<sup>2</sup>) (N = 175) y parcelas de 1 ha (N = 7). Se empleó Statgraphics Centurion XV (Statistical Graphics Corp., 2002) para realizar análisis (regresiones lineales y múltiples) y, por otra parte, se emplearon librerías para las correlaciones, las cuales fueron ejecutadas en el entorno de programación R (R Core Team, 2012).

## RESULTADOS

La tasa de CDA promedio ( $\pm$  E.E.) fue mayor en la localidad de Pacurita con  $0.33 \pm 0.03$  cm.año<sup>-1</sup> (N=1793), seguida de Opogodó con  $0.28 \pm 0.03$  cm.año<sup>-1</sup> (N=2136) y, finalmente, Salero con  $0.25 \pm 0.01$  cm.año<sup>-1</sup> (N= 967) (*Kw* = 8.189; *p-value* = 0.01663). A nivel de categorías diamétricas, se evidenció que las categorías intermedias II (10.0-30.0 cm) y III (> 30.0 cm) presentaron las mayores tasas de CDA, con  $0.31 \pm 0.02$  cm.año<sup>-1</sup> y  $0.30 \pm 0.06$  cm.año<sup>-1</sup> respectivamente, en comparación con la categoría inferior I (5.0-10.0 cm) (*Kw* = 20.1; *p-value* < 0.001; N=4881). A nivel de densidad de la madera, se evidenció que las especies de baja densidad presentaron mayor tasa de CDA, con  $0.39 \pm 0.04$  cm.año<sup>-1</sup>. Sin embargo, no hubo diferencias significativas con respecto a las demás densidades de madera evaluadas (*Kw* = 2.49; *p* = 0.287). A nivel de grupos ecológicos (pioneras y climácicas), se evidenció que no hubo diferencias significativas en el CDA (Mann-Whitney = 0,264; *p* = 0.94). A nivel de mecanismos nutricionales, se evidenciaron diferencias significativas en el CDA (*Kw* = 88.49; *p*<0.01), siendo la familia Fabaceae la de mayor CDA, con  $0.42 \pm 0.07$  cm.año<sup>-1</sup> (Tabla 1).

**Relación entre las tasas de crecimiento arbóreo y las variables edáficas.** Se determinó que las correlaciones entre las condiciones edáficas y el CDA a nivel de individuos arbóreos (N=4881) y de unidades de muestreo (400 m<sup>2</sup>; N=175) no fueron significativas,

mientras que, a nivel de parcelas, en las especies pioneras hubo una correlación negativa significativa entre las tasas de CDA y el P del suelo (Tabla 2).

El CDA de los árboles con baja densidad de madera presentó correlaciones significativas positivas con la MO, N total y arena, mientras que, con el

contenido de fósforo, limo y arcilla, la correlación fue negativa (Tabla 2). Las tasas de CDA de los árboles de la familia Fabaceae presentaron correlaciones positivas con pH, MO, N total, Mg y arena, mientras que, con CICE, limo, arcilla y Al, las correlaciones fueron negativas (Tabla 2).

**Tabla 1.** Tasas de crecimiento diamétrico arbóreo (cm.año<sup>-1</sup>) en función de las localidades, categorías diamétricas, densidad de la madera, capacidad de fijar N atmosférico y grupo ecológico en bosques tropicales del Pacífico colombiano.

CDA (cm.año <sup>-1</sup> )	Localidades			Kw	p-value
	Opogodó	Pacurita	Salero		
	0.28 ± 0.03 b	0.33 ± 0.03 a	0.25 ± 0.01 b	8.189	0.0166
	Categorías diamétricas				
	5.0-10.0 cm	10.0-30.0 cm	>30.0 cm		
CDA (cm.año <sup>-1</sup> )	0.25 ± 0.04 b	0.31 ± 0.02 a	0.30 ± 0.06 a	20.11	< 0,001
	Tipos de densidad de madera				
	Baja	Media	Alta		
CDA (cm.año <sup>-1</sup> )	0.39 ± 0.04	0.26 ± 0.02	0.27 ± 0.04	2.49	0.287
	Capacidad de fijar N atmosférico				
	Arecaceae	Fabaceae	Otras Familias		
CDA (cm.año <sup>-1</sup> )	0.07 ± 0.03 c	0.42 ± 0.07 a	0.31 ± 0.02 b	88.49	< 0.001
	Grupo ecológico			Mw	
	Climácicas	Pioneras			
CDA (cm.año <sup>-1</sup> )	0.30± 0.02	0.29± 0.03		2,64	0,94

Nota: CDA es el promedio (± error estándar) de crecimiento diamétrico arbóreo, Kw es la prueba de *Kruskal-Wallis*, y Mw es la prueba de *Mann-Whitney*. N = 4881. Las letras a, b y c indican diferencias significativas entre los promedios de CDA en cada análisis particular (localidades, categorías diamétricas, tipos de densidad de madera, capacidad de fijar N atmosférico, grupo ecológico).

**Tabla 2.** Correlaciones de Spearman entre las condiciones edáficas y las tasas de crecimiento diamétrico arbóreo (cm.año<sup>-1</sup>) a nivel de parcelas (N=7) en bosques pluviales tropicales del Pacífico colombiano. Los asteriscos indican la significancia de las correlaciones (\* p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\* p<0.001; ns p>0.05).

Condiciones edáficas	General	Densidad baja	Pioneras	Fabaceae
	Correlación	Correlación	Correlación	Correlación
pH	-0.003 ns	0.494 ns	-0,303 ns	0.713 ns
Materia orgánica (%)	0.180 ns	0.686 ns	-0,028 ns	0.884**
P (ppm)	-0.673 ns	-0.729 ns	-0.829*	0.036 ns
N Total (%)	0.216 ns	0.704 ns	0,001 ns	0.911**
Mg (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	0.114 ns	0.344 ns	-0,165 ns	0.736 ns
CICE (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	0.020 ns	-0.534 ns	0,221 ns	-0.895**
Arena (%)	0.414 ns	0.841*	0,238 ns	0.827*
Limo (%)	-0.495 ns	-0.825*	-0,375 ns	-0.706 ns
Arcilla (%)	-0.239 ns	-0.777*	0.008 ns	-0.935**
Al (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )	-0.016 ns	-0.632 ns	0.202 ns	-0.858*

A nivel de especies arbóreas, se observó que el CDA de *Calophyllum auratum* se correlacionó negativamente con pH, MO, arena y N total, mientras que, con Al, CICE, limo y arcilla, la correlación fue positiva (Tabla 3). Por su parte, las tasas de CDA de *Protium apiculatum* se correlacionaron positivamente con Al, CICE y arcilla, mientras que, con pH, MO y N total, la correlación fue negativa. *Pourouma chocoana* registró una correlación positiva con el pH y el contenido de arena, así como una negativa con Al, CICE, limo y arcilla. Por su parte, *Aniba puchury-minor* se correlacionó positivamente con el P disponible (Tabla 3).

La tasa de CDA de *Sloanea fragrans* se relacionó positivamente con los MO, K y N totales del suelo. Por su parte, *Virola* sp. se correlacionó positivamente con el P disponible y el limo, mientras que, con MO, arcilla y N total, la correlación fue negativa. *Faramea multiflora* se correlacionó negativamente

con MO, Mg y N total, mientras que *Cespedesia spathulata* mostró un mayor CDA en suelos con bajo contenido de P disponible (Tabla 3).

## DISCUSIÓN

En los bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano se registró un promedio general en las tasas de CDA de 0.29 cm.año<sup>-1</sup>, el cual se encuentra dentro del rango de 0.05 a 0.60 cm.año<sup>-1</sup> reportado para bosques tropicales (Turner, 2001). Estos bosques también están dentro del rango de CDA para bosques tropicales de baja altitud de 0.08 a 0.80 cm.año<sup>-1</sup> (Chambers et al., 1998; Alder et al., 2002), lo cual evidencia que la tasa de CDA registrada en los ecosistemas del Pacífico es lenta, similar a lo registrado en la mayoría de los bosques tropicales (Turner, 2001; Baribault et al., 2012).

**Tabla 3.** Correlación de Spearman entre las condiciones edáficas y crecimiento diamétrico arbóreo (cm.año<sup>-1</sup>) de especies dominantes. Los asteriscos indican la significancia de las correlaciones (\* p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\* p<0.001; ns p>0.05).

Suelos	<i>Calophyllum auratum</i> Correlación	<i>Protium apiculatum</i> Correlación	<i>Pourouma chocoana</i> Correlación	<i>Aniba puchury-minor</i> Correlación	<i>Sloanea fragrans</i> Correlación	<i>Virola</i> sp. Correlación	<i>Faramea multiflora</i> Correlación
pH	-0.138*	-0.171 ns	0.310***	-0.105 ns	-0.027 ns	0.186 ns	0.102 ns
M.O.	-0.162*	-0.249**	0.112 ns	-0.303 ns	0.461**	-0.374*	-0.244*
P	-0.086 ns	-0.080 ns	0.029 ns	0.332 ns	-0.276 ns	0.303*	0.072 ns
Al	0.179**	0.259**	-0.278**	0.258 ns	0.205 ns	-0.037 ns	0.050 ns
Mg	-0.112 ns	-0.148 ns	-0.099 ns	-0.179 ns	0.054 ns	0.187 ns	-0.275*
K	-0.064 ns	0.021 ns	0.141 ns	-0.077 ns	0.281 ns	0.102 ns	0.136 ns
CICE	0.150*	0.260**	-0.193*	0.198 ns	0.007 ns	-0.040 ns	0.055 ns
Arena	-0.148*	-0.146 ns	0.307**	-0.022 ns	0.278 ns	-0.102 ns	0.010 ns
Limo	0.143*	0.121 ns	-0.276**	0.049 ns	-0.261 ns	0.306*	0.009 ns
Arcilla	0.157*	0.215*	-0.262**	0.080 ns	-0.258 ns	-0.344*	-0.071 ns
N	-0.165**	-0.226*	0.108 ns	-0.293 ns	0.461**	-0.404**	-0.232 ns
Suelos	<i>Symphonia globulifera</i> Correlación	<i>Eschweilera sclerophylla</i> Correlación		<i>Cespedesia spathulata</i> Correlación			
pH	0.405*	0.073 ns		-0.007 ns			
M.O.	-0.374*	-0.054 ns		0.074 ns			
P	0.259 ns	0.145*		-0.340*			
N	-0.396*	-0.054 ns		-0.065 ns			

Los árboles del Pacífico presentan una amplia variación en el CDA; se presentaron diferencias a nivel de localidades, categorías diamétricas y mecanismos nutricionales, lo cual es similar a lo reportado en estudios desarrollados en bosques tropicales que evidencian este tipo de variación (Turner, 2001; Toledo *et al.*, 2011; Baribault *et al.*, 2012), además de corroborar la influencia de factores como la calidad del sitio o condiciones ambientales, la edad del bosque y características intrínsecas como la genética, la densidad de individuos, los grupos taxonómico y ecológico, entre otros, que tienen incidencia aunque no se evaluaron (Russo *et al.*, 2005; Restrepo *et al.*, 2019).

Particularmente, Soong *et al.* (2020), en bosques con niveles de precipitación similar en la Guayana Francesa, registraron tasas de CDA y recambio que variaron significativamente entre sitios. Asimismo, Russo *et al.*, (2005) observaron tasas de CDA significativamente diferentes en bosques con diferentes tipos de suelo, siendo mayor el CDA en los suelos más fértiles. Esto muestra las diferencias de CDA entre sitios, similar a lo registrado en el presente estudio. Además de ello, en los bosques estudiados en el Pacífico colombiano, las tasas del CDA fueron mayores en los árboles de categorías diamétricas intermedias (10.0-30.0 cm) y altas (> 30.0 cm), similar a lo registrado en algunas investigaciones realizadas en bosques tropicales. Por ejemplo, Paoli y Curran (2007) denotaron mayores tasas de CDA en árboles de mayor tamaño (> 60 cm de DAP) en bosques de Borneo en Indonesia, aunque la categoría diamétrica de dicho estudio presentó un mayor tamaño que la establecida en esta investigación. Asimismo, Russo *et al.* (2005) evidenciaron mayores tasas de CDA en árboles de mayor diámetro (20-40 cm de DAP) en bosques tropicales de Malasia. El hecho de que los árboles de mayor tamaño presentaran un mayor CDA puede explicarse por el hecho de que estos se encuentran más desarrollados y pueden acceder fácilmente a recursos como agua, radiación solar y nutrientes (Turner, 2001).

**¿Qué tanto explican las condiciones físico-químicas del suelo el CDA en los bosques del Pacífico colombiano?** En este estudio se observó que las condiciones edáficas se correlacionan muy poco con las tasas de CDA a nivel de individuos y de unidades de muestreo (400 m<sup>2</sup>; N=175), lo cual seguramente se debe al alto nivel de variación de los datos de CDA evaluados a nivel de individuos (coeficiente de variación, CV=422.4 %) y de cuadrantes (400 m<sup>2</sup>) (CV=141.8 %), en comparación con la registrada a nivel de parcelas (CV=26.2 %). Esta diferencia en el nivel de variación posiblemente dificultó la posibilidad de evidenciar la relación entre las variables edáficas y las tasas de CDA a esas escalas. Al respecto, Baribault *et al.* (2012) observaron resultados similares; no evidenciaron correlaciones significativas entre el CDA y las condiciones edáficas a nivel de individuos arbóreos.

A nivel de parcelas se observó que las tasas de CDA y el P disponible del suelo se correlacionan negativamente. Asimismo, en las especies pioneras hubo una correlación negativa entre las tasas de CDA y el P disponible del suelo, lo cual posiblemente se deba al hecho de que la disponibilidad de P edáfico fue muy baja (entre 1 y 2.00 ppm) y con poca variación (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016). Por consiguiente, no hubo un verdadero gradiente de disponibilidad del nutriente en el suelo, lo cual dificulta la identificación de patrones concluyentes en la influencia del P del suelo sobre variables biológicas como el CDA. En síntesis, los resultados de la relación entre el P edáfico y el CDA del presente estudio fueron poco concluyentes y no permiten corroborar la hipótesis sobre la limitación del CDA por la disponibilidad del P del suelo. Es importante mencionar que la baja disponibilidad de P en los suelos estudiados posiblemente se deba a factores ambientales como la tasa de meteorización de rocas, el tipo de mineral arcilloso, la retención en óxidos de Fe y Al, el pH, la textura, el contenido de MO, la actividad de microorganismos, la alta precipitación y la lixiviación (Schlesinger, 1997). En especial,

la alta precipitación produce pérdidas de P por lixiviación, que superan los ingresos por meteorización de rocas (Austin & Vitousek, 1998). Asimismo, las lluvias intensas generan una acumulación de cationes ácidos (Al e H) en el suelo, los cuales tienden a inmovilizar el P por absorción sobre la superficie de óxidos de Fe y Al (Schlesinger, 1997) y también por la formación de fosfatos Al y de Fe ( $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) al reaccionar con iones libres de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^+$  en la solución del suelo (Reed *et al.*, 2011). Por lo tanto, es razonable inferir que tanto las pérdidas por lixiviación generada por la excesiva pluviosidad de la región como la retención en óxidos de Fe y Al son los mayores responsables del bajo contenido del P disponible en suelos tropicales como los del Chocó biogeográfico (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016).

El CDA registrado en los bosques del Pacífico colombiano presentó poca relación con los nutrientes del suelo a nivel general, pero sí hubo correlaciones entre algunos parámetros de fertilidad y el CDA de especies de baja densidad de madera y de la familia Fabaceae. Al respecto, diversas investigaciones han planteado que, dependiendo del estado de desarrollo en el que se encuentren, las especies arbóreas especialistas de ambientes pobres en nutrientes tienen alta densidad de madera, con lento crecimiento, menor mortalidad y una baja y poco variable tasa de CDA, comparadas con las especies generalistas y especialistas de hábitats ricos en nutrientes, que tienen baja densidad de madera, rápido crecimiento y alta mortalidad (Chapin, 1980; Soong *et al.*, 2020). Debido a ello, cuando las especies adaptadas a suelos pobres en nutrientes experimentan incrementos en su disponibilidad edáfica, su habilidad para responder con aumentos en CDA es limitada y poco evidente (Chapin, 1980) y sus tasas de crecimiento generalmente se correlacionan poco con las concentraciones edáficas de nutrientes (Soong *et al.*, 2020). Esta es una de las posibles razones por las cuales no se evidenciaron correlaciones entre las especies de alta densidad de madera y las climácicas (*no pioneras*) con los parámetros de fertilidad edáfica

en los bosques lluviosos del Pacífico colombiano. Más aun si se tiene en cuenta que el crecimiento de los árboles depende del genotipo y de las condiciones ambientales en las que se encuentran y es producto de la interacción entre procesos como fotosíntesis, respiración, transpiración y nutrición mineral (Lambers *et al.*, 2008), con lo cual se evidencia una posible mayor influencia de factores genotípicos que edáficos sobre el CDA evaluado en estos grupos de especies.

Por su parte, el CDA de las especies con baja densidad de madera presentó correlaciones significativas positivas con MO, N total y arena, mientras que, con el contenido de P, limo y arcilla, la correlación fue negativa. Las tasas de CDA de los árboles de la familia Fabaceae presentaron correlaciones significativas positivas con pH, MO, N total, Mg y arena, mientras que, con CICE, limo, arcilla y Al, las correlaciones fueron negativas. Esto muestra que estas especies arbóreas (Fabaceae y de baja densidad) son más susceptibles a los cambios en los contenidos edáficos de nutrientes, y que, además, presentan una limitación múltiple de nutrientes del suelo en sus tasas de CDA, similar a lo planteado por Russo *et al.* (2005), Paoli y Curran (2007), Baribault *et al.* (2012) y Wright *et al.* (2011), quienes manifiestan que múltiples nutrientes tales como el N total, P, K, Mg, Fe y Mn extraíbles limitan el crecimiento arbóreo y la productividad primaria neta de bosques lluviosos tropicales de baja altitud.

El hecho de que las especies de baja densidad de madera presentaran una limitación múltiple de nutrientes del suelo en su CDA probablemente se deba a que las especies con este tipo de densidad generalmente presentan altas tasas de crecimiento vegetal, alto recambio foliar, mejor adaptación a suelos fértiles y mayores requerimientos de nutrientes para la construcción de tejidos (Oelmann *et al.*, 2010). Esto explica la relación de estas especies con los contenidos de nutrientes (MO y N) registrados en los bosques del Pacífico colombiano. Contrario a ello, Baribault *et al.* (2012) reportaron correlaciones entre este tipo de árboles de

baja densidad con los contenidos edáficos de K y P en bosques tropicales. En consecuencia, se puede concluir que, aunque el CDA de este tipo de especies arbóreas se encuentra limitado por múltiples nutrientes, la limitación del CDA puede cambiar de una región a otra –o de un ecosistema a otro.

En términos de mecanismos nutricionales, en los bosques del Pacífico colombiano se denotó una relación entre el CDA de la familia Fabaceae (fijadora de N) y las condiciones edáficas, contrario a lo reportado por Baribault *et al.* (2012), quienes observaron que el crecimiento arbóreo de esta familia botánica no presentó correlación con los nutrientes del suelo. La limitación múltiple del CDA de las Fabaceas probablemente se deba al hecho de que su capacidad de fijación de N a menudo reduce la limitación por el P, pues las especies fijadoras de N pueden utilizar N para la producción de fosfatos en la rizosfera que incrementan la disponibilidad de  $PO_4$  por la disolución de formas recalitrantes de P (Treseder & Vitousek, 2001). Asimismo, la fijación de N incrementa la tasa de fotosíntesis y producción de carbono disponible para las asociaciones con micorrizas (Iversen & Norby, 2008), lo cual puede conllevar un incremento en el acceso a  $PO_4$  y a otros nutrientes. Esta situación puede explicar la correlación entre algunos nutrientes y el CDA de la familia Fabaceae registrada en este estudio.

A nivel de especies, se evidenciaron correlaciones entre el CDA y algunas variables edáficas, en especial en *Calophyllum auratum*, *Protium apiculatum*, *Pourouma chocoana*, *Aniba puchury-minor*, *Sloanea fragrans*, *Virola sp.*, *Faramea multiflora*, *Symphonia globulifera*, *Eschweilera sclerophylla* y *Cespedesia spathulata*. Asimismo, se observó que cada especie presenta un CDA diferente con relación a la disponibilidad de nutrientes del suelo; al parecer los requerimientos nutricionales son diferentes para cada especie arbórea y/o grupo taxonómico (Baribault *et al.*, 2012). Especies como *Cespedesia spathulata* incluso mostraron un mayor CDA en suelos con muy bajo contenido de P disponible, lo cual demuestra que, a pesar de que

muchos árboles de bosques lluviosos tropicales crecen sobre suelos poco fértiles y relativamente pobres en nutrientes (Whitmore, 1998; Turner, 2001; Dalling *et al.*, 2016), la disponibilidad de nutrientes a menudo determina una gran proporción de la variación en las tasas de CDA. Asimismo, lo observado en este estudio es similar a lo reportado por Baribault *et al.* (2012), quienes denotaron que el crecimiento de los árboles se correlaciona positivamente con los nutrientes del suelo como Ca, K, Mg y P, pero rara vez con el N. En conclusión, se evidencia que la relación entre el CDA y cada nutriente del suelo varía de una especie a otra en bosques tropicales.

### **¿Cuales son los nutrientes que más explican la variación en el crecimiento diamétrico de los árboles en bosques del Pacífico colombiano?**

Aunque diferentes estudios han propuesto la hipótesis de que la productividad y el crecimiento de los árboles en bosques lluviosos tropicales de baja altitud se encuentran limitados por el P edáfico (Tanner *et al.*, 1992; Vitousek *et al.*, 2010), en los bosques del Pacífico colombiano se observó que el CDA se relacionó con nutrientes como N total, MO, y Mg, principalmente en especies de baja densidad de madera y en fabáceas. Por consiguiente, se puede concluir que el CDA presenta una limitación múltiple de nutrientes (MO, N total y Mg) (Dalling *et al.*, 2016; Quinto-Mosquera *et al.*, 2017b). Estos nutrientes, especialmente N y MO, han sido considerados como limitantes de la productividad de bosques tropicales (LeBauer & Treseder, 2008; Sayer *et al.*, 2012). En consecuencia, se evidencia que el CDA es determinado por las concentraciones de MO y N que son abundantes en estos bosques (Quinto-Mosquera & Moreno-Hurtado, 2016), lo cual evidencia que el funcionamiento del ecosistema no siempre es condicionado por el nutriente limitante (*ley del mínimo*) (Salisbury & Ross, 1994), sino también por los elementos que están en cantidades óptimas. Además, estos resultados que muestran una limitación múltiple por N total, MO, y Mg y no por el P edáfico, lo cual se relaciona con lo

planteado por Davidson y Howarth (2007) quienes consideran que la limitación de nutrientes es sinérgica y que, contrario al planteamiento inicial de la *ley del mínimo*, lo que se presenta en bosques tropicales es una limitación sinérgica por nutrientes como N y P, puesto que, cuando aumenta la disponibilidad de uno, sinérgicamente se produce limitación por el otro (Davidson & Howarth 2007). En este sentido, se puede conjeturar que posiblemente la limitación por P edáfico de la región está siendo mitigada por estrategias adaptativas nutricionales como la asociación con micorrizas (Lambers *et al.*, 2008), con lo cual, de forma sinérgica, se evidencia la limitación por otros nutrientes (N y Mg) y elementos (MO) del suelo como sucede en estos bosques.

## AGRADECIMIENTOS

La presente investigación fue financiada con recursos del proyecto titulado *Evaluación del efecto de la fertilización del suelo sobre la producción neta del ecosistema en áreas degradadas por minería, como estrategia para potenciar la captura de carbono y la venta de servicios ambientales en el Chocó Biogeográfico* (código 1128-852-72243), presentado por la Universidad Tecnológica del Chocó (D.L.C.), la Universidad Nacional de Colombia (sede Medellín), la Universidad de Valladolid (España), el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico John Von Neumann (IIAP) y el SENA Chocó, y aprobado por el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación.

## CONTRIBUCIONES POR AUTOR

H.Q.M. y F.M. planearon y diseñaron la investigación. H.Q.M. coordinó y llevó a cabo el trabajo en campo y laboratorio. H.Q.M. y F.M. analizaron los datos y redactaron el manuscrito. Ambos autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

## REFERENCIAS

- Angelsen, A., Brockhaus, M., Kanninen, M., Sills, E., Sunderlin, W., & Wertz-Kanounnikoff, S. (2009). *Realising REDD+: National strategy and policy options*. CIFOR.  
[http://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/books/bangelsen1201-references.pdf](http://www.cifor.org/publications/pdf_files/books/bangelsen1201-references.pdf)
- Alder, D., Oavika, F., Sánchez, M., Silva, J., Hout, P., & Wright, H. (2002). A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. *International Forestry Review*, 4(3), 196-205.  
<https://doi.org/10.1505/IFOR.4.3.196.17398>
- Ashton, P., & Hall, P. (1992). Comparisons of structure among mixed dipterocarp forests of north-western Borneo. *Journal of Ecology*, 80(3), 459-481.  
<https://doi.org/10.2307/2260691>
- Angiosperm Phylogeny Group (APG IV) (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1-20.  
<https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- Austin, A., & Vitousek, P. (1998). Nutrient dynamics on a precipitation gradient in Hawaii. *Oecologia* 113, 519-529.  
<https://doi.org/10.1007/s004420050405>
- Baker, T., Phillips, O., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., di Fiore, A., Erwin, T., Killeen, T., Laurance, S., Laurance, W., Lewis, S., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D., Patiño, S., Pitman, N., Silva, J., & Vásquez-Martínez, R. (2004). Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10(5), 545-562.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>
- Baker, T., Swaine, M., & Burslem, D. (2003). Variation in tropical forest growth rates:

- combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1), 21-36. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00040>
- Baribault, T., Kobe, R., & Finley, A.** (2012). Tropical tree growth is correlated with soil phosphorus, potassium, and calcium, though not for legumes. *Ecological Monographs*, 82(2), 189-203. <https://www.jstor.org/stable/41739364>
- Brown, S.** (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer*. Food and Agriculture Organization. <http://www.fao.org/3/w4095e/w4095e00.htm>
- Büntgen, U., Krusic, P. J., Piermattei, A. Coomes, D., Esper, J., Myglan, V., Kirdyanov, A., Camarero, J., Crivellaro, A., & Körner, C.** (2019). Limited capacity of tree growth to mitigate the global greenhouse effect under predicted warming. *Nature Communications*, 10, 2171. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10174-4>
- Chambers, J., Higuchi, N., & Schimel, J.** (1998). Ancient trees in Amazonia. *Nature*, 391, 135-136. <https://doi.org/10.1038/34325>
- Chapin III, F.** (1980). The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11, 233-260. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.11.110180.001313>
- Clark, D., Clark, D., & Read, J.** (1998). Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a Neotropical rain forest. *Journal of Ecology*, 86(1), 101-112. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00238.x>
- Clark, D., Hurtado, J., & Saatchi, S.** (2015). Tropical rain forest structure, tree growth and dynamics along a 2700-m elevational transect in Costa Rica. *PLoS ONE*, 10(4), e0122905. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122905>
- Clark, D.** (2002). Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. *Ecological Applications*, 12(1), 3-7. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0003:ATFAIC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0003:ATFAIC]2.0.CO;2)
- Clark, D., Brown, S., Kicklighter, D., Chambers, J., Thomlinson, J., Holland, E., & Ni, J.** (2001). Net primary production in forest: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, 11(2), 356-370. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0371:NPPITF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0371:NPPITF]2.0.CO;2)
- Dalling, J., Heineman, K., López, O., Wright, J., & Turner, B.** (2016). Nutrient availability in tropical rain forests: The paradigm of phosphorus limitation. En G. Goldstein & L. S. Santiago (Eds.), *Tropical tree physiology. Adaptations and responses in a changing environment* (pp. 261-273). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-319-27422-5_12)
- Davidson, E. A., & Howarth, R. W.** (2007). Environmental science: Nutrients in synergy. *Nature*, 449, 1000-1001. <https://doi.org/10.1038/4491000a>
- Dixon, R., Brown, S., Houghton, R., Solomon, A., Trexler, M., & Wisniewski, J.** (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185-190. <https://science.sciencemag.org/content/263/5144/185>
- Field, C., Behrenfeld, M., Randerson, J., & Falkowski, P.** (1998). Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281(5374), 237-240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
- García, F., Ramos, Y., Palacios, J., Arroyo, J., Mena, A., & González, M.** (2003). *SALERO Diversidad biológica de un bosque pluvial tropical (bp-T)*. Editorial Guadalupe Ltda.
- Gentry, A.** (1993). *A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South American*. Conservation International.
- Houghton, R.** (2005). Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology*, 11(6), 945-958. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC** (2014). *Climate Change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and*

- III to the fifth assessment report of the inter-governmental panel on climate change. IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP)** (2015). Plan integral de cambio climático del departamento del Chocó (PICC-Chocó). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, IIAP.
- Iversen, C., & Norby, R.** (2008). Nitrogen limitation in a sweetgum plantation: Implications for carbon allocation and storage. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(5), 1021-1032. <https://doi.org/10.1139/X07-213>
- Lambers, H., Chapin III., F., & Pons, T.** (2008). *Plant physiological ecology* (2<sup>da</sup> ed.). Springer Science Business Media.
- LeBauer, D., & Treseder, K.** (2008). Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89(2), 371-379. <https://doi.org/10.1890/06-2057.1>
- Melo, O., & Vargas, R.** (2003). *Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos*. Universidad del Tolima, Impresiones CONDE.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., & Kent, J.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Oelmann, Y., Potvin, C., Mark, T., Werther, L., Taperon, S., & Wilcke, W.** (2010). Tree mixture effects on aboveground nutrient pools of trees in an experimental plantation in Panama. *Plant and Soil*, 326(1), 199-212. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9997-x>
- Paoli, G., & Curran, L.** (2007). Soil nutrients limit fine litter production and tree growth in mature lowland forest of southwestern Borneo. *Ecosystems*, 10, 503-518 <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9042-y>
- Posada, J., & Schuur, E.** (2011). Relationships among precipitation regime, nutrient availability, and carbon turnover in tropical rain forests. *Oecologia*, 165, 783-795. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1881-0>
- Poveda, G., & Mesa O.** (2000). On the existence of Lloró (the rainiest locality on Earth): enhanced ocean-land-atmosphere interaction by a low level jet. *Geophysical Research Letters*, 27(11), 1675-1678. <https://doi.org/10.1029/1999GL006091>
- Poveda, I., Rojas, C., Rudas, A., & Rangel, O.** (2004). El Chocó biogeográfico: ambiente físico. En O. Rangel (Ed.). 2004. *Colombia diversidad biótica IV. El Chocó biogeográfico/costa pacífica*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Quesada, R., Acosta, L., Garro, M., & Castillo, M.** (2012). Dinámica del crecimiento del bosque húmedo tropical, 19 años después de la cosecha bajo cuatro sistemas de aprovechamiento forestal en la Península de Osa, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 25(5), 56-66. <https://doi.org/10.18845/tm.v25i5.474>
- Quinto-Mosquera, H., & Moreno-Hurtado, F.** (2011). Dinámica de la biomasa aérea en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 64(1), 5917-5936. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/38557>
- Quinto-Mosquera, H., & Moreno-Hurtado, F.** (2014). Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó biogeográfico. *Revista Árvore*, 38(6), 1123-1132. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600017>
- Quinto-Mosquera, H., & Moreno-Hurtado, F.** (2016). Precipitation effects on soil characteristics in tropical rain forests of the Chocó biogeographical region. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 69(1), 7813-7823. <http://dx.doi.org/10.15446/rfna.v69n1.54749>
- Quinto-Mosquera, H., & Moreno, F.** (2017a). Net primary productivity and edaphic fertility in two pluvial tropical forests in the Chocó biogeographical region of Colombia. *PLoS ONE*, 12(1), e0168211. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168211>
- Quinto-Mosquera, H., Rivas-Urrutia, Y., & Moreno-Hurtado F.** (2017b). Efectos de la fertilización del suelo sobre el crecimiento arbóreo en bosques pluviales tropicales del Chocó, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 1161-1173. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29442>

- Quinto-Mosquera, H., Hurtado, D., & Arboleda, J.** (2019). Influencia de las condiciones edáficas sobre la dominancia y diversidad de árboles en bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico. *Revista de Biología Tropical*, 67(6), 1278-1291. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i6.37517>
- R Development Core Team.** (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Restrepo, H., Orrego, S., Salazar-Urbe, J., Bullock, B., & Montes, C.** (2019). Using biophysical variables and stand density to estimate growth and yield of *Pinus patula* in Antioquia, Colombia. *Open Journal of Forestry*, 9, 195-213. <https://doi.org/10.4236/ojfor.2019.93010>
- Reed, S. C., Townsend, A. R., Taylor, P. G., & Cleveland C. C.** (2011). Phosphorus cycling in tropical forests growing on highly weathered soils. En E. Bünemann, A. Oberson, & E. Frossard (Eds.) *Phosphorus in Action* (pp. 339-369). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9_14)
- Rüger, N., Berger, U., Hubbell, S., Vieilledent, G., & Condit R.** (2011). Growth strategies of tropical tree species: Disentangling light and size effects. *PLoS ONE*, 6(9): e25330. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025330>
- Russo, S., Davies, S., King, D., & Tan, S.** (2005). Soil-related performance variation and distributions of tree species in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology*, 93(5), 879-889. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01030.x>
- Salisbury, F., & Ross, C.** (1994). *Fisiología vegetal* (4<sup>ta</sup> ed.). Grupo Editorial Iberoamérica S.A. de C.V.
- Santiago, L., Schuur, E., & Silvera, K.** (2005). Nutrient cycling and plant-soil feedbacks along a precipitation gradient in lowland Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 21(4), 461-470. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002464>
- Sayer, E., Wright, J., Tanner, E., Yavitt, J., Harms, K., Powers, J., Kaspari, M., García, M., & Turner, B.** (2012). Variable responses of lowland tropical forest nutrient status to fertilization and litter manipulation. *Ecosystems*, 15(3), 387-400. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9516-9>
- Schlesinger, W.** (1997). *Biogeochemistry: An analysis of global change*. Academic Press.
- Soong, J., Janssens, I., Grau, O., Margalef, O., Stahl, C., van Langenhove, L., Urbina, I., Chave, J., Dourdain, A., Ferry, B., Freycon, V., Herault, B., Sardans, J., Peñuelas, J., & Verbruggen, E.** (2020). Soil properties explain tree growth and mortality, but not biomass, across phosphorus-depleted tropical forests. *Scientific Reports*, 10, 2302. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58913-8>
- Statistical Graphics Corp.** (2002). *Statgraphics Plus Centurium XV, versión 19*. <https://www.statgraphics.com>
- Sullivan, B., Alvarez-Clares, S., Castle, S., Porder, S., Reed, S., Schreeg, L., Cleveland, C., & Townsend, A.** (2014). Assessing nutrient limitation in complex forested ecosystems: alternatives to large-scale fertilization experiments. *Ecology*, 95(3), 668-681. <https://doi.org/10.1890/13-0825.1>
- Tanner E., Kapos, V., & Franco, W.** (1992). Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. *Ecology*, 73(1), 78-86. <https://doi.org/10.2307/1938722>
- Toledo, M., Poorter, L., Peña-Claros, A., Alarcón, M., Balcázar, J., Leño, C., Licona, J., Llanque, O., Vroomans, V., Zuidema P., & Bongers, F.** (2011). Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. *Journal of Ecology*, 99(1), 254-264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>
- Treseder, K., & Vitousek, P.** (2001). Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in Hawaiian rain forests. *Ecology*, 82(4), 946-954. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0946:EOSNAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0946:EOSNAO]2.0.CO;2)
- Turner, I. M.** (2001). *The ecology of trees in the tropical rain forest*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542206>
- Vitousek, P., Porder, S., Houlton, B., & Chadwick, O.** (2010). Terrestrial phosphorus limitation:

Mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 20(1), 5-15. <https://doi.org/10.1890/08-0127.1>

**Vitousek, P.** (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65(1), 285-298.

<https://doi.org/10.2307/1939481>

**Whitmore, T.** (1998). *An introduction to tropical rain forests* (2<sup>da</sup> ed.). Oxford University Press.

**Wright, J., Yavitt, J., Wurzbarger, N., Turner, B., Tanner, E., Sayer, E., Santiago, L., Kaspari, M., Hedin, L., Harms, K., García, M., & Corre, M.** (2011). Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology*, 92(8), 1616-1625. <https://doi.org/10.1890/10-1558.1>





UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



## Vegetative Growth of *Genipa americana* L. Accessions

### Crecimiento vegetativo de accesiones de *Genipa americana* L.

Maira Camila Montoya-Areiza<sup>1</sup> , Lucas Esteban Cano-Gallego<sup>2\*</sup> , Darío Antonio Castañeda-Sánchez<sup>1</sup> , Sergio Arango-Arcila<sup>3</sup> , Oscar de Jesús Córdoba-Gaona<sup>1</sup> 

Cano-Gallego, L. E. (2022). Vegetative growth of *Genipa americana* L. accessions. *Colombia Forestal*, 25(2), 45-56.

**Recepción:** 22 de octubre 2021

**Aprobación:** 1 de marzo 2022

#### Abstract

Jagua (*Genipa americana* L.) is widely distributed throughout the Americas. It has been used since ancient times due to the pigments extracted from its fruit. This study aimed to evaluate the vegetative growth of five Jagua accessions by adjusting non-linear models to dasometric growth variables. The accessions (Porce, Chigorodó, San Carlos, San Luis, and Vigía del Fuerte in Antioquia) were collected in the central-western region of Colombia. The growth, determined through plant height and stem diameter (at 0.10 and 1.30 m), was evaluated for 262 weeks in the municipality of Amalfi. A descriptive analysis of the growth behavior of each accession was performed, and the fit of four nonlinear functional models was evaluated. An influence of the accession factor on growth was found due the different growth rates. The Weibull model was the one with the best fit and predictive capacity, which confirmed the differences between accessions.

**Keywords:** jagua, growth analysis, Weibull model, tropical forest, non-timber forest resources.

#### Resumen

La Jagua (*Genipa americana* L.) se encuentra ampliamente distribuida en las Américas. Se ha utilizado desde tiempos ancestrales por la calidad del pigmento extraído de su fruto. Este estudio pretendió evaluar el crecimiento vegetativo de cinco accesiones de Jagua mediante el ajuste de modelos no lineales a variables dasométricas de crecimiento. Las accesiones (Porce, Chigorodó, San Carlos, San Luis y Vigía del Fuerte en Antioquia) fueron recolectadas en la región centro-occidental de Colombia. El crecimiento, determinado a través de la altura total y diámetro estimado a 0.10 y 1.30 m del suelo, fue evaluado durante 262 semanas en el municipio de Amalfi. Se realizó un análisis descriptivo del comportamiento del crecimiento de cada accesión y se evaluó el ajuste de cuatro modelos funcionales no lineales. Se constató una influencia del factor de adhesión sobre el crecimiento como consecuencia de las diferentes tasas de crecimiento. El modelo de Weibull fue el de mejor ajuste y capacidad predictiva, lo cual confirmó las diferencias entre accesiones.

**Palabras clave:** jagua, análisis de crecimiento, modelo de Weibull, bosque tropical, productos forestales no maderables.

1 Departamento de Ciencias Agronómicas, Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.

2 Support professional, Centro de investigación La Selva, Agrosavia. Rionegro, Colombia.

3 Ecoflora Cares. Sabaneta, Antioquia

\* Corresponding author: [canog@agrosavia.org.co](mailto:canog@agrosavia.org.co)

## INTRODUCTION

The jagua (*Genipa americana* L.) is a neotropical plant belonging to the Rubiaceae family. It is native to the Amazon basin and grows naturally from tropical to subtropical forests in Latin America (Brauch *et al.*, 2016; Francis, 2000; Náthia-Neves & Meireles, 2018). The jagua has a straight stem, dark green leaves, golden yellow flowers, and a fruit in the shape of a green ovoid berry, which turns greyish when it ripens and has a light brown pulp that envelops the center of the seed (Moura *et al.*, 2016). In Colombia, this species is distributed in the departments of Antioquia, Quindío, Risaralda, Amazonas, Cundinamarca, and Boyacá, where it is called *jagua* or *huito* (Pinto-Ruiz *et al.*, 2018). Said species is used both for its wood characteristics and its fruit –which has various medicinal, nutritional, and cosmetic attributes– thus leading to an extractive activity without any care for conservation or knowledge about the species (Santos *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2018). Jagua trees are fast-growing and a good option of economic importance for small farmers. Nevertheless, even with all the knowledge about the productive potential of *G. americana* in tropical regions, the available information is scarce, especially regarding exploration, production, and initial growth studies (Paiva *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2011). Therefore, the development of evaluation studies of genetical diversity can yield valuable information for both plant improvement and commercial production programs (Jesus *et al.*, 2019). The wide geographic distribution of *G. americana*, mainly in different forests in wet tropical and subtropical regions from Brazil to Mexico, implies a plant with high plasticity and adaptability (Gonçalves *et al.*, 2013; Santiago & Paoli, 2007). In addition, the different responses reported for this plant through various environmental conditions suggest a variation of *G. americana* biotypes as it adapts to the specific requirements of the site where it grows (Gonçalves *et al.*, 2013; Petit & Montagnini, 2004; Santiago & Paoli, 2007). Consequently, the evaluation of biotypes of the same

species collected in contrasting environments would be expected to obtain a differential response of genotypes under particular environmental evaluation conditions. In the case of *G. americana*, studies evaluating the physiological efficiency both indirectly (Barbosa *et al.*, 2007; Mielke *et al.*, 2003) and directly (Petit & Montagnini, 2004; Santiago & Paoli, 2007; Santiago *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018) have been reported. However, this type of work is still scarce for this species. Growth analysis has been based on the descriptive examination of variables or functional polynomial expressions (Paine *et al.*, 2012). Thus, understanding the functioning of agricultural systems, as complex as they are, requires constructing models of the system's efficiency based on environmental parameters, soil components, and interactions between components (Arredondo & Castañeda-Sánchez, 2020). Therefore, this study aims to evaluate the growth of the five origins of *G. americana* in the vegetative stage by adjusting non-linear models to growth variables.

## MATERIALS AND METHODS

### Location

This study was conducted in the village of El Encanto (6° 78' 26.6" N; 75° 09' 09.3 W, and an elevation of 1000 masl), in the municipality of Amalfi, department of Antioquia, Colombia, which is located in a tropical wet forest life zone (T-wf), with an average annual rainfall of 1968 mm and a bimodal distribution, in which there is a rainy season (March-April) and a drought season (August-September), with an average yearly temperature of 24.2 °C and a relative humidity of 74.6%.

### Characteristics of the study site

The properties of the soil where the study was conducted were as follows. The textural class was

sandy clay, and the composition was: pH: 5.1; MO 3.1%; P: 2 mg kg<sup>-1</sup>.soil; S: 5 mg.kg<sup>-1</sup>.soil; Ca: 0.75 cmolc.kg<sup>-1</sup>; Mg: 0.30 cmolc.kg<sup>-1</sup>; K: 0.08 cmolc.kg<sup>-1</sup>; CICE: 1.8 cmolc.kg<sup>-1</sup>; Fe: 101 mg.kg<sup>-1</sup>; Mn: 3 mg.kg<sup>-1</sup>; and Cu: 1 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn: 1 mg.kg<sup>-1</sup>. The type of landscape in this area is mountainous, with ridges, rows, beams, hills, and intramontane valleys, with lithological materials such as quartz diorite, an intrusive igneous rock corresponding to the Antioquia batholith (the study was located under this material with hill-type slopes). Lower hills with little slopes (12-25%) are towards the center of the Porce river; in the more distal parts of the nearby valley, there are hills with steeper slopes (25-50%) and underdeveloped soils (Jaramillo, 1989). [Table 1](#) summarizes the annual mean environmental variables registered for the evaluation period between 2014 and 2019.

**Experimental conditions.** The treatments consisted of five (5) origins of *G. americana* L., called Vigía del Fuerte, Porce (Amalfi), Rafael, San Luis, and Chigorodó ([Figure 1](#)). [Table 2](#) lists the main environmental characteristics of the five regions or origins of the evaluated genotypes.

The germination of seeds was carried out in the sand, with daily irrigation for 45 days until the seedlings were between 2 and 3 cm high. The seedlings were transplanted into bags with a substrate distributed in equal proportions of sand, soil, and organic matter, and they were kept under shade conditions until they reached a height between 30 and 40 cm. Sowing was carried out in June 2015

within 7 x 7 m. Each accession of *G. americana* was randomly distributed in plots of 2400 m<sup>2</sup> with 49 plants, considering the plant as the experimental unit (replication), for a total experimental area of 12 000 m<sup>2</sup>.

**Evaluated variables.** The total height of the plants was determined with a measuring tape if they were less than 3 m, and with a clinometer (Suunto Tandem/360PC/360R®) if they were taller. The diameter was recorded at 0.1 m from the ground (D10) using a caliper in plants with a height of less than 3 m and at 1.3 m (D130) using a measuring tape in taller plants (Diameter at Breast Height (DBH)). Eight evaluations were carried out within a period of six months, namely in July and October 2015, March and August 2016, June 2017, March 2018, April 2019, and May 2020.

### Statistical analysis

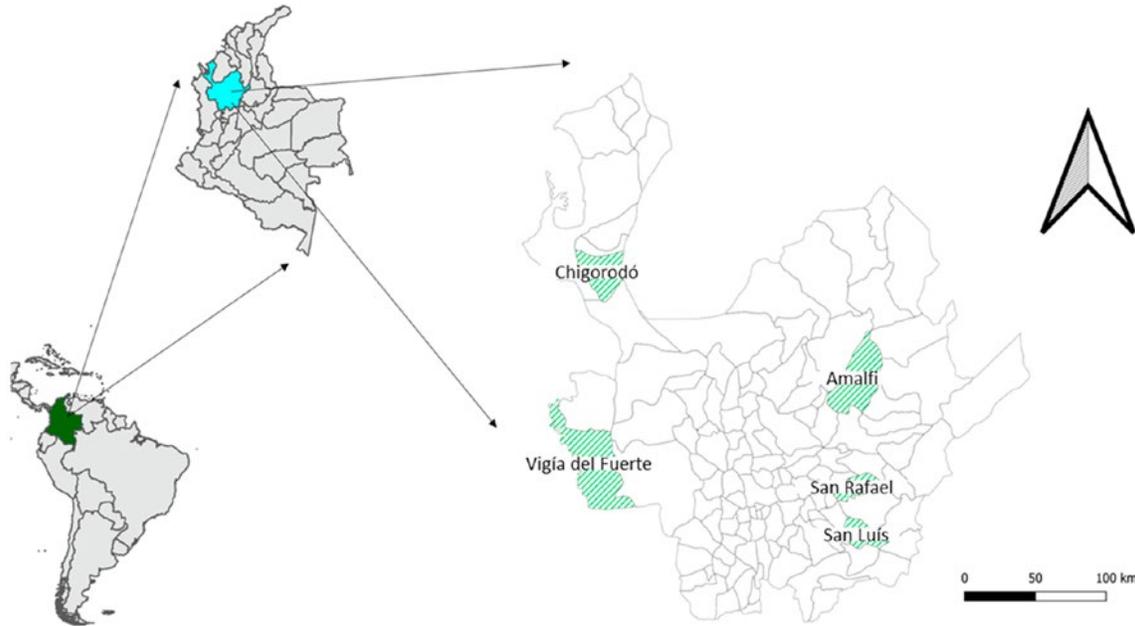
The growth of the trees from each origin was modeled through the behavior of the plants' height, D10, and D130 over time. Additionally, each variable was taken as a response according to the origin factor, with its five levels, in order to evaluate significant differences ( $p < 0.05$ ) in their means. Growth comparisons between the different accessions were performed independently at each measurement. The growth over time was evaluated by means of nonlinear models. After the Shapiro-Wilk normality test, it was found that the residuals distribution of the analysis of variance models did not

**Table 1.** Climatic characteristics of the municipality of Amalfi (Antioquia), place of evaluation of the *Genipa americana* origins. The data were taken from the EPM El Mango Porce II weather station (2014-2019).

Parameter	Year					
	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Mean temperature (°C)	23.3	23.6	23.5	22.7	22.5	22.9
Maximum temperature (°C)	25.0	25.6	25.3	24.8	24.4	24.8
Minimum temperature (°C)	21.3	21.4	21.5	20.8	20.6	21.0
Relative humidity (%)	79.5	79.6	81.4	81.8	84.0	84.2
Annual rainfall (mm)	1776.3	1098.3	2168.7	1415.0	1843.7	1790.1

exhibit normality for plant height and diameters D10 and D130 ( $p = 2.2e-16$ ). Therefore, in order to compare the variables between the different sources, the non-parametric Kruskal-Wallis

test was used; the *post-hoc* test used Fisher's least significant difference criterion, and the Bonferroni adjustment method was used in the *agricolae* package on the R software (de Mendiburu, 2021).



**Figure 1.** Geographical location of the municipalities from which the five accessions of *Genipa americana* come. Place of evaluation: Amalfi, Antioquia, Colombia.

**Table 2.** Edaphoclimatic characteristics of the areas of origin of the *Genipa americana* accessions

Place of origin	Temperature (°C)	Rainfall (mm/year)	RH <sup>(1)</sup> %	Edaphic characteristics
San Luis	23.76	4579	67	Colluvial relief, strongly undulating. The slopes vary between 25-70% of inclination. Soils developed from colluvial deposits, with good drainage and moderately coarse textures.
San Rafael	21.94	3965	68	The colluvial relief is strongly undulating, with slopes greater than 20%. The soils derived from igneous rocks are deep, well-drained, and with moderately fine textures.
Chigorodó	28.36	3800	65	Alluvial fan geoforms. The relief varies from flat to slightly flat, with slopes of less than 3%. These are soils developed from mixed alluvium, with a good level of depth and moderately fine textures.
Vigía del Fuerte	28.42	5100	74	Flat relief with slopes of less than 3%. Soils developed from fine alluvium and accumulations of organic matter, with fluctuating ground-water tables and medium and fine textures.
Porce	22.6	3641	64	Strongly undulating. Steep reliefs with slopes between 25-75%. Soils developed from undifferentiated metamorphic rocks, with volcanic ash deposits, good drainage, and fine textures.

<sup>(1)</sup> Relative humidity (RH)

Source: IGAC (2007)

## Functional growth analysis

The fit and predictive capacity of four nonlinear functional models, which are frequently used to represent plant growth, were evaluated. The mathematical expressions for these models are described below:

$$y_R = \frac{\alpha}{(1+e^{-b(x-k)})^{\frac{1}{\delta}}} \quad (1)$$

$$Y_L = c + \frac{\alpha}{1+e^{b(x-k)}} \quad (2)$$

$$Y_W = \alpha e^{-e^{b(\log(x)-\log(k))}} \quad (3)$$

$$y_G = c + \alpha e^{-e^{b(x-k)}} \quad (4)$$

where  $y_R$ ,  $y_L$ ,  $y_W$ , and  $y_G$  refer to the response variables (height and diameters at 0.10 and 1.30 m) estimated using Richards (1), logistic (2), Weibull (3), and Gompertz (4) non-linear models, respectively.  $\alpha$  is the value of the maximum growth (asymptote),  $b$  is a positive value that depends on the initial condition of the population,  $\kappa$  is growth rate,  $x$  is time, and  $c$  is the intercept in the  $y$ -axis (Karadavut *et al.*, 2010). The  $c$  parameter was considered, with (Gompertz-4 and logistic-4) and without it (Gompertz-3 and logistic-3), only in the logistic and Gompertz models.

The Gompertz and logistic models were evaluated with four and three parameters; the Richards and Weibull models were adjusted with three parameters since the  $c$  parameter was not significant within them. The estimation of the parameters of the models with the best fit to the data was determined through the Akaike (AIC) and Bayesian (BIC) information criteria (Motulsky & Christopoulos, 2003).

The prediction capacity of each model under study was evaluated using the RMSPD criterion (root mean squared predictive difference of errors). If the RMSPD value is closer to zero, the model will have a better prediction (Hastie *et al.*, 2009). All of the above was performed using R software (de Mendiburu, 2021).

## RESULTS

### Descriptive growth analysis

All the accessions show a stable trend in weeks 6 to 48 for plant height, whereas, for the stem diameter, these show an increasing behavior. Plants aged between 48 and 70 (all the accessions) exhibited an abrupt increase in growth rates, reaching a maximum peak at the age of 70 weeks in the plant height variable and possibly also in D10, since, at that age, the diameter was measured at 1.30 m from the ground (Figure 2). However, the growth rates in the plants of the Porce, Chigorodó, and Vigía del Fuerte accessions were higher compared to those of the others, which would explain the greater height and D10 reached by them. Plants aged between 70 and 150 weeks of all the accessions showed a decrease in the weekly growth rates, but they stabilized after 150 weeks of age. However, in the plants of the Chigorodó accession, the growth rate continued to be higher in comparison with the others, which explains that, when these plants reached an age of 262 weeks, they showed the highest significant height (8.18 m); they were followed by the Porce accession (7.56 m), San Carlos (7.02 m), San Luis (6.55 m), and Vigía del Fuerte (6.49) (Figure 2, Table 3).

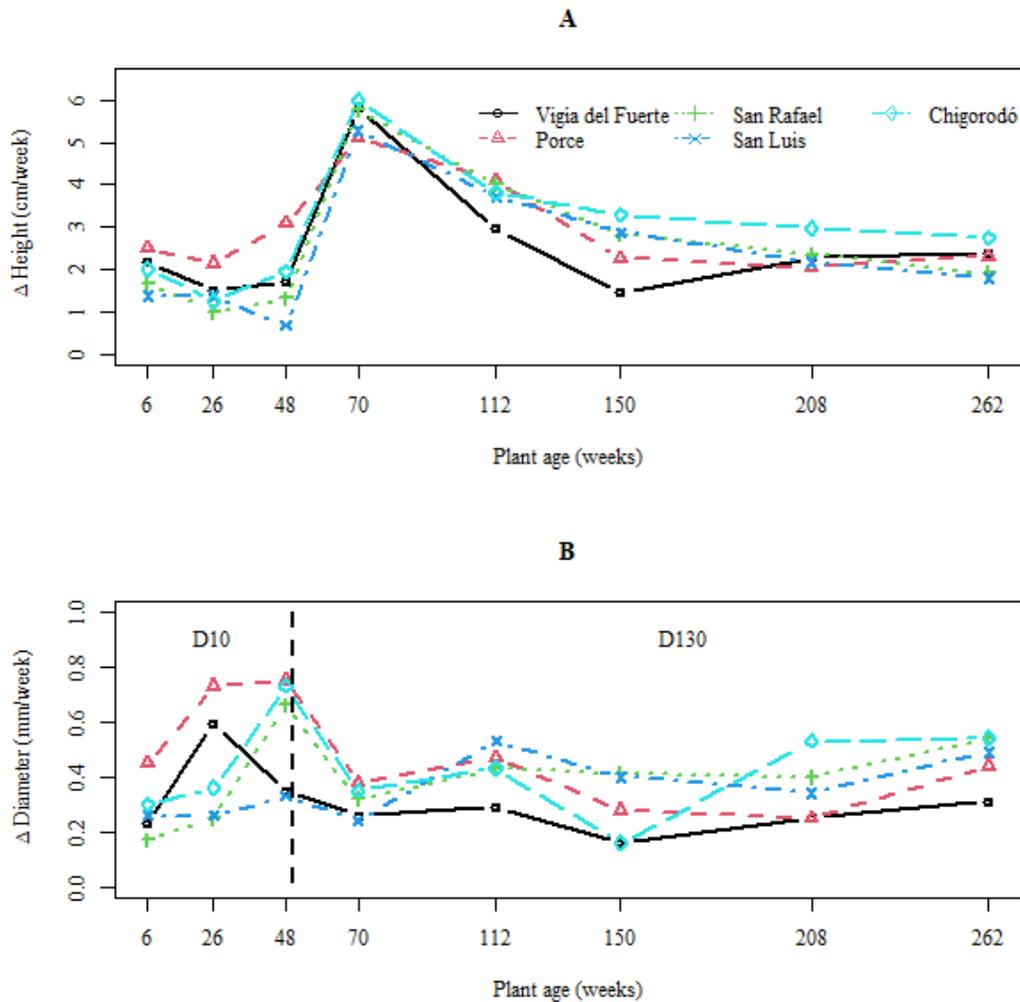
At six weeks of development, the different accessions already showed significant differences ( $p < 0.05$ ) regarding plant height and stem diameter. With six weeks of development, the Porce accession stood out with the highest plant height and the largest trunk diameter, surpassing the other four origins (Vigía del Fuerte, San Rafael, San Luis, and Chigorodó). This behavior remained constant for these variables in the following evaluations: weeks 26, 48, 70, 112, and 208 (Table 3). On the contrary, in the last evaluation, the Vigía del Fuerte origin was the genetic material with the lowest average height (6.49 m) (Table 3). For the stem diameter variable (D10), recorded for up to 48 weeks (1 year) of development, the material from Porce stood out as the one with the largest diameter (3.37 cm), significantly surpassing the rest of the origins. From week 70 until the evaluation carried out at

week 212 (4 years), it was observed that Porce and Chigorodó stood out as the origins with the highest growth in stem diameter. However, in the last evaluation, conducted five years after establishment, Chigorodó, San Rafael, and San Luis showed the highest values for this variable, significantly surpassing Porce and Vigía del Fuerte (Table 3).

### Functional models of growth

Table 4 shows the magnitude taken for the adjustment criteria (BIC and AIC) and prediction

(RMSPD) for the different models (Gompertz-3, logistic-4, logistic-3, and Weibull) adjusted for the height growth of the plants according to their origin. Considering the BIC and AIC information criteria, the Weibull model was the one with the lowest value for these predictors in each of the origins, so it was considered the one that best describes plant growth for all origins. Likewise, the best fit reported by the Weibull model indicates that it has a high predictive capacity, given its  $RMSPD < 1.18$  for the plant height variable of *G. americana*, in comparison with the other three evaluated models.



**Figure 2.** Weekly growth in plant height (A) and stem diameter (B) for the five accessions of *Genipa americana*. D10: Stem diameter at 0.10 m from the ground until week 48. D130: Stem diameter at 1.30 m from the ground between 48 and 262 weeks.

**Table 3.** Plant height and stem diameter 0.10 and 1.30 m from the ground for the five provenances of *Genipa americana* during the vegetative phase

Origin	Plant age (week) / Evaluation date							
	6	26	48	70	112	150	208	262
	06/11/2015 (24) <sup>(1)</sup>	10/30/2015 (44)	03/31/2016 (13)	09/01/2016 (35)	05/20/2017 (25)	03/17/2018 (11)	04/27/2019 (17)	05/05/2020 (19)
	<b>Plant height (m)</b>							
Vigía del Fuerte	0.13± (0.02) v <sup>(2)</sup>	0.43± (0.14) s	0.81± (0.27) q	2.09± (0.28) n	3.33± (0.58) l	3.88± (0.99) j	5.21± (1.18) g	6.49± (2.75) e
Porce	0.31± (0.11) tu	0.74± (0.13) q	1.42± (0.26) p	2.54± (0.39) m	4.26± (0.66) i	5.12± (0.81) g	6.31± (1.28) de	7.56± (1.38) b
San Rafael	0.10± (0.01) w	0.30± (0.10) u	0.59± (0.22) r	1.86± (0.29) no	3.55± (0.54) kl	4.62± (0.55) h	5.99± (0.85) e	7.02± (1.58) c
San Luis	— <sup>(3)</sup>	0.36± (0.08) tu	0.51± (0.12) r	1.67± (0.18) op	3.23± (0.52) l	4.32± (0.54) i	5.58± (0.81) f	6.55± (1.31) cd
Chigorodó	0.12± (0.02) vw	0.37± (0.13) st	0.80± (0.25) q	2.12± (0.38) n	3.72± (0.58) jk	4.97± (0.83) g	6.7± (1.00) c	8.18± (1.09) a
	<b>Stem diameter (cm)</b>							
	D10 <sup>(4)</sup>				D130 <sup>(5)</sup>			
Vigía del Fuerte	0.14± (0.05) l	1.31± (0.32) f	2.08± (0.70) c	1.84± (0.44) op	3.04± (0.72) l	3.63± (1.06) k	5.07± (1.32) g	6.77± (1.65) e
Porce	0.27± (0.07) j	1.73± (0.27) d	3.37± (0.54) a	2.69± (0.43) m	4.67± (0.90) h	5.72± (1.32) f	7.16± (1.75) e	9.56± (2.20) b
San Rafael	0.10± (0.02) m	0.59± (0.26) i	2.04± (0.73) c	2.23± (0.49) no	4.04± (0.81) ij	5.59± (0.99) f	7.92± (1.33) cd	10.83± (1.55) a
San Luis	—	0.68± (0.14) h	1.57± (0.27) e	1.71± (0.37) p	3.95± (0.52) j	5.47± (0.74) g	7.42± (1.12) d	10.04± (1.35) a
Chigorodó	0.18± (0.06) k	0.89± (0.35) g	2.5± (0.71) b	2.46± (0.53) mn	4.26± (0.74) i	4.86± (1.56) gh	7.91± (1.27) c	10.85± (1.41) a

<sup>(1)</sup> Week of the year corresponding to the measurement date. <sup>(2)</sup> Different letters in each column indicate significant differences between origins; tested by Kruskal-Wallis's test ( $p < 0.05$ ). <sup>(3)</sup> Not determined by asynchrony at the time of plant transplanting. <sup>(4)</sup> Stem diameter determined at 0.1 m from the ground. <sup>(5)</sup> Stem diameter determined at 1.3 m from the ground.

The theoretical Weibull model parameters that allow estimating the growth of plants according to their origin are presented in Table 5. According to the origin, the differences found confirm the dissimilarity in plant development for the vegetative phase, thus requiring specific models.

From the parameters indicated in Table 5, the growth curves were estimated for both plant height and trunk diameter variables, as shown in

Figure 3. A slow growth phase was evidenced until week 48, from which an increase in the slopes of the curves of all origins was observed, and it can be said that it corresponds to the exponential growth phase. Since the evaluations were made during the vegetative growth phase, it was not possible to observe the maximum asymptote, which has a slowdown in growth rates. It is why the typical sigmoidal curve cannot be observed.

**Table 4.** Statistical criteria for evaluating the fit and predictive capacity of different models at the height of *Genipa americana* plants from different accessions

Origin	Criteria	Growth model					
		Gompertz-4	Gompertz-3	Logistic-4	Logistic-3	Weibull	Richards
Vigía del Fuerte	BIC <sup>(1)</sup>	-(4)	1193.80	1193.80	1210.00	1183.60	1199.80
	AIC <sup>(2)</sup>	-	1178.20	1174.30	1194.40	1168.00	1180.20
	RMSPD <sup>(3)</sup>	-	1.19	1.18	1.22	1.18	1.53
Porce	BIC	1109.90	1113.40	1112.20	1156.60	1097.40	1119.50
	AIC	1089.40	1096.90	1091.60	1140.20	1081.00	1098.90
	RMSPD	0.81	0.82	0.81	0.86	0.80	0.90
Chigorodó	BIC	824.90	831.70	827.50	888.50	803.10	835.40
	AIC	805.20	815.90	807.80	872.80	787.40	815.70
	RMSPD	0.69	0.70	0.65	0.76	0.68	0.70
San Rafael	BIC	858.10	855.20	867.20	897.60	837.70	856.60
	AIC	838.50	839.50	847.80	881.90	822.00	837.00
	RMSPD	0.74	0.74	0.75	0.78	0.72	0.91
San Luis	BIC	699.30	699.40	702.00	735.60	684.30	694.20
	AIC	680.40	684.30	683.10	720.50	669.20	675.40
	RMSPD	0.67	0.68	0.68	0.72	0.67	0.91

<sup>(1)</sup> Bayesian information criteria. <sup>(2)</sup> Akaike's information criteria. <sup>(3)</sup> Mean square root of the prediction errors expressed in cm. <sup>(4)</sup> No convergence.

**Table 5.** Significant parameters ( $p < 0.01$ ) of the Weibull model adjusted to the plant height and stem diameter vegetative growth variables of five origins of *Genipa americana*

Origin	Parameter			Weibull model ( $f(x) = \alpha e^{-e^{b(\log(x)-k)}}$ )
	$\alpha$ <sup>(1)</sup>	b <sup>(2)</sup>	k <sup>(3)</sup>	
Plant height (H)				
Vigía del Fuerte	9.01	1.29	223.54	$f(H) = 9.01 * e^{-e^{1.19(\log(x)-223.54)}}$
Porce	9.05	1.27	171.04	$f(H) = 9.05 * e^{-e^{1.27(\log(x)-171.04)}}$
San Rafael	7.43	1.75	150.31	$f(H) = 7.43 * e^{-e^{1.75(\log(x)-150.31)}}$
San Luis	6.98	1.76	152.65	$f(H) = 6.98 * e^{-e^{1.76(\log(x)-152.64)}}$
Chigorodó	10.03	1.55	190.10	$f(H) = 10.03 * e^{-e^{1.55(\log(x)-190.1)}}$
Stem diameter (D)				
Vigía del Fuerte	52.20	0.87	2703.49	$f(H) = 52.20 * e^{-e^{0.87(\log(x)-2703.49)}}$
Porce	93.18	0.80	4579.37	$f(H) = 93.18 * e^{-e^{0.80(\log(x)-4579.37)}}$
San Rafael	134.23	1.17	2214.44	$f(H) = 134.23 * e^{-e^{1.17(\log(x)-2214.44)}}$
San Luis	101.64	1.18	1797.85	$f(H) = 101.64 * e^{-e^{1.18(\log(x)-1797.85)}}$
Chigorodó	129.72	-0.34	4181.16	$f(H) = 129.72 * e^{-e^{-0.34(\log(x)-4181.16)}}$

**(1)** Upper asymptote clarifies that it was not reached, since the plants were in a vegetative stage and in active growth. In this case, it is related to the maximum growth achieved. **(2)** Slope of the curve. **(3)** Inflection point indicating the change in growth rates. **(4)** Plant age in years.

Additionally, the higher growth exhibited by the plant accessions of Chigorodó and Porce, medium in San Rafael, and low in those of Vigía del Fuerte and San Luis was confirmed.

## DISCUSSION

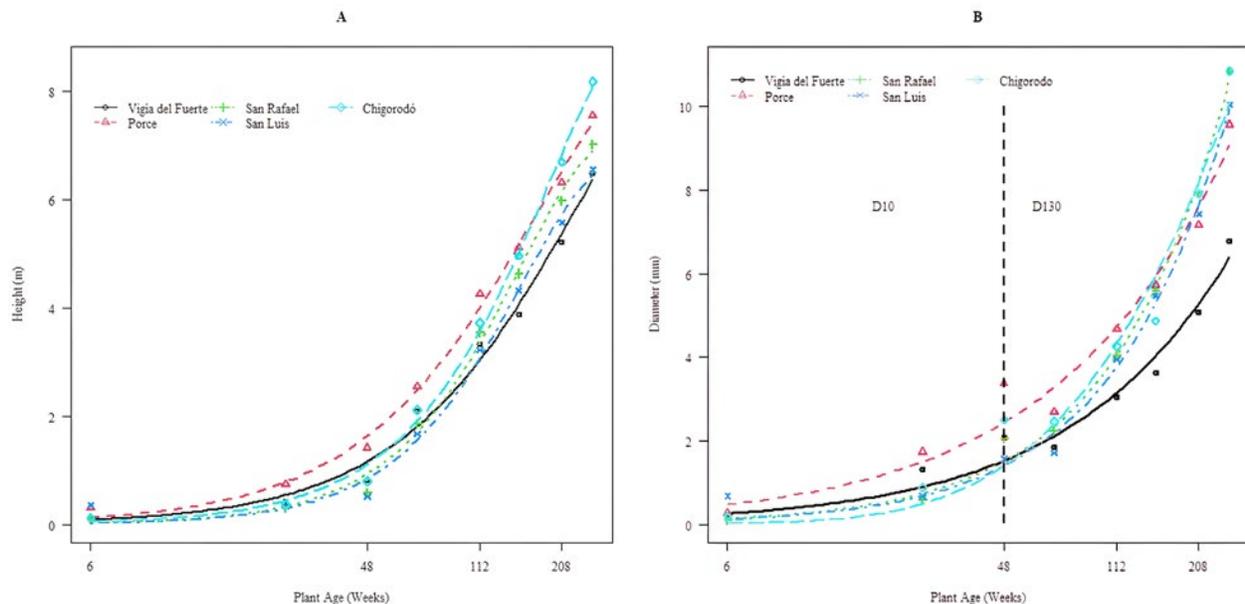
Plant growth is a parameter used to evaluate conditions such as genotype-environment adaptation

determined from height and diameter growth rates. Works carried out by [Paiva et al. \(2019\)](#) reported average annual increases of 10.2 cm in height and 3.10 mm in diameter for *G. americana* for the first year of growth. The results obtained in this study indicate that *G. americana* showed good development. The cultivar with the highest annual growth for the variables of plant height (42 cm. year<sup>-1</sup>) and stem diameter (7.1 mm. year<sup>-1</sup>) was Porce, while San Rafael was the one with the lowest increase (31 cm. year<sup>-1</sup> and 7 mm. year<sup>-1</sup>).

Authors such [Silva et al. \(2018\)](#) and [Petit & Montagnini \(2004\)](#) highlighted that *G. americana* is a species that presents high phenotypic plasticity. This allows it to adapt and grow adequately in contrasting environments. In this sense, their growth and development behavior allows highlighting the adaptability of *G. americana*, starting from the flexibility in its genetic structure, which can generate changes in response to environmental conditions and thus show great variability between populations ([Francis, 2000](#)).

According to [Jesus et al. \(2019\)](#), although *G. americana* occurs in natural reserves and

indigenous lands, agricultural expansion has caused a considerable loss of genetic variability in this species. It is expected that these variations are due to genotypic differences. In this regard, [Silva et al. \(2018\)](#) evaluated the diversity of 150 accessions from wild populations collected in only three states of Brazil, finding groups of diversity. Similar studies were conducted by [Jesus et al. \(2019\)](#) to evaluate the genetic diversity in the state of Sergipe (Brazil). These authors reported that the genetic similarity index (Jaccard index) between individuals was 60.4% on average, while the greatest distance of similarity obtained was observed between individuals (83.6 % ± 0.03), as well as the lowest genetic similarity between individuals (36.5 % ± 0.02). This indicates an intermediate genetic diversity, as found by [Cardoso et al. \(2019\)](#) in a study carried out in natural populations of *G. americana* in the Brazilian state of Sergipe. As previously indicated, differences were found in this study with regard to plant development for the variables of plant height and DBH during the vegetative phase according to the origin. Thus, it was necessary to adjust a growth curve for each origin ([Figure 3](#)) and thus adjust a



**Figure 3.** Weibull growth curves adjusted to the growth of five accessions of *Genipa americana*. A) Plant height and B. Stem diameter at breast height (DBH).

curve for each of the evaluated populations, which indicates the variability between the origins used.

The behavior of growth curves can vary according to the organisms, the phenotype, and the environment to which species are exposed. This is the reason why it is important that the curves of the models used to evaluate whether the growth of species fit the real data trend and that its parameters allow a biological interpretation (Karadavut *et al.*, 2008). The Weibull function is characterized by being highly flexible due to its shape and scale parameters; both parameters, according to Yang *et al.* (1978), have a positive numerical domain between zero and infinity. These authors have used the Weibull distribution function at the forest level to make predictions of timber yield, incorporating variables such as DBH, height, and age. They recommend its use due to its simplicity of application and straightforward interpretation. Díaz *et al.* (2017) conclude that the Weibull model applied to the diameter categories of *Pinus cooperi* is appropriate and has a good fit. Among the advantages of the Weibull distribution are its simple handling and flexibility to adopt different shapes with different degrees of bias; it can also be analytically integrated with the biological interpretation of its parameters.

Implementing models to predict growth has proven to be a valuable tool to describe plant growth accurately, continuously, and depending on the phenological stages. Hence, the Weibull model best describes and adjusts the vegetative stage of *G. americana*, thus allowing to complement the modeling of the life cycle of this species in future research.

## CONCLUSIONS

The Chigorodó origin was the population with the highest height and DBH after five years of growth, and the model that best describes the growth behavior for the five origins of *G. americana* L. is Weibull's model.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank ECOFLORA and Empresas Públicas de Medellín (EPM) for funding the project through the Research and Promotion of Native Species program within the framework of the EPM+REDD project in collaboration with ECOFLORA, a company interested in the knowledge and promotion of the species to produce genipina in the Porce area, Antioquia, Colombia.

## REFERENCES

- Arredondo, H. A. K., & Castañeda-Sánchez, D. (2020). El modelamiento en la floricultura. *Revista de La Facultad de Ciencias*, 9(2), 80-92. <https://doi.org/10.15446/rev.fac.cienc.v9n2.86791>
- Barbosa, R. M. T., de Almeida, A. A. F., Mielke, M. S., Loguercio, L. L., Mangabeira, P. A. O., & Gomes, F. P. (2007). A physiological analysis of *Genipa americana* L.: A potential phytoremediator tree for chromium polluted watersheds. *Environmental and Experimental Botany*, 61(3), 264-271. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2007.06.001>
- Brauch, J. E., Zapata-Porras, S. P., Buchweitz, M., Aschoff, J. K., & Carle, R. (2016). Jagua blue derived from *Genipa americana* L. fruit: A natural alternative to commonly used blue food colorants? *Food Research International*, 89, 391-398. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2016.08.029>
- Cardoso, M. N., Nascimento, A. L. S., De Oliveira, L. A. R., De Assunção, D. A., Machado, C. A., De Oliveira, A. C. A., De Jesus, A. S., Lédo, A. S., Archimínio, R. S., Rabbani, A. R. C., & Silva, A. V. C. (2019). Genetic diversity in native *Genipa americana* (Rubiaceae) populations in Sergipe, Brazil. *Genetics and Molecular Research*, 18(1), 18119. <https://doi.org/10.4238/gmr18119>
- de Mendiburu, F. (2021). *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package (1.3-5)*. Universidad La Molina.
- Díaz, V. M. A., Domínguez, C. P. A., & Rodríguez, O. G. (2017). Predicción del crecimiento y producción de

- Pinus cooperi* en el ejido El Brillante, Pueblo Nuevo, Durango. *Foresta Veracruzana*, 19(2), 33-40. <https://www.redalyc.org/journal/497/49753656003/>
- Francis, J. K. (2000). *Genipa americana* L. jagua, Genipa. In J. K. Francis & C. A. Lowe (Eds.), *Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales* (pp. 231-235). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry.
- Gonçalves, J. F. de C., Melo, E. G. de F., Ferreira, M. J., Silva, C. E. M. da, & Gomes, I. B. (2013). Crescimento, partição de biomassa e fotossíntese em plantas jovens de *Genipa spruceana* submetidas ao alagamento. *CERNE*, 19(2), 193-200. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200003>
- Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. (2009). *The Elements of Statistical Learning*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-84858-7>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) (2007). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras: departamento de Antioquia*. IGAC.
- Jaramillo, D. (1989). *Estudio general de suelos, erosión y uso potencial agropecuario para los proyectos hidroeléctricos Porce II y Porce III*. Empresas Públicas de Medellín, Unidad de Planeación, Estudios de Impacto Ambiental.
- Jesus, A. S. De, Filho, J. G. D. S., Teodoro, A. V., Cardoso, M. N., Nascimento, A. L. S., Ledo, A. D. S., & Silva, A. V. C. Da. (2019). Conservation, Utilization, Genetic and Chemodiversity of Germplasm of Genipap (*Genipa americana* L.) in Brazil. *Current Trends in Biomedical Engineering & Biosciences*, 18(4), 555995. <https://doi.org/10.19080/ctbeb.2019.18.555995>
- Karadavut, U., Kayi, S. A., Palta, Ç., & Okur, O. (2008). A Growth Curve Application to Compare Plant Heights and Dry Weights of Some Wheat Varieties. *Journal of Agriculture and Environmental Sciences*, 3(6), 888-892. [https://www.idosi.org/aejaes/jaes3\(6\)/15.pdf](https://www.idosi.org/aejaes/jaes3(6)/15.pdf)
- Karadavut, U., Palta, Ç., Kökten, K., & Bakoğlu, A. (2010). Comparative study on some non-linear growth models for describing leaf growth of maize. *International Journal of Agriculture and Biology*, 12, 227-230. [http://www.fspublishers.org/published\\_papers/64545\\_..pdf](http://www.fspublishers.org/published_papers/64545_..pdf)
- Mielke, M. S., Mielke, M. S., Almeida, A.-A. F. de, Gomes, F. P., Aguilar, M. A. G., & Mangabeira, P. A. O. (2003). Leaf gas exchange, chlorophyll fluorescence and growth responses of *Genipa americana* seedlings to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 50(3), 221-231. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(03\)00036-4](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(03)00036-4)
- Motulsky, H., & Christopoulos, A. (2003). *Fitting Models to Biological Data Using Linear and Nonlinear Regression. Fitting curves with GraphPad Prism*. GraphPad Prism Software Inc.
- Moura, S. S. M., Sampaio de Sousa, S. R., & Mendes Conde Júnior, A. (2016). *Genipa americana*: prospecção tecnológica. *Jornal Interdisciplinar de Biociências*, 1(2), 5. <https://revistas.ufpi.br/index.php/jibi/article/view/5174>
- Náthia-Neves, G., & Meireles, M. A. A. (2018). Genipap: A New Perspective on Natural Colorants for the Food Industry. *Food and Public Health*, 8, 21-33. <https://doi.org/10.5923/j.fph.20180801.04>
- Paine, C. E. T., Marthews, T. R., Vogt, D. R., Purves, D., Rees, M., Hector, A., & Turnbull, L. A. (2012). How to fit nonlinear plant growth models and calculate growth rates: an update for ecologists. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 245-256. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00155.x>
- Paiva, N. de J., Braga, S. S. R., Santana, A. da S. J., & Canto, L. do J. (2019). Crescimento e sobrevivência de *Genipa americana* L. no município de Macaíba (Rio Grande do Norte – Brasil). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 7(3), 088-093. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3595073>
- Petit, B., & Montagnini, F. (2004). Growth equations and rotation ages of ten native tree species in mixed and pure plantations in the humid neotropics. *Forest Ecology and Management*, 199(23), 243-257. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2004.05.039>
- Pinto-Ruiz, R., Urbina-Cruz, F. M., & Jiménez-Trujillo, T. J. A. (2018). *Genipa americana* L. In G. J. M. Palma & I. C. González-Rebeles (Eds.). *Recursos arbóreos y arbustivos tropicales para una ganadería bovina sustentable* (pp. 63-65). Universidad de Colima

[http://ww.ucol.mx/content/publicacionesenlinea/adjuntos/Recursos-arboreos-y-arbustivos-tropicales\\_462.pdf](http://ww.ucol.mx/content/publicacionesenlinea/adjuntos/Recursos-arboreos-y-arbustivos-tropicales_462.pdf)

Pinto, R. R., Urbina, C. F. M., & Jiménez, T. J. A. (2018). *Genipa americana* L. In G. J. M. Palma & I. C. González-Rebeles (Eds.). Recursos arbóreos y arbustivos tropicales para una ganadería bovina sustentable (pp. 63–65). Universidad de Colima. Colima, México.

[http://ww.ucol.mx/content/publicacionesenlinea/adjuntos/Recursos-arboreos-y-arbustivos-tropicales\\_462.pdf](http://ww.ucol.mx/content/publicacionesenlinea/adjuntos/Recursos-arboreos-y-arbustivos-tropicales_462.pdf)

Santiago, E. F., & Paoli, A. A. S. (2007). Respostas morfológicas em *Guibourtia hymenifolia* (Morric.) J. Leonard (Fabaceae) e *Genipa americana* L. (Rubiaceae), submetidas ao estresse por deficiência nutricional e alagamento do substrato. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(1), 131-140. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100013>

Santiago, R., Silva, N. H., Silva, F. P., Martins, M. C. B., Vasconcelos, T. L. de, Yano-Melo, A. M., Pereira, E. C., Santiago, R., Silva, N. H., Silva, F. P.,

Martins, M. C. B., Vasconcelos, T. L. de, Yano-Melo, A. M., & Pereira, E. C. (2018). Interactions of the lichen *Cladonia salzmännii* Nyl. with soil, microbiota, mycorrhizae and *Genipa americana*. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 18(3), 833-850.

<http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162018005002402>

Santos, A. R. F. dos, Silva-Mann, R., & Ferreira, R. A. (2011). Restrição hídrica em sementes de Jenipapo (*Genipa americana* L.). *Revista Árvore*, 35(2), 213-220.

<https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000200006>

Silva, A. V. C. da, Soares, A. N. R., Cardoso, M. N., Melo, M. F. de V., Muniz, E. N., & Ledo, A. D. S. (2018). Evaluation of Substrates for Jenipapo (*Genipa americana* L.) Seedlings Production. *Journal of Agricultural Science*, 10(2), 352.

<https://doi.org/10.5539/jas.v10n2p352>

Yang, R. C., Kozak, A., & Smith, J. H. G. (1978). The potential of Weibull-type functions as flexible growth curves. *Canadian Journal of Forest Research*, 8(4), 424-431.

<https://doi.org/10.1139/x78-062>





UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



## Modelos de biomasa aérea y subterránea de *Hevea brasilienses* y *Theobroma grandiflorum* en la Amazonía colombiana

### Above- and Below-Ground Biomass Models of *Hevea brasilienses* and *Theobroma grandiflorum* in the Colombian Amazon

Hernán J. Andrade<sup>1\*</sup> , José Alfredo Orjuela<sup>2</sup> , Carlos Hernández<sup>3</sup> 

Andrade, H. J., Orjuela, J. A., & Hernández, C. (2022). Modelos de biomasa aérea y subterránea de *Hevea brasilienses* y *Theobroma grandiflorum* en la Amazonía colombiana. *Colombia Forestal*, 25(2), 57-69.

**Recepción:** 18 de agosto 2021

**Aprobación:** 21 de febrero 2022

#### Resumen

Los modelos de biomasa son herramientas clave para estimar carbono en agroecosistemas. Esta investigación fue desarrollada en Caquetá, Colombia, en plantaciones y sistemas agroforestales. Se seleccionaron 41 árboles de *Hevea brasiliensis* y 40 de *Theobroma grandiflorum* para estimar la biomasa aérea ( $B_a$ ); y 19 y 12 árboles fueron excavados respectivamente para estimar biomasa subterránea ( $B_b$ ). Se ajustaron los modelos con base en el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el  $R^2$  ajustado, y los criterios de información de Akaike y Bayesiano. Los modelos recomendados para  $B_a$  en *H. brasiliensis* y *T. grandiflorum* fueron  $\ln(B_a) = -2.99 + 2.72 \cdot \ln(\text{DAP})$  y  $\ln(B_a) = -2.59 + 2.48 \cdot \ln(\text{D30})$ , respectivamente ( $B_a$ : kg.árbol<sup>-1</sup>; DAP: diámetro a la altura del pecho en cm; D30: diámetro del tronco a 30 cm de altura). Adicionalmente, se desarrollaron modelos con base en diámetro y altura, así como otros basados en el área de la copa. Estos modelos son un avance para mejorar las estimaciones de biomasa y carbono, alcanzando un Tier 2 (Nivel 2), en investigación y proyectos de mitigación.

**Palabras clave:** almacenamiento de carbono, excavación, mitigación, raíces, sistemas agroforestales.

#### Abstract

Biomass models are key tools for estimating carbon in agroecosystems. This research was conducted in Caquetá, Colombia, in plantations and agroforestry systems. A total of 41 trees of *Hevea brasiliensis* and 40 of *Theobroma grandiflorum* were sampled to estimate the above-ground biomass ( $A_b$ ); and 19 and 12 trees, respectively, were excavated to estimate the below-ground biomass ( $B_b$ ). The models were adjusted based on the determination coefficient ( $R^2$ ), the adjusted  $R^2$ , and Akaike's and the Bayesian information criteria. The recommended models for  $A_b$  in *H. brasiliensis* and *T. grandiflorum* were  $\ln(A_b) = -2.99 + 2.72 \cdot \ln(\text{DBH})$  and  $\ln(A_b) = -2.59 + 2.48 \cdot \ln(\text{D30})$ , respectively ( $A_b$ : kg.tree<sup>-1</sup>; DBH: diameter at breast height in cm; D30: trunk diameter at a 30 cm height). Additionally, models based on diameter and height were developed, as well as others based on the crown area. These models constitute an advancement in improving estimations of biomass and carbon, thus reaching Tier 2 in research and mitigation projects.

**Keywords:** carbon storage, excavation, mitigation, roots, agroforestry systems.

1 Grupo PROUCUT, Facultad de Ingeniería Agronómica, Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia.

2 Universidad de la Amazonía / Agrosavia. Florencia, Colombia.

3 Independiente.

\* Autor para correspondencia. [hjandrade@ut.edu.co](mailto:hjandrade@ut.edu.co)

## INTRODUCCIÓN

Las plantaciones de *Hevea brasiliensis* (caucho) son apetecidas alrededor del mundo por su valor económico y su importancia social (Fox *et al.*, 2012). *Theobroma grandiflorum* (copoazú) es un frutal amazónico ampliamente conocido en la región que ocasionalmente se produce en asociación con *H. brasiliensis* (Orjuela-Chaves *et al.*, 2014; Sterling *et al.*, 2015). En 2019 se cultivaron más de 12.3 millones de hectáreas de *H. brasiliensis* para la producción de látex en zonas tropicales, principalmente en el sur y sureste asiático y en África occidental, mientras que el país con mayor área en América del Sur fue Brasil, con 159 mil hectáreas (FAO, 2021). En 2020, Colombia presentaba alrededor de 8400 ha de caucho natural (FAO, 2021).

Una de las estrategias más empleadas para combatir el cambio climático es la captura de carbono (Chapman *et al.*, 2020; Doelman *et al.*, 2020; Rosenstock *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2019), la cual puede lograrse con sistemas forestales y/o agroforestales (Gomes *et al.*, 2020; Kongsager *et al.*, 2013; Ramachandra & Bharath, 2019). La compensación de emisiones por medio de plantaciones, entre estas las de *H. brasiliensis*, puede utilizarse en proyectos REDD+ (reducción de emisiones por deforestación, degradación forestal e incremento en almacenamiento de carbono) (Fox *et al.*, 2012; Kongsager *et al.*, 2013), lo cual también incluye la interface entre bosques, plantaciones y agricultura (Minang *et al.*, 2014).

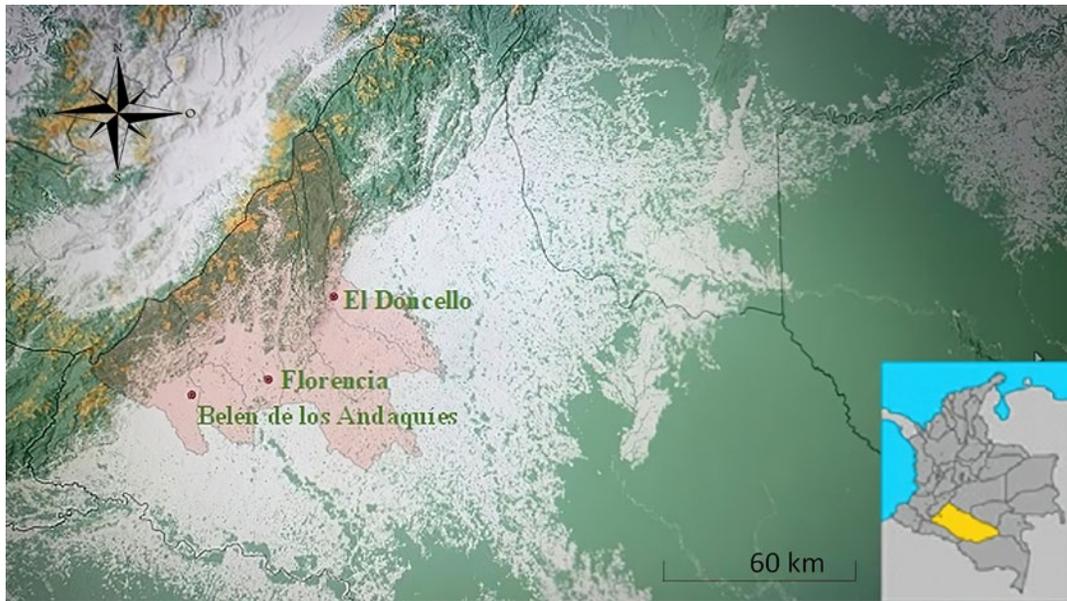
Se sabe que las plantaciones de caucho tienen un alto potencial para almacenar carbono, tal como estimaron Kongsager *et al.* (2013) en Ghana, quienes afirman que estas plantaciones tienen el mayor potencial de almacenamiento (214 Mg.ha<sup>-1</sup>, superior a lo encontrado en cacaotales y plantaciones de naranja y palma de aceite). A pesar de estos hallazgos, las estimaciones de biomasa en estos sistemas de producción presentan una gran variación (Tang *et al.*, 2009). Por tal motivo, es importante desarrollar modelos locales para reducir

la incertidumbre en las estimaciones (Andrade *et al.*, 2018; IPCC, 2013), con el fin de implementar estudios de ciclaje de nutrientes y carbono (Dossa *et al.*, 2008). El desarrollo de modelos locales permite alcanzar un Nivel 2 (Tier 2) en las estimaciones de biomasa y carbono (IPCC, 2013).

Los modelos alométricos permiten la predicción de la biomasa mediante características dasométricas de fácil medición como el diámetro del tronco. Dichas características son factores clave para la estimación de la contribución de los ecosistemas forestales al ciclo de carbono (Andrade *et al.*, 2018; Picard *et al.*, 2012). El desarrollo de modelos de biomasa basados en la cobertura arbórea o área de la copa es fundamental para impulsar los métodos de investigación en este campo y las metodologías de monitoreo de la captura de carbono (Anaya *et al.*, 2009; IPCC, 2003; Meyer *et al.*, 2018). Por ejemplo, en Colombia se han desarrollado modelos de biomasa aérea para pasturas y bosques naturales usando sensores remotos y cobertura arbórea (Anaya *et al.*, 2009). En este sentido, el objetivo de este trabajo fue desarrollar modelos alométricos para la predicción de la biomasa aérea y subterránea en árboles individuales de *H. brasiliensis* y *T. grandiflorum* en la Amazonía colombiana.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** El estudio se realizó en el departamento del Caquetá, situado en el noroeste de la región de la Amazonía colombiana, entre las coordenadas 00°42'17"S y 02°04'13" N y 74°18'39" y 79°19'35" O. Este departamento cuenta con una superficie de 88 965 km<sup>2</sup>, lo cual representa el 7.8 % del territorio nacional. La investigación se desarrolló en los municipios de El Doncello, Florencia y Belén de los Andaquíes, cuyo rango de altitud es de 312-480 m, con 26 °C de temperatura promedio, y 3500-3540 mm.año<sup>-1</sup> de precipitación promedio (Figura 1).



**Figura 1.** Localización del área de estudio: El Doncello, Florencia y Belén de los Andaquíes, Caquetá, Colombia.

**Selección de los sistemas de producción.** Con el apoyo de la Asociación de Reforestadores y Heveicultores del Caquetá (ASOHECA), se seleccionaron nueve fincas, tres por municipio, de producción tradicional de caucho (*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A.Juss.) Müll. Arg.) que estuvieran ubicadas en los sitios previstos de mayor concentración de cultivos de caucho en cada municipio. Se seleccionaron plantaciones de *H. brasiliensis* en monocultivo y sistemas agroforestales (SAF) con copoazú (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum.). Las plantaciones de monocultivo contaban con un espaciamiento de 7 x 2.8 m, mientras que en los SAF se empleaban líneas dobles de caucho a 3 x 3 m, con un espaciamiento de 7 m entre hileras dobles.

**Selección de individuos.** Se seleccionaron 41 árboles de *H. brasiliensis*, sin importar su clon, de entre 1 y 50 años de edad, con un rango de diámetro a la altura del pecho (DAP) de 3.2 a 49.7 cm y una altura total (AT) entre 3.4 y 21.6 m. Los árboles muestreados correspondieron a los clones IAN 710, FX 3864, FDR 5788, FX 4098 y FX 25. Asimismo, se seleccionaron 40 árboles de *T. grandiflorum* con diámetro del tronco a 30 cm de altura (D30) entre 3.3 y 23.6 cm y una AT de 2.1 a

7.6 m. Los árboles seleccionados eran típicos de su especie y tenían dimensiones de acuerdo con el rango de tamaños comúnmente encontrados en estos sistemas de producción. Se consideraron clases diamétricas para tener varios individuos de cada clase. Todos los individuos seleccionados provenían de fincas con topografía ondulada y características muy similares en los tres municipios de estudio. En el mismo sentido, se procuró que la distancia entre los individuos muestreados fuera igual o mayor a 250 m. De estos individuos, 19 de *H. brasiliensis* ( $1.9 < \text{DAP} < 50.2$  cm) y 12 de *T. grandiflorum* ( $2.4 < \text{D30} < 24.4$  cm) fueron aleatoriamente seleccionados de diferentes clases diamétricas, en aras de extraer su sistema radicular para la construcción de modelos de biomasa subterránea.

**Medición, corte y estimación de biomasa.** Se midieron los siguientes parámetros en los individuos seleccionados: el diámetro del tronco (DAP para *H. brasiliensis* y D30 para *T. grandiflorum*), la altura total (AT), la altura a la base de la copa (AB) y el área de la copa (AC), estimada como un círculo midiendo dos diámetros perpendiculares de la proyección de la copa. Los diámetros de los troncos se midieron con cinta diamétrica y las

alturas y los diámetros de copa con cinta métrica. Estas dimensiones fueron tomadas estando los árboles en pie, pero luego se verificaron las alturas una vez se cosecharon los árboles. Los individuos seleccionados se cortaron lo más bajo posible y se procesaron el mismo día para reducir el error por pérdida de humedad de la materia fresca e inicio del proceso de descomposición. Cada árbol fue dividido en componentes (fuste, ramas y hojas), los cuales se pesaron en fresco, tomando una submuestra de cerca de 300 g para estimar la materia seca (60 °C hasta llegar a peso constante) y calcular la biomasa por componente y total por individuo.

La extracción de los sistemas radiculares para la estimación de la biomasa subterránea se realizó empleando el método de excavación semimecánica, que consiste en la excavación manual de la raíz apoyada por tracción mecánica. Los sistemas radiculares se extrajeron de un polígono de Voronoi delimitado por la mitad de las distancias entre un individuo y su vecino más cercano (Defrenet *et al.*, 2016; Levillain *et al.*, 2011), asumiendo que las raíces que quedan por fuera del polígono son compensadas por aquellas de las plantas vecinas dentro del mismo. Posteriormente, las raíces se limpiaron manualmente y se separaron por clases de tamaño, tomando las gruesas (diámetro > 2 mm). Luego se pesaron en húmedo y se llevaron muestras de 300 g al laboratorio para determinar el contenido de humedad. De la misma forma, se estimó la relación entre la biomasa subterránea y aérea ( $B_b/B_a$ ).

**Prueba y selección de los modelos de mejor ajuste.** Se probaron los supuestos de normalidad, independencia y homogeneidad de varianzas. El supuesto de normalidad se evaluó mediante la prueba de Shapiro Wilk modificada y la gráfica Q-Q. Se verificó el supuesto de independencia para garantizar que las unidades de muestreo no dependieran de la homogeneidad de varianza, utilizando el gráfico de dispersión de residuos vs. predichos.

Se realizó el análisis de correlación de Pearson entre las variables dependientes (biomasa aérea y subterránea) y las independientes (D30, DAP, AT, AB y AC) para observar cuáles variables dasométricas explicaban mejor la biomasa. Se probaron modelos genéricos, algunos con transformaciones logarítmicas (Loetsch *et al.*, 1973), con la biomasa como variable dependiente en función de aquellas variables independientes con las que tuvo mejor coeficiente de correlación (Andrade *et al.*, 2014; Picard *et al.*, 2012).

Los modelos de mejor ajuste se seleccionaron con base en lo siguiente: a) mayores coeficientes de determinación ( $R^2$  y  $R^2$  ajustado) y b) un coeficiente de información de Akaike (AIC), un coeficiente bayesiano de información y una raíz del cuadrado medio del error (RCME) menores (Andrade *et al.*, 2018; Picard *et al.*, 2012; Segura & Andrade, 2008). Los análisis estadísticos se desarrollaron en Infostat©. Asimismo, se siguieron las recomendaciones de Cifuentes-Jara *et al.* (2014) para el reporte de ecuaciones alométricas y se estudiaron los gráficos de dispersión de residuos para ver posibles problemas de sesgo y heterocedasticidad, así como la lógica biológica del modelo, tal como recomiendan Andrade *et al.* (2014) y Segura y Andrade (2008).

Los mejores modelos se compararon con otros desarrollados en otros sitios, como los de Brahma *et al.* (2017) para *H. brasiliensis* en India, basados en el diámetro del tronco a 2 m de altura (Ecuaciones 1 y 5); los de Monroy-Rivera y Nívar-Cháidez (2004) (Ecuación 2); los de Moreno *et al.* (2005) para Colombia (Ecuaciones 3 y 6); y los de Sone *et al.* (2014) en Sumatra (Ecuaciones 4 y 7):

$$B_a = \exp^{-3.31+0.95 \cdot \ln(dap^2 \cdot at)} * 1.02 \quad \text{Ec. 1}$$

$$B_a = -548.448 + 0.008684 * dap^2 * at + 27.48 * at + 6.949 * dap \quad \text{Ec. 2}$$

$$B_a = 0.0041 * cap^{2.596} \quad \text{Ec. 3}$$

$$B_a = 0.144 * dap^{2.40} \quad \text{Ec. 4}$$

$$B_b = \exp^{-2.64+0.60 \cdot \ln(dap^2 \cdot at)} * 1.04 \quad \text{Ec. 5}$$

$$B_b = 0.0022 * cap^{2.357} \quad \text{Ec. 6}$$

$$B_b = 0.0661 * dap^{2.02} \quad \text{Ec. 7}$$

Donde:

$B_a$ : biomasa aérea (kg.árbol<sup>-1</sup>);  $B_b$ : biomasa subterránea (kg.árbol<sup>-1</sup>);  $dap$ : diámetro a la altura del pecho (cm);  $at$ : altura total (m); y  $cap$ : circunferencia del tronco a la altura del pecho (cm).

Los estimados de los mejores modelos obtenidos en este estudio y de los modelos de referencia se compararon mediante el error relativo medio, método propuesto por van Breugel *et al.* (2011).

## RESULTADOS

**Características de los árboles muestreados.** La  $B_a$  de los árboles de *H. brasiliensis* varió entre 0.1 kg.árbol<sup>-1</sup> y 1.8 Mg.árbol<sup>-1</sup>, en contraste con valores entre 0.3 y 181.7 kg.árbol<sup>-1</sup> para los individuos de *T. grandiflorum* (Figura 2). La  $B_b$  de esos árboles muestreados varió de 0.18 a 327.9 kg.árbol<sup>-1</sup> en *H. brasiliensis* y de 0.09 a 21.0 kg.árbol<sup>-1</sup> en *T. grandiflorum* (Figura 2), lo cual arroja relaciones  $B_b/B_a$  de  $0.38 \pm 0.1$  y  $0.10 \pm 0.01$ , respectivamente. En *H. brasiliensis* se observa la típica curva de reducción de la  $B_b/B_a$  a medida en que crecen los árboles (de 1.5 a 0.2), tendencia que no fue detectada en *T. grandiflorum* (Figura 3).

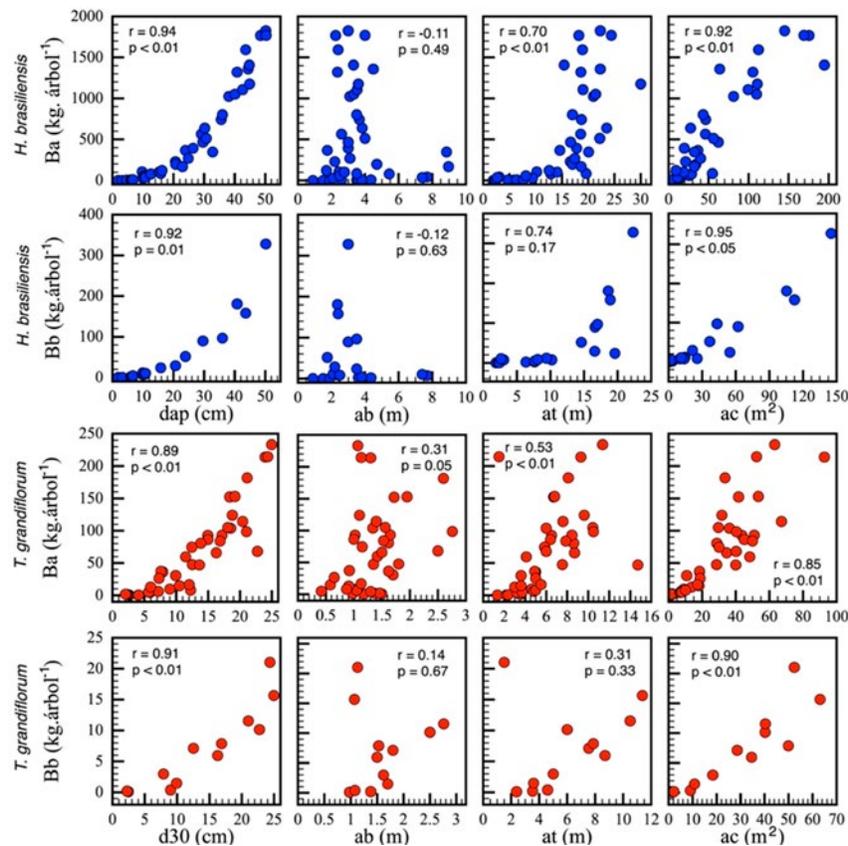
**Correlación entre variables.** Se encontró que las variables dasométricas que mejor explicaron la  $B_a$  y  $B_b$  fueron el DAP en *H. brasiliensis* y el D30 en *T. grandiflorum*, con coeficientes de correlación de Pearson entre 0.89 y 0.94 (Figura 2). La AC también presenta un gran poder de explicación de  $B_a$  y  $B_b$ , al presentar coeficientes de correlación de Pearson de 0.85 a 0.95, siendo levemente superior el de *H. brasiliensis*. La AT y la AB no se correlacionaron bien con la biomasa, con valores de  $r$  entre -0.12 y 0.31 (Figura 2). Estos resultados indican que la  $B_a$  y  $B_b$  se pueden estimar en función del diámetro del tronco y de la AC.

**Modelos de mejor ajuste.** Los modelos de mejor ajuste explicaron la variabilidad de la biomasa entre un 84 y 97 %, siendo más exactos para

aquellos para *H. brasiliensis* que los desarrollados para *T. grandiflorum* (Tabla 1). Los mejores modelos se basaron en el diámetro del tronco y, en todos los casos, la inclusión de la AT como segunda variable independiente no mejoró el ajuste del modelo, reduciéndolo incluso en algunos casos. De la misma manera, se presentó un muy buen ajuste de aquellos modelos alométricos que estiman la  $B_a$  y  $B_b$  en función del AC de los árboles ( $0.91 < R^2 < 0.95$ ).

A pesar de los adecuados estadígrafos de ajuste, el análisis de residuos permitió observar sesgos y problemas de heterocedasticidad en tamaños grandes de los árboles de *H. brasiliensis*. Así, se definieron los rangos de tamaño donde es recomendable aplicar los modelos por medio de curvas continuas en cada uno de los gráficos (Figura 4). Aunque las curvas punteadas son la estimación con los modelos generados, no es recomendable aplicarlos a esos tamaños de árboles, debido principalmente a problemas de sesgo. No se detectaron problemas de heterocedasticidad ni de lógica biológica en los modelos desarrollados en los rangos recomendados ni en los árboles de *T. grandiflorum* (Figura 5).

La comparación de los estimados con los otros desarrollados para *H. brasiliensis* permitió verificar el ajuste de dichos modelos y la ventaja de su aplicación en los sistemas de producción de caucho del Caquetá, Colombia. En el caso de la  $B_a$ , el modelo de mejor ajuste desarrollado en el estudio (Figura 6) presentó un error relativo medio de 33 %, en comparación con los valores entre 39 y 55 % encontrados en los estimados realizados con los modelos de Brahma *et al.* (2017), Monroy-Rivera y Nívar-Cháidez (2004), Moreno *et al.* (2005) y Sone *et al.* (2014). Entretanto, el modelo generado en este estudio para estimar la  $B_b$  presentó una mayor exactitud, con un error relativo medio del 20 %, menor que los errores de las estimaciones con los otros modelos, cuyos errores son del 22 al 52 % (Figura 5) (Brahma *et al.*, 2017; Moreno *et al.*, 2005; Sone *et al.*, 2014).

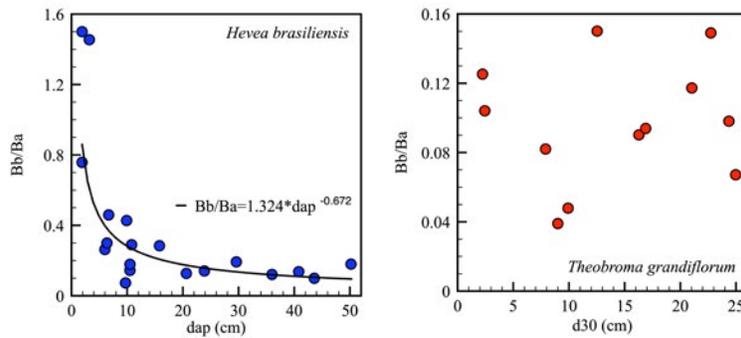


**Figura 2.** Correlación entre la biomasa aérea ( $B_a$ ) y subterránea ( $B_b$ ) y el diámetro del tronco (DAP: diámetro a la altura del pecho; D30: diámetro a 30 cm de altura), la altura a la base de la copa (AB), la altura total (AT) y el área de la copa (AC) en *Hevea brasiliensis* y *Theobroma grandiflorum* en el departamento del Caquetá, Colombia.

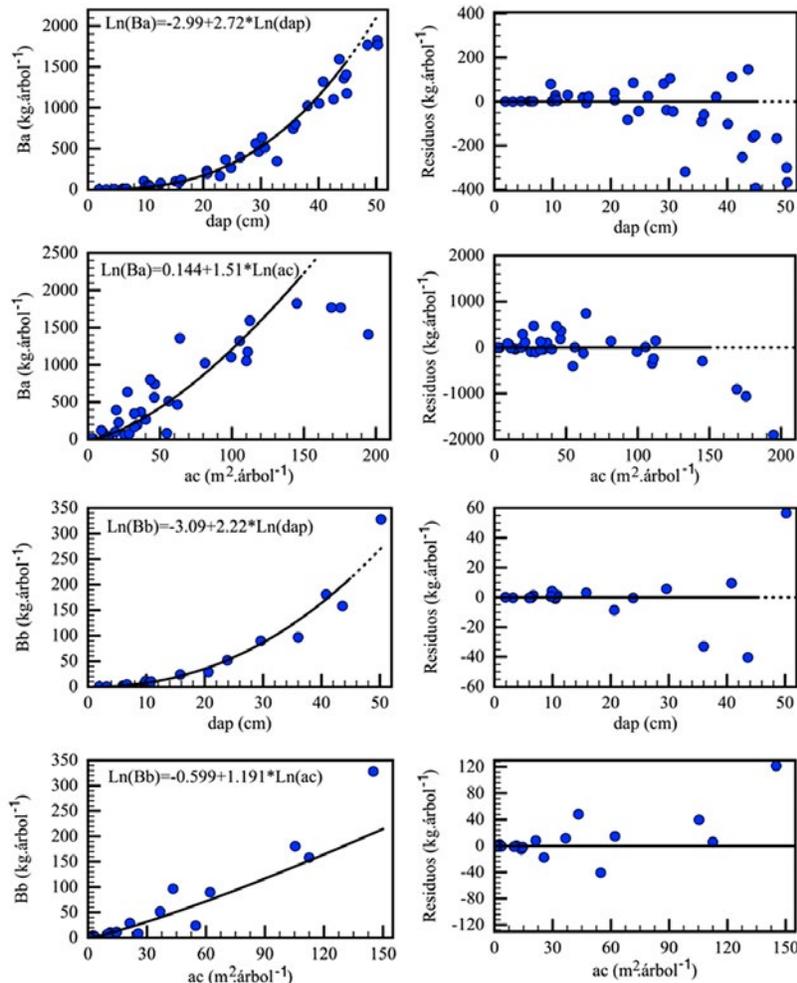
**Tabla 1.** Modelos de mejor ajuste para la estimación de la biomasa aérea y subterránea de árboles individuales de *Hevea brasiliensis* y *Theobroma grandiflorum* en el departamento del Caquetá, Colombia.

Modelo	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> aj	AIC	BIC	RCME
<i>Hevea brasiliensis</i>					
Biomasa aérea					
$\ln(B_a) = -2.99 + 2.72 \cdot \ln(\text{DAP})$	0.97	0.97	55.3	60.5	0.44
$\ln(B_a) = -3.09 + 2.532 \cdot \ln(\text{DAP}) + 0.262 \cdot \ln(\text{AT})$	0.97	0.97	55.8	62.7	0.43
$\ln(B_a) = 0.144 + 1.508 \cdot \ln(\text{AC})$	0.91	0.91	98.4	104.0	0.75
Biomasa subterránea					
$\ln(B_b) = -3.09 + 2.22 \cdot \ln(\text{DAP})$	0.99	0.99	6.85	9.68	0.25
$\ln(B_b) = -3.123 + 2.13 \cdot \ln(\text{DAP}) + 0.119 \cdot \ln(\text{AT})$	0.99	0.99	8.11	11.9	0.24
$\ln(B_b) = -0.599 + 1.191 \cdot \ln(\text{AC})$	0.94	0.93	37.00	39.9	0.55
<i>Theobroma grandiflorum</i>					
Biomasa aérea					
$\ln(B_a) = -2.59 + 2.48 \cdot \ln(\text{D30})$	0.84	0.84	96.0	101.0	0.75
$\ln(B_a) = -2.865 + 2.135 \cdot \ln(\text{D30}) + 0.654 \cdot \ln(\text{AT})$	0.86	0.86	92.8	99.5	0.70
$\ln(B_a) = -0.741 + 1.408 \cdot \ln(\text{AC})$	0.95	0.94	53.4	58.5	0.44
Biomasa subterránea					
$\ln(B_b) = -3.92 + 2.07 \cdot \ln(\text{D30})$	0.88	0.87	27.9	29.4	0.60
$\ln(B_b) = -3.977 + 2.045 \cdot \ln(\text{D30}) + 0.0063 \cdot \ln(\text{AT})$	0.88	0.86	29.9	31.8	0.60
$\ln(B_b) = -3.21 + 1.46 \cdot \ln(\text{AC})$	0.95	0.95	16.9	18.3	0.38

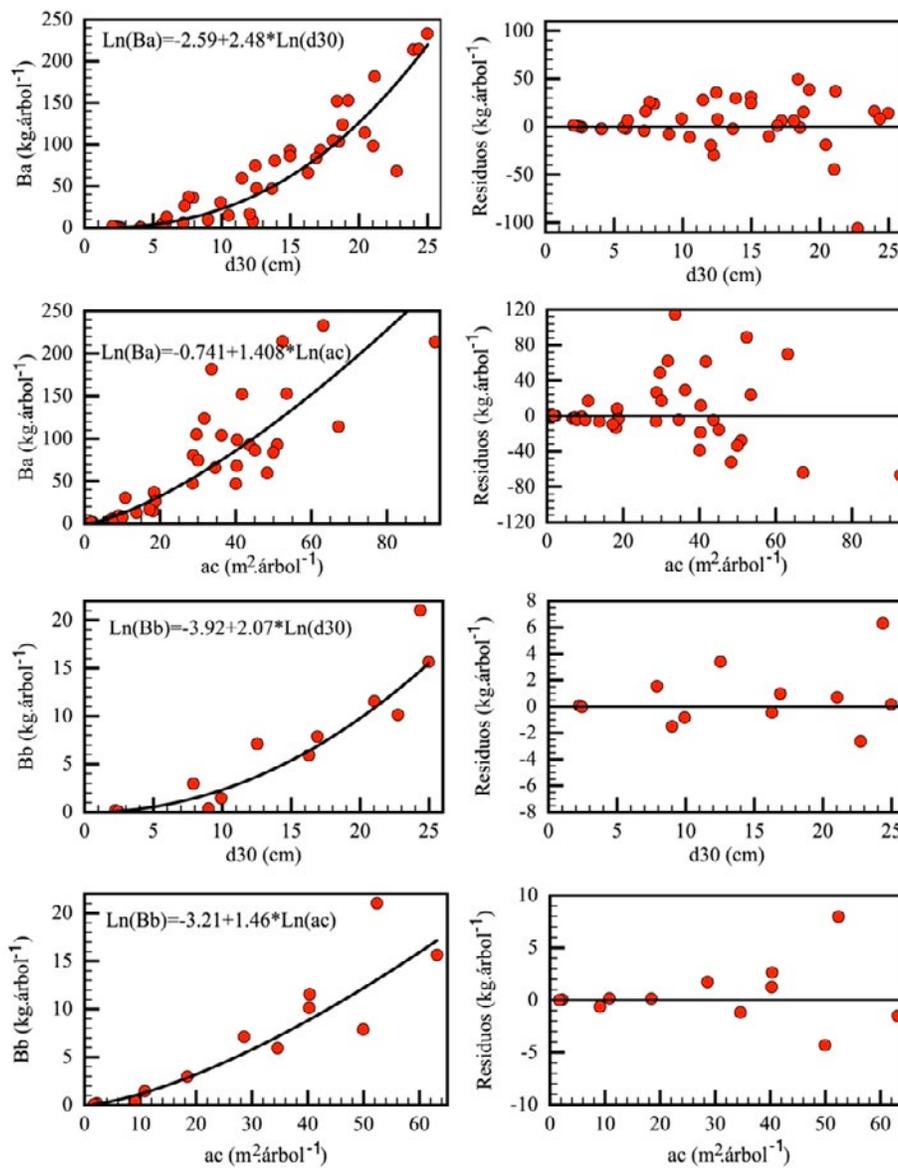
$B_a$ : biomasa aérea (kg. árbol<sup>-1</sup>);  $B_b$ : biomasa subterránea (kg. árbol<sup>-1</sup>); DAP: diámetro a la altura del pecho (cm); D30: diámetro del tronco a 30 cm de altura (cm); AT: altura total (m); AC: área de copa (m<sup>2</sup>); R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación; R<sup>2</sup>aj: R<sup>2</sup> ajustado; AIC: coeficiente de información de Akaike; BIC: coeficiente bayesiano de información; RCME: raíz del cuadrado medio del error.



**Figura 3.** Relación entre el diámetro del tronco (a la altura del pecho, DAP, y a 30 cm de altura, D30) y la relación biomasa subterránea/biomasa aérea ( $B_b/B_a$ ) en árboles individuales de *Hevea brasiliensis* y *Theobroma grandiflorum* en el departamento del Caquetá, Colombia.



**Figura 4.** Modelos de mejor ajuste y sus correspondientes figuras de residuos para la estimación de la biomasa aérea y subterránea con base en el diámetro del tronco a la altura del pecho y área de la copa de árboles individuales de *Hevea brasiliensis* en el departamento del Caquetá, Colombia.  $B_a$ : biomasa aérea;  $B_b$ : biomasa subterránea; DAP: diámetro del tronco a la altura del pecho; AC: área de la copa. Las líneas continuas representan el rango de biomasa donde se recomienda la aplicación de los modelos desarrollados.



**Figura 5.** Modelos de mejor ajuste y sus correspondientes figuras de residuos para la estimación de la biomasa aérea y subterránea con base en el diámetro del tronco a 30 cm de altura y el área de la copa de árboles individuales de *Theobroma grandiflorum* en el departamento del Caquetá, Colombia.  $B_a$ : Biomasa aérea;  $B_b$ : biomasa subterránea;  $D_{30}$ : diámetro del tronco a 30 cm de altura;  $AC$ : área de la copa.

## DISCUSIÓN

**Relación  $B_b/B_a$ .** La relación encontrada se convierte en otra herramienta importante y útil para estimar la biomasa subterránea en *H. brasiliensis*, lo que permite incrementar los estimados de biomasa y carbono en ~38 %. Aunque la tendencia no fue tan clara

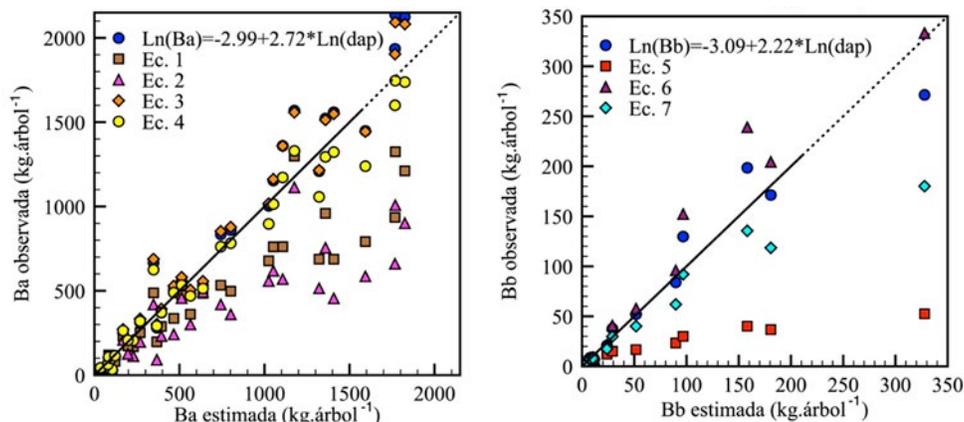
en *T. grandiflorum*, la inclusión de ese componente de biomasa incrementa los estimados en ~10 %. Este tipo de herramientas es muy valioso pero muy escaso en la literatura científica (Cairns *et al.*, 1997; Kuyah *et al.*, 2012; Kalita *et al.*, 2015; Magalhães, 2015; Magalhães & Seifert, 2015). Esta herramienta permite mejorar las estimaciones de biomasa y

carbono con mínima inversión de recursos técnicos y financieros.

**Modelos de biomasa.** Las relaciones alométricas encontradas en este estudio ya han sido ampliamente descritas en diferentes estudios sobre otras especies (Andrade *et al.*, 2018; Chave *et al.*, 2005; Segura & Kanninen, 2005; Sione *et al.*, 2019) y en modelos para *H. brasiliensis* (Brahma *et al.*, 2017; Monroy-Rivera & Návar-Cháidez, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Sone *et al.*, 2014). No se detectaron modelos de biomasa desarrollados previamente para árboles de *T. grandiflorum*, lo que demuestra la importancia de estos hallazgos. Las transformaciones logarítmicas son métodos ideales y usualmente empleados para lograr linealizar datos dispersos y generar modelos de biomasa (Andrade *et al.*, 2018; Picard *et al.*, 2012). Hay pocos o nulos modelos de biomasa basados en el área de la copa en la literatura científica, usualmente herramientas sencillas para estimar esta variable que emplean herramientas como fotografía aérea o imágenes de satélite de alta resolución (Anaya *et al.*, 2009; Meyer *et al.*, 2018).

Los modelos de mejor ajuste, además de presentar los mejores estadígrafos, también resultan ser los más prácticos porque emplean una sola variable a medir: el diámetro. Esto reduce sensiblemente el error en mediciones y estimaciones (Andrade *et al.*, 2018; Segura & Kanninen, 2005). Los modelos que más se aproximan a las estimaciones de los presentes son los de Brahma *et al.* (2017), desarrollados en India para biomasa aérea, y los de Moreno *et al.* (2005) para la biomasa aérea y subterránea en Colombia. Sin embargo, siempre se recalca el uso de modelos locales (Álvarez *et al.*, 2012; Andrade *et al.*, 2014; IPCC, 2003), los cuales mejoran las estimaciones debido a que consideran las situaciones específicas en un área de estudio determinada. Esto reconfirma la importancia de desarrollar modelos locales para reducir las incertidumbres y la exactitud en las estimaciones de los créditos de carbono (Andrade *et al.*, 2018; IPCC, 2013).

Es importante recalcar los rangos de aplicación de los modelos desarrollados en este artículo. Así, los modelos para *H. brasiliensis* deben usarse en árboles con  $DAP < 45$  cm y  $AC < 150$  m<sup>2</sup>,



**Figura 6.** Comparación de los estimados de los modelos de mejor ajuste para la estimación de la biomasa aérea y subterránea de árboles individuales de *Hevea brasiliensis* en el departamento del Caquetá, Colombia, y los recomendados por Brahma *et al.* (2017) (Ec. 1:  $B_a = \exp(-3.31+0.95*\ln(dap^{2*at})) * 1.02$  y Ec. 5:  $B_b = \exp(-2.64+0.60*\ln(dap^{2*at})) * 1.04$ ), de Monroy-Rivera y Návar-Cháidez (2004) (Ec. 2:  $B_a = -548.448+0.008684*dap^2 * at + 27.48 * at + 6.949 * dap$ ), de Moreno *et al.* (2005) (Ec. 3:  $B_a = 0.0041 * cap^{2.596}$  y Ec. 6:  $B_b = 0.0022 * cap^{2.357}$ ) y de Sone *et al.* (2014) (Ec. 4:  $B_a = 0.144 * dap^{2.40}$  y Ec. 7:  $B_b = 0.0661 * dap^{2.02}$ ).  $B_a$ : biomasa aérea (kg.árbol<sup>-1</sup>);  $B_b$ : biomasa subterránea (kg.árbol<sup>-1</sup>); DAP: diámetro a la altura del pecho (cm); AT: altura total (m); CAP: circunferencia del tronco a la altura del pecho (cm). Las líneas continúan representan el rango de biomasa donde se recomienda la aplicación de los modelos desarrollados.

mientras que los modelos alométricos para *T. grandiflorum* deben emplearse en árboles con un D30 menor a 25 cm y un AC máximo de 80 m<sup>2</sup>. El uso de estos modelos en rangos de tamaño diferentes a los mencionados podría causar graves errores en las estimaciones por posibles sesgos.

## CONCLUSIONES

La relación entre biomasa subterránea y biomasa aérea permite incluir el componente radicular, estimando la biomasa total y la exactitud en las estimaciones. El uso de esta herramienta mejora las estimaciones de los créditos de carbono con mínima inversión.

Los modelos alométricos que presentaron el mejor ajuste para estimar la biomasa aérea y subterránea de *H. brasiliensis* y *T. grandiflorum* mostraron los mejores estadígrafos (tal como  $R^2 > 0.84$ ) y menores errores relativos de estimación. Los mejores modelos resultaron ser aquellos en los cuales solo se incluye una variable independiente, ya sea el diámetro del tronco a la altura del pecho o el área de copa de los árboles, lo que demuestra su sencillez y facilidad de uso. El uso de área de copa para estimar la biomasa de estas dos especies representa una oportunidad para emplear sistemas de información geográfica que empleen fotografías aéreas o imágenes de satélite de alta resolución o el uso de drones. Sin embargo, debe profundizarse la investigación en este y otros sistemas agroforestales.

Se espera que estas herramientas sean útiles en investigación sobre carbono y ciclaje de nutrientes, así como en proyectos de carbono tal como aquellos orientados hacia mercados voluntarios y proyectos de reducción de emisiones por deforestación y degradación.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los productores que permitieron el muestreo y corte de árboles en sus plantaciones de caucho; a ASOHECA por el apoyo en la selección

y el contacto con los productores involucrados en la investigación; y a los estudiantes y profesores de la Universidad de la Amazonía que contribuyeron en el trabajo de campo de la investigación.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen ningún conflicto de intereses.

## CONTRIBUCIONES POR AUTOR

H. J. A. y J. A. O. idearon la investigación. J. A. O. y C. H. realizaron la investigación en terreno y tomaron los datos en campo. H. J. A. analizó los datos y redactó el borrador del manuscrito. Todos los autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

## REFERENCIAS

- Álvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., Salas, G., Valle, I., Lema, A., Moreno, E., Orrego, S. & Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 267, 297-308. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.013>
- Anaya, J. A., Chuvieco, E., & Palacios-Orueta, A. (2009). Aboveground biomass assessment in Colombia: a remote sensing approach. *Forest Ecology and Management*, 257, 1237-1246. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.016>
- Andrade, H. J., Segura, M. A., Fera, M., & Suárez, W. (2018). Above-ground biomass models for coffee bushes (*Coffea arabica* L.) in Líbano, Tolima, Colombia. *Agroforestry Systems*, 92(3), 775-784. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-0047-4>
- Andrade, H. J., Segura, M. A., & Forero, L. A. (2014). *Desarrollo de modelos alométricos para volumen de madera, biomasa y carbono en especies leñosas*

- perennes: conceptos básicos, métodos y procedimientos*. Sello Editorial Universidad del Tolima.
- Brahma, B., Sileshi, G. W., Nath, A. J., & Das, A. K. (2017). Development and evaluation of robust tree biomass equations for rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations in India. *Forest Ecosystems*, 4, 14. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0101-3>
- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H., & Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s004420050201>
- Chapman, M., Walker, W. S., Cook-Patton, S.C., Ellis, P. W., Farina, M., Griscom, B. W., & Baccini, A. (2020). Large climate mitigation potential from adding trees to agricultural lands. *Global Change Biology*, 26(8), 4357-4365. <https://doi.org/10.1111/gcb.15121>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Cifuentes-Jara, M., Henry, M., Réjou-Méchain, M., Wayson, C., Zapata-Cuartas, M., Piotto, D., Alice-Guier, F., Castañeda-Lombis, H., Castellanos-López, E., Cuenca-Lara, R., Cueva-Rojas, K., del Águila-Pasquel, J., Duque-Montoya, A., Fernández-Vega, J., Jiménez-Galo, A., López, O. R., Marklund, L. G., Michel-Fuentes, J. M. ... Westfall, J. (2014). Guidelines for documenting and reporting tree allometric equations. *Annals of Forest Science* 72, 763-768. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0415-z>
- Defrenet, E., Rounsard, O., van den Meersche, K., Charbonnier, F., Pérez-Molina, J. P., Khac, E., Prieto, I., Stokes, A., Roumet, C., Rapidel, B., de Filho, M. V. E., Vargas, V. J., Robelo, D., Barquero, A., & Jourdan, C. (2016) Root biomass, turnover and net primary productivity of a coffee agroforestry system in Costa Rica: effects of soil depth, shade trees, distance to row and coffee age. *Annals of Botany*, 118, 833-851. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw153>
- Doelman, J. C., Stehfest, E., van Vuuren, D. P., TabEAU, A., Hof, A. F., Braakhekke, M. C., Gernaat, D. E. H. J., van den Berg, M., van Zeist, M., Daioglou, V., van Mijil, H., & Lucas, P. L. (2020). Afforestation for climate change mitigation: Potentials, risks and trade-offs. *Global Change Biology*, 26(3), 1576-1591. <https://doi.org/10.1111/gcb.14887>
- Dossa, E., Fernandes, E. C. M., Reid, W. S., & Ezui, K. (2008). Above-and belowground biomass, nutrient and carbon stocks contrasting an open-grown and a shaded coffee plantation. *Agroforestry Systems* 72, 103-115. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9075-4>
- FAO (2021). FAOSTAT. <http://www.fao.org/faostat/es/#data/QCL>
- Fox, J., Vogler, J. B., Sen, O. L., Giambelluca, T. W., & Ziegler, A. D. (2012). Simulating land-cover change in montane mainland Southeast Asia. *Environmental Management* 49:968-979. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9828-3>
- Gomes, L.C., Bianchi, F. J. J. A., Cardoso, I. M., Fernandes, R. B. A., Fernandes Filho, E. I., & Schulte, R. P. O. (2020). Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 294, 106858. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106858>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2003). Supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto Protocol. En J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraiishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa & T. Ngara (Eds.), *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, Japan* (p. 590). Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). *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*. IPCC.
- Kalita, R. M., Das, A. K., & Nath, A. J. (2015). Allometric equations for estimating above-and belowground biomass in Tea (*Camellia sinensis* (L.) O. Kuntze) agroforestry system of Barak Valley, Assam,

- northeast India. *Biomass and Bioenergy*, 83, 42-49. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.08.017>
- Kongsager, R., Napier, J. & Mertz, O. (2013). The carbon sequestration potential of tree crop plantations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 18, 1197-1213. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9417-z>
- Kuyah, S., Dietz, J., Muthuri, C., Jamnadass, R., Mwangi, P., Coe, R., & Neufeldt, H. (2012). Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: II. Belowground biomass. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 158, 225-234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.010>
- Levillain, J., Thongo M'Bou, A., Deleporte, P., Saint-André, L., & Jourdan, C. (2011). Is the simple auger coring method reliable for below-ground standing biomass estimation in Eucalyptus forest plantations? *Annals of Botany*, 108(1), 221-230. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr102>
- Loetsch, F., Haller, K. E., & Zöhrer, F. (1973). *Forest inventory* (2 ed., vol. II). BLV Verlagsgesellschaft.
- Magalhães, T. M., & Seifert, T. (2015). Tree component biomass expansion factors and root-to-shoot ratio of Lebombo ironwood: measurement uncertainty. *Carbon Balance and Management*, 10(1), 9. <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0019-4>
- Magalhães, T. M. (2015). Allometric equations for estimating belowground biomass of *Androstachys johnsonii* Prain. *Carbon Balance and Management*, 10(1), 16. <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0027-4>
- Meyer, V., Saatchi, S., Clarck, D. B., Keller, M., Vicent, G., Ferraz, A., Espírito-Santo, F., Oliveira, M. V. N. D., Kaki, D., & Chave, J. (2018). Canopy area of large trees explains aboveground biomass variations across neotropical forest landscapes. *Biogeosciences*, 15(11), 3377-3390. <https://doi.org/10.5194/bg-15-3377-2018>
- Minang, P. A., Duguma, L. A., Bernard, F., Mertz, O., & van Noordwijk, M. (2014). Prospects for agroforestry in REDD+ landscapes in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6, 78-82. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.015>
- Monroy-Rivera, C., & Nívar-Cháidez, J. J. (2004). Ecuaciones de aditividad para estimar componentes de biomasa de *Hevea brasiliensis* Muell. Arg., en Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 10(2), 29-43. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61710203>
- Moreno, J. A., Salcedo, J. D. B., Nieves, H. E., & Buitrago, C. E. (2005). Modelo alométrico general para la estimación del secuestro de carbono por plantaciones de caucho *Hevea brasiliensis* Mull. Arg. en Colombia. *Colombia Forestal*, 9(18), 5-21. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2005.1.a01>
- Orjuela-Chaves, J. O., Andrade, H. J., & Vargas-Valenzuela, Y. (2014). Potential of carbon storage of rubber (*Hevea brasiliensis* Müll. Arg.) plantations in monoculture and agroforestry systems in the Colombian Amazon. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17, 231-240. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93931761009>
- Picard, N., Saint-André, L., & Henry, M. (2012). *Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction*. Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction. Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- Ramachandra, T. V., & Bharath, S. (2019). Carbon sequestration potential of the forest ecosystems in the Western Ghats, a global biodiversity hotspot. *Natural Resources Research*, 29, 2753-2771. <https://doi.org/10.1007/s11053-019-09588-0>
- Rosenstock, T. S, Wilkes, A., Jallo, C., Namoi, N., Bulusu, M., Suber, M., Mboi, D., Mulia, R., Simelton, E., Richards, M., Gurwick, N., & Wollenberg, E. (2019). Making trees count: Measurement and reporting of agroforestry in UNFCCC national communications of non-Annex I countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106-569. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106569>
- Segura, M., & Andrade, H.J. (2008). ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes? How to

- develop biomass models of woody perennials species. *Agroforestería en las Américas*, 46, 89-96. [https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/6935/Como\\_construir\\_modelos\\_alometricos.pdf?sequence=1](https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/6935/Como_construir_modelos_alometricos.pdf?sequence=1)
- Segura, M., & Kanninen, M. (2005). Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica*, 37(1), 2-8. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.02027.x>
- Silva, L. N., Freer-Smith, P., & Madsen, P. (2019). Production, restoration, mitigation: a new generation of plantations. *New Forests*, 50, 153-168. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9644-6>
- Sione, S., Andrade-Castañeda, H. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D., & Wilson, M. G. (2019). Aerial biomass allometric models for *Prosopis affinis* Spreng. in native Espinal forests of Argentina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 23(6), 467-473. <http://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n6p467-473>
- Sone, K., Watanabe, N., Takase, M., Hosaka, T., & Gyokusen, K. (2014). Carbon sequestration, tree biomass growth and rubber yield of PB260 clone of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) in North Sumatra. *Journal of Rubber Research*, 17(2), 115-127. <https://kyushu-u.pure.elsevier.com/en/publications/carbon-sequestration-tree-biomass-growth-and-rubber-yield-of-pb26>
- Sterling, A., Suárez, J., Caicedo, D., Rodríguez, C., Salas-Tobón, Y., & Virgüez-Díaz, Y. (2015). Crecimiento inicial de clones promisorios de *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. en sistema agroforestal en Caquetá, Colombia. *Colombia Forestal*, 18(2), 175-192. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.2.a01>
- Tang, J. W., Pang, J. P., Chen, M. Y., Guo, X. M., & Zeng, R. (2009). Biomass and its estimation model of rubber plantations in Xishuangbanna, Southwest China. *Chinese Journal of Ecology*, 28, 1942-1948.
- van Breugel, M., Ransijn, J., Craven, D., Bongers, F., & Hall, J.S. (2011). Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262(8), 1648-1657. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.018>





UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



## Diversidad y estructura florística en zonas riparias de un remanente de bosque seco tropical

### Diversity and Floristic Structure in Riparian Areas of a Tropical Dry-Forest Remnant

Jose A. Cuéllar-Cardozo<sup>1</sup>, Daniel Nossa-Silva<sup>2</sup>, Martha I. Vallejo<sup>2</sup>

Cuéllar-Cardozo, J. A., Nossa-Silva, D., Vallejo, M. I. (2022). Diversidad y estructura florística en zonas riparias de un remanente de bosque seco tropical. *Colombia Forestal*, 25(2), 70-84.

**Recepción:** 2 de febrero 2022

**Aprobación:** 6 de mayo 2022

#### Resumen

Los bosques secos tropicales (BST) son uno de los ecosistemas más amenazados de Colombia, con remanentes de estos concentrados en bosques riparios. Este trabajo estudió la vegetación de un bosque ripario ubicado dentro de un remanente de BST en la cuenca alta del río Magdalena mediante el uso de transectos en tres estaciones a lo largo del arroyo La Avería (Paicol, Huila, Colombia). Se encontraron 199 individuos distribuidos en 47 especies. La composición florística fue semejante a la de otros BST, mientras que el número de individuos fue menor. Fabaceae fue la familia más representada y *Zygia longifolia* y *Guadua angustifolia* las especies con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI). Se concluyó que el bosque ha sido sometido a perturbaciones antrópicas y se encuentra en una etapa sucesional temprana. Además, se encontraron diferencias en el grado de conservación del bosque entre las tres estaciones muestreadas.

**Palabras clave:** cobertura forestal, Huila, índice QBR, números de Hill.

#### Abstract

Tropical dry forests (TDFs) are one of the most threatened ecosystems in Colombia, with remnants concentrated in riparian forests. This research studied the vegetation of a riparian forest from a TDF remnant in the Magdalena River's upper basin using transects at three stations along the La Avería stream (Paicol, Huila). 199 individuals distributed in 47 species were found. The floristic composition was similar to that of other TDFs, while the number of individuals was lower. Fabaceae was the most represented family, and *Zygia longifolia* and *Guadua angustifolia* were the species with the highest Importance Value Index (IVI). It was concluded that the forest has been subjected to anthropic disturbances and is in an early successional stage. In addition, differences were found in the degree of conservation of the forest between the three sampled stations.

**Keywords:** forest coverage, Huila, QBR index, Hill's Numbers.

1 Universidad La Salle. Bogotá, Colombia. [jcuellar39@unisalle.edu.co](mailto:jcuellar39@unisalle.edu.co).

2 Universidad Militar Nueva Granada. Bogotá, Colombia.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques secos tropicales (BST) están entre los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. En el neotrópico, donde se encuentra más del 60 % de ellos (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Ocón *et al.*, 2021), se estima que se han perdido al menos dos tercios de su extensión original (Miles *et al.*, 2006; Riggio *et al.*, 2020). Las causas de su deterioro incluyen factores como la deforestación, el cambio climático, el crecimiento demográfico y la conversión de tierras para la agricultura y la ganadería (Miles *et al.*, 2006). Sumado a esto está la falta de políticas de protección efectiva; tan solo un 4.5 % del área correspondiente a BST está en zonas protegidas declaradas en todo el neotrópico, cifra por debajo de la de otros bosques tropicales (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Scharlemann *et al.*, 2010).

Las características climáticas particulares que definen a los BST (precipitaciones anuales promedio de 250 a 2000 mm, elevada evapotranspiración y temperaturas mayores a los 17 °C) (Holdridge, 1982; Murphy & Lugo, 1995), sumado a su marcada estacionalidad –con temporadas secas que pueden llegar a durar entre 4 y 7 meses– los convierten en un entorno único, donde las especies han tenido que adaptarse de maneras particulares para sobrevivir (Janzen, 1988; Mooney *et al.*, 1995). Las condiciones de estrés hídrico a las cuales se somete la vegetación han hecho que desarrollen patrones ecofisiológicos variados, por lo que gran parte de las especies pierden sus hojas durante la temporada seca, mientras que otras (de hoja perenne) invierten mayores recursos en la construcción de tejidos resistentes a la cavitación (Pennington *et al.*, 2009; Romero-Duque *et al.*, 2019; González *et al.*, 2021). Dichas adaptaciones crean una diversidad florística única, que presenta altos niveles de endemismo (Kalascka *et al.*, 2004; Linares-Palomino *et al.*, 2011).

En Colombia, el estado de conservación de los BST es crítico. Originalmente, su extensión en el país comprendía cerca de 9 millones de ha,

distribuidas en la región Caribe, los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena, algunas zonas al norte de la cordillera Oriental, las cuencas de los ríos Patía y Dagua, y parte de la Orinoquía (Etter, 1993, Etter *et al.*, 2008; Pizano *et al.*, 2014). Sin embargo, actualmente solo se conserva el 8 % de ellos, muchos en diferentes estados de transformación y fragmentación (García *et al.*, 2014).

Por su parte, la cuenca alta del río Magdalena conserva la segunda mayor extensión de BST del país, con poco más de 150 mil ha de bosques transformados y naturales (García *et al.*, 2014; Vargas, 2015). Esta región conserva además más del 50 % de la flora registrada para este tipo de bosques en Colombia (Pizano *et al.*, 2014). A pesar de ello, gran parte de las colecciones botánicas registradas para BST provienen de la región Caribe y del valle del río Cauca (Pizano & García, 2014), siendo comparativamente pocos los estudios de flora que se han publicado sobre esta región (Mendoza, 1999; Figueroa & Galeano, 2007; Fernández-Méndez *et al.*, 2013; López *et al.*, 2019; Romero-Duque *et al.*, 2019).

Una gran parte de los BST que aún se conservan en la cuenca alta del río Magdalena corresponde a bosques riparios (Echeverry & Rodríguez, 2006; Rodríguez & López, 2014), ecosistemas terrestres asociados a sistemas lóticos que se extienden desde el borde de las corrientes de agua hasta los límites de las zonas de inundación (Gregory *et al.*, 1991). Los bosques riparios son fundamentales para la preservación de los ecosistemas acuáticos, ya que funcionan como áreas de amortiguación que preservan las condiciones microclimáticas y químicas del agua, protegiéndola de agentes externos, evitando los procesos de erosión de los márgenes de las corrientes y estabilizando los lechos de los ríos (Gregory *et al.*, 1991; Lowrance *et al.*, 1997; Naiman *et al.*, 2005). De igual forma, debido a la mayor disponibilidad de agua, los bosques riparios son elementos clave en la ecología de los BST, pues albergan una mayor diversidad de especies en comparación con sistemas no riparios y actúan como corredores biológicos en paisajes

fragmentados (Murphy & Lugo, 1986; Naiman *et al.*, 2000; Miserendino, 2004; Miles *et al.*, 2006).

A pesar de su importancia en la ecología y conservación de los BST, los bosques riparios de la cuenca alta del río Magdalena también han enfrentado presiones antrópicas particulares, como la expansión de la frontera agropecuaria, las actividades turísticas no controladas y la construcción de grandes hidroeléctricas que han modificado su extensión, estructura y composición en la región (Ingetec, 2008; Vargas, 2015; Díaz, 2016). Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar la diversidad y estructura florística de un bosque ripario ubicado a lo largo de un arroyo dentro de un remanente del BST en el municipio de Paicol, Huila, Colombia. Además, se evaluó el grado de conservación del ecosistema y el impacto de las actividades antrópicas recientes sobre el mismo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en el arroyo La Avería, ubicado en el municipio de Paicol en el departamento del Huila, en la cuenca alta del río Magdalena. El área de estudio presenta temperaturas entre los 23 y 28 °C, con un promedio anual de 23.4 °C. La precipitación anual promedio es de 1494 mm bajo un régimen climático monomodal, con una estación lluviosa que va de octubre a mayo y una estación seca entre junio y septiembre (IDEAM, 2005).

El arroyo tiene una longitud aproximada de 4.5 km y es un sistema de tercer orden perteneciente a la mesocuenca del río Páez en el suroccidente del Huila. El flujo de agua nace a una altitud de 922 m dentro de un remanente conservado de bosque ripario nativo. Luego pasa por distintas áreas donde ha sido perturbado por actividades humanas, como vertimientos urbanos, cultivos de arroz y ganadería bovina, para finalmente desembocar en el río Páez a una altitud de 805 m.

Se destaca el hecho de que este sistema fluvial es de gran importancia para los habitantes del municipio, pues de este se realiza la captación de agua para abastecer al acueducto municipal y las fincas cercanas (Díaz, 2016; Peralta-Muñoz, 2016).

### Toma de datos

Se establecieron tres estaciones de muestreo como representación de todo el arroyo. Estas estaciones, separadas por una distancia aproximada de 1.5 km, fueron definidas de acuerdo con cambios apreciables en la vegetación riparia, consecuencia de los diferentes procesos de degradación a lo largo del arroyo. La Estación 1 (2° 26' 22.3" N 75° 46' 31.4" W ± 922 m), ubicada en la zona alta del arroyo, corresponde a varios parches conservados de bosques interconectados. La Estación 2 (2° 26' 31.8" N 75° 46' 5.9" W ± 813 m), en la parte media del arroyo, corresponde a bosques riparios fuertemente degradados, resultado de la presencia de cultivos de arroz y la descarga de aguas residuales provenientes del casco urbano del municipio de Paicol, el cual está ubicado a menos de 350 m. Finalmente, la Estación 3 (2° 26' 57.2" N 75° 45' 24.6" W ± 805 m) está en la parte baja del arroyo, con un bosque ripario afectado por áreas ganaderas en las cercanías del sistema fluvial.

En cada estación de muestreo se establecieron tres transectos de 30 x 2 m a cada lado del arroyo y perpendiculares al curso de agua, para un total de seis transectos por estación, con un área de 0.036 ha y un total de área muestreada de 0.108 ha. Debido a la orografía y a los obstáculos en la zona de estudio, las distancias entre transectos no fueron constantes, pero se aseguró que tuvieran al menos 10 m de separación entre ellos. Este diseño se hizo siguiendo la metodología de Godfrey (1988), utilizada para estudiar la vegetación en condiciones bajo las cuales los bosques riparios se encuentran reducidos debido a la presencia de actividades o asentamientos humanos, lo que impide establecer transectos de una extensión mayor. Se tomaron muestras botánicas y datos de altura de todos los

individuos con un diámetro a la altura del pecho (DAP)  $\geq 2.5$  cm.

Las muestras recolectadas fueron herborizadas y depositadas bajo la numeración de Nossa-Silva en el Herbario de Botánica Económica de la Universidad Militar Nueva Granada (UMNG-H). Para su identificación se utilizaron guías taxonómicas (Gentry, 1993; Romero-Hernández, 2017), listados de especies (Mendoza-C, 1999; Pizano *et al.*, 2014; Vargas, 2015) y comparación con ejemplares de varios herbarios. La escritura correcta de los nombres científicos se verificó con las plataformas Trópicos (2022) y el Catálogo de Plantas y Líquenes de Colombia (Bernal *et al.*, 2019).

## Análisis de los datos

Para comprobar la efectividad del esfuerzo de muestreo se utilizó el método de rarefacción con números de Hill, según lo propuesto por Chao *et al.* (2014): N0 (riqueza de especies), N1 (número efectivo de especies comunes,  $e^{H'}$ ) y N2 (número efectivo de especies dominantes,  $1/D$ ). Los índices de diversidad de Shannon ( $H'$ ) y de Simpson ( $1-D$ ) para cada una de las estaciones se calcularon con el software PAST, versión 4.0.2. (Hammer *et al.*, 2001) y para el cálculo de la rarefacción se utilizó el software EstimateS, versión 9.1.0. (Colwell *et al.*, 2012).

Para los análisis estructurales, se calcularon el índice de valor de importancia (IVI) y el área basal para todas las especies de la comunidad de plantas. La determinación de estos valores se realizó siguiendo la metodología propuesta por Rangel-Ch y Velázquez (1997), con modificaciones para ajustar el valor máximo del IVI. Adicionalmente, se establecieron clases diamétricas y de altura, tomando en cuenta los valores máximos y mínimos en relación con el número de individuos, siguiendo la metodología de Lema (1995).

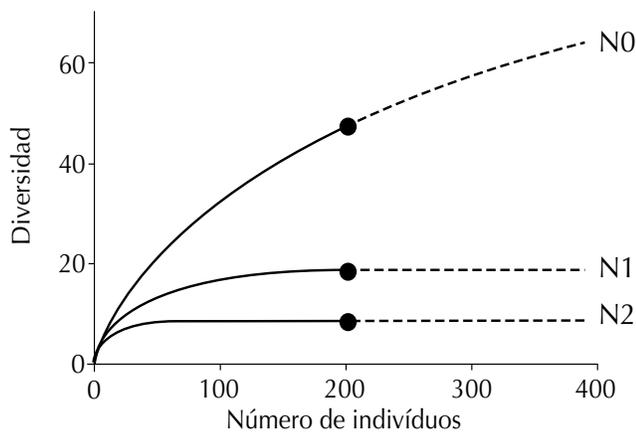
Para comparar las condiciones del bosque ripario entre las estaciones de muestreo, se calcularon tres variables ambientales en cada una

de las estaciones establecidas. En primer lugar, se calculó el índice de calidad de bosques riparios (QBR), utilizando una metodología adaptada para Colombia (Munné *et al.*, 2003). El índice QBR genera un valor cuantitativo en una escala de 0 a 100, donde un mayor número representa un mayor estado de conservación de la calidad del hábitat. Para complementar la información, se calcularon el coeficiente de densidad forestal (CDF) mediante el uso de un densiómetro de espejo convexo (Galeano-Rendón *et al.*, 2017; Munné *et al.*, 2003; Suárez *et al.*, 2002) y la entrada de luz solar (Watts.  $m^{-2}$ ) por medio de un luxómetro (LI-COR LI-210R®).

## RESULTADOS

Se registró un total de 199 individuos, repartidos en 26 familias, 42 géneros y 47 especies. La familia Fabaceae tuvo el mayor número de especies (9), seguida de Malvaceae (4), Euphorbiaceae, Salicaceae y Urticaceae, cada una con 3 especies. En términos de abundancia, el taxón más abundante fue *Guadua angustifolia* Kunth con 59 individuos, seguida de *Casearia sylvestris* Sw. con 22 y *Zygia longifolia* (Willd.) Britton y Rose con 14. De las especies encontradas, 24 (51.1 %) registraron un solo individuo en toda el área muestreada.

Las curvas de rarefacción de especies (Figura 1) muestran que los valores más altos fueron obtenidos por N0 (riqueza de especies), seguido de N1 (número de especies frecuentes) y, por último, N2 (número de especies muy frecuentes). Se observó que la curva de riqueza de especies continuaba aumentando, mientras que las curvas que representan N1 y N2 crecieron considerablemente solo al comienzo y, al llegar a la extrapolación, se estabilizaron en ambos casos. Lo anterior indica que, si bien en términos de riqueza aún podría aumentarse el esfuerzo de muestreo, N1 y N2 muestran un crecimiento limitado frente a más muestreos y se estabilizan antes de la extrapolación.



**Figura 1.** Curvas de rarefacción basadas en el tamaño de la muestra (líneas continuas) y extrapolación (líneas punteadas, hasta el doble del tamaño de la muestra) en función de los números de Hill (N0, N1 y N2) para el muestreo de la vegetación hecho en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

Con respecto a la diversidad, para la Estación 1 se reportaron los valores más bajos, con 16 especies, un índice de Shannon de 1.81 y diversidad de Simpson de 0.69. En contraste, la Estación 2 tuvo los valores más altos, con 23 especies, un índice

de Shannon de 2.94 y diversidad de Simpson de 0.94. Finalmente, la Estación 3 mostró valores menores pero cercanos a los de la Estación 2, con 17 especies, un índice de Shannon de 2.29 y diversidad de Simpson de 0.82.

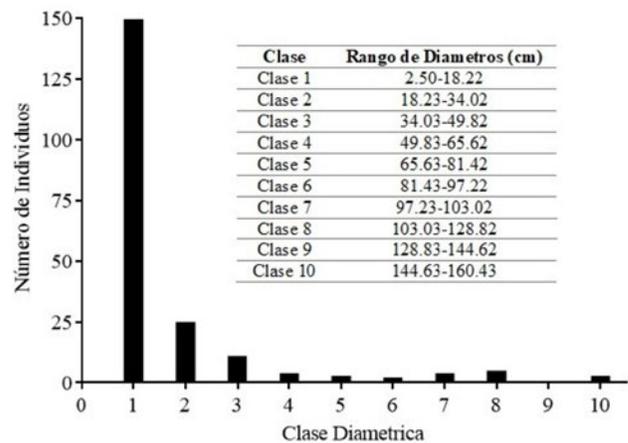
La especie con el de IVI más alto fue *Z. longifolia*, seguida por *G. angustifolia* y *C. sylvestris* (Tabla 1). Solamente *Z. longifolia*, *C. sylvestris* y *Astronium graveolens* Jacq. fueron encontradas en las tres estaciones muestreadas, mientras que 41 especies (87.2 %) fueron encontradas solo en una de las estaciones de muestreo. En cuanto a la dominancia, la especie con mayor área basal fue *Z. longifolia*, que contribuyó con el 51.57 % del área basal total (Tabla 1). Otras especies con valores altos de dominancia fueron *Ficus insipida* Willd. (12.59 %), *Pithecellobium lanceolatum* (Willd.) Benth. (6.82 %) y *G. angustifolia* (5.33 %), destacando que el valor de *F. insipida* proviene de un único individuo de gran porte registrado en la Estación 3 (Tabla 1). El área basal total para el bosque ripario fue de 16.06 m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup> (Tabla 1).

Se establecieron diez clases diamétricas y diez clases de altura para la comunidad vegetal del

**Tabla 1.** Valores de área basal y ocurrencia de las especies con mayores valores del Índice de Valor de Importancia (IVI) reportados para un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia. Estación 1 (S1), Estación (S2), Estación (S3).

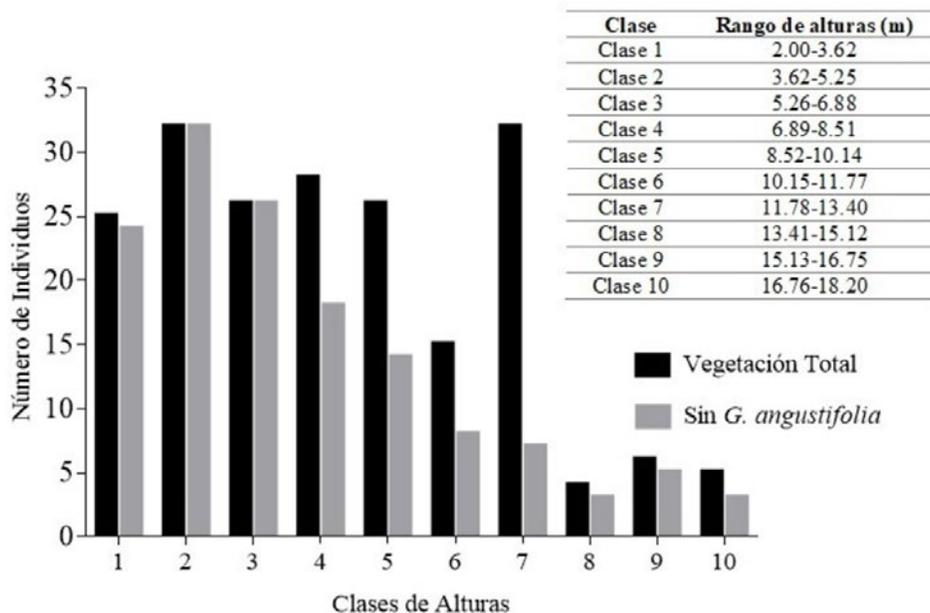
Especie	IVI	Área Basal (m2.a <sup>-1</sup> )	S1	S2	S3
<i>Zygia longifolia</i> (Willd.) Britton y Rose	21.34	8.28	X	X	X
<i>Guadua angustifolia</i> Kunth	12.35	0.86	X		
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	5.72	0.10	X	X	X
<i>Ficus insipida</i> Willd.	4.96	2.02			X
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	4.34	0.82	X	X	X
<i>Pithecellobium lanceolatum</i> (Willd.) Benth.	3.37	1.09		X	
<i>Myrcia</i> aff. <i>popayanensis</i> Hieron	2.81	0.21		X	X
<i>Machaerium capote</i> Dugand	2.77	0.19	X	X	
<i>Petrea pubescens</i> Turcz.	2.36	0.77		X	
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	2.19	0.04	X		
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2.18	0.23		X	X
<i>Hirtella americana</i> L.	2.01	0.19	X		
Total especies con mayor IVI	66.39	14.18			
Total todas las especies		16.06			

bosque ripario. La estructura diamétrica presentó una forma de J invertida, siendo la Clase 1 la que concentró el mayor número de tallos, con 150 individuos (75.38 %) (Figura 2). Para la Clase 2, el número de individuos se redujo significativamente a 24 (12.06 %), y la Clase 9 no presentó individuos. La distribución por clases de altura tuvo tendencias poco claras, con aumentos y caídas aleatorios en el número de tallos y los valores más altos en las Clases 2 y 7 (32 individuos en ambos casos, que representan el 16.08 %) (Figura 3). Sin embargo, para la Clase 7, la mayoría de los tallos (25) corresponden a *G. angustifolia*. Debido a esto, se decidió no tener en cuenta los individuos de esta especie en el cálculo de las clases de altura, quedando un total de 140 individuos y dando como resultado un máximo de tallos de 32 para la Clase 2 (22.86 %), que luego presentó una disminución gradual en el número de individuos para cada una de las clases siguientes. Las tendencias descritas se pueden observar en la Figura 3.



**Figura 2.** Distribución en clases diamétricas de la vegetación con DAP  $\geq 2.5$  cm, encontrada en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

En cuanto a los valores obtenidos para el índice QBR, el CDF y la entrada de radiación solar indican que las estaciones de muestreo difieren en el estado de calidad del bosque ripario y la



**Figura 3.** Distribución en clases de alturas de la vegetación con DAP  $\geq 2.5$  cm encontrada en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

cobertura de dosel (Tabla 2). Se observa que la Estación 1, ubicada en el tramo alto del arroyo, corresponde a una zona con poca perturbación antrópica, por lo que se deduce que la estación proyecta las condiciones naturales del ecosistema ripario y lótico. Por su parte, la Estación 2 presenta la mayor perturbación, causada por la casi desaparición del sistema ribereño como consecuencia de los impactos antrópicos, lo que a su vez reduce el CDF y el área cubierta por el dosel. Es por esto que la Estación 2 registra los valores más bajos del área de estudio. Asimismo, la Estación 3 presentó valores medios en cuanto al estado de la ribera, debido a que se observa únicamente el impacto ganadero, que ha permitido en parte la recuperación del bosque ripario.

## DISCUSIÓN

La composición del bosque ripario estudiado es similar a la típicamente reportada para los BST y bosques riparios de Colombia. La mayor riqueza de Fabaceae frente a otras familias botánicas es una condición observada en la mayoría de los BST del neotrópico (Gentry, 1995; Álvarez *et al.*, 1998; Pizano *et al.*, 2014; Londoño-Lemos *et al.*, 2022). También se ha reportado a las especies de Fabaceae como elementos frecuentes en los bosques riparios de las tierras bajas de Colombia (Correa-Gómez & Stevenson, 2010; Luna, 2019). De igual manera, la alta riqueza de Malvaceae y

Euphorbiaceae es frecuente en este tipo de bosques, y en Colombia se ha estimado que ambas familias representan hasta el 7.6 % del total de especies encontradas en los BST (Rodríguez *et al.*, 2012; Pizano & García, 2014).

La riqueza de la familia Salicaceae estuvo representada por tres especies del género *Casearia*, que tuvo el mayor número de especies de todo el estudio. La frecuencia de este género dentro de la composición de los BST ha sido informada en otras localidades del país, además de ser un elemento frecuente en áreas que han presentado disturbios (Mendoza-C, 1999; Carrillo-Fajardo *et al.*, 2007; Gutiérrez, 2019; Ruíz & Saab, 2020). Un dato atípico encontrado fue una mayor riqueza de Urticaceae, que no se había reportado como un elemento común dentro de la composición de los BST (Gentry, 1995). A pesar de esto, la mayoría de las especies de esta familia prefiere ambientes húmedos, por lo que son comunes cerca a cursos de agua y se han registrado como elementos frecuentes en la composición de los bosques riparios del neotrópico (Friis, 1993; Wittmann *et al.*, 2008).

La riqueza de 47 especies está dentro del rango reportado para otros BST en el neotrópico y en Colombia. Las comparaciones se centran en datos obtenidos de bosques secos de Centroamérica y Colombia porque existen afinidades florísticas con la zona de estudio (Dryflor, 2016). En Costa Rica y Nicaragua, en áreas de 0.1 ha, se reportaron cifras de riqueza de 44 y 75 especies respectivamente (Gentry, 1995; Gillespie *et al.*, 2000).

**Tabla 2.** Registro del índice de calidad de bosque ripario (QBR), coeficiente de densidad forestal (CDF) y entrada de radiación solar para las tres estaciones de muestreo estudiadas en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

Estación de muestreo	Valor Cuantitativo Índice QBR	Valor Cualitativo Índice QBR	Coficiente de Densidad Forestal (%)	Entrada promedio de radiación solar (Watts .m <sup>2</sup> )
Estación 1	95	Sistema ripario en condiciones naturales	91.80	0.20
Estación 2	45	Fuertes alteraciones, calidad baja del sistema ripario	57.70	0.69
Estación 3	68	Alteraciones importantes, calidad media del sistema ripario	83.87	0.35

Para Colombia, la variación va de 14 a 121 especies en la misma área, y de 14 a 71 especies en la cuenca alta del río Magdalena (Gentry, 1995; Mendoza, 1999; Carrillo-Fajardo *et al.*, 2007; IAvH, 2019).

En cuanto a la abundancia, se puede decir que el número de individuos reportados fue bajo (199). Tomando como referencia el estudio realizado por Mendoza (1999) en siete parcelas de BST en Colombia, tres de ellas en la cuenca alta del río Magdalena ( $DAP \geq 2.5$  cm en 0.1 ha), se observa una variación considerable en el número de individuos. Mendoza (1999) reportó entre 339 y 597, cifras que están por encima de las registradas en este trabajo. Esto podría deberse a las características propias de los bosques riparios o el efecto de la intervención antrópica.

Algunos análisis en bosques riparios han mostrado que estos tienden a tener una densidad menor en comparación con bosques del interior (Suzuki *et al.*, 2002; Damasceno-Junior *et al.*, 2005; Adel *et al.*, 2018). Si bien no existe evidencia directa de este fenómeno en BST, Gentry (1995) muestreó bosques de tierras altas y de galería en Guanacaste (Costa Rica), encontrando que los bosques riparios presentaban un menor número de individuos a pesar de tener una mayor riqueza que los bosques de tierras altas. Una baja cantidad de individuos también fue reportada en llanuras de inundación en BST de Cundinamarca (López *et al.*, 2019), indicando que los bosques riparios del BST podrían presentar naturalmente una baja densidad en comparación con otros tipos de bosques.

La cercanía a entornos urbanos es otro factor que puede explicar el bajo número de individuos, tal como reportaron Gillespie *et al.* (2000) en dos de nueve parcelas estudiadas en Costa Rica y Nicaragua, que presentaron la menor abundancia y a su vez eran las que más cerca se encontraban de los centros urbanos. Esto respaldaría las diferencias observadas entre las Estaciones 3 y 2 con respecto a la Estación 1, pues esta última registró más del doble de individuos que las dos primeras y es la que más alejada se encuentra del centro urbano. No obstante, se debe tener en cuenta que

la mayor parte de los individuos encontrados en la Estación 1 corresponden a *G. angustifolia*. Ambas explicaciones no son necesariamente excluyentes, por lo que la baja densidad de individuos podría deberse a un efecto combinado de los dos factores. En estudios futuros se recomienda profundizar más en estos aspectos para establecer posibles relaciones de causalidad de manera más certera, analizando los cambios en el número de individuos en relación con diferentes coberturas vegetales.

La estructura del área de estudio mostró elementos típicos del bosque ripario en Colombia y deja en evidencia la degradación que este ha sufrido debido a las actividades humanas. La importancia de *Z. longifolia* dentro de la comunidad vegetal mostrada por el IVI es un resultado esperado, pues esta especie tiene una amplia distribución a lo largo del país y es un elemento habitual de los bosques riparios, al igual que las demás especies del género *Zygia* (Romero-Hernández, 2017). Esto se debe a que sus semillas son transportadas por el agua, al rápido crecimiento que presentan y a la capacidad de sobrevivir a las crecientes. Además, se considera una especie benéfica para el mantenimiento y conservación de fuentes hídricas en el BST, ya que sus raíces evitan la erosión de los márgenes (Cerdán *et al.*, 2012; Vargas, 2015).

La especie *G. angustifolia* presentó el segundo valor más alto de IVI. Sin embargo, esta especie solamente se registró en la Estación 1, donde fue un elemento abundante, lo que indica estados sucesionales tardíos para la zona de muestreo. *G. angustifolia* suele ser frecuente en los márgenes de los ríos, pero tiende a desaparecer en zonas con presencia antrópica debido a su explotación para la obtención de madera (Vargas, 2015). Otras especies con valores altos de IVI, como *C. sylvestris*, *A. graveolens*, *P. lanceolatum*, *Guazuma ulmifolia* Lam. y *Machaerium capote* Dugand, son elementos ampliamente distribuidos en el país y han sido reportados en BST de la cuenca alta del río Magdalena (Mendoza, 1999; Pizano *et al.*, 2014; Vargas, 2015; López *et al.*, 2019; Romero-Duque *et al.*, 2019; Ruíz & Saab, 2020).

La distribución diamétrica en forma de jota invertida, con ausencia de individuos en algunas de las clases y una disminución abrupta en el número de individuos entre categorías diamétricas, es un comportamiento típico de bosques intervenidos en proceso de regeneración (Louman *et al.*, 2001; López *et al.*, 2019). Esto es respaldado por los datos de altura, pues son consistentes con los encontrados en BST del valle del río Cauca, donde los bosques en etapas de sucesión temprana muestran patrones en donde la mayoría de los individuos se concentran en segundas categorías de altura (sin los datos de *G. angustifolia*) y tienen una altura máxima no superior a los 18 m (Adarve *et al.*, 2010; Londoño y Torres, 2015). La escasa presencia de elementos de sucesión intermedia típicos de BST, tales como *Senna spectabilis* (DC.) H.S. Irwin y Barneby, *G. ulmifolia* o *Piper amalago* L. y un área basal total por debajo del rango reportado para estos bosques (17-40 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), también son indicativos del estadio de sucesión temprano del bosque estudiado (Murphy & Lugo, 1986; Vargas, 2015).

En la Estación 1 se identificaron bajas perturbaciones antrópicas y estadios sucesionales tardíos, corroborados por bajos valores de diversidad en comparación con las Estaciones 2 y 3, junto con la presencia de especies como *G. angustifolia* (Olascuaga-Vargas *et al.*, 2016). Además, los valores altos del índice QBR soportan esta conclusión, pues se atribuyen a la presencia de una cobertura riparia continua, compuesta en gran medida por vegetación nativa como *Z. longifolia*, lo cual resulta en un bosque que limita la entrada de radiación solar (Vargas, 2015). Esta información se complementa con los valores altos del CDF y la baja entrada de luz, que son características de los BST maduros (Denward & Tranvik, 1998; Olascuaga-Vargas *et al.*, 2016; Melo *et al.*, 2017).

Por el contrario, la Estación 2 exhibió un valor bajo en el índice QBR, lo cual es propio de ambientes muy perturbados donde la cobertura vegetal riparia ha sido eliminada casi en su totalidad

(Suárez *et al.*, 2002). Sumado a esto, los valores de diversidad mayores pueden explicarse como el efecto de etapas sucesionales tempranas en las que existen varios mecanismos que favorecen la coexistencia de especies (Roxburgh *et al.*, 2004; Olascuaga-Vargas *et al.*, 2016). Estos resultados se asocian con la cercanía de la estación al centro urbano del municipio de Paicol, a la descarga de vertimientos municipales en el lugar y a la presencia de cultivos de arroz (Díaz, 2016; Peralta-Muñoz, 2016), actividades que son capaces de modificar el flujo natural del arroyo y alterar la estructura de los bosques riparios (Fernández-Mendez *et al.*, 2013; Sabaj *et al.*, 2014). Estas perturbaciones permiten una mayor entrada de luz, generando cambios en las dinámicas de los BST que pueden retrasar los procesos sucesionales (Melo *et al.*, 2017).

Los valores medios del índice QBR registrados en la Estación 3 son típicos de ambientes con un bajo nivel de perturbación o que se encuentran en proceso de restauración, donde existe una discontinuidad de los parches de árboles en el ambiente ripario (Suárez *et al.*, 2002). En este caso se detectó la presencia de actividades ganaderas, cuya reducción en la diversidad vegetal de los BST se ha demostrado (Ballesteros-Correa *et al.*, 2019). Sin embargo, paulatinamente se ha ido reduciendo la presión ganadera sobre esta zona del bosque, lo que ha permitido el inicio de los procesos sucesionales.

Finalmente, es importante señalar el valor que tienen los bosques riparios en los procesos de restauración de los BST, ya que conservan especies importantes para las diferentes etapas sucesionales de estos bosques (Vargas, 2015). A pesar de esto, las diferentes perturbaciones antrópicas identificadas, sumadas a la falta de información que hay sobre las áreas riparias, ponen en riesgo la conservación de estos bosques. Se recomienda que los trabajos futuros amplíen la información sobre la diversidad y el estado de conservación de los bosques riparios en los BST del país, centrándose en aspectos como el bajo número de individuos o la

composición de estos bosques en diferentes estadios sucesionales.

## CONCLUSIONES

El bosque ripario estudiado presenta una diversidad florística semejante a la de otros BST y bosques riparios de Colombia y el norte de Sudamérica, como lo muestra la abundancia de la familia Fabaceae y la presencia de especies como *Z. longifolia*, *G. angustifolia*, *A. graveolens*, entre otras. La baja cantidad de individuos reportados en el área de estudio puede ser una característica propia de los bosques riparios del BST o un efecto de las perturbaciones antrópicas que se presentan en dos de las estaciones de muestreo. Los análisis estructurales muestran que, si bien el bosque ripario retiene ciertas características propias de los BST, este tiene condiciones típicas de bosques en etapas sucesionales tempranas. Los valores de diversidad, sumados a los índices QBR y CDF y la entrada de radiación solar indican que la Estación 1 presenta la mejor calidad, con un dosel más cerrado que limita la entrada de luz y muestra un estado sucesional avanzado, como lo indica la presencia de *G. angustifolia*. Los valores más bajos de diversidad y la menor calidad de las Estaciones 2 y 3 se asociaron con la presencia de actividades agropecuarias y la cercanía al centro urbano del municipio de Paicol, manteniendo estas zonas del bosque ripario en estados sucesionales tempranos.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

C-C. J. ideó la investigación y propuso su objetivo. C-C. J. y N-S. D. llevaron a cabo la toma de datos en campo junto con la recolección y análisis de

datos. V. M. I. propuso metodologías para la toma y análisis de los datos. Todos los autores contribuyeron a la redacción y discusión del manuscrito, tablas, figuras y borradores.

## REFERENCIAS

- Adel, M. N., Pourbabaei, H., Salehi, A., Alavi, S. J., & Dey, D. C.** (2018). Structure, composition, and regeneration of riparian forest along an altitudinal gradient in northern Iran. *Folia Geobotanica*, 53(1), 63-75.  
<https://doi.org/10.1007/s12224-016-9272-x>
- Adarve, J. B., Torres, A. M., Home, J., Vargas, J. A., Rivera, K., Duque, O. L., Cárdenas, M., Londoño, V., & González A. M.** (2010). Estructura y riqueza florística del Parque Natural Regional el Vínculo-Buga, Colombia. *Cespedesia*, 32(90/91), 23-38.
- Álvarez, M., Escobar, F., Gast, F., Mendoza, H., Repizo, A., & Villareal, H.** (1998). Bosque seco Tropical. En M. E. Chavés, y N. Arango (Eds.), *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997* (vol. 3, pp. 56-72). Instituto Humboldt, PNUMA y Ministerio del Medio Ambiente.
- Ballesteros-Correa, J., Morelo-García, L., & Pérez-Torres, J.** (2019). Composición y estructuravegetal de fragmentos de bosque seco tropical en paisajes de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional en Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 41(1), 224-234.  
<https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71320>
- Bernal, R., Gradstein, S. R., & Celis, M.** (2019). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.  
<http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co/en/>
- Carrillo-Fajardo, M., Rivera-Díaz, O., & Sánchez-Montaño, R.** (2007). Caracterización florística y estructural del bosque seco tropical del Cerro Tasajero, San José de Cúcuta (Norte de Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(86), 55-73.
- Cerdán, C. R., Rebolledo, M. C., Soto, G., Rapidel, B., & Sinclair, F. L.** (2012). Local knowledge of impacts

- of tree cover on ecosystem services in smallholder coffee production systems. *Agricultural Systems*, 110, 119-130.  
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.014>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M.** (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67.  
<https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., & Longino, J. T.** (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3-21.  
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Correa-Gómez, D. F., & Stevenson, P. R.** (2010). Estructura y diversidad de bosques de galería en una sabana estacional de los llanos orientales colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Orinoquia*, 14(1), 31-48.  
[http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0121-37092010000300004](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-37092010000300004)
- Damasceno-Junior, G. A. Semir, J., Maës Dos Santos, F. A., & de Freitas Leitão-Filho, H.** (2005). Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 200(2), 119-135.  
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.002>
- Denward, C. M. T., & Tranvik, L. J.** (1998). Effects of solar radiation on aquatic macrophyte litter decomposition. *Oikos*, 82(1), 51-58.  
<https://doi.org/10.2307/3546916>
- Díaz, A.** (2016). *Diagnóstico situacional del municipio de Paicol – Huila*. Alcaldía de Paicol.
- Dryflor, Banda-R., K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez, G. M., Weintritt, J., Acevedo-Rodríguez, P., Adarve, J., Álvarez, E., Aranguren-B., A., Arteaga, J. C., Aymard, G., Castaño, A., Ceballos-Mago, N., ...**
- Pennington, R. T.** (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383-1387.  
<https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Echeverry, M. A., & Rodríguez, J. M.** (2006). Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia. *Scientia et Technica*, 1(30), 405-410.  
<https://doi.org/10.22517/23447214.6589>
- Etter, A.** (1993). Diversidad ecosistémica en Colombia hoy. En CEREC (Ed.), *Nuestra Diversidad Biológica* (pp. 44-61). Fundación Alejandro Ángel Escobar.
- Etter, A., McAlpine, C., & Possingham H.** (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23.  
<https://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Fernández-Méndez, F., Melo, O., Álvarez, E., Pérez, U., & Lozano, A.** (2013). Status of knowledge, conservation, and management of tropical dry forest in the Magdalena River Valley, Colombia. En A. Sánchez-Azofeifa, J. S. Powers, G. W. Fernandes, & M. Quesada (Eds.), *Tropical Dry Forest in the America Ecology, Conservation and Management* (pp. 35-54). CRP Press Taylor and Francis Group.
- Figuroa, Y., & Galeano, G.** (2007). Lista comentada de las plantas vasculares del enclave seco interandino de la Tatacoa (Huila, Colombia). *Caldasia*, 29(2), 263-281.
- Friis, I.** (1993). Urticaceae. En: K. Kubitzki, J. G. Rohrer, & V. Bittrich (Eds.), *The Families and Genera of Vascular Plants - Volume II - Flowering Plants – Dicotyledons* (pp. 612-630). Springer.
- Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. M., & Mancera-Rodríguez, N. J.** (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas andinas en la cuenca del Río Magdalena, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 20(2), 413-424.  
<https://doi.org/10.31910/rudca.v20.n2.2017.398>
- García, H., Corzo, G., Isaacs, P., & Etter, A.** (2014). Capítulo 8: Distribución y estado actual de los

- remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: Insumos para su gestión. En C. Pizano & H. García (Eds.), *El bosque seco tropical en Colombia* (pp. 229-251). Instituto de Investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Gentry, A. H.** (1993). *A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America*. Chicago University Press.
- Gentry, A. H.** (1995). Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally dry tropical forests* (pp. 146-194). Cambridge University Press.
- Gillespie, T. W., Grijalva, A., & Farris, C. N.** (2000). Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology*, 147(1), 37-47.  
<https://doi.org/10.1023/A:1009848525399>
- Godfrey, R. K.** (1988). *Trees, shrubs, and woody vines of northern Florida and adjacent Georgia and Alabama*. University of Georgia Press.
- González-M., R., Posada, J. M., Carmona, C. P., Garzón, F., Salinas, V., Idárraga-Piedrahita, Á., Pizano, C., Avella, A., López-Camacho, R., Norden, N., Nieto, J., Medina, S., Rodríguez-M., G. M., Ante, R. F., Torres, A. M., Jurado, R., Cuadros, H., Castañero, A., García, H., & Salgado, B.** (2021). Diverging functional strategies but high sensitivity to an extreme drought in tropical dry forests. *Ecology Letters*, 24(3), 451-463. <https://doi.org/10.1111/ele.13659>
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W.** (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8), 540-551.  
<https://doi.org/10.2307/1311607>
- Gutiérrez, A. S.** (2019). *Efecto del fuego sobre el reclutamiento de especies leñosas en un bosque seco de la Cuenca Alta del Río Magdalena* [Tesis de maestría, Universidad Distrital Francisco José de Caldas].
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D.** (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Versión 4.0.2) [Software].  
[https://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Holdridge, L. R.** (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH)** (2019). *Monitoreo participativo de flora presente en bosque seco de los departamentos de Bolívar, Huila y La Guajira*. [http://i2d.humboldt.org.co/ceiba/resource.do?r=rrbb\\_plantas\\_cienciaparticipativa\\_bs\\_2019](http://i2d.humboldt.org.co/ceiba/resource.do?r=rrbb_plantas_cienciaparticipativa_bs_2019)
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)** (2005). *Distribución espacio-temporal las variables del clima en Colombia*. Atlas Climatológico Nacional.
- Ingetec** (2008). *Estudio de impacto ambiental del proyecto hidroeléctrico El Quimbo*. EMGESA S.A.-E.S.P.
- Janzen, D. H.** (1988). Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Missouri Botanical Garden Press*, 75(1), 105-116.  
<https://doi.org/10.2307/2399468>
- Kalascka, M., Sánchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, D., & Janzen, D. H.** (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200, 227-247.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>
- Lema, T. A.** (1995). *Dasometría: algunas aproximaciones estadísticas a la medición forestal*. Universidad Nacional de Colombia.
- Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A. T., & Pennington R. T.** (2011). Neotropical seasonally dry forests: Diversity, endemism, and biogeography of woody plants. En R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 3-21). Island Press.
- Londoño, V., & Torres, A. M.** (2015). Estructura y composición vegetal de un bosque seco tropical en regeneración en Bataclán (Cali, Colombia). *Colombia Forestal*, 18(1), 71-85.  
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a04>
- Londoño-Lemos, V., Tapasco-García, J., Escobar-Hadchani, O., & Madriñán, S.** (2022). Vegetación leñosa de un remanente de bosque seco tropical

- en el Caribe colombiano. *Colombia forestal*, 25(1), 51-66.  
<https://doi.org/10.14483/2256201X.17920>
- López, R., Torrejano, A., & Díaz, S.** (2019). Vegetación. En R. López & J. E. Rojas (eds.). *El Bosque Seco en el Territorio CAR* (pp. 49-88). Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Louman, B., Quirós, D., & Nilsson, M.** (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. CATIE.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., Schnabel, R. R., Groffman, P. M., Denver, J. M., Correll, D. L., Gilliam, J. W., Robinson, J. L., Brinsfield, R. B., Staver, K. W., Lucas, W., & Todd, A. H.** (1997). Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake bay watersheds. *Environmental Management*, 21(5), 687-712.  
<https://doi.org/10.1007/s002679900060>
- Luna, C. P.** (2019). *Estructura y composición florística de bosques de galería en dos fragmentos de bosque en los Montes de María Sucre, Colombia* [Tesis de pregrado, Universidad de Sucre].
- Melo, O., Fernández-Méndez, F., & Villanueva, B.** (2017). Light habitat, structure, diversity and dynamic of the tropical dry forest. *Colombia Forestal*, 20(1), 19-30.  
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.1.a02>
- Mendoza-C., H.** (1999). Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el Valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia*, 21(1), 70-94.  
<https://doi.org/10.2307/23641565>
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J. E.** (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Miserendino, M. L.** (2004). Effects of landscape and desertification on the macroinvertebrate assemblages of rivers in Andean Patagonia. *Archiv Für Hydrobiologie*, 159(2), 185-209.  
<https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0185>
- Mooney, H. A., Bullock, S. H., & Medina, E.** (1995). Introduction. En H. A. Mooney, S. H. Bullock & E. Medina (Eds.), *Dry Tropical Forests* (pp. 1-8). Cambridge University Press.
- Munné, A., Prat, N., Solá, C. Bonada, N., & Rieradevall, M.** (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 147-163.  
<https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E.** (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E.** (1995). Dry forest of Central America and the Caribbean. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forest* (pp. 9-34). Cambridge University Press.
- Naiman, R. J., Bilby, R. E., & Bisson, P. A.** (2000). Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *BioScience*, 50(11), 996-1011.  
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0996:REAMIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0996:REAMIT]2.0.CO;2)
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E.** (2005). *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier Inc.
- Ocón, J. P., Ibanez, T., Franklin, J., Pau, S., Keppel, G., Rivas-Torres, G., Shin, M. E., & Gillespie, T. W.** (2021). Global tropical dry forest extent and cover: A comparative study of bioclimatic definitions using two climatic data sets. *PLoS One*, 16(5), e0252063.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252063>
- Olascuaga-Vargas, D., Mercado-Gómez, J., & Sánchez-Montaño, L. R.** (2016). Análisis de la vegetación sucesional en un fragmento de bosque seco tropical en Toluejo-Sucre (Colombia). *Colombia Forestal*, 19(1), 23-40.  
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.1.a02>
- Pennington, R. T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A.** (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in

- the tropics: Perspectives from seasonally dry forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437-457.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- Peralta-Muñoz, D.** (2016). *Programa de uso eficiente y ahorro del agua PUEAA municipio de Paicol*. Sociedad de Acueductos Alcantarillados y Aseo-Aguas del Huila.
- Pizano, C., & García, H.** (eds.) (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Pizano, C., González, R., González, M.F., Castro-Lima, F., López, R., Rodríguez, N., Idárraga-Piedrahíta, A., Vargas, W., Vergara-Varela, H., Castaño-Naranjo, A., Devia, W., Rojas, A., Cuadros, H., & Toro, J. L.** (2014). Las plantas de los bosques secos de Colombia. En C. Pizano & H. García (Eds.), *El Bosque Seco Tropical en Colombia* (pp. 49-93). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A.** (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143, 144-155.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- Rangel, J. O., & Velázquez, A.** (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En J. O. Rangel Ch., P. Lowy & M. Aguilar (Eds.), *Colombia Diversidad Biótica II* (pp. 59-87). Universidad Nacional de Colombia.
- Riggio, J., Baillie, J. E. M., Brumby, S., Ellis, E., Kennedy, C. M., Oakleaf, J. R., Tait, A., Tepe, T., Theobald, D. M., Venter, O., Watson J. E. M., & Jacobson, A. P.** (2020). Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 26(8), 4344-4356.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.15109>
- Rodríguez, G. M., Banda-R., K., Reyes, S. P., & Estupiñán, A. C.** (2012). Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano). *Biota Colombiana*, 13(2), 7-39.
- Rodríguez, N., & López, R.** (2014). Valle geográfico del río Magdalena. En C. Pizano & H. García (Eds.), *El Bosque Seco Tropical en Colombia* (pp. 78). Instituto de Investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Romero-Duque, L. P., Rosero-Toro, J. H., Fernández-Lucero, M., Simbaqueba-Gutiérrez, A., & Pérez, C.** (2019). Trees and shrubs of the tropical dry forest of the Magdalena river upper watershed (Colombia). *Biodiversity Data Journal*, 7, 1-21.  
<https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e36191>
- Romero-Hernández, C.** (2017). El género *Zygia* P. Browne (Leguminosae: Mimosoideae: Ingeae) en Colombia: análisis de distribución y clave actualizada para su identificación. *Biota Colombiana*, 18(2), 88-110.  
<https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a06>
- Roxburgh, S. H., Shea, K., & Wilson, J. B.** (2004). The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85(2), 359-371.  
<https://doi.org/10.1890/03-0266>
- Ruíz, R., & Saab, H. P.** (2020). Diversidad florística del bosque seco tropical en las subregiones bajo y medio Sinú, Córdoba, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 167-179.  
<https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.38286>
- Sabaj, V., Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M., Fernández, M., Colombo, N., Lanzilotta, B., Saravia, M., Neme, C., & Conde, D.** (2014). *Qué son los Caudales Ambientales y cuál es la perspectiva de su aplicación en Uruguay*. UNESCO.  
<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000227701.locale=en>
- Scharlemann, J. P. W., Kapos, A., Campbell, A., Lyсенко, I., Burgess, N. D., Hansen, M. C., Gibbs, H. K., Dickson, B., & Miles, L.** (2010). Securing tropical forest carbon: The contribution of protected areas to REDD. *Fauna y Flora Internacional*, 44(3), 352-357.  
<https://doi.org/10.1017/S0030605310000542>
- Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P., Munné,**

**T., Pardo, I., Prat N., Rieradevall, M., Salinas, M. J., Toro, M., & Vivas, S.** (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad en el uso de índices QBR. *Limnetica*, 21(3-4), 135-148.

<https://doi.org/10.23818/limn.21.22>

**Suzuki, W., Osumi, K., Masaki, T., Takahashi, K., Daimaru, H., & Hoshizaki, K.** (2002). Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 153, 285-301.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00667-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00667-8)

**Tropicos** (2022). *Tropicos.org. Missouri Botanical Garden.*

<https://www.tropicos.org/home>

**Vargas, W.** (2015). Una breve descripción de la vegetación, con especial énfasis en las pioneras intermedias de los bosques secos de la Jagua, en la cuenca alta del río Magdalena en el Huila. *Colombia Forestal*, 18(1), 47-70.

<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a03>

**Wittmann, F., Zorzi, B. T., Tizianel, F. A. T., Urquiza, M. V. S., Faria, R. R., e Sousa, N. M., Módena, E. S., Gamarra, R. M., & Rosa, A. L. M.** (2008). Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the lower Miranda River, Southern Pantanal, Brazil. *Folia Geobotanica*, 43(4), 397.

<https://doi.org/10.1007/s12224-008-9022-9>





## Conflictos ambientales en Colombia: reflexiones sobre sus cambios positivos a partir de una revisión de literatura

### Environmental Conflicts in Colombia: Considerations on Positive Change from a Literature Review

Diana Paola Morales Lizarazo<sup>1\*</sup> , Paula María Ungar Ronderos<sup>1</sup> 

Morales-Lizarazo, D. P., & Ungar-Ronderos, P. M. (2022). Conflictos ambientales en Colombia: reflexiones sobre sus cambios positivos a partir de una revisión de literatura. *Colombia Forestal*, 25(2), 85-103.

**Recepción:** 25 de noviembre 2021

**Aprobación:** 23 de febrero 2022

#### Resumen

Los conflictos ambientales han venido aumentando en Colombia y América Latina, y han emergido diferentes políticas públicas que le apuestan a resolverlos. Con base en una revisión de literatura, indagamos por las formas en que se han entendido los cambios positivos en los conflictos ambientales en el país, así como por las condiciones que se han identificado como favorables para estos cambios. Las nociones de resolución y transformación, aunque tienen diferentes genealogías conceptuales e implicaciones políticas, podrían ser consideradas complementarias en la práctica. Dentro de los factores favorables a los cambios positivos encontramos el fortalecimiento de la organización comunitaria, el establecimiento de procesos de diálogo sostenidos en el tiempo que permitan construir confianza, las herramientas legales que garanticen la participación social en las decisiones ambientales y la apropiación de diferentes formas de conocimiento. Concluimos con recomendaciones para la operación de los Centros Regionales de Diálogo Ambiental propuestos por el Estado colombiano en 2018.

**Palabras clave:** cambios positivos, Centros Regionales de Diálogo Ambiental, Colombia, resolución de conflictos ambientales, transformación de conflictos ambientales.

#### Abstract

Environmental conflicts have been growing in number in Colombia and in Latin America, and different public policies aimed at their resolution have emerged. Based on a literature review, we investigated how ‘positive change’ has been conceived in the country regarding environmental conflicts, and which conditions have been considered favorable for these changes. The concepts of resolution and transformation, although with differing conceptual origins and political implications, could be considered to be complementary in practice. Among the factors favorable to positive change in environmental conflicts, we found the strength of community organizations, the establishment of sustained dialogues that allow building trust, legal instruments that guarantee social participation in environmental decisions, and the social appropriation of different forms of knowledge. We conclude with some recommendations for the Regional Centers of Environmental Dialogue proposed by the Colombian government in 2018.

**Keywords:** positive changes, Environmental Dialogue Regional Centers, Colombia, environmental conflict resolution, environmental conflict transformation.

<sup>1</sup> Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.

\* Autor para correspondencia. [dmorales@humboldt.org.co](mailto:dmorales@humboldt.org.co)

<https://doi.org/10.14483/2256201X.18844>

## INTRODUCCIÓN

De acuerdo con el Atlas de Justicia Ambiental, los conflictos ambientales constituyen un fenómeno creciente en América Latina (Temper *et al.*, 2015), fenómeno que ha despertado un interés notable tanto en la academia como en las políticas públicas. Por una parte, la ecología política latinoamericana ha construido un cuerpo teórico robusto para la comprensión de estos conflictos como manifestaciones de resistencia de las comunidades locales frente a la imposición colonial de un modelo de desarrollo que trae consigo inequidad en la distribución ecológica, económica y cultural (Escobar, 2006; Gudynas, 2011; van Teijlingen & Dupuits, 2021). En Colombia, autores como Escobar (2006), Ulloa (2007) y Vélez-Torres (2019) sentaron las bases para su análisis, y los artículos académicos sobre este tipo de conflictos pasaron de uno a cuarenta y dos entre 1989 y 2020 (de acuerdo con una búsqueda realizada en Scopus en el marco de este estudio en mayo de 2021).

Por otra parte, diferentes apuestas de política pública apuntan a gestionar dichos conflictos. Por ejemplo, a nivel Latinoamérica, el Acuerdo de Escazú es visto por organizaciones de la sociedad civil como un instrumento que contribuye al desescalamiento y prevención de los conflictos ambientales (Asociación Ambiente y Sociedad, 2018; Foro Nacional Ambiental, 2020). En Colombia, distintos gobiernos han incorporado en los planes nacionales de desarrollo instrumentos que busquen resolver o transformar los conflictos ambientales.

Particularmente, el Plan de Desarrollo 2018-2022 (Congreso de la República de Colombia, 2019) establece instancias denominadas Centros Regionales de Diálogo Ambiental (CRDA) para el diálogo ambiental con miras a la prevención y transformación de los conflictos ambientales. Estos centros fueron creados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en el año 2018 mediante la Resolución 2035 (Ministerio de Ambiente

y Desarrollo Sostenible, 2018), la cual define los CRDA como “instancias de facilitación, articulación, participación, cooperación y reflexión para la (...) discusión de alternativas de prevención y transformación positiva de los conflictos de índole socioambiental (...)” (art. 1). Como parte del alcance de dichos centros, el artículo 4 de la Resolución establece, en procura de la prevención o transformación de los conflictos ambientales, entre otras acciones, “facilitar la articulación institucional”, “recomendar al gobierno nacional la adopción de medidas”, “promover la gestión de programas, proyectos y medidas” e incluso “fomentar cambios de paradigma y percepción de las comunidades”.

Resulta entonces pertinente preguntarse por la forma en que se puede definir, lograr y evaluar la ‘resolución’ o ‘transformación positiva’ de los conflictos ambientales, teniendo en cuenta tanto las propuestas conceptuales como los estudios empíricos del fenómeno en el país. Este artículo aborda esta cuestión en tres niveles. En primer lugar, presentamos los resultados de una revisión de la literatura académica sobre los conceptos de resolución y transformación de conflictos ambientales, en la cual indagamos por su genealogía y su definición, así como por las variables con las que se ha propuesto evaluar los cambios en el conflicto. En segundo lugar, a la luz de dicha revisión, analizamos una selección de estudios de caso, preguntándonos por las formas en que el cambio positivo en los conflictos ambientales ha sido entendido en la literatura académica en el país y qué condiciones se han considerado favorables para este tipo de cambio. Finalizamos con una reflexión sobre las implicaciones de este análisis para el diseño e implementación de políticas que aspiren a contribuir al diálogo ambiental, tales como los CRDA en Colombia.

### Marco teórico

El estudio de los conflictos ambientales surge en la década de los años sesenta, en un contexto

caracterizado por los debates en torno a los efectos negativos del desarrollo industrial sobre la naturaleza y la intensificación en su apropiación por parte de los seres humanos (Güiza & Palacio, 2013; Ozawa, 1996). A partir de entonces se han desarrollado distintas aproximaciones para entender la dimensión 'ambiental' de los conflictos (Gudynas, 2007; Folchi, 2001; Walter, 2009; del Cairo et al., 2014). El estudio de los conflictos ambientales ha tenido un desarrollo particularmente amplio en América Latina, donde se han puesto de manifiesto sus raíces profundas en la colonialidad y en los desequilibrios de poder asociados con esta en sus dimensiones económica, ecológica y cultural (Escobar 2006; Rodríguez et al., 2015). Para los fines de este artículo, definimos ampliamente un conflicto socioambiental o ambiental como aquella situación en la que al menos dos actores, cuyos vínculos se caracterizan con frecuencia por desequilibrios de poder, se enfrentan en el ámbito público por la concepción, la valoración, el acceso, el uso o la gestión de la naturaleza, ya sea en el presente o en torno a futuros deseados divergentes (Folchi, 2001; Gudynas, 2007; Merlinsky, 2013; Peña-Reyes, 2008; Rodríguez, 2006; Walter, 2009). En este artículo nos interesa indagar por los cambios positivos en los conflictos ambientales. Para este fin, la literatura académica ha recurrido principalmente a dos enfoques: la resolución de conflictos ambientales, o ECR por sus siglas en inglés, y la transformación de conflictos ambientales. Tal como se señalará más adelante en esta sección, la transformación de conflictos ambientales está estrechamente vinculada con la justicia ambiental.

### *Resolución de conflictos ambientales*

A partir de los años sesenta, y con mayor fuerza en los setenta, en un contexto caracterizado por el auge de movimientos ambientales, el surgimiento de una conciencia ambiental global y el desarrollo de tratados internacionales de carácter ambiental, aparece en Estados Unidos la llamada *Alternative*

*Dispute Resolution* (Ascerald et al., 2010) como mecanismo para lograr que los conflictos se tramitaran por fuera de instancias judiciales (Raines & Kubala, 2011). Al ser aplicada a los conflictos ambientales, recibe el nombre de *Environmental Conflict Resolution* (ECR). En la década de los años noventa, la ECR empieza a ser promovida en América Latina por organismos multilaterales como las Naciones Unidas, la Universidad de la Paz y universidades del hemisferio norte (Ascerald et al., 2010), pues se considera una alternativa costo-efectiva (en términos de gastos administrativos y judiciales) en comparación con el desarrollo de litigios en tribunales judiciales.

Aunque no existe un consenso frente a la manera en que se define la ECR, pues hay distintas formas de entender los conceptos de conflicto y ambiente (Fisher & Sablan, 2018), es posible afirmar que, en términos generales, hace referencia a un conjunto de mecanismos (mediación, facilitación, conciliación, arbitraje, entre otros) que le permiten a los actores involucrados construir consensos en el corto plazo en torno al uso de los recursos en disputa y sin recurrir a instancias judiciales (O'Leary & Bingham, 2003; Lederach, 2003a). Estos mecanismos se caracterizan por: a) la participación voluntaria de las partes involucradas en la disputa durante el desarrollo del proceso; b) la interacción cara a cara de los actores involucrados en el conflicto o de sus representantes; c) la existencia de consenso entre todos (o la mayoría) de los actores involucrados en el conflicto frente a la decisión final o el acuerdo que se construye a partir del proceso de resolución; y, en ocasiones, la inclusión de un tercero neutral como mediador o facilitador del proceso (Crowfoot & Wondolleck, 1990; O'Leary & Bingham, 2003; Dukes, 2004; Fisher & Sablan, 2018).

La ECR parte de algunos supuestos: a) la posibilidad de que las partes involucradas en el conflicto lleguen a acuerdos a partir de diálogos basados en lenguajes conmensurables y en información técnico-científica considerada legítima por todas las

partes; b) la existencia de relaciones de poder simétricas entre los actores involucrados en la disputa, quienes pueden sentarse a negociar cara a cara; c) la posibilidad de un gana-gana (generalmente económico) entre las partes en el marco del acuerdo; y d) la visión del conflicto como una situación que hay que superar (Ascerald *et al.*, 2010). Así mismo, desde este enfoque impera una visión temporalmente limitada del conflicto, que no considera su trayectoria histórica como una dimensión a tener en cuenta (Correa & Rodríguez, 2005). En resumen, en la ECR, los conflictos ambientales parecen entenderse como situaciones negativas e indeseadas a superar en el corto plazo a través de acuerdos entre actores con diferentes intereses que se encuentran aparentemente en igualdad de condiciones en torno al uso de los recursos naturales.

La adopción e inversión de recursos en la ECR por parte de organismos públicos llevó a la necesidad de evaluarla sistemáticamente. En la literatura existen diversos trabajos en los que se abordan las formas de evaluar la implementación de la ECR (Dukes, 2004; Emerson *et al.*, 2009; Fisher & Sablan, 2018). En términos generales, es posible identificar dos aproximaciones complementarias. Por una parte, se propone observar las variables asociadas al proceso de construcción de los acuerdos, tales como la calidad, diversidad y confiabilidad de la información empleada; la justicia, legitimidad y costo-efectividad del proceso o el cambio en las relaciones entre los actores. Por otra parte, es posible evaluar el acuerdo alcanzado mediante el análisis de variables como la legitimidad, las mejoras en el sistema socioecológico involucrado en la disputa, la duración del acuerdo, la disminución del nivel de controversia o el incremento del capital social y político (Dukes, 2004; Emerson *et al.*, 2009; Fisher & Sablan, 2018). La definición de los factores que permiten evaluar los procesos de resolución de conflictos ambientales depende de la intencionalidad de la evaluación (Fisher & Sablan, 2018; Kaufman *et al.*, 2014), es decir, de si se busca evaluar procesos disímiles

entre sí a partir de las variables antes mencionadas (generalización) o se busca analizar caso a caso cada conflicto para indagar por sus lecciones aprendidas particulares (reflexividad). Así mismo, autores como Dukes (2004) llaman la atención frente al reto que representa dar cuenta del impacto de la ECR sobre los sistemas socioecológicos y, en particular, sobre el ambiente, en la medida en que la complejidad del funcionamiento de dichos sistemas hace difícil atribuir un cambio en las condiciones de los ecosistemas únicamente al proceso de resolución.

#### *Transformación de conflictos ambientales*

En contraste con la ECR, el enfoque de transformación de conflictos ambientales nace en el marco de los estudios de paz, particularmente de aquellos relacionados con sociedades en postconflicto armado (Galtung, 2004; Lederach, 2003b). Este enfoque entiende el conflicto como un fenómeno dinámico, con raíces profundas en estructuras de poder que tienen trayectorias históricas de largo plazo (Correa & Rodríguez, 2005). Desde esta perspectiva, los conflictos son inherentes al desarrollo de las relaciones sociales, tienen el potencial de generar cambios en las estructuras sociales para construir escenarios deseados de futuro de mayor justicia ambiental y menor violencia, y su transformación es un proceso sociopolítico, cultural y psicosocial de largo plazo y adaptativo (Rodríguez *et al.*, 2015). Muchas veces, los conflictos se desarrollan en ciclos prolongados de daño y destrucción, por lo que los cambios positivos no siempre se logran (Lederach, 2003a). No obstante, la clave está en “asumir una predisposición activa de ver en el conflicto su potencial catalizador de crecimiento” (Lederach, 2003a, p. 17) para promover cambios estructurales en el conjunto de las relaciones que le dieron origen (Rodríguez *et al.*, 2015). Esto implica un compromiso ético y político con un proceso que permita transformar las relaciones, los intereses, los discursos y las estructuras de poder que históricamente han incidido en el escalamiento de

los conflictos (desigualdades en el acceso a la tierra, discriminación, entre otras) (Miall, 2004).

Dado su reconocimiento de los vínculos entre poder y conocimiento, la transformación llama la atención sobre la necesidad de dar espacio a la manera de concebir el territorio, enmarcar los problemas y conocer la naturaleza en la comprensión de los conflictos ambientales, como una forma de generar nuevos conocimientos, fortalecer el lugar de enunciación de los actores subalternos y su capacidad de agencia frente a actores más poderosos y llenar vacíos o consolidar alternativas frente a la información proporcionada por estos últimos (Rodríguez *et al.*, 2015; Vélez-Torres *et al.*, 2012). Desde una perspectiva más radical, se trataría de reconocer y hacer posibles las realidades subalternas que los discursos hegemónicos han juzgado imposibles, de concebir un mundo donde quepan muchos mundos (Escobar, 2006).

Rodríguez *et al.* (2019), partiendo de los planteamientos de los estudios de paz y de la teoría decolonial, plantean que la transformación está directamente asociada con la justicia ambiental. En este contexto, se entiende el poder como un proceso que permite a los actores excluidos potenciar y usar sus recursos y fuentes para cambiar las circunstancias “y hacer contrapeso a las fuerzas de dominación en los diferentes ámbitos del espacio público” (Rodríguez *et al.*, 2015, p. 113). Estos mismos autores afirman que, en la medida en que la transformación de conflictos contribuye a disminuir las asimetrías de poder, esta permite escenarios de mayor justicia ambiental. En otras palabras, una transformación positiva de un conflicto sería aquella que conduzca a una mayor justicia ambiental. En el caso de los pueblos indígenas, se ha propuesto que la justicia ambiental es relacional, dado que implica vínculos alternativos con el territorio, entre humanos y no-humanos y entre géneros (Ulloa, 2007).

Estos autores también identifican, como factores clave de la transformación de los conflictos ambientales, la diversificación del control local de

los medios de producción y de la tecnología, el grado de control de las comunidades locales sobre la distribución de los daños y beneficios del medio ambiente, el fortalecimiento de las instituciones comunitarias y el incremento de la salud y la integridad del medio ambiente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Además de la revisión conceptual y metodológica sobre conflictos ambientales desde diferentes marcos analíticos, la cual ha sido expuesta en las secciones anteriores, en abril de 2020 se realizó una selección inicial de publicaciones en revistas académicas con los términos “conflictos ambientales” o “conflictos socioambientales” y “Colombia” (en el título, palabras clave o resumen) en los motores de Ebsco, Scopus y Scielo, tanto en español como en inglés. Esta decisión metodológica condujo a que se quedaran por fuera del análisis al menos dos grupos importantes de estudios, los cuales se requeriría explorar en el futuro para tener una respuesta más completa a la pregunta de investigación. Por una parte, se excluyeron los trabajos académicos que emplean categorías como “conflictos territoriales” o “conflictos por la tierra”, que están en la base de fenómenos que han marcado la historia ambiental del país (Perilla-Lozano & Vásquez-Cruz, 2019). Sin embargo, es importante tener en cuenta que, así como la separación entre medio ambiente y territorio es una separación con fines analíticos que resulta de la mirada disciplinar moderna (Porto-Gonçalves, 2002), la división entre conflictos ambientales y conflictos territoriales es una clasificación arbitraria, dado que la mayor parte de los conflictos ambientales están intrincados con el territorio y viceversa (Ascerald *et al.*, 2010). No obstante, como se expuso en la introducción, este artículo busca dialogar con las políticas del sector ambiental en que se habla explícitamente de conflictos ambientales o socioambientales y, por ende, se centró en la literatura que los nombra de esta forma. Por

otra parte, no se incluyeron en esta selección documentos no académicos, como aquellos elaborados por instituciones públicas en cumplimiento de su misión (por ejemplo, planes de manejo de áreas protegidas) o por organizaciones no gubernamentales que han trabajado en torno a estos procesos. Procesos como los adelantados como parte de la construcción de regímenes especiales de manejo (REM) en áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales traslapadas con resguardos indígenas con seguridad contribuirían a tener respuestas más robustas a las preguntas aquí planteadas.

La búsqueda inicial de literatura sobre conflictos ambientales o socioambientales arrojó 1792 publicaciones académicas, en su mayoría teóricas (e.g., Escobar, 2006) o de caracterización de conflictos ambientales o socioambientales en Colombia, incluyendo artículos, libros y tesis (e.g., Vélez-Torres & Vélez, 2019). Esta búsqueda permitió profundizar en el marco teórico expuesto en la sección anterior, particularmente en los desarrollos de la ecología política en América Latina y sus vínculos con la noción de justicia ambiental, y enriquecer la discusión de los resultados del análisis de estudios de caso. Sin embargo, dado que el interés de este trabajo se centra en una revisión de los cambios en los conflictos ambientales a partir de ejercicios empíricos (es decir, con base en estudios que hicieron seguimiento a un proceso de cambio de un conflicto particular), se reforzó la búsqueda añadiendo los términos “transformación” o “manejo” o “resolución”. Este ejercicio arrojó un total de 143 documentos (tesis, artículos, libros, capítulos de libro), que fueron sistematizados a partir de preguntas claves con el fin de indagar si mostraban resultados empíricos de los procesos de resolución y transformación, en aras de seleccionar aquellos que dieran cuenta de estudios de caso. Este filtro arrojó 12 artículos.

De forma simultánea, se indagó con expertos en el tema sobre estudios de caso de este tipo, lo cual permitió dialogar no solo con los índices académicos, sino con otras investigaciones que se han

desarrollado en los últimos años. Se seleccionaron 19 documentos en total (10 artículos de revista, 3 capítulos de libro, 2 libros, 3 trabajos de grado y 1 documento de trabajo). En conjunto, los documentos seleccionados dan cuenta de más de 100 estudios de caso (Tabla 1). Estos documentos se analizaron indagando específicamente por a) de qué forma se define el cambio en el conflicto ambiental y b) las condiciones que se considera permitieron o facilitaron el cambio analizado.

## RESULTADOS

La selección de estudios de caso arrojó 19 documentos (Tabla 1). Este resultado sugiere que el interés académico por el estudio de la resolución o transformación de conflictos ambientales en Colombia es mucho menor que el interés en su caracterización, abarcando menos del 10 % del total de la literatura. El hecho de que una proporción muy reducida de este universo se interese por estudios de caso da indicios sobre la necesidad de investigar este tema de forma empírica.

Los estudios seleccionados son muy heterogéneos en cuanto a los tipos de actores involucrados (comunitarios, estatales, empresariales, a nivel local, regional y nacional), el contexto del conflicto (urbano o rural) y la escala espacial y temporal del análisis (ver *Discusión y conclusiones*). Teniendo en cuenta esta heterogeneidad, el ejercicio que nos proponemos aquí, basado en la agregación y comparación de casos diversos, se desarrolla en medio de una tensión entre la particularidad de cada caso y la generalización que consideramos útil para producir lineamientos para la toma de decisiones a nivel regional o nacional.

Dentro de los documentos seleccionados, es importante resaltar dos asuntos. Por una parte, hay dos publicaciones que indagan explícitamente por cuestiones similares a las que exploramos aquí: *Encrucijadas ambientales en América Latina: entre el manejo y la transformación de conflictos por*

**Tabla 1.** Documentos seleccionados para el análisis, que abordan empíricamente casos de transformación o resolución de conflictos socioambientales en Colombia

ID	Título	Número de casos
1	<b>Amaya, M. T. (1992).</b> Piecing it together: The struggle for the Macarena nature reserve. <i>Environment and Urbanization</i> , 4(1), 85-88. <a href="https://doi.org/10.1177/095624789200400109">https://doi.org/10.1177/095624789200400109</a>	1
2	<b>Gorricho, J., &amp; Rivera, C. (2005).</b> Cartografía de conflictos ambientales en el mar de providencia y Santa Catalina, Colombia, para la creación de espacios colaborativos. En H. Correa & I. Rodríguez (Eds.), <i>Encrucijadas ambientales en América Latina. Entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales</i> (pp. 183-202). Universidad para la Paz, ONU.	1
3	<b>Rodríguez, M. (2005).</b> Evolución del manejo alternativo del conflicto territorial en el pacífico vallecaucano-Colombia. En H. Correa & I. Rodríguez (Eds.), <i>Encrucijadas ambientales en América Latina. Entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales</i> (pp. 183-202). Universidad para la Paz, ONU.	1
4	<b>Rosero, M., &amp; Amaya, J. (2005).</b> Desandar el camino: la historia de un proceso de conservación bio-cultural en Colombia como herramienta para la transformación de conflictos actuales y futuros. En H. Correa & I. Rodríguez (Eds.), <i>Encrucijadas ambientales en América Latina. Entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales</i> (pp. 163-183). Universidad para la Paz, ONU.	1
5	<b>Jure, C. (2010).</b> <i>Transformación de conflictos socioambientales como apuesta de construcción de paz: el caso del proceso de diálogo en la cuenca baja del río La Miel</i> [Tesis de especialización, sin publicar, Universidad Nacional de Colombia]. <a href="http://www.bivipas.unal.edu.co/handle/10720/564">http://www.bivipas.unal.edu.co/handle/10720/564</a>	1
6	<b>Serrano, N. (2011).</b> Construcción del hábitat urbano en el ámbito público: el caso del conflicto del humedal de Córdoba. <i>Bitácora Urbano Territorial</i> , 11(1) 8-19. <a href="https://revistas.unal.edu.co/index.php/bitacora/article/view/18627">https://revistas.unal.edu.co/index.php/bitacora/article/view/18627</a>	1
7	<b>Vélez, M., Ramos, P., &amp; Alayón, L. (2011).</b> Instituciones anidadas para prevenir y resolver conflictos socio-ambientales: manejo y distribución del agua en Campo Alegre (Huila, Colombia). <i>Cuadernos de Desarrollo Rural</i> , 8(67), 71-90. <a href="http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&amp;pid=S0122-14502011000200004&amp;lng=en&amp;nrm=iso">http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&amp;pid=S0122-14502011000200004&amp;lng=en&amp;nrm=iso</a>	1
8	<b>Pérez-Rincón, M. (2014).</b> Capítulo 4. Conflictos ambientales en Colombia: Inventario, caracterización y análisis. En Contraloría General de la Nación (Eds.) <i>Minería en Colombia: Control público, memoria y justicia socio-ecológica, movimientos sociales y posconflicto</i> (pp. 253-325). Contraloría General de la Nación. <a href="http://hdl.handle.net/10906/80461">http://hdl.handle.net/10906/80461</a>	72
9	<b>de Pourcq, K., Thomas, E., Arts, B., Vranckx, A., Léon-Sicard, T., &amp; Van Damme, P. (2015).</b> Conflict in protected areas: Who says co-management does not work? <i>PLoS One</i> , 10 (12), e0144943. <a href="https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144943">https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144943</a>	10
10	<b>Güiza-Suárez, L., Londoño-Toro, B. Rodríguez-Barajas, C. D., &amp; Zuluaga, J. (2015).</b> Las agendas interinstitucionales ambientales: un instrumento para la resolución de conflictos ambientales. <i>Revista de Estudios Sociales</i> , 53, 29-42. <a href="https://doi.org/10.7440/res53.2015.02">https://doi.org/10.7440/res53.2015.02</a>	1
11	<b>Munévar-Quintero, C. A., &amp; Valencia-Hernández, J. G. (2015).</b> Origen y transformación del conflicto ambiental: análisis de los procesos de participación y educación en dos estudios de caso. <i>Civilizar Ciencias Sociales y Humanas</i> , 15(28), 47-60. <a href="https://doi.org/10.22518/16578953.279">https://doi.org/10.22518/16578953.279</a>	2
12	<b>Sanz-Galindo, G. (2015).</b> <i>Micro and small enterprises, water and developing countries: a challenge for sustainability in Colombia</i> [Disertación Doctoral, Universidad de Amsterdam e Instituto UNESCO-IHE para la educación relativa al agua]. <a href="https://www.un-ihe.org/sites/default/files/2015_unesco-ihe_phd_thesis_sanz_i.pdf">https://www.un-ihe.org/sites/default/files/2015_unesco-ihe_phd_thesis_sanz_i.pdf</a>	2
13	<b>Durán, C. (2009).</b> Gobernanza en los Parques Nacionales Naturales colombianos: reflexiones a partir del caso de la comunidad Orika y su participación en la conservación del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. <i>Revista de Estudios Sociales</i> , 32, 60-73. <a href="https://doi.org/10.7440/res32.2009.04">https://doi.org/10.7440/res32.2009.04</a>	1
14	<b>Altamira-Rivera, S. (2018).</b> <i>Repertorios de acción colectiva en conflictos ecológico-distributivos como herramienta para la justicia ambiental en Colombia: un análisis desde el atlas global de justicia ambiental</i> [Tesis de Maestría en Desarrollo Sostenible, Universidad del Valle]. <a href="https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/12967/CB-0576377.pdf;jsessionid=4E1F702337ED1AF16024680AA823B232?sequence=1">https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/12967/CB-0576377.pdf;jsessionid=4E1F702337ED1AF16024680AA823B232?sequence=1</a>	24
15	<b>Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Agencia Nacional de Tierras (ANT). (2019).</b> <i>Las zonas de reserva campesina: retos y experiencias significativas en su implementación</i> . FAO.	6

ID	Título	Número de casos
16	<b>López- Estupiñán, L.</b> (2019). La colectividad como resistencia en la cuenca alta del río Chicamocha. <i>Cuadernos de Música, Artes Visuales y Artes Escénicas</i> , 14 (2), 43-53. <a href="https://doi.org/10.11144/javeriana.mavae14-2.lccr">https://doi.org/10.11144/javeriana.mavae14-2.lccr</a>	1
17	<b>Lyons, K. M.</b> (2019). Ríos y reconciliación profunda: la reconstrucción de la memoria socio-ecológica en tiempos de conflicto y “transición” en Colombia. <i>Maguaré</i> , 33 (2), 209-245. <a href="https://doi.org/10.15446/mag.v33n2.86201">https://doi.org/10.15446/mag.v33n2.86201</a>	1
18	<b>Perilla-Lozano, L., &amp; Vásquez-Cruz, O.</b> (2019). <i>Caminos hacia la transformación: Análisis de los abordajes de las comunidades y el Estado sobre 5 casos de conflictos por la tierra y el territorio</i> . Embajada de Suiza en Colombia, Universidad de la Amazonia, Universidad de Cartagena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de los Llanos, Universidad Nacional de Colombia.	5
19	<b>Vélez-Torres, I., Rátiva-Gaona, S., &amp; Varela-Corredor, D.</b> (2012). Cartografía social como metodología participativa y colaborativa de investigación en el territorio afrodescendiente de la cuenca alta del río Cauca. <i>Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía</i> 21(2), 59-73. <a href="https://doi.org/10.15446/rcdg.v21n2.25774">https://doi.org/10.15446/rcdg.v21n2.25774</a>	1

recursos naturales (Correa & Rodríguez, 2005) presenta la sistematización, a través de la investigación-acción, de treinta experiencias de resolución de conflictos en la región, tres de ellas en Colombia, preguntándose por los factores que afectan el tránsito hacia estrategias de colaboración y por los factores que determinan la calidad y eficacia de dichas estrategias. *Caminos hacia la transformación: análisis de los abordajes de las comunidades y el Estado sobre 5 casos de conflictos sobre la tierra y el territorio* (Perilla-Lozano & Vásquez-Cruz, 2019), si bien no aborda explícitamente la cuestión ambiental en su enunciado, contiene al menos cuatro casos en los que alguno de los actores incluye, dentro de sus reivindicaciones, la valoración, el uso o el acceso a la naturaleza (e.g., el establecimiento de un área protegida o el deterioro de la calidad del agua). Por otra parte, si bien hay una diversidad considerable en los tipos de conflictos, la mayoría de los documentos se centra en aquellos que se desarrollan en torno a áreas protegidas o el ordenamiento del territorio para el uso de recursos naturales. Los resultados de nuestro análisis arrojan, de manera indirecta, pistas para la gestión de los bosques con una perspectiva de cambio positivo en los conflictos ambientales. Es notable, sin embargo, el vacío en estudios específicos sobre conflictos forestales, a pesar de que se ha reconocido el vínculo potencial entre estos y la construcción de paz (Rettberg, 2006).

## DISCUSIÓN

### ¿Transformación o resolución?

Encontramos que la forma de nombrar el cambio es heterogénea y, aunque con frecuencia se usan los términos resolución y transformación, estos no necesariamente están relacionados con los marcos conceptuales expuestos en la sección anterior. A raíz de esta observación, nuestro análisis se enfoca en la noción de ‘cambio positivo’ y aborda el contenido de los estudios analizados, preguntándose por la manera en que se define un cambio de este tipo en términos de su relación con las bases conceptuales de la resolución y la transformación, sin detenerse en la nomenclatura que utilizan.

#### *Transformación*

Algunas de las investigaciones analizadas conciben el cambio deseable de formas que se podrían considerar en términos generales afines al enfoque de transformación presentado en el marco teórico, en tanto desafían explícitamente factores estructurales de los conflictos, en particular los marcos normativos, los desequilibrios de poder y la imposición de modelos de desarrollo del orden nacional sobre alternativas más territorializadas. Un ejemplo de este enfoque es el trabajo de

Amaya (1992) (ID1), donde se considera el cambio en el marco legal en torno a áreas protegidas como un resultado positivo del proceso, el cual se desarrolla a través de estrategias adversariales como marchas y protestas. El estudio de dos casos hecho por Munévar-Quintero y Valencia-Hernández (2015) (ID11) también puede enmarcarse en la noción de transformación en tanto define el cambio positivo como el paso de un daño ambiental no percibido a uno percibido, y, en esta medida, el conflicto puede ser llevado a los estrados judiciales por los afectados para reclamar sus derechos, “contrarrestar factores externos de poder (...) y conformar una cultura democrática” (Munévar-Quintero & Valencia-Hernández, 2015, p. 55).

Otro estudio con este enfoque es la sistematización de experiencias de resistencia a proyectos extractivos en la cuenca alta del Río Chicamocha (López-Estupiñán, 2019). A través del fortalecimiento de capacidades, la profundización de los vínculos entre actores locales y el diálogo de saberes, se pusieron en evidencia las afectaciones e irregularidades en procesos de licenciamiento ambiental para extracción de hidrocarburos y se logró la modificación o negación de estas licencias, a la vez que se fortalecieron redes entre actores sociales. Utilizando los mecanismos establecidos por el Estado, al desafiar el modelo de desarrollo previsto para sus territorios, estos procesos se pueden entender como enmarcados en una apuesta por la transformación en la medida en que se valora como positiva la redistribución del poder para la toma de decisiones sobre el territorio. El trabajo de Vélez-Torres et al. (2012) (ID19) también se enmarca en la transformación en tanto concibe el cambio deseado en términos del posicionamiento de las experiencias geohistóricas de las comunidades “bajo ejercicios autónomos de poder” (p. 2), a través de procesos de investigación participativa que contribuyen a la defensa del territorio.

Los trabajos vinculados al enfoque de justicia ambiental (ID8, 14), que documentan los

conflictos entre proyectos liderados por empresas o instituciones estatales del orden nacional o internacional y los habitantes de los territorios donde estos proyectos se desarrollan, en la medida en que acogen la definición de ‘éxitos de la justicia ambiental’ del Atlas de Justicia Ambiental, según la cual los casos de detención ‘parcial o de forma definitiva’ de estos proyectos equivalen a victorias de la justicia ambiental, podrían considerarse también afines al enfoque de transformación. Sin embargo, estos casos merecerían una consideración particular, dado que el enfoque de transformación implica también el logro de acuerdos que en estos casos no se hacen visibles en los estudios.

### *Resolución*

En lo que podría considerarse otro extremo de esta gama, encontramos algunos estudios que definen el cambio positivo en términos de acuerdos localizados en torno al uso de un recurso en disputa, sin abordar variables estructurales o considerar escalas temporales o espaciales más amplias que aquellas en donde se manifiesta el conflicto, y que tienden a equiparar la resolución de un conflicto con el acatamiento de una norma.

Este es el caso del trabajo *Las agendas interinstitucionales ambientales: un instrumento para la resolución de conflictos ambientales* (Güiza et al., 2015), que trata conflictos ambientales como conflictos de uso del suelo en zonas colindantes a páramos y considera la suscripción de acuerdos orientados a la disminución de impactos ambientales como el cambio positivo deseado. Hace referencia, por ejemplo, a “lograr el desarrollo de la comunidad local de manera amigable con el ecosistema” (p. 36), sin cuestionar la noción de ‘amigable con el ecosistema’. La construcción de un plan de acción para el Río La Miel (Rosero & Amaya, 2005), que “se centró principalmente en el fortalecimiento de las relaciones entre las comunidades y la empresa” y “estimuló una relación sana con la empresa, que ayudó a tener más confianza”

también podría entenderse como un proceso con enfoque de resolución, al menos en el corto plazo que abarca el estudio. Lo mismo podría afirmarse del estudio de los acuerdos entre usuarios del agua en Campo Alegre, Huila (Vélez *et al.*, 2011), y del estudio del comanejo como una forma de prevenir conflictos en áreas protegidas (De Pourcq *et al.*, 2015), que no cuestionan el marco legal o político de la conservación ni se plantean de forma explícita los problemas asociados a los desequilibrios de poder.

### *Clasificación difícil*

La mayor parte de los estudios analizados (incluyendo algunos de los mencionados en las secciones anteriores) no son fácilmente clasificables en un enfoque de resolución o de transformación. Si bien consideran los acuerdos voluntarios entre actores en el nivel local y en el corto plazo como eventos deseables, lo cual podría ser entendido como la aplicación de un enfoque de resolución, entienden estos ejercicios como positivos *en la medida en que son precursores de cambios estructurales* en otras escalas y en plazos de tiempo más largos.

Este es el caso del análisis de la evolución del manejo alternativo del conflicto en el pacífico vallecaucano (Rodríguez, 2005), que habla del

establecimiento de alianzas estratégicas que permitan agotar el debate por niveles (...). Al interior de estas alianzas es posible agilizar la consecución de acuerdos que fortalezcan a las partes aliadas a fin de presentarse con posiciones comunes en el foro al que asisten la totalidad de actores en conflicto. (p. 197)

Asimismo, en el marco del estudio del PNN Indi-Wasi en el Caquetá (Rosero & Amaya, 2005), luego de décadas construyendo acuerdos (primero dentro de la estructura organizativa indígena, luego con el Instituto de Etnobiología y con instituciones gubernamentales), finalmente se logró un cambio en la política pública sobre la conservación en áreas protegidas.

En Providencia y Santa Catalina, Gorricho y Rivera (2005) documentan cómo se construyeron estrategias para ‘superar las tensiones’ y ‘recuperar la confianza y los canales de comunicación’ entre actores portadores del discurso de la conservación estricta y los modos de vida de comunidades de pescadores alrededor de acuerdos de uso, lo cual podría entenderse como una evaluación positiva del proceso desde la perspectiva de resolución. Sin embargo, los mismos autores consideran que el “cambio más importante” fue “el reconocimiento político que adquirieron la cooperativa de pescadores y la comunidad pesquera”, así como “el incremento de su posicionamiento ante la esfera comunitaria e institucional” (p. 209), lo cual habla de la importancia que se le asigna a enfrentar los desequilibrios de poder con miras a cambios más estructurales. El estudio del PNN Corales del Rosario (Durán, 2009) puede verse de forma similar, en la medida en que, si bien se centra en la construcción de un modelo de gobernanza y el fomento de la participación, sin cuestionar el marco político y legal de la conservación u otras variables estructurales, considera que la reivindicación étnica, la autodeterminación y la transformación de las comunidades locales en actores políticos con mayor poder (que logran que PNN les entregue la concesión turística) representan un cambio positivo clave.

Otro ejemplo de este vínculo entre los enfoques de resolución y transformación es el trabajo de Sanz-Galindo (2015), que, si bien se propone “implicar a los pequeños y medianos empresarios en lograr las metas ambientales nacionales” (p.187), llama la atención sobre las barreras institucionales para lograrlo e identifica como cambio positivo el hecho de que los curtidores se organizaron, aumentando así su visibilidad y poder de negociación en espacios regionales y nacionales, y lideraron el ordenamiento territorial de su municipio, desafiando la distribución convencional del poder.

En otras palabras, incluso desde una perspectiva de resolución, que puede no estar examinando directamente las características estructurales de los conflictos, los cambios inmediatos se consideran favorables en la medida en que pueden generar transformaciones a otras escalas en el mediano y largo plazo. El documento *Las zonas de reserva campesina: retos y experiencias significativas en su implementación* (FAO y ANT, 2019) que examina las seis zonas de reserva campesina (ZRC) constituidas en el país resulta, útil para ilustrar esta idea. Entre otras experiencias comunitarias que el estudio mencionado considera positivas en términos ambientales, tales como la educación, que ha derivado en la gestión ambiental local, el monitoreo de acuerdos para la conservación, el control social de daños ambientales y la construcción de agendas ambientales dentro de las ZRC, se resalta el resultado de la consulta popular en contra del desarrollo de un proyecto hidroeléctrico en el municipio de Cabrera como “un ejemplo exitoso de resolución de un conflicto socioambiental, liderado por las comunidades campesinas y la institucionalidad pública local, en el legítimo uso de las herramientas de carácter democrático proporcionadas por la Constitución Política de 1991” (p. 333). Este caso menciona el “empoderamiento de la comunidad” y el “desarrollo de un sentido de organización y unidad comunitaria”, así como la articulación entre actores de toda la región de Sumapaz (organizaciones sociales y campesinas, instituciones públicas, academia), que condujeron a la “construcción de propuestas para la acción colectiva en oposición a los proyectos hidroeléctricos en la región Sumapaz” (p.331). Es así como, partiendo de un enfoque de resolución en el nivel local, se logra una “autonomía territorial fundamentada en instituciones sociales” (p. 388), que deriva en un desafío al modelo de desarrollo previsto para este territorio desde instancias del orden nacional.

La investigación-acción participativa liderada por Lyons (2019) en la cuenca del Río Mandur

permite también señalar los estrechos lazos entre una perspectiva de resolución, entendida como el logro de consensos localizados en torno al uso de un recurso en disputa y la transformación como el desafío a los desequilibrios de poder y la búsqueda de cambios estructurales. En los términos de la autora, se hablaría entonces de ‘reconciliación profunda’. El foco de este trabajo son los vínculos entre comunidades de las partes alta y baja de la cuenca, y entre estos y el río como un sujeto con agencia. Se afirma aquí que “los procesos de actualización de mecanismos de planeación ofrecen oportunidades para reparar los mundos rurales fragmentados mediante formas interétnicas y populares de ordenamiento territorial que incluyan esfuerzos comunitarios de reconciliación” (p. 219), se resalta reiteradamente la responsabilidad compartida (de las comunidades locales) y se señalan como logros “las conversaciones propositivas entre indígenas y campesinos para empezar a delimitar sus territorios y hablar de las posibles diferencias entre las visiones de ordenamiento” (p. 233). En esta medida, se podría hablar de un enfoque de resolución.

Sin embargo, este estudio, a la vez que se enfoca en la reconciliación en torno al río, desafía cuestiones estructurales. En primer lugar, confronta desequilibrios de poder entre comunidades indígenas y campesinas y aboga por “evitar la reificación de los conocimientos indígenas y el desconocimiento de los saberes campesinos” (p. 219). Además, considera la historia como una variable clave para el cambio:

resulta difícil imaginar las acciones para restaurar, recuperar o reconciliarse con un lugar que ha sido afectado por múltiples factores de violencia sin que exista una comprensión de cómo se organizaba la vida anteriormente para así vislumbrar las complejas reconfiguraciones de los actores que han intervenido en dichos lugares. (p. 234)

En la medida en que se plantea preguntas como “¿cómo puede la reconstrucción de la memoria socioecológica de la guerra conjugar la comprensión

y las prácticas con la aspiración de establecer la verdad y hacer realidad la restitución, la reconciliación y la justicia?" (p. 224), es posible entender este estudio como enmarcado en un enfoque de transformación.

### Condiciones habilitantes para el cambio positivo

Si bien muy pocos de los estudios seleccionados se preocupan explícitamente por *evaluar* los cambios en la situación conflictiva con una batería de criterios explícitos –a excepción del trabajo de [Correa y Rodríguez \(2005\)](#) y la tesis de [Altamira-Rivera \(2018\)](#)– y a pesar de la gran diversidad y las limitaciones mencionadas arriba sobre las generalizaciones que se deriven de este ejercicio, son notables algunas variables compartidas por los estudios seleccionados.

Una de las condiciones mencionadas con mayor frecuencia en los artículos considerados importantes para el logro de lo que los autores consideran cambios positivos es el fortalecimiento de arreglos comunitarios, el cual facilita un diálogo significativo con los demás actores involucrados. El estudio de [Vélez et al. \(2011\)](#) es clave en este sentido, pues se centra en desarrollar un análisis de la importancia de las instituciones (reglas) formales e informales como mecanismos de resolución o transformación de conflictos entre los usuarios del canal de riego en Campo Alegre, Huila. Otros ejemplos son el análisis del proceso de creación del PNN Alto Fragua Indi-Wasi ([Rosero & Amaya, 2005](#)), que llama la atención sobre cómo las estructuras de organización comunitaria facilitaron el diálogo con el gobierno en torno a la conservación biocultural; el análisis del proceso en torno al proyecto hidroeléctrico en la ZRC de Cabrera ([FAO & ANT, 2019](#)), en el cual se considera clave el establecimiento de espacios colectivos de toma de decisiones y de una normatividad comunitaria ambiental para la definición de posiciones unificadas; y la revisión de la evolución

del manejo alternativo de conflictos en el Pacífico Vallecaucano, donde se señala la importancia de la formulación de propuestas colectivas de trabajo para avanzar en la construcción de espacios de diálogo entre sectores y grupos étnicos ([Rodríguez, 2005](#)).

Otra característica señalada en varios de los documentos como un factor de éxito es el establecimiento de espacios de coordinación y seguimiento a los acuerdos, con la participación de actores en diferentes niveles en los que se logre construir confianza. Por ejemplo, en los acuerdos para el comanejo de áreas protegidas, se consideran fundamentales estos espacios, siempre que se logre una representación amplia de la diversidad, continuidad en el tiempo y garantías del derecho a la participación efectiva ([de Pourq et al., 2015](#); [Durán, 2009](#); [Güiza et al., 2015](#); [Rosero & Amaya, 2005](#)).

La existencia de un marco normativo y de política, que da legitimidad e incluso obliga al diálogo entre actores sociales en torno a asuntos ambientales, es mencionada en gran parte de los estudios de caso como una condición para el cambio positivo. Políticas como Parques con la Gente, que promueve el comanejo de áreas protegidas superpuestas con resguardos indígenas y territorios de comunidades locales ([Rosero & Amaya, 2005](#)); normas como la Ley 388 de 1997, que "permitió abrir el espacio para la discusión de diferentes interpretaciones territoriales" ([Rodríguez, 2005, p. 194](#)); instrumentos como la consulta popular establecida en la Constitución Política ([FAO & ANT, 2019](#)); y en general las herramientas que permiten a diferentes actores reclamar al Estado su derecho a la participación ([Altamira-Rivera, 2018](#); [Pérez-Rincón, 2014](#)) son consideradas decisivas para promover la resolución o transformación de conflictos ambientales.

La forma en que se construye y circula el conocimiento también parece ser determinante para el cambio positivo de los conflictos ambientales. El acceso a la información y los conocimientos

científico-técnicos por parte de actores locales, no solo a través de su divulgación sino también mediante el fortalecimiento de capacidades para su apropiación por parte de los actores locales de cara a un diálogo horizontal, es señalado como fundamental en varios casos (ID3, 9, 10, 15, 16). En este sentido, el estudio de López-Estupiñán (2019) es fundamental, pues se centra en analizar el papel de diferentes formas de conocimiento en la trayectoria de los conflictos en torno al licenciamiento ambiental en la cuenca alta del Río Chicamocha. En particular, la autora señala la importancia de la apropiación social del conocimiento técnico y de la visibilización de conocimientos propios para fortalecer la acción política, asunto también resaltado en el trabajo de FAO y ANT (2019). En varios estudios de caso, además del de López-Estupiñán (2019), se llama la atención sobre la importancia de reconocer e incluir otras formas de conocimiento no experto como insumo legítimo para los diálogos (ID4, 5, 12, 13, 17). En este sentido, a propósito del conflicto intercultural en torno a la conservación, Rosero y Amaya (2005) señalan que “el conflicto intercultural se ha expresado durante siglos en la primacía de la ‘verdad’ provista por la Ciencia, negando de paso la diversidad e imponiendo sus parámetros” (p. 169). Lyons (2019) explora la investigación-acción participativa sobre la memoria socioecológica de la cuenca del Río Mandur, Putumayo, como una forma de lograr que diferentes conocimientos dialoguen en torno a la ‘reconciliación profunda’. Otra forma de conocimiento cuya apropiación se consideró clave para el cambio positivo fue el conocimiento jurídico (ID11, 18), en la medida en que dio herramientas a los actores involucrados para hacer visibles sus reclamos y defender sus reivindicaciones en el establecimiento de acuerdos. En este contexto son relevantes instrumentos como el Acuerdo de Escazú, que busca generar condiciones para el goce efectivo del derecho de acceso a la información ambiental, reconociendo su relación con otros derechos tales como el derecho a la participación ambiental.

## Otras consideraciones sobre los estudios analizados

Si bien los estudios analizados se refieren a cambios en conflictos ambientales, solo en algunos textos se menciona la dimensión ambiental en los conflictos (e.g., la detención de la frontera agropecuaria en las zonas de reserva campesina, ID15; el papel de la escasez del agua en la dinámica del conflicto en Campo Alegre, Huila, ID7; los impactos ambientales de los conflictos, ID18; o el mantenimiento del paisaje natural en Bogotá, ID6). Es notorio que, a excepción del artículo de Lyons (2019), en ningún caso se indaga directa y sistemáticamente sobre el estado o los cambios en la naturaleza objeto de las disputas, por ejemplo, sobre sus características biofísicas o dinámicas ecológicas, bien sea desde las ciencias naturales o a través de otras formas de conocimiento. Esta autora utiliza herramientas de las ciencias naturales, de la historia ambiental y de otros enfoques interdisciplinarios para ubicar al territorio como un actor en el análisis e integrar el conocimiento sobre sus dinámicas materiales en el estudio del conflicto y en la apuesta por la reconciliación. Es posible afirmar, junto con Lyons (2019) y Dukes (2004), que esta omisión puede deberse a la temporalidad de los cambios ecológicos, los cuales, dada su duración, se consideran difíciles de evaluar en el corto plazo en el que se estudian los eventos sociales. Sin embargo, se trata de un vacío que resulta urgente abordar conceptual y metodológicamente.

En cuanto a la unidad de análisis temporal, ninguna de las fuentes seleccionadas es explícita al respecto. Teniendo en cuenta que los conflictos son, de acuerdo con la perspectiva de transformación, constitutivos de las relaciones sociales, de manera que no ‘se resuelven’ sino que atraviesan por picos y valles que pueden repetirse en el tiempo (Lederach, 2003b, citado por Perilla-Lozano & Vásquez-Cruz, 2019), sería clave conocer la ventana de tiempo en la que se enfocan los estudios de cambio en los conflictos, ya que determinar que un conflicto se transformó o se resolvió depende

en gran medida de la posibilidad de analizar su devenir en el largo plazo.

Adicionalmente, ninguno de los artículos analizados es explícito sobre el marco de sentido de quien define el conflicto y de lo que se considera un cambio positivo. En este sentido, es importante tener presente que aquí hacemos generalizaciones sobre procesos que fueron considerados cambios positivos desde la perspectiva de quien hizo el análisis, y no necesariamente de la de los demás actores involucrados en el proceso. Las implicaciones de esta limitación sobre las recomendaciones de política se presentan en la siguiente sección.

## CONCLUSIONES

### Implicaciones para la teoría de resolución y transformación de conflictos

Definir un cambio positivo en un conflicto ambiental en términos de su resolución o de su transformación implica apuestas diferentes. Mientras el primer enfoque le apunta a considerar positivos los acuerdos en el corto plazo en torno a las disputas que emerjan sobre los recursos naturales, evitando que sean llevadas a los estrados judiciales y desescalando los niveles de violencia; el segundo, vinculado estrechamente con la noción de justicia ambiental, considera que un cambio positivo es aquel que afecta las causas estructurales del conflicto, en particular la distribución del poder entre los actores involucrados, teniendo en cuenta las raíces históricas que contribuyeron a su escalamiento.

Los estudios analizados sugieren que los dos enfoques pueden ser complementarios en términos procesales, incluso sin una apuesta por una política común. Tal como se documentó en la sección anterior, la resolución de un conflicto entre actores en el nivel local se ha considerado un cambio positivo en tanto contribuya a una transformación en

las relaciones de poder con actores de los niveles regional o nacional.

Tanto [Correa y Rodríguez \(2005\)](#) como [Perilla-Lozano y Vásquez-Cruz \(2019\)](#) señalan estos vínculos entre los dos enfoques en su propuesta de elementos a tener en cuenta para evaluar los cambios en conflictos ambientales. [Perilla-Lozano y Vásquez-Cruz \(2019\)](#) señalan que “uno u otro camino de abordaje de conflictos no puede ser calificado *a priori* como válido o no. Posiblemente los matices o combinaciones en su uso serán necesarios o efectivos en un contexto determinado” (p. 25). El análisis aquí presentado contribuye a este desarrollo conceptual y sugiere que los contextos en los que uno u otro enfoque pueden ser considerados efectivos pueden estar relacionados con la escala del fenómeno.

Además, esta revisión de literatura nos permitió identificar cuatro variables que, al ser comunes a los estudios analizados, permiten también poner en cuestión una eventual dicotomía entre los enfoques de resolución y transformación. Diferentes autores, desde marcos analíticos diversos (si bien interconectados), consideran que las siguientes condiciones están correlacionadas con cambios positivos en los conflictos ambientales: el fortalecimiento de arreglos comunitarios, el establecimiento de espacios de seguimiento a los acuerdos, la existencia de un marco normativo que garantice la participación de actores históricamente silenciados y la democratización del conocimiento –entendida no solo como la apropiación social del conocimiento científico-técnico, sino también como la movilización efectiva de los conocimientos locales.

Los vínculos entre los marcos de resolución y transformación de conflictos ambientales que identificamos en esta revisión resuenan con la invitación de [van Teijlingen y Dupuits \(2021\)](#) a pensar más allá de la resistencia (como marco analítico que ha sido privilegiado por la ecología política en América Latina para entender los conflictos ambientales) y a detenerse en otras formas

de interacción que pueden conducir a cambios en las correlaciones de poder, tales como la negociación, la colaboración, la construcción de alianzas o la coproducción de conocimientos.

### Implicaciones para la política pública

Este análisis ofrece luces y plantea desafíos a la política pública para el diálogo ambiental, en particular para los Centros Regionales de Diálogo Ambiental.

Por una parte, es posible hacer algunas recomendaciones para el funcionamiento de los CRDA, entendidos como instancias de facilitación, articulación, participación, cooperación y reflexión para la identificación, priorización y discusión de conflictos ambientales a nivel regional ([Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018](#)), en los cuales se promueve el diálogo y se busca facilitar información en torno a los conflictos ambientales.

Esta revisión sugiere que la democratización prevista del conocimiento en los CRDA puede efectivamente contribuir al cambio positivo de los conflictos ambientales. Sin embargo, sería clave incluir en esta línea de trabajo de los CRDA una estrategia sistemática orientada a la articulación efectiva de los problemas y los conocimientos locales en el diálogo en torno a los conflictos, además de las actividades asociadas a la divulgación y apropiación social de los conocimientos científicos. Metodologías como la investigación-acción participativa ([Fals-Borda, 2001](#)) o la investigación activista ([Vélez-Torres & Vélez 2019](#)) han sido implementadas con esta intención transformativa en el marco de conflictos ambientales.

Teniendo en cuenta los factores facilitadores identificados en nuestro análisis, impulsar cambios positivos de manera efectiva requeriría, además de la democratización y la coproducción de conocimientos, reconocer y fortalecer los liderazgos locales, esquemas de gobernanza e instancias de coordinación ya existentes en el territorio como interlocutores legítimos. Promover la apropiación y el uso de instrumentos legales que garanticen la

participación efectiva de diferentes actores sociales en las decisiones sobre el territorio y el medio ambiente también puede ser un factor clave para la misión de los CRDA. En este ámbito, existen experiencias valiosas en el país, tales como los Diplomados de Fortalecimiento de Capacidades para la Construcción de la Paz Territorial, liderados por el Programa de Desarrollo y Paz del Cesar ([Isa Intercolombia, 2020](#)); los Diálogos de Oferta Permanente Institucional liderados por el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico ([DANE, 2017](#)); y la línea de trabajo en educación de Dejusticia ([Dejusticia, 2020](#)).

Finalmente, es importante señalar que, de acuerdo con los resultados de este análisis, la transformación de los conflictos estaría sujeta a las posibilidades de promover cambios a niveles estructurales, por ejemplo, en normas o políticas que perpetúan inequidades en la distribución del poder, en políticas de acceso a los recursos naturales y a la tierra e incluso en la definición misma de bienestar y en las posibilidades de existencia de diversos modelos de vida en los territorios. En este sentido, la incidencia efectiva de los CRDA en la conflictividad ambiental requerirá la convergencia de diferentes sectores del gobierno y una apuesta difícil por el reconocimiento profundo de los interlocutores en tanto actores políticos, expertos en los territorios en disputa.

### DECLARACIÓN DE CONFLICTOS DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflictos de intereses relacionados con la investigación que dio origen a este artículo.

### CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

D.M. y P.U. llevaron a cabo la investigación, analizaron los datos y redactaron el manuscrito. Todos los autores contribuyeron a la discusión y comentaron los borradores.

## REFERENCIAS

- Altamira-Rivera, S. (2018). *Repertorios de acción colectiva en conflictos ecológico-distributivos como herramienta para la justicia ambiental en Colombia: un análisis desde el atlas global de justicia ambiental* [Tesis de Maestría en Desarrollo Sostenible, Universidad del Valle].  
<https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/12967/CB-0576377.pdf;jsessionid=4E1F702337ED1AF16024680AA823B232?sequence=1>
- Amaya, M. T. (1992). Piecing it together: The struggle for the Macarena nature reserve. *Environment and Urbanization*, 4(1), 85-88.  
<https://doi.org/10.1177/095624789200400109>
- Ascerald, H., Das Neves, G., & Muñoz, E. (2010). Inserción económica internacional y "resolución negociada" de conflictos ambientales en América Latina. *EURE*, 36 (107), 27-47.  
<https://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612010000100002>
- Asociación Ambiente y Sociedad (2018). ¿Ya sabes qué es el Acuerdo de Escazú? <https://www.ambienteysociedad.org.co/ya-sabes-que-es-el-acuerdo-de-escazu/>
- Congreso de la República de Colombia. (Mayo 25, 2019). Ley 1955. *Por el cual se expide el Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022. "Pacto por Colombia, Pacto por la Equidad*. DO. 50964.  
[http://www.secretariasenado.gov.co/senado/base-doc/ley\\_1955\\_2019.html](http://www.secretariasenado.gov.co/senado/base-doc/ley_1955_2019.html)
- Correa, H., & Rodríguez, I. (Eds.). (2005). *Encrucijadas ambientales en América Latina: entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales*. Programa C y C, Universidad para la Paz.
- Crowfoot, J., & Wondolleck, J. M. (1990). *Environmental disputes: Community involvement in conflict resolution*. Island Press.
- DANE (2017). *Informe sobre el Estado y Avances del Ordenamiento Territorial en Colombia 2012-2017*. Departamento Nacional de Planeación.
- Dejusticia. (2020). *Educación*.  
<https://www.dejusticia.org/como-trabajamos/educacion/>
- del Cairo, C., Montenegro-Perini, I., & Vélez, J. S. (2014). Naturalezas, subjetividades y políticas ambientales en el Noroccidente amazónico. *Boletín de Antropología*, 29 (48), 13- 40.  
<https://doi.org/10.17533/udea.boan.v29n48a01>
- de Pourcq, K., Thomas, E., Arts, B., Vranckx, A., Léon-Sicard, T., & Van Damme, P. (2015). Conflict in protected areas: Who says co-management does not work? *PLoS One*, 10 (12), e0144943.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144943>
- Dukes, E. F. (2004). What we know about environmental conflict resolution: An analysis based on research. *Conflict Resolution Quarterly*, 22 (1-2), 191-220.  
<https://doi.org/10.1002/crq.98>
- Durán, C. (2009). Gobernanza en los Parques Nacionales Naturales colombianos: reflexiones a partir del caso de la comunidad Orika y su participación en la conservación del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. *Revista de Estudios Sociales*, 32, 60-73.  
<https://doi.org/10.7440/res32.2009.04>
- Emerson, K., Orr, P. J., Keyes, D. L., & McKnight, K. (2009). Environmental conflict resolution: Evaluating performance outcomes and contributing factors. *Conflict Resolution Quarterly*, 27(1), 27-64.  
<https://doi.org/10.1002/crq.247>
- Escobar, A. (2006). Difference and Conflict in the Struggle Over Natural Resources: A political ecology framework. *Development*, 49, 6-13.  
<https://doi.org/10.1057/palgrave.development.1100267>
- Fals Borda, O. (2001). Participatory (Action) Research in Social Theory: Origins and Challenges. En P. Reason y H. Bradbury (Eds.), *Handbook of Action Research: Participative Inquiry and Practice* (pp. 27-37). Sage.
- Fisher, M., & Sablan, T. (2018) Evaluating environmental conflict resolution: Practitioners, projects, and the movement. *Conflict Resolution Quarterly*, 36(1), 7-19.  
<https://doi.org/10.1002/crq.21222>
- Folchi, D. M. (2001). Conflictos de contenido ambiental y ecologismo de los pobres: no siempre pobres, ni siempre ecologistas. *Ecología Política*, (22), 79-100.

- Foro Nacional Ambiental. (2020). *Foro I. Mitos y verdades del Acuerdo de Escazú en Colombia* [Video]. YouTube.  
<https://www.youtube.com/watch?v=1hbOO6a23xo>
- Galtung, J. (2004). *Trascender y transformar: una introducción al trabajo de conflictos*. Montiel y Soriano.
- Gray, B. (2003). Framing of environmental disputes. En R. J. Lewicki, B. Gray & M. Elliott, M. (Eds.), *Making Sense of Intractable Environmental Conflicts: Frames and Cases* (pp. 11-34). Island Press.
- Gorricho, J., & Rivera, C. (2005). Cartografía de conflictos ambientales en el mar de providencia y Santa Catalina, Colombia, para la creación de espacios colaborativos. En H. Correa & I. Rodríguez (Eds.), *Encrucijadas ambientales en América Latina. Entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales* (pp. 183-202). Universidad para la Paz, ONU.
- Gudynas, E. (2007). Conflictos ambientales en zonas de frontera y gestión ambiental en América del Sur. *Revista Gestión Ambiental*, 13, 1-19.
- Güiza, L. (2013). La pequeña minería en Colombia: una actividad no tan pequeña. *DYNA Colombia*, 80(181), 109-117.
- Güiza, L. y Palacios, M. T. (Ed.). (2014). *Construcción de agendas interinstitucionales ambientales: una mirada desde los Derechos Humanos*. Editorial Universidad del Rosario, Facultad de Jurisprudencia.
- Güiza, L., Londoño-Toro, B. Rodríguez-Barajas, C. D., & Zuluaga, J. (2015). Las agendas interinstitucionales ambientales: un instrumento para la resolución de conflictos ambientales. *Revista de Estudios Sociales*, 53, 29-42. <https://doi.org/10.7440/res53.2015.02>
- Isa Intercolombia (2020). *Diplomado para la construcción de paz territorial gradúa en el Cesar a 78 estudiantes más*.  
<https://www.isaintercolombia.com/Noticias/423/diplomado-para-la-construccion-de-paz-territorial-gradua-en-el-cesar-a-78-estudiantes-mas>
- Jure, C. (2010). *Transformación de conflictos socioambientales como apuesta de construcción de paz: el caso del proceso de diálogo en la cuenca baja del río La Miel* [Tesis de especialización, sin publicar, Universidad Nacional de Colombia].  
<http://www.bivipas.unal.edu.co/handle/10720/564>
- Kaufman, S., Ozawa, C. P., & Shmueli, D. F. (2014). Evaluating participatory decision processes: Which methods inform reflective practice? *Evaluation and Program Planning*, 42, 11-20.  
<https://doi.org/10.1016/j.evalprogplan.2013.08.002>
- Lederach, J.P. (2003a). *El pequeño libro de transformación de conflictos*. Good Books.
- Lederach, J. P. (2003b). "Conflict transformation". Beyond intractability. En G. Burgess & H. Burgess. (Eds.). *Conflict information consortium*. University of Colorado.
- López- Estupiñán. L. (2019). La colectividad como resistencia en la cuenca alta del río Chicamocha. *Cuadernos de Música, Artes Visuales y Artes Escénicas*, 14 (2), 43-53.  
<https://doi.org/10.11144/javeriana.mavae14-2.lccr>
- Lyons, K. M. (2019). Ríos y reconciliación profunda: la reconstrucción de la memoria socio-ecológica en tiempos de conflicto y "transición" en Colombia. *Maguaré*, 33 (2), 209-245.  
<https://doi.org/10.15446/mag.v33n2.86201>
- Merlinsky, M. G. (Ed.). (2013). *Cartografías del conflicto ambiental en Argentina* (1ra edición). Ediciones CICCUS.
- Miall, H. (2004). Conflict transformation: A multi-dimensional task. En A. Austin, M. Fischer & N. Ropers (Eds), *Transforming ethnopoltical conflict* (pp. 67-89). Verlag für Sozialwissenschaften.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-663-05642-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-663-05642-3_4)
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (Octubre 26, 2018). *Resolución 2035 de 2018. Por medio del cual se implementan los Centros Regionales de Dialogó Ambiental y se dictan otras disposiciones*.  
<https://archivo.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/e8-res%202035%20de%202018.pdf>
- Munévar-Quintero, C. A., & Valencia-Hernández, J. G. (2015). Origen y transformación del conflicto ambiental: análisis de los procesos de participación y educación en dos estudios de caso. *Civilizar Ciencias Sociales y Humanas*, 15(28), 47-60.  
<https://doi.org/10.22518/16578953.279>

- O'Leary, R., & Bingham, L. B. (Ed.). (2003). *The promise and performance of environmental conflict resolution*.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Agencia Nacional de Tierras (ANT). (2019). *Las zonas de reserva campesina: retos y experiencias significativas en su implementación*. FAO.
- Ozawa, C. P. (1996). Science in Environmental Conflicts. *Sociological Perspectives*, 39(2), 219-230. <https://doi.org/10.2307/1389309>
- Peña-Reyes, L. B. (2008). Reflexiones sobre las concepciones de conflicto en la geografía humana. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 17, 89-115. <https://doi.org/10.15446/rcdg.n17.10921>
- Pérez-Rincón, M. (2014). Capítulo 4. Conflictos ambientales en Colombia: Inventario, caracterización y análisis. En Contraloría General de la Nación (Eds.) *Minería en Colombia: Control público, memoria y justicia socio-ecológica, movimientos sociales y posconflicto* (pp. 253-325). Contraloría General de la Nación. <http://hdl.handle.net/10906/80461>
- Perilla-Lozano, L., & Vásquez-Cruz, O. (2019). *Caminos hacia la transformación: Análisis de los abordajes de las comunidades y el Estado sobre 5 casos de conflictos por la tierra y el territorio*. Embajada de Suiza en Colombia, Universidad de la Amazonia, Universidad de Cartagena, Universidad Popular del Cesar, Universidad de los Llanos, Universidad Nacional de Colombia.
- Porto-Gonçalves, C. (2002). Da Geografia às Geografias: um mundo em busca de novas territorialidades. En A. Ceceña & E. Sader (Eds), *La Guerra Infinita: hegemonía y terror mundial* (pp. 217-256). CLACSO.
- Raines, S. S., & Kubala, D. (2011). Environmental conflict resolution by water utilities: Applications and lessons learned. *Journal - American Water Works Association*, 103(6), 61-70. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2011.tb11473.x>
- Rettberg, A. (2006). *Buscar la paz en medio del conflicto: un propósito que no da tregua - Un inventario de iniciativas de paz en Colombia (1990s hasta hoy)*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) – Universidad de los Andes, Colección Ediciones Especiales.
- Rodríguez, M. (2005). Evolución del manejo alternativo del conflicto territorial en el pacífico vallecaucano-Colombia. En H. Correa & I. Rodríguez (Eds), *Encrucijadas ambientales en América Latina. Entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales* (pp. 183-202). Universidad para la Paz, ONU.
- Rodríguez, G. A. (2006). La participación: un medio para prevenir y solucionar los conflictos ambientales en Colombia. En B. Londoño-Toro, G. Amparo-Rodríguez & G. J. Herrera-Carrascal (Eds.), *Perspectivas del derecho ambiental en el siglo XXI* (pp. 154-170). Universidad del Rosario.
- Rodríguez, I., Inturias, M., Frank, V., Robledo, J., Sarti, C., Borel, R., & Melace, A. (2015). Abordando la Justicia Ambiental desde la transformación de conflictos: experiencias con Pueblos Indígenas en América Latina. *Revista de Paz y Conflictos*, 8, (2), 97-128.
- Rodríguez, I., Inturias, M., Frank, V., Robledo, J., Sarti, C., & Borel, R. (2019). *Conflictividad socioambiental en Latinoamérica*. Friedrich Ebert Stiftung.
- Rosero, M., & Amaya, J. (2005). Desandar el camino: la historia de un proceso de conservación bio-cultural en Colombia como herramienta para la transformación de conflictos actuales y futuros. En H. Correa & I. Rodríguez (Eds.), *Encrucijadas ambientales en América Latina. Entre el manejo y la transformación de conflictos por recursos naturales* (pp. 163-183). Universidad para la Paz, ONU.
- Sanz-Galindo, G. (2015). *Micro and small enterprises, water and developing countries: a challenge for sustainability in Colombia* [Disertación Doctoral, Universidad de Amsterdam e Instituto UNESCO-IHE para la educación relativa al agua]. [https://www.un-ihe.org/sites/default/files/2015\\_unesco-ihe\\_phd\\_thesis\\_sanz\\_i.pdf](https://www.un-ihe.org/sites/default/files/2015_unesco-ihe_phd_thesis_sanz_i.pdf)
- Serrano, N. (2011). Construcción del hábitat urbano en el ámbito público: el caso del conflicto del humedal de Córdoba. *Bitácora Urbano Territorial*, 11(1) 8-19.

- Temper, L., del Bene, D., Martínez-Alier, J. (2015). Mapping the frontiers and front lines of global environmental justice: the EJAtlas. *Journal of Political Ecology*, 22(1), 255-278. <https://doi.org/10.2458/v22i1.21108>
- Ulloa, A. (2007). La articulación de los pueblos indígenas en Colombia con los discursos ambientales, locales, nacionales y globales. En M. de la Cadena (Ed.), *Formaciones de indianidad. Articulaciones raciales, mestizaje y nación en América Latina* (pp. 287-326). Enviñón
- van Teijlingen, K., & Dupuits, E. (2021). Estrategias comunitarias frente a conflictos socioambientales: más allá de la resistencia. *Iconos. Revista de Ciencias Sociales*, 25(69), 7-16.
- Vélez, M., Ramos, P., & Alayón, L. (2011). Instituciones anidadas para prevenir y resolver conflictos socio-ambientales: manejo y distribución del agua en Campo Alegre (Huila, Colombia). *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 8(67), 71-90.
- Vélez-Torres, I., Rátiva-Gaona, S., & Varela-Corredor, D. (2012). Cartografía social como metodología participativa y colaborativa de investigación en el territorio afrodescendiente de la cuenca alta del río Cauca. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 21(2), 59-73. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v21n2.25774>
- Vélez-Torres, I., & Vélez, H. (2019). Conflicting plexus: A territorial and historical view of environmental conflicts in the upper Cauca river basin. *Revista Colombiana de Sociología*, 42(1), 177-206. <http://dx.doi.org/10.15446/rsc.v42n1.73181>
- Walter, M. (2009). Conflictos ambientales, socioambientales, ecológico distributivos, de contenido ambiental... reflexionando sobre enfoques y definiciones. *Boletín ECOS* 6, 2-9.





UNIVERSIDAD DISTRITAL  
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



## Costos de aprovechamiento del manejo forestal comunitario en Colombia: impactos, lecciones aprendidas y desafíos

### Costs of Community Forest Management in Colombia: Impacts, Lessons Learned, and Challenges

Mónica Agudelo-López<sup>1</sup> , Carlos González-Vargas<sup>1</sup> , Adriana Yepes-Quintero<sup>1\*</sup> ,  
Edgar Mora-Rodríguez<sup>2</sup> , María Chaux-Echeverri<sup>2</sup> , Lucio Santos-Acuña<sup>2</sup>   
& José Carlos Fernández-Ugalde<sup>2</sup> 

Agudelo-López, M., González-Vargas, C., Yepes-Quintero, A., Mora-Rodríguez, E., Chaux-Echeverri, M., Santos-Acuña, L. & Fernández-Ugalde, J. C. (2022). Costos de aprovechamiento del manejo forestal comunitario en Colombia: impactos, lecciones aprendidas y desafíos. *Colombia Forestal*, 25(2), 104-119.

**Recepción:** 24 de octubre 2021

**Aprobación:** 29 de marzo 2022

#### Resumen

Desde el año 2018, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, la FAO y la Unión Europea vienen apoyando la implementación de ocho pilotos sobre el manejo forestal comunitario de bosques naturales. En este contexto, se realizó la caracterización de la cadena de la madera de cada núcleo forestal, junto con la compilación de los costos de aprovechamiento, con el fin de identificar los cuellos de botella y áreas de mejora, así como para avanzar hacia la formalización de las iniciativas y su sostenibilidad. Este artículo analiza los costos, las condiciones del aprovechamiento y las del mercado en cuatro núcleos forestales, e identifica las principales barreras que influyen en la sostenibilidad del modelo. Los resultados indican que estas barreras son particulares a cada zona y, si bien hay puntos en común entre algunos territorios, no deben ser generalizadas para un modelo nacional. Estos hallazgos sugieren la necesidad de acciones puntuales en cada núcleo, las cuales se presentan como recomendaciones.

**Palabras clave:** bosque natural, economía forestal, forestería comunitaria, madera, mercado, rentabilidad, sostenibilidad.

#### Abstract

Since 2018, the Ministry of the Environment and Sustainable Development, the FAO, and the European Union have been supporting the implementation of eight pilots involving community natural forest management. To this effect, a characterization of the wood value chain of each forest area was performed along with the compilation of their wood harvesting costs, in order to identify bottlenecks and areas for improvement, as well as to move towards the formalization of initiatives and their sustainability. This article analyzes the costs and the harvesting and market conditions in four forest areas, and it identifies the main barriers that influence the model's sustainability. The results indicate that said barriers are specific to each area and, although there are common factors among areas, they should not

1 Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura – FAO. Bogotá, Colombia.

2 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible . Minambiente. Bogotá, Colombia.

\* Autor para correspondencia. [apyepes@gmail.com](mailto:apyepes@gmail.com)

\*\* Las opiniones expresadas en este documento son las de sus autores, y no reflejan necesariamente los puntos de vista ni las políticas de la FAO ni del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

be generalized for a national model. These findings suggest the need for specific actions in each cluster, which are presented as recommendations.

**Key words:** natural forest, forest economy, community forestry, wood, market, profitability, sustainability.

## INTRODUCCIÓN

La reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación forestal (REDD+) es un enfoque de política desarrollado por las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) que busca ofrecer incentivos para que los países en desarrollo reduzcan las emisiones de sus tierras boscosas. Estos países recibirían pagos por acciones que incidan en la disminución de la deforestación y degradación de los bosques, la conservación, el manejo sostenible de los bosques y la mejora de las reservas de carbono forestal (REDD+) (FAO, 2020a; UNFCCC, 2021b)

En el caso de Colombia, aunque la tasa de deforestación ha disminuido en los últimos años, pasando de 219 973 ha en 2017 a 171 685 ha deforestadas en 2020 (Minambiente & IDEAM, 2021), la pérdida continua de cobertura forestal ha tenido impactos en el equilibrio ecosistémico y en los medios de vida de las comunidades. Es por eso que se requieren medidas que incluyan a los actores que dependen de estos ecosistemas, a través de acciones de uso sostenible de los productos forestales maderables y no maderables (Yepes, Buszko-Briggs *et al.*, 2020). Dichas medidas son prioritarias, especialmente en el contexto de la pandemia causada por el COVID-19 (FAO, 2020b).

En el marco de las Estrategias Nacionales o Planes de Acción REDD+ que los países vienen presentando a la CMNUCC (FAO *et al.*, 2013; UNFCCC, 2021a), una de las acciones de implementación, especialmente en el contexto de Latinoamérica y Asia, es el Manejo Forestal Sostenible con énfasis en el manejo forestal comunitario (MFC).

Para Colombia, el MFC es considerado como una de las líneas de acción de la ENREDD+. El país ha planteado un programa nacional de forestería comunitaria que busca promover un modelo de desarrollo sostenible en territorios comunitarios para mejorar la calidad de vida, los medios de subsistencia y la economía local a partir de la conservación y uso sostenible de los bienes y servicios de los bosques, permitiendo aumentar el valor de los bosques en pie, conservar su biodiversidad e incidir en la reducción de la deforestación (Minambiente & IDEAM, 2018; Yepes, Ruíz *et al.*, 2020).

Desde el año 2018, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), la Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), y la Unión Europea (UE), a través de su programa Desarrollo Local Sostenible (DLS), vienen promoviendo la realización de pilotos de manejo forestal comunitario en ocho departamentos del país, como parte de la implementación de la ENREDD+. Para alcanzar este objetivo se deben superar algunas barreras identificadas desde el punto de vista técnico, ambiental, institucional, legal, logístico, financiero y de mercado (Santos *et al.*, 2018).

La disponibilidad de madera de bosque natural en Colombia ha sido afectada por el cambio en el uso del suelo para la praderización y expansión de la ganadería, la siembra de cultivos de uso ilícito, la minería de uso ilícito y la tala ilegal de madera (PROFOR, 2017a; Armenteras *et al.*, 2018; EIA, 2019), acciones que comprometen la disponibilidad actual de maderas finas como el abarco (*Cariniana pyriformis* Miers.), el chanúl (*Humiristrum procerum* (Little) Cuatrec.), el comino (*Aniba perutilis* Hemsl.) y el roble (*Quercus humboldtii*

Bonpl.), entre otras especies que cuentan con algún tipo de restricción por parte de las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) (ONFA, 2018). Estas especies, además, se encuentran en alguna categoría de amenaza en el libro rojo de especies maderables del país (Cárdenas & Salinas, 2007), así como en la Resolución 1912 de 2017. Dicha situación ha ocasionado que los bosques con potencial de aprovechamiento estén más alejados de las vías de acceso, haciendo más costosa la extracción de madera (FAO, 2010).

En general, el aprovechamiento de madera de bosque natural está enmarcado en un modelo de negocio en el cual subyace la sensación de ilegalidad, lo que implica principalmente la ausencia de estándares de calidad en la madera como materia prima (Armenteras *et al.*, 2018) y la deforestación y degradación forestal, dado que se cosechan especies prohibidas y se produce tráfico transfronterizo ilegal de madera, como ocurre en la Amazonía Colombia, entre otras, en una forma de operación donde la comunidad que vive del bosque es perjudicada (EIA, 2019). Esto ha impactado la estructura de costos del aprovechamiento y comercialización del sector. Además, se evidencia que la extracción ilegal de productos forestales no es sostenible, dadas las técnicas de aprovechamiento empleadas, en las cuales se generan grandes desperdicios y afectación de la vegetación circundante, y también porque la comercialización de productos, principalmente los maderables, se hace a través de una amplia red de intermediarios que capturan parte de las ganancias (Armenteras *et al.*, 2018; ONFA, 2018). Todo lo mencionado anteriormente incrementa los costos de extracción y disminuye las oportunidades de competir en los mercados nacionales, a los cuales sigue ingresando madera proveniente de bosque natural más barata porque es extraída ilegalmente. Esto también conlleva la evasión de impuestos porque la madera es comprada a los dueños o poseedores de bosque a precios muy bajos, por medio de transacciones directas con intermediarios que no contribuyen al

comercio justo ni a la generación de empleo formal (ONFA, 2018).

El presente estudio tuvo por objetivo analizar los costos de aprovechamiento y las condiciones del aprovechamiento y las del mercado en cuatro núcleos forestales en el país, así como identificar las principales barreras que influyen en la sostenibilidad del modelo de MFC como una actividad efectiva para REDD+ en el país.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El modelo de forestería comunitaria en Colombia se ha venido implementando en ocho departamentos (Antioquia, Bolívar, Cauca, Chocó, Huila, Tolima, Valle del Cauca y Putumayo) a partir del liderazgo de Minambiente y el apoyo técnico de la FAO y la UE. Estos núcleos se caracterizan por presentar altas tasas de deforestación histórica, según el IDEAM (Tabla 1) (Minambiente & IDEAM, 2018). Los resultados presentados se concentran en cuatro de los núcleos con mayores avances en la articulación y trabajo conjunto entre las CAR y las comunidades locales durante la implementación del MFC: Antioquia, Bolívar, Cauca y Valle del Cauca.

Las comunidades campesinas y afrocolombianas que integran estos núcleos poseen características específicas como resultado de las condiciones ambientales, económicas, políticas y sociales. Las comunidades campesinas están localizadas en Antioquia, con 26 familias beneficiarias; en Bolívar, con 82 socios (70 comunitarios y 12 comerciantes); y en Cauca, con 8 familias beneficiarias. En estos tres núcleos, ninguna comunidad es dueña formalmente de la tierra, dado que esta hace parte de áreas definidas como Reservas Forestales de la Ley segunda de 1959 (MADS, 2016). Estos grupos se asentaron en los territorios hace alrededor de 50 años,

**Tabla 1.** Tasas de deforestación histórica 2014-2018 suministradas por el IDEAM para cada uno de los núcleos de manejo forestal del proceso Forestería Comunitaria FAO-Minambiente

						
		<b>Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales</b> Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono (SMBYC)				
<b>Superficie deforestada (ha). Reporte por municipios - Manejo Forestal Sostenible, periodo 2014-2018</b>						
Departamento	Municipio	2014	2015	2016	2017	2018
		Deforestación (ha)	Deforestación (ha)	Deforestación (ha)	Deforestación (ha)	Deforestación (ha)
VALLE DEL CAUCA	BUENAVENTURA	695.3	318.3	315.1	176.7	164.5
ANTIOQUIA	REMEDIOS	2105.9	1843.6	2363.9	3267.6	2187.1
BOLÍVAR	SANTA ROSA DEL SUR	1397	1242.8	832.8	1046.0	586.8
ANTIOQUIA	VIGIA DEL FUERTE	82.3	15.6	55.6	114.6	70
CAUCA	PIAMONTE	196	340.3	354.8	409.0	334.1

Fuente: IDEAM (2020, sin publicar)

producto de desplazamientos desde otras regiones como consecuencia de la violencia, y dependen de la oferta ambiental local, la cual les permite el aprovechamiento de productos forestales maderables y no maderables y de cultivos de ciclo corto, caficultura, apicultura y/o plantaciones forestales en algunos casos. El núcleo del Valle del Cauca está conformado por una comunidad afrodescendiente que posee un título colectivo de propiedad de la tierra, en la que se dedican al aprovechamiento de productos forestales maderables y no maderables, principalmente para la subsistencia, para la construcción de viviendas y canoas para transporte fluvial local, y la elaboración de artesanías con productos del bosque para uso doméstico local.

### Fuentes de información y análisis de datos

El modelo forestal sostenible para la explotación de madera considera tres etapas: 1) el aprovechamiento forestal; 2) el cierre de actividades forestales (lo cual incluye el transporte menor); y 3) el transporte mayor (transporte a la planta de transformación). Los datos para el análisis de costos y sondeo de mercados se tomaron de fuentes primarias y secundarias. La información primaria se obtuvo

mediante la aplicación de cuestionarios, entrevistas con actores claves en cada territorio y validación a través de la observación en campo. En total se aplicaron 89 encuestas, 56 a empresas forestales y 33 a comunitarios, y se realizaron 40 entrevistas a intermediarios, transportadores, líderes de los núcleos y personal de las respectivas Corporaciones Autónomas Regionales (CAR). En el caso del Valle del Cauca, se verificaron los costos a través de un piloto de comercialización, el cual permitió comparar un proceso sin asistencia técnica ni encadenamiento productivo con uno que lo considera.

En cada núcleo se realizó un sondeo de mercados (oferta y demanda) en los centros de consumo y transformación de madera más cercanos al territorio, con empresas forestales dedicadas al aserrado y cepillado, comercialización sin transformación, carpinterías y ebanisterías. Se indagó sobre las condiciones del mercado de la madera en bloque (primer grado de transformación) y se determinó el volumen de compra, las especies maderables más demandadas, los precios y el modelo de negocio bajo el cual se da la relación comercial. También se pudo identificar la generación de empleo por núcleo forestal. Toda la información fue recolectada y procesada en una hoja de cálculo.

Los indicadores de rentabilidad se calcularon aplicando las ecuaciones genéricas para ello y se elaboró una plantilla financiera. Para efectos de comparabilidad con otros países de la región, los costos se convirtieron a dólares americanos (un dólar americano actualmente corresponde a 3632.92 pesos colombianos, COP) ([Banco de la República, 2020](#)).

Para estimar el costo total (CT) se consideraron los costos directos de aprovechamiento por m<sup>3</sup> y los costos indirectos relacionados con el desarrollo de la actividad productiva en condiciones de legalidad, así:

$$CT/m^3 = \Sigma (Ap + Tmr + Tmy + Oi + TCAFM) \quad (1)$$

Donde:

- **Ap corresponde a tala, troceo y transformación primaria.** Este rubro incluyó el costo generado de mano de obra (calculado en jornales), aceites y combustibles para la operación de la motosierra y la depreciación de esta, estimada por línea recta.
- **Tmr corresponde a transporte menor.** Se incluyó el costo de la arriería, la cual, a su vez, incluye el transporte por rastra de madera a todo costo.
- **Tmy corresponde a transporte mayor.** Se consideró el costo de cargue y descargue y el costo por rastra y peajes hasta el mercado objetivo.
- **Oi corresponde a otros impuestos.** Se consideró el pago de retención en la fuente, IVA y gastos causados por registro mercantil y el pago de impuestos por industria y comercio.
- **TCAFM corresponde a la tasa compensatoria de aprovechamiento forestal maderable, explicada a continuación.**

## TCAFM

El cálculo de la TCAFM se realizó teniendo en cuenta el Decreto Nacional 1390 de 2018 ([Minambiente, 2018a](#)) y la Resolución 1479 de 2018 ([Minambiente, 2018c](#)). La TCAFM considera

diversas variables relacionadas con la demanda de la especie maderable en el mercado, el estado de amenaza en el cual se encuentra la especie, la densidad de la madera y su disponibilidad en el bosque, de acuerdo con criterios técnicos de las CAR. Esta evaluación da lugar a tres categorías en función de las características tecnológicas de calidad, color, lustre, veteado y demanda en los mercados y uso ([Minambiente, 2018d](#)), a saber: i) *especies maderables muy especiales* (especies consideradas de muy alto valor comercial), ii) *especies maderables especiales* (especies de alto valor comercial) y iii) *especies maderables ordinarias* (pertenecen a esta clasificación las demás especies maderables no incluidas dentro de las categorías anteriores).

## RESULTADOS

### Costos del aprovechamiento forestal maderable

El costo promedio del aprovechamiento forestal, calculado hasta el centro de consumo y transformación más cercano en los cuatro núcleos considerados, fue de USD 114.7.m<sup>-3</sup>, con variaciones de +/- USD 57.8.m<sup>-3</sup>. En la [Tabla 2](#) se presenta el detalle de los costos agrupados según actividad o concepto relacionado con el aprovechamiento forestal de bosque natural por núcleo.

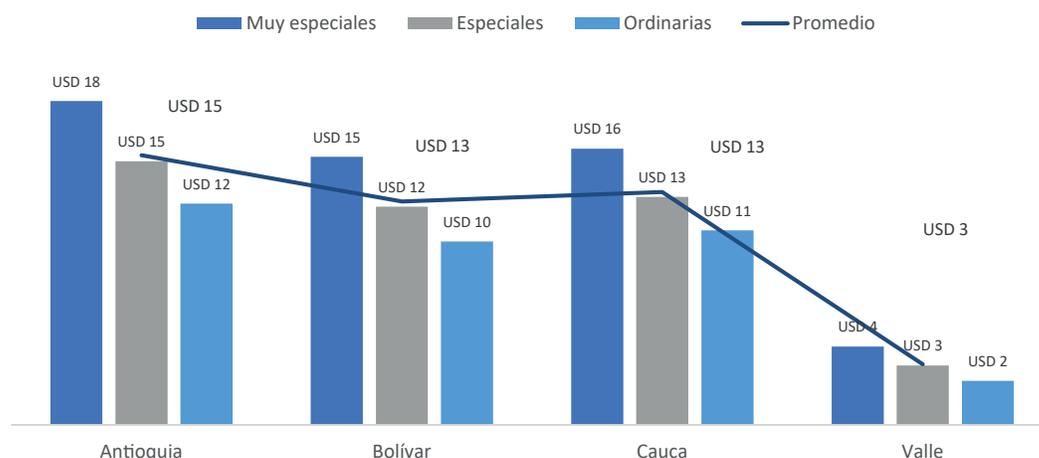
Los resultados de los costos evidencian la heterogeneidad de los valores porcentuales obtenidos para cada núcleo. De acuerdo con las variables consideradas, la transformación primaria tiene un efecto importante en el núcleo forestal del Valle del Cauca, el transporte menor en Antioquia y Bolívar, el transporte mayor en Antioquia y Cauca y la TCAFM en Bolívar y Cauca.

Con respecto a la TCAFM, si bien es porcentualmente más alta en Bolívar y Cauca, una vez los planes de manejo forestal estén aprobados, y según lo estipulado por el Decreto 1390 de 2018,

**Tabla 2.** Costos de aprovechamiento forestal (dólares.m<sup>-3</sup>) para el año 2020 en precios corrientes

Conceptos	Núcleo Valle del cauca		Núcleo Cauca		Núcleo Antioquia		Núcleo Bolívar	
	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%
Tala y troceo+ transformación primaria <sup>1</sup>	42.8	56.8 %	13.2	17.6 %	26.2	12.9 %	22.5	21.0 %
Transporte menor	2.9	3.8 %	17.9	23.8 %	95.5	46.9 %	31.5	29.5 %
Transporte mayor	20.2	26.8 %	22.9	30.5 %	53.1	26.1 %	19.6	18.3 %
TCAFM	2.9	3.9 %	13.1	17.4 %	15.9	7.8 %	24.5	22.8 %
Pago de otros impuestos <sup>2</sup>	6.7	8.8 %	8.0	10.7 %	12.8	6.3 %	9.0	8.4 %
Total	75.4	<b>100 %</b>	75.1	<b>100 %</b>	203.5	<b>100 %</b>	107.1	<b>100 %</b>
Costos de operación	65.8	87.3 %	54.0	71.9 %	174.9	85.9 %	73.7	68.8 %
Impuestos y demás tributos	9.6	12.7 %	21.1	28.1 %	28.7	14.1 %	33.4	31.2 %

<sup>1</sup>incluye tala, troceo y transformación primaria de la madera *in situ*; <sup>2</sup> incluye pagos por retención en la fuente, matrícula mercantil e IVA.



**Figura 1.** Comportamiento de la TCAFM por núcleo (dólares.m<sup>-3</sup>)

el núcleo donde se registraría el mayor pago sería en Antioquia (Figura 1).

De acuerdo con la Figura 1, la variación porcentual registrada por núcleo depende del momento en que se otorgó el aprovechamiento. Por ejemplo, el cobro de la tasa en Valle del Cauca fue del 75 %, menos que en los otros núcleos porque el aprovechamiento se autorizó en 2017, momento en el cual regía la tarifa establecida en la Resolución 0100 de la Corporación Autónoma del Valle. Mientras tanto, para los otros núcleos, el cobro se estimó considerando el Decreto 1390 de 2018, vigente y emitido por el Minambiente.

De igual manera, la clasificación de las especies en cada núcleo también incidió en estos resultados.

### Sondeo de mercados

De acuerdo con los datos consolidados de la oferta maderable de los núcleos, el volumen aproximado es de 12 000 m<sup>3</sup> de madera en pie por Unidad de Corta Anual (UCA) para los cuatro núcleos analizados. El 17 % de las especies registradas son clasificadas por las CAR como muy especiales, 15 % como especiales y el 68 % como ordinarias.

En todos los núcleos, y como parte de las actividades tradicionales, se realiza un primer dimensionado de la madera en bloque dentro del bosque, como estrategia para disminuir el costo de transporte menor. Solo en el Valle del Cauca se realiza la transformación primaria en un aserradero de la zona, razón por la cual el costo de aprovechamiento fue mayor comparado con los otros núcleos.

En la [Tabla 3](#) se presentan las principales características de las empresas encuestadas en el marco del sondeo de mercados. Si bien la mayoría de las empresas están registradas en la Cámara de Comercio correspondiente a cada departamento, solo el 36 % de ellas, la mayoría ubicadas en el Valle del Cauca, tiene algún reconocimiento de la procedencia de la madera legal por parte de las CAR. En los otros departamentos apenas se está iniciando con el proceso de reconocimiento. También se destaca que la mayoría de estas empresas ejerce actividades de agregación de valor (a excepción de Bolívar) mediante el aserrado y cepillado de la madera. En Valle del Cauca se registraron las empresas con mayor número de empleados y

agregación de valor a través del ensamble de empaques industriales.

En la [Tabla 4](#) se presentan los principales indicadores financieros para los cuatro núcleos analizados. A excepción de Antioquia, se evidencia un resultado económico positivo, reflejado en la TIR y el VPN. Los resultados muestran que la venta de madera en bloque no es financieramente viable en el núcleo de Antioquia, principalmente por el transporte menor, el cual abarca el 51 % del costo variable bajo el esquema de negocio actual.

El precio de venta promedio depende del mercado y de las especies a aprovechar por núcleo, lo cual influye en la rentabilidad del modelo de negocio. Sin embargo, la inviabilidad financiera encontrada en Antioquia no es explicada en su totalidad por el precio de venta del mercado, pues este fue más alto en comparación con los núcleos de Cauca y Valle ([Figura 2](#)). El resultado, entonces, lo explican los costos de extracción y aprovechamiento.

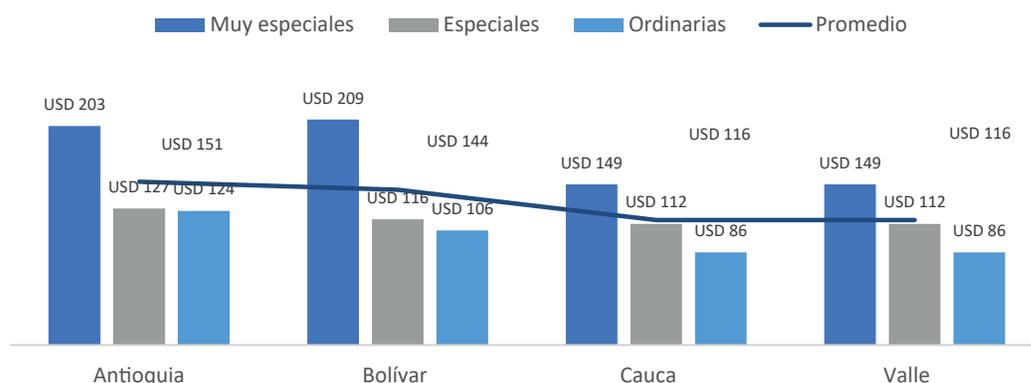
La estructura de costos depende de la clasificación de la madera para las CAR y su respectivo cobro por concepto de la TCAFM. Esto significa que una madera puede ser considerada de bajo valor

**Tabla 3.** Características de las empresas forestales por núcleo, año 2020

Característica/núcleo	Antioquia	Bolívar	Valle	Cauca
Número de empresas entrevistadas y ubicación	15; Segovia y Remedios, Antioquia	10; Magangué, Bolívar	18; Valle y Caldas	13; Caquetá y Huila
Aserrado y cepillado	60 %	14 %	96 %	100 %
Carpinterías y ebanisterías	27 %	0 %	4 %	0 %
Comercialización sin transformación	13 %	86 %	0 %	0 %
Tamaño de la empresa	93.3 % microempresas; 6.66 % pequeñas empresas	100 % microempresas	90 % pequeñas empresas	92 % microempresas
Registradas en Cámara de Comercio <sup>8</sup>	100 %	60 %	100 %	100 %
Empleos promedio por empresa	4.6 (94 % hombres)	1.7 (100 % hombres)	41 (76 % hombres)	3 (95 % hombres)
Nivel de estudios de los empleados	58 % primaria; 38 % bachiller; 4 % técnica/ tecnológica/ superior	76 % primaria; 12 % bachiller; 6 % técnica/ tecnológica/ superior; 6 % ninguno	71 % bachilleres y 15 % primaria	80 % primaria, 15 % bachiller
Vinculación laboral con todo lo exigido por ley	27 % contrato laboral; 60 % contrato verbal	0 %, en la región se contrata por obra o labor	88 % contrato laboral, 7 % prestación de servicios y 5 % contrato verbal	10 % prestación de servicios y 90 % con contrato verbal

**Tabla 4.** Indicadores financieros por núcleo (dólares.m<sup>-3</sup>), año 2020

Datos promedio proyectados a 5 años	Antioquia	Bolívar	Cauca	Valle
Costo promedio/m <sup>3</sup>	USD 191	USD 98	USD 54	USD 66
Inversión total del proyecto	USD 64 941	USD 86 109	USD 103 592	USD 52 905
Ventas	USD 360 811	USD 383 900	USD 346 429	USD 112 084
Costos totales (fijos y variables)	USD 470 563	USD 300 690	USD 309 602	USD 96 917
Flujo de caja promedio	-USD 383 774	USD 188 961	USD 202 305	USD 78 298
TIR (%)	-	29 %	24 %	14 %
VPN	-USD 967 814	USD 53 785	USD 110 361	USD 2120



**Figura 2.** Precios de venta de la madera por núcleo (dólares.m<sup>-3</sup>), año 2020

comercial en el mercado y, por tanto, tener un precio bajo de venta. No obstante, al mismo tiempo, esta puede ser considerada como especial o muy especial por la CAR en términos ecológicos y de disponibilidad en el bosque, lo cual resulta en cobros más altos por concepto de TCAFM. Esta situación se presenta con el chingalé (*Jacaranda caucana* Pittier.) en Bolívar, considerado especial para la Corporación del Sur de Bolívar (CSB) y pagada en el mercado de Magangué como ordinaria, así como el perillo (*Couma macrocarpa* Barb. Rodr.) en Antioquia, considerado como muy especial para Corantioquia y pagado como revoltura, *i.e.*, en esta clasificación se agrupan a todas las especies maderables sin valor diferencial en el mercado y que comúnmente se usan para vaciado de planchas y formaletas, para construcción de huacales y estibas o para apoyo en carpinterías y ebanisterías.

El impacto de la TCAFM en la estructura de costos en el Valle del Cauca es diferente, dado que la CAR

aplica la Resolución 0100 para el cobro de la TCAFM, que es significativamente más bajo con respecto a los demás núcleos, donde se aplica el Decreto 1390 (Figura 1). Esta situación influye en el comportamiento financiero del núcleo, mostrando una rentabilidad positiva. No obstante, en el momento en que se apliquen los costos de la TCAFM según el decreto 1390 y bajo las condiciones de mercado actuales, los indicadores financieros serán negativos.

### Generación de empleo

En los cuatro núcleos forestales se encontró que la forma de contratación de la mano de obra es por jornal. Para los núcleos de Bolívar, Cauca y Valle del Cauca, el costo del jornal se estimó en USD 11/día y en USD 13.8/día para Antioquia. La diferencia se debe a que, en Antioquia, al ser una zona minera, el costo de vida es mayor con respecto al de los otros núcleos.

Para el cálculo de los jornales por m<sup>3</sup> de madera en bloque procesada, se estimó la necesidad de personal durante las diferentes etapas del proceso de aprovechamiento en el que participó la comunidad. En Antioquia se estimó la mano de obra requerida en el apeo y transformación primaria y transporte menor, que es hasta donde participa actualmente la comunidad. En Bolívar, Cauca y Valle del Cauca se consideró hasta el transporte mayor, que es la etapa en la que participan los llamados lancheros y balseros. En promedio se generan 2.98 jornales.m<sup>3</sup>, con una variación entre 2.7 (Antioquia) y 3.2 (Bolívar y Valle).

Adicionalmente, y de acuerdo con los jornales generados por núcleo, se estimó la cantidad de puestos de trabajo que se generarían durante el aprovechamiento de la primera Unidad de Corta Anual (UCA) en cada caso y bajo un modelo legal de MFC. De esta manera, se generarían 66 puestos de trabajo en total (pagados por jornal, según la forma de contratación de las comunidades), por seis días semanales de trabajo durante todo el año, con un promedio de 17 empleos por núcleo (mínimo 7 en Bolívar y máximo 28 en Cauca). Es decir que, a medida que se vaya formalizando la actividad desde el cumplimiento de los requisitos técnicos y legales, paulatinamente se podrían formalizar 66 puestos de trabajo y, en el mediano y largo plazo, se podría aumentar este número con la expansión de mayores áreas de manejo forestal, el aprovechamiento de desperdicios y la incorporación de otras actividades productivas complementarias al modelo, avanzando así hacia sistemas de contratación más estables.

## DISCUSIÓN

### Costos del aprovechamiento forestal maderable

De acuerdo con los resultados, se observó que los costos de aprovechamiento dependen de las

condiciones particulares de cada núcleo; resultados similares han sido reportados en Perú en diferentes sitios de la Amazonía, donde los costos de transporte hacia las plantas de transformación resultan ser los más significativos del modelo y exigen pensar en estrategias de aprovechamiento *in situ* de la madera para eliminar el falso flete que genera el transporte de agua y desperdicios (PCM *et al.*, 2021). En el Valle del Cauca, la transformación primaria tiene un costo alto por la cantidad de jornales que se requieren (corte y troceo) y el tipo de transporte (vía fluvial) desde el punto de aprovechamiento hasta el aserradero. A causa la carencia de energía eléctrica en el aserradero aumentan los costos de operación generados por el consumo de combustible y la intensidad de mano de obra requerida.

Por su parte, los núcleos de Bolívar y Antioquia son territorios de difícil acceso por su topografía y, por ende, tienen mayores costos de transporte menor, pues se emplea comúnmente la tracción animal. El costo del transporte mayor tiene una relación directa con el estado de las vías de acceso hacia los principales mercados y las condiciones de movilidad particulares de cada núcleo. En Antioquia, por ejemplo, por disposición de la misma comunidad, solo se puede sacar madera a través de camiones conocidos como ‘sencillos’, con capacidad para movilizar máximo 50 rastras de madera por viaje (7 m<sup>3</sup> aproximadamente), encareciendo el costo por m<sup>3</sup>. En Bolívar, en cambio, el transporte mayor es fluvial, y el alto costo se debe a que los comerciantes deben pagar un ‘impuesto local’ a los grupos armados ilegales que controlan el movimiento de madera en la región. Esto representa el 18 % del costo del transporte mayor.

Al clasificar los costos según su destinación (operativos y pago de impuestos) (Tabla 2), el rubro de impuestos y otros tributos varió entre 12.7 y 31.2 % de los costos totales del aprovechamiento forestal. Este valor es considerablemente alto si se tiene en cuenta que el objetivo del MFC es pasar de un escenario de aprovechamiento basado en

la ilegalidad a uno de legalidad que incluya criterios de sostenibilidad económica, ambiental y social, lo que representa un reto para las comunidades y las entidades de apoyo que hacen parte del proceso, así como un llamado a los agentes gubernamentales nacionales y regionales para la generación de políticas e instrumentos que coadyuven e incentiven estos procesos, que contribuyan a la reducción de la deforestación. De acuerdo con [FAO y CATIE \(2016\)](#), el factor legalidad tiene un peso importante en los modelos de forestería comunitaria porque no se cuenta los con elementos normativos adecuados para la situación de las comunidades que sustentan sus estilos de vida en los recursos del bosque, obligándolos a optar por aprovechamientos basados en la ilegalidad. En estos esquemas, además, pesan las asimetrías de información, haciendo que los costos de acceso a la legalidad sean más altos para los pequeños productores ([PCM et al., 2021](#)).

En particular, el pago de la TCAFM y la obtención del Salvoconducto Nacional Único en Línea (SUNL) para la movilización de madera hacen parte de las buenas prácticas asociadas a la legalidad del aprovechamiento forestal. No obstante, su aporte en la estructura de costos es significativo, especialmente en los núcleos de Bolívar, Cauca y Antioquia (22.1, 17.3 y 7.5 % respectivamente), lo cual desincentiva a las organizaciones comunitarias, puesto que no cuentan con el capital necesario anticipado, ni tampoco con estructuras administrativas, sociales y técnicas sólidas que faciliten dichos procesos. Esto contrasta con el papel del intermediario, que usualmente aprovecha estas condiciones para comprar la madera a precios bajos, pagando de contado y por adelantado, generando así un ciclo donde no hay ni una ganancia marginal para los habitantes que viven de la venta de la madera ([Gómez & Méndez, 2007](#)). Esto también implica la necesidad de evaluar críticamente el papel de este actor en la cadena, pues se ha encontrado que también puede contribuir a la estabilidad del modelo cuando se consideran opción es que benefician a todas las partes ([Enke et al., 2016](#)).

## Sondeo de mercados y generación de empleo

La mayor parte de la madera que se comercializa en los mercados locales más próximos a los núcleos forestales es madera de bosque natural, que se compra como revoltura. Esto se debe a que, a causa de la extracción selectiva de los bosques, es difícil conseguir madera de una sola especie y ofrecer un volumen atractivo para el mercado. Pero, además de abastecerse de madera de la región, también es común que a estos mercados llegue madera de otras partes del país. Los resultados del sondeo de mercados mostraron que los mercados locales generalmente tienen la capacidad de absorción de toda la madera que se oferta en los núcleos. Sin embargo, la mayoría es pagada como revoltura, a bajo precio y en condiciones de competencia en el mismo mercado con madera que ingresa de manera ilegal, de la misma región o de otras partes del país. En tal sentido, los resultados negativos encontrados en Antioquia obligan a pensar en otras alternativas que permitan aumentar del precio de venta y consolidar el proceso de forestería comunitaria existente, lo cual se debe basar en el uso sostenible de los recursos de los bosques ([Yepes, Buszko-Biggs et al., 2020](#)).

Se considera que el Pacto Intersectorial por la Madera Legal en Colombia (PIMLC) ([Minambiente, 2018b](#)) y sus plataformas (e.g., Elija Madera Legal) son claves para promover encadenamientos productivos más justos. Asimismo, estos podrían ser garantes de la legalidad del recurso, especialmente de aquel que proviene del bosque natural ([PROFOR, 2017a](#)). No obstante, las empresas del Pacto, al apostarle a la legalidad, prefieren cubrir sus demandas con madera de bosque plantado y de procedencia conocida ([Minambiente & ONFA, 2015](#); [PROFOR, 2017b](#)), dado que es más fácil garantizar la trazabilidad de la materia prima procedente de estas fuentes. En el mercado formal, las empresas forestales insertas en esquemas de legalidad y trazabilidad pueden jugar un papel importante como consumidoras en la consolidación del MFC en el país al exigir y apoyar la producción de madera de

bosque natural bajo condiciones de sostenibilidad y legalidad (Hanrahan & Grimes, 1997), principios que son fundamentales para la forestería comunitaria (Santos *et al.*, 2018; Yepes *et al.*, 2019).

En general, los resultados de este estudio complementan las conclusiones obtenidas por ONFA *et al.* (2019), donde se evidenció que, con las condiciones actuales de aprovechamiento y mercado, el modelo de forestería comunitaria en Colombia, basado únicamente en la venta de madera en bloque, no es competitivo, lo cual se debe a los altos costos de extracción y aprovechamiento de la madera de bosque natural, que no se compensan con los bajos precios de la madera en el mercado. La realidad de la operación forestal y las condiciones del mercado hacen que tanto las comunidades como las entidades de apoyo se enfrenten al reto de implementar un modelo de MFC que, basado únicamente en madera, no daría resultados económicos positivos en los mercados forestales convencionales. Estas condiciones también exigen la consideración de estrategias direccionadas hacia la diversificación productiva y la búsqueda de mercados específicos donde se valore la legalidad del recurso forestal (Gutiérrez *et al.*, 2018; FAO, 2010). La diversificación productiva es clave como complemento del ingreso, donde, para lograr la viabilidad del modelo, es necesario garantizar que los otros productos o servicios (especies maderables ordinarias o productos no maderables) tengan un espacio en el mercado. De lo contrario, no habría certeza de que las comunidades rurales solicitaran los permisos de aprovechamiento para esas especies y asumieran los costos. Lo anterior también implica incluir en el modelo otros productos agroecológicos para la venta en circuitos cortos de comercialización y retomar modelos de subsistencia para garantizar la seguridad alimentaria que amortigüen los costos de vida de las comunidades y rescaten conocimientos tradicionales, especialmente los de las comunidades indígenas y afrodescendientes.

Es importante resaltar que los indicadores de rentabilidad de las iniciativas forestales están directamente relacionados con los costos del

aprovechamiento, el área, el volumen y las especies finalmente autorizadas por las CAR. Estos aspectos marcan la diferencia con la madera proveniente de plantaciones forestales, dado que la madera de bosque natural abarca áreas mucho mayores, las cuales contienen una gran diversidad de especies, no todas con el potencial para ser comercializadas. De dichas áreas se beneficia un gran número de familias que viven del bosque (Yepes, Buszko-Briggs *et al.*, 2020; Yepes, Ruíz *et al.*, 2020). Lo anterior es fundamental si se tiene en cuenta que el modelo de negocio forestal debe ser sostenible y tener capacidad para cambiar la percepción sobre el bajo valor económico de los bosques naturales (Santos *et al.*, 2018), tanto así que, en la estimación de costos, no se suele considerar el valor de la madera como materia prima (Hanrahan & Grimes, 1997). A la fecha no se conocen metodologías o estándares para estimar dicho valor, debido en parte a la diversidad de especies que existen en los bosques y al desconocimiento que se tiene de la mayoría de estas en términos de sus propiedades físicas y mecánicas porque no son de alto valor comercial. En tal sentido, la rentabilidad económica es fundamental para garantizar la sostenibilidad, no solo desde el punto de vista económico, sino también desde el ambiental y el social. De este modo, la revalorización de los bosques como contenedores de productos y servicios se constituye como la vía más indicada para lograrlo (CATIE, 2018).

## Principales recomendaciones

Todo lo expuesto en este documento pone de manifiesto que persisten varios retos, los cuales van emergiendo a medida que avanza la implementación del MFC en Colombia, como es el caso del cobro de la TCAFM, donde las clasificaciones dadas en las CAR se justifican porque buscan controlar el aprovechamiento en aras de que no se agoten las especies en los bosques. No obstante, mientras no se controle el aprovechamiento ilegal, la medida no será efectiva –bajo este esquema, la TCAFM no se paga.

Considerando los resultados, es necesario pensar en alternativas que mejoren las condiciones económicas de los núcleos forestales. Una de ellas debe considerar la implementación de un modelo bajo el enfoque de cadenas de valor que incluya la participación de todos los actores (FAO, 2010; Gilmour, 2016; PROFOR, 2017a). Esto es significativo porque permite incorporar al mercado a aquellas especies que no son tan conocidas y, a su vez, mejorar cada eslabón en función de un modelo de negocio justo y equitativo, con una distribución más ecuánime de los excedentes económicos (Gutiérrez et al., 2018; Enke et al., 2016).

La promoción de circuitos cortos de comercialización que conectan al productor con transformadores directos o más especializados se muestra como una alternativa a promover en el marco de los modelos de forestería comunitaria. Por ejemplo, en el piloto realizado en el Valle del Cauca, se logró establecer un encadenamiento productivo directo entre los productores primarios y el comprador final, que se reflejó en una utilidad bruta mayor que la del esquema de negocios actual (Yepes et al., 2021).

El modelo de MFC considera el manejo forestal sostenible de una manera amplia para garantizar la sostenibilidad ambiental social y económica. De esta forma, se consideran opciones de manejo complementarias como el aprovechamiento de productos forestales no maderables, el pago por servicios ambientales para la conservación de ecosistemas estratégicos y la promoción de actividades como el ecoturismo y la agroforestería. En el caso particular de los núcleos analizados, se ha podido establecer que, en Antioquia, la implementación de actividades agropecuarias sostenibles asociadas a la ganadería sostenible de carne y los sistemas agroforestales de cacao podrían ser fuentes de ingresos adicionales. De hecho, estas son algunas de las acciones que se han planteado en el marco de los Programas de Desarrollo con Enfoque Territorial (PDET). El mayor reto en este núcleo es también competir con los ingresos altos generados por la minería informal.

Algo similar ocurre para el núcleo de Cauca, donde las actividades agropecuarias y ganaderas sostenibles podrían ser complementarias a este modelo de negocio forestal; en este núcleo también existe la posibilidad de que la CAR otorgue derechos de uso a terrenos donde las comunidades que hacen parte del modelo de forestería comunitaria establezcan plantaciones de *Simarouba amara* Aubl., una especie nativa de rápido crecimiento que es comercializada en la región. En el núcleo de Bolívar se ha venido trabajando, especialmente con el colectivo de mujeres, en evaluar la posibilidad de comercializar harina producida de la semilla del choibá (*Dipteryx oleífera* Benth.) y explorar otros productos promisorios derivados de los árboles de la región, los cuales cuentan con un mercado potencial en las ciudades principales.

En el caso del Valle del Cauca, se ha venido explorando la posibilidad de incluir la fabricación y venta de artesanías en el modelo de negocios, así como otros productos forestales no maderables como el naidí (*Euterpe oleracea* Mart.), que son apetecidos en el mercado nacional, especialmente en restaurantes gourmet. Lo mismo sucede con las alternativas de aprovechamiento de desperdicios de madera que quedan de la transformación primaria para la elaboración de artesanías e instrumentos musicales pequeños, a lo cual se suma la posibilidad de explorar otros productos que se puedan fabricar a partir de estos residuos. Esto podría representar ingresos adicionales para las comunidades. Para ello, además de la mejora de capacidades en cursos que apalanquen estas posibilidades, se requiere la dotación de equipos y herramientas que permitan a las comunidades realizar las primeras pruebas.

## CONCLUSIONES

Bajo las condiciones actuales del sector forestal, obtener resultados reales y fiables es fundamental para tomar decisiones. La implementación del modelo de MFC en Colombia está permitiendo evaluar la rentabilidad de la cadena productiva del

sector, la estructura de negocio actual y las condiciones que lo afectan en mercados convencionales. El modelo ha contribuido con la identificación de las variables que afectan la estructura de costos y las condiciones de heterogeneidad de los territorios que cuentan con núcleos forestales, lo cual ha implicado la realización de análisis económicos para cada uno de ellos. En dichos análisis, si bien hubo algunos aspectos en común entre los diferentes territorios, se hizo evidente que es importante evitar hacer generalizaciones sobre la rentabilidad del modelo para todo el país. Los resultados obtenidos sugieren considerar estrategias productivas que mejoren los indicadores financieros para las comunidades, aprovechando otras líneas de negocio tanto del recurso maderable como del no maderable, dado que el objetivo del modelo es hacer sostenibles las iniciativas forestales desde los puntos de vista económico, social y ambiental y, en ese sentido, garantizar el futuro de los bosques naturales en Colombia a través de las prácticas tradicionales de las comunidades indígenas, afrodescendientes y campesinas (que constituyen un manejo real y sostenible), además de mejorar las condiciones de vida de dichas comunidades.

Este estudio permitió identificar otra necesidad del sector relacionada con la generación de información confiable sobre cómo costear el valor de recuperación del bosque deforestado y aprovechado, así como la estructuración de servicios empresariales y la generación de empleos dignos y formales bajo enfoques territoriales que respeten las costumbres y tradiciones locales. El gran reto del MFC es avanzar hacia la apertura de mercados cada vez más sensibles al desarrollo sostenible, al diseño y uso de estrategias de comercialización diferenciales, y a facilitar el acceso legal al recurso del bosque a través de mecanismos normativos y financieros que permitan el aprovechamiento sostenible del mismo por parte de las comunidades rurales. El sector forestal necesita entidades que promuevan su desarrollo con instrumentos integrales de financiamiento y desarrollo que estimulen y fomenten la inversión. Asimismo, es indispensable

revisar las estrategias de apoyo a las comunidades por parte de las CAR y Minambiente, en las que debe considerarse la aplicación de incentivos y programas de largo plazo donde se mejore la eficiencia de procesos administrativos que simplifiquen los trámites legales para el aprovechamiento. Adicional a ello, este proceso también ha evidenciado la importancia de una asistencia técnica permanente, en la que se contemplen elementos como la generación de capacidades técnicas, administrativas y financieras de las comunidades a través del acceso a capacitación y el mejoramiento de la infraestructura. Esto, en aras de mejorar el actual esquema de producción. Una vez se superen los retos identificados y el MFC sea verdaderamente operativo en el país, el modelo podrá ser considerado como una opción para la reducción de la deforestación y, por ende, una actividad que podría ser muy efectiva en el marco de REDD+, como ha ocurrido en otros países. Por tanto, la necesidad de avanzar hacia una mejora de las condiciones habitantes para ello es uno de los principales mensajes que este trabajo pretende visibilizar, dado que esto impacta indirectamente en las metas de país consignadas en la ENREDD+ y la contribución determinada a nivel nacional (NDC en inglés).

## AGRADECIMIENTOS

A las comunidades locales por compartir la información de costos y su disponibilidad para avanzar con este proceso. A las empresas forestales encuestadas por su tiempo y disposición. A las CAR relacionadas con los núcleos de estudio por el apoyo recibido. A todo el equipo técnico del proyecto *Asistencia técnica para la implementación del modelo de forestería comunitaria en Colombia* por su compromiso y apoyo para la recolección de la información generada.

## CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

M. A.-L. y C. G.-V. recolectaron la información, realizaron los análisis, y redactaron las primeras versiones del documento. M. A. Ch.-E., E. M., L.

S.-A., y A. Y.-Q. concibieron la investigación y formularon el proyecto *Asistencia técnica para la implementación del modelo de forestería comunitaria en Colombia*, del cual se derivan los datos y la información generada. Estos autores también revisaron las primeras versiones del texto y realizaron aportes propios en la versión final del manuscrito. J. C. F.-U. se encargó del control de calidad de los análisis realizados y sugirió ajustes y mejoras a las diferentes versiones del manuscrito.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de interés con relación al documento y están de acuerdo con su publicación. De igual forma, los autores declaran que el manuscrito es original y que no ha sido presentado en ninguna otra revista.

## REFERENCIAS

- Armenteras, D., González, T., Meza, M., Ramírez-Delgado, J., Cabrera, E., Galindo, G., & Yepes, A. (2018). *Causas de degradación forestal en Colombia: una primera aproximación*. Universidad Nacional de Colombia, 1. IDEAM, Programa ONU-REDD.
- Cárdenas, D., & Salinas, N. (Eds.) (2007). *Libro rojo de plantas de Colombia. Volumen 4. Especies maderables amenazadas. Primera parte*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.
- Gutiérrez, M., Navarro, G., & Orozco, L. (Eds.) (2018). *Modelos de negocios para el manejo forestal en América Central. El enfoque de cadenas de valor de productos forestales como mecanismo para mejorar la competitividad, reducir la pobreza, garantizar la integridad ecológica y fortalecer la gobernanza forestal*. CATIE.  
[https://www.researchgate.net/publication/325607882\\_Modelos\\_de\\_negocios\\_para\\_el\\_manejo\\_forestal\\_en\\_America\\_Central\\_El\\_enfoque\\_de\\_cadenas\\_de\\_valor\\_de\\_productos\\_forestales\\_como\\_mecanismo\\_para\\_mejorar\\_la\\_competitividad\\_reducir\\_la\\_pobreza\\_garantizar\\_la\\_int](https://www.researchgate.net/publication/325607882_Modelos_de_negocios_para_el_manejo_forestal_en_America_Central_El_enfoque_de_cadenas_de_valor_de_productos_forestales_como_mecanismo_para_mejorar_la_competitividad_reducir_la_pobreza_garantizar_la_int)
- EIA (2019). *Condenando el bosque. Ilegalidad y falta de gobernanza en la Amazonía colombiana*. Environmental Investigation Agency.  
[https://content.eia-global.org/posts/documents/000/000/894/original/Condenando\\_el\\_Bosque.pdf?1561565558](https://content.eia-global.org/posts/documents/000/000/894/original/Condenando_el_Bosque.pdf?1561565558)
- Enke, J., Gretzinger, S., Camacho, O., Sabogal, C., & Arce, R. (2016). *Desarrollo forestal empresarial por comunidades. Guía práctica para promotores forestales comunitarios en los tópicos americanos*. FAO & CATIE.  
<http://www.fao.org/3/a-i5984s.pdf>
- FAO (2010). *Casos ejemplares de manejo forestal sostenible en América Latina y el Caribe*. FAO, Junta de Castilla y León.
- FAO (2020a). *From reference levels to results reporting: REDD+ under the United Nations Framework Convention on Climate Change – 2020 update*. FAO.  
<https://doi.org/10.4060/cb1635en>
- FAO (2020b). *The impacts of COVID-19 on the forest sector: How to respond?* FAO.  
<https://doi.org/10.4060/ca8844en>
- FAO, PNUD, & PNUMA (2013). *Sistemas nacionales de monitoreo de los bosques: monitoreo y medición, reporte y verificación (M y MRV) en el contexto de las actividades de REDD+*. Programa ONU-REDD.
- Gilmour, D. (2016). *Cuarenta años de forestería comunitaria. Un estudio sobre su alcance y eficacia*. FAO.
- Gómez, I., & Méndez, E. (2007). *El caso de la asociación de comunidades forestales de Petén (ACOFOP). Análisis de contexto*. CIFOR y PRISMA.
- Hanrahan, M., & Grimes, A. (1997, julio 15-20). *Análisis de costos- beneficios del manejo forestal tropical certificado y no certificado* [Presentación en conferencia]. Simposio Internacional sobre Posibilidades de Manejo Forestal Sostenible en América Tropical, Santa Cruz, Bolivia.
- MADS (2016). *Una mirada a las reservas forestales de la Ley 2ª de 1959 "Reflexiones"*. MADS.
- Minambiente (2018a). *Decreto 1390 de 2018, "por el cual se adiciona un Capítulo al Título 9, de la Parte 2, del Libro 2, del Decreto 1076 de 2015, Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente*

- y *Desarrollo Sostenible, en lo relacionado con la Tasa Compensatoria por Aprovechamiento Forestal Maderable en bosques naturales y se dictan otras disposiciones*".  
<https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=87819>
- Minambiente (2018b). *Pacto intersectorial por la madera legal en Colombia* (4ta ed.). Minambiente.
- Minambiente (2018c). *Resolución 1479 de 2018, "por medio de la cual se fija la tarifa mínima de la tasa compensatoria por aprovechamiento forestal maderable en bosques naturales"*.  
<https://archivo.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/20-RES%201479%20DE%202018.pdf>
- Minambiente (2018d). *Decreto 1390: Tasa compensatoria por aprovechamiento forestal maderable*.  
<https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/decreto-1390-de-2018.pdf>
- Minambiente & IDEAM (2018). *Bosques territorios de vida. Estrategia integral de control a la deforestación*.  
[https://redd.unfccc.int/files/eicdgb\\_bosques\\_territorios\\_de\\_vida\\_web.pdf](https://redd.unfccc.int/files/eicdgb_bosques_territorios_de_vida_web.pdf)
- Minambiente & IDEAM (2021). *Resultados de monitoreo deforestación 2020*.  
[http://www.ideam.gov.co/documents/10182/113437783/Presentacion\\_Deforestacion2020\\_SMBByC-IDEAM.pdf/8ea7473e-3393-4942-8b75-88967ac12a19](http://www.ideam.gov.co/documents/10182/113437783/Presentacion_Deforestacion2020_SMBByC-IDEAM.pdf/8ea7473e-3393-4942-8b75-88967ac12a19)
- Minambiente & ONFA (2015). *Uso y legalidad de la madera en Colombia. Análisis parcial*. Minambiente, ONF Andina. <http://documentacion.ideam.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=37985>  
[http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Gobernanza\\_forestal\\_2/12.\\_Uso\\_y\\_Legalidad\\_de\\_la\\_Madera.pdf](http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Gobernanza_forestal_2/12._Uso_y_Legalidad_de_la_Madera.pdf)
- ONFA (2018). *Estudios de economía forestal en el marco de la misión de crecimiento verde en Colombia*. ONF Andina.  
<https://www.dnp.gov.co/Crecimiento-Verde/Documents/ejes-tematicos/forestal/Productos%20finales/Resumen%20V2018-09-30.pdf>
- ONFA, EFI, & FAO (2019). *Caracterización económica del manejo forestal sostenible comunitario en Colombia*.  
<https://www.euredd.efi.int/documents/15552/431687/Caracterización+económica+del+manejo+forestal+sostenible+comunitario+en+Colombia.PDF/765d0393-1061-2231-ae7c-356aba6b410e>
- PCM, USAID, & US Forest Service (2021). *COSTOS: ¿Cuánto cuesta ser legal en el Perú?*  
<https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1756176/04%20-%20%20Costos%3A%20%20BFCu%3%A1nto%20cuesta%20ser%20legal%20en%20el%20Per%3%BA%3Fpdf>
- PROFOR (2017a). *Análisis de las cadenas de valor y de la logística de plantaciones forestales con fines comerciales en Colombia*.  
<https://www.profor.info/sites/profor.info/files/An%20C3%A1lisis%20de%20las%20cadenas%20de%20valor%20y%20de%20la%20log%20C3%ADstica%20de%20plantaciones%20forestales%20con%20fines%20comerciales%20en%20Colombia.pdf>
- PROFOR (2017b). *Situación actual y potencial de fomento de plantaciones forestales con fines comerciales en Colombia*.  
[https://www.profor.info/sites/profor.info/files/Informe%20Final%20-%20Plantaciones%20Comerciales%20en%20Colombia\\_1.pdf](https://www.profor.info/sites/profor.info/files/Informe%20Final%20-%20Plantaciones%20Comerciales%20en%20Colombia_1.pdf)
- Santos, L., Yepes, A., Rey, C., Guerrero, R., Ruiz, A., & Urrego, D. (2018). *Manejo forestal sostenible a través de la forestería comunitaria: una propuesta técnica, institucional y financiera para promover en Colombia*. Minambiente, Programa ONU-REDD Colombia.  
<http://library1.nida.ac.th/termpaper6/sd/2554/19755.pdf>
- UNFCCC (2021a). *Contribuciones determinadas a nivel nacional*.  
<https://unfccc.int/es/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement/contribuciones-determinadas-a-nivel-nacional-ndc>
- UNFCCC (2021b). *What is REDD+? Warsaw Framework for REDD+*.

<https://unfccc.int/topics/land-use/workstreams/redd/what-is-redd>

Yepes, A., Ruíz, A., Uribe, M., Zúñiga, J., Viviescas, L., Zapata, M., González, C., Castro, A., Mera, F., Mocaleano, P., Pacheco, E., & Cabeza, O. (2019). *Asistencia técnica para la implementación del modelo de forestería comunitaria - Colombia*. Minambiente, FAO.

Yepes, A, Buszko-Briggs, M., Santos, L., & Ruíz, R. (2020). *Four experiences, four territories, same model*.

<https://www.un-redd.org/news/four-experiences-four-territories-same-model>

Yepes, A, Ruiz, A., Mora, E., Santos, L., & Guerrero, R. (2020). *Manejo forestal sostenible basado en comunidades: conceptos básicos, contexto y avances en Colombia*. Minambiente.

[https://www.researchgate.net/publication/349642748\\_MANEJO\\_FORESTAL\\_COMUNITARIO\\_Conceptos\\_basicos\\_contexto\\_y\\_avances\\_en\\_Colombia\\_Giovany\\_Aristizabal\\_Hincapie\\_Disenador\\_VisualOficina\\_de\\_Comunicaciones#full-TextFileContent](https://www.researchgate.net/publication/349642748_MANEJO_FORESTAL_COMUNITARIO_Conceptos_basicos_contexto_y_avances_en_Colombia_Giovany_Aristizabal_Hincapie_Disenador_VisualOficina_de_Comunicaciones#full-TextFileContent)

Yepes, A, Bohórquez, N., & Reyes, A. (2021). *The sound of the forest: Community forest management and the legal timber trade in Colombia*.

<https://www.un-redd.org/news/sound-forest-community-forest-management-and-legal-timber-trade-colombia>





## 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<sup>ta</sup> 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. Noguier, 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](mailto:colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co).

---

## GUIDELINES FOR AUTHORS

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

### Selection and evaluation of manuscripts

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

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

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

### Types of article

Colombia Forestal accepts the following types of article:

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

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

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

### Preparation instructions

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

#### Examples:

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

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

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

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

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

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

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

*Examples:*

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

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

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

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

*Examples:*

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

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

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

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

*Examples:*

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

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

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

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

*Examples:*

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

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

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

**Example:**

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

**Figures and tables**

Figures (photos, maps, illustrations and graphs) must include in the reverse side the correspondent label numbered in sequential order that also explains content detail (font size 10). Graphs must include the title of the axis centered (with the initial in capital letter) together with the units of measurement. The font of all the graphs must be Times New Roman, at an appropriate size for printing. If in each illustration there is more than one panel, lower case (a, b, c) must be used to designate each one. 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](mailto:colombiaforestal.ud@correo.udistrital.edu.co)

WOOD PROPERTIES OF 38-YEAR-OLD *Cariniana legalis* (Mart.) KUNTZE BASED ON PLANTING SPACING

Propiedades de la madera de *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze de 38 años basadas en el espaciamiento de la plantación  
Israel Luiz De Lima, Ivanka Rosada de Oliveira, Patrícia Gurgel Vicentin, Maurício Ranzini, José Nivaldo García, Eduardo Luiz Longui

EFFECTO DEL ESPACIAMIENTO EN LA ESTIMACIÓN INDIRECTA DEL ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR EN PLANTACIONES DENDROENERGÉTICAS DE EUCALIPTO

Effect of Spacing on the Indirect Estimation of the Leaf Area index in Eucalyptus Wood Energy Plantations  
Juan Carlos Valverde

INFLUENCIA DE LOS NUTRIENTES DEL SUELO SOBRE EL CRECIMIENTO ARBÓREO EN BOSQUES DEL PACÍFICO COLOMBIANO

Influence of Soil Nutrients on Tree Growth in Colombian Pacific Forests  
Harley Quinto-Mosquera, Flavio H. Moreno-Hurtado

VEGETATIVE GROWTH OF *Genipa americana* L. ACCESSIONS

Crecimiento vegetativo de accesiones de *Genipa americana* L.  
Maira Camila Montoya-Areiza, Lucas Esteban Cano-Gallego, Darío Antonio Castañeda-Sánchez, Sergio Arango-Arcila, Oscar de Jesús Córdoba-Gaona

MODELOS DE BIOMASA AÉREA Y SUBTERRÁNEA DE *Hevea brasiliensis* Y *Theobroma grandiflorum* EN LA AMAZONÍA COLOMBIANA

Above- and Below-Ground Biomass Models of *Hevea brasiliensis* and *Theobroma grandiflorum* in the Colombian Amazon  
Hernán J. Andrade, José Alfredo Orjuela, Carlos Hernández

DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA FLORÍSTICA EN ZONAS RIPARIAS DE UN REMANENTE DE BOSQUE SECO TROPICAL

Diversity and floristic structure in riparian areas of a tropical dry forest remnants  
José A. Cuellar-Cardozo, Daniel Nossa-Silva, Martha I. Vallejo

CONFLICTOS AMBIENTALES EN COLOMBIA: REFLEXIONES SOBRE SUS CAMBIOS POSITIVOS A PARTIR DE UNA REVISIÓN DE LITERATURA

Environmental Conflicts in Colombia: Considerations on Positive Change from a Literature Review  
Diana Paola Morales Lizarazo, Paula María Ungar Ronderos

COSTOS DE APROVECHAMIENTO DEL MANEJO FORESTAL COMUNITARIO EN COLOMBIA: IMPACTOS, LECCIONES APRENDIDAS Y DESAFÍOS

Costs of Community Forest Management in Colombia: Impacts, Lessons Learned, and Challenges  
Mónica Agudelo-López, Carlos González-Vargas, Adriana Yepes-Quintero, Edgar Mora-Rodríguez, María Chaux-Echeverri, Lucio Santos-Acuña, José Carlos Fernández-Ugalde

