

## Estructura y composición florística de los manglares de la bahía de Cispatá, Caribe colombiano

Claudia Milena Agudelo<sup>1</sup>, Jhoanata Bolívar<sup>2</sup>, Jaime Polanía<sup>1</sup>, Ligia E. Urrego<sup>1</sup>, Adriana Yepes<sup>2</sup> & Andrés Sierra<sup>2</sup>

1. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Calle 59A No 63-20, Medellín, Colombia; cmagudelp@unal.edu.co, jhpolaniav@unal.edu.co, leurrego@unal.edu.co
2. Corporación Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global Carbono y Bosques (C&B), Grupo de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global. Calle 51A # 72-23 Interior 601, Medellín, Colombia; jbolivar@carbonoybosques.org, adrianayepes@carbonoybosques.org, andressierra@carbonoybosques.org

Recibido 20-XI-2014. Corregido 09-V-2015. Aceptado 04-VI-2015.

**Abstract: Structure and floristic composition of mangroves in the Bahía de Cispatá, Colombian Caribbean.** Mangroves are plant associations that are easily adapted to saline conditions and fluctuating levels of flooding. This ecosystem provides a wide variety of goods and services as carbon storage. Structural differences, species composition and micro-environmental characteristics between physiographic types involve differences in carbon storage in their soils. This research aimed to identify the variation of mangrove species through changes in the physical-biotic variables of mangrove forest of Cispatá bay, Colombia. We measured structural variables of forest (*D*, *H*, density of individuals) as well as physico-biotic variables (flood level, *A. aureum* coverage, water interstitial salinity, soil pH, % N, % COs, roots and apparent density soil) in 12 plots established randomly. With a CCA it was identified three mangroves: basin, fringe in good condition and fringe with anthropogenic intervention. The first was dominated by *A. germinans* and the others by *R. mangle*. The basin mangrove differs from fringe in physical-biotic variables and structurally, it presented the highest values of COs, salinity, apparent density and pH. Although the two fringe mangrove exhibit similar physical-biotic variables, human disturbance may strongly change the structure of one of them. It was concluded that the distribution of mangrove species of bay responds to a spatial variation in environmental characteristics. However, anthropogenic intervention is a determining variable in the structure of mangroves which affects estimations of the role of different types of mangrove forests as carbon sinks. *Rev. Biol. Trop.* 63 (4): 1137-1147. Epub 2015 December 01.

**Key words:** fringe mangrove, basin mangrove, anthropogenic impact, physical-biotic variables.

Los bosques de manglar son asociaciones de especies arbóreas y arbustivas que presentan adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas (Hogarth, 2007) para las condiciones salinas y los niveles fluctuantes de inundación que caracterizan el entorno marino-costero donde crecen (Bouillon, 2011). Están limitados globalmente por la temperatura, pero las variaciones en precipitación, mareas, oleaje, caudales de los ríos, aportes de sedimentos y disponibilidad de nutrientes, determinan en gran medida su extensión y biomasa a escalas regional y local (Alongi, 2009;

Castañeda-Moya, Twilley, & Rivera-Monroy, 2013). Los manglares son altamente productivos y proporcionan pesca de buena calidad, protegen las costas de erosión y son grandes reservorios de carbono (Bouillon, 2011) debido a las bajas tasas de descomposición promedio de materia orgánica contenida en sus suelos (Lovelock, 2008; Nellemann & Corcoran, 2009; Donato et al., 2011). Debido a esto, se ha sugerido que son un importante sumidero de carbono a nivel mundial (Hutchinson, Manica, Swetnam, Balmford, & Spalding, 2013) y que pueden desempeñar un papel

importante en la regulación del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico (Zhong & Qiguo, 2001). Sin embargo, existen diferencias entre tipos fisiográficos de manglar (*sensu* Lugo & Snedaker, 1974) en relación con la estructura, composición de especies y características de los suelos. Por ello, la producción de hojarasca (Kristensen, Bouillon, Dittmar, & Marchand, 2008) y los contenidos de carbono (C) en los suelos (Valdés-Velarde, 2010) también difieren.

Colombia tiene aproximadamente 300 133 ha de bosques de manglar, de los cuales 69 894 ha se encuentran en el litoral Caribe. Allí dominan *Avicennia germinans* (L.) L. y *Rhizophora mangle* (L.) C. DC., con mayor cobertura hacia las desembocaduras de los grandes ríos (Vargas et al., 2014). En el Caribe, el establecimiento de *R. mangle* se ha visto favorecido por la anoxia y mayores rangos de inundación (Solano et al., 2007). Así mismo, predomina donde la salinidad del agua es similar a la del mar. Pero *A. germinans* crece mejor donde la salinidad es mayor (Villalva, 2005).

Es esencial conocer los patrones de distribución de especies de mangle con relación a variables físico-bióticas como pH, densidad aparente, contenido de raíces, limos y arcillas en el suelo, cobertura de plantas invasoras y nivel de inundación, para la adecuada valoración de los bosques de manglar como sumideros de carbono y para abordar medidas de conservación, ya que están desapareciendo aceleradamente como consecuencia de la deforestación (Alongi, 2014). Este estudio es parte de la etapa inicial del proyecto “*Productividad, capacidad de captura y almacenamiento de carbono en bosques de manglar - bahía de Cispatá (Córdoba, Colombia)*”, liderado por el Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global –Carbono & Bosques– y la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, que pretende evaluar la productividad y la capacidad de almacenamiento y captura de carbono en el manglar de la bahía de Cispatá, y su relación con variables ambientales. De esta manera, los resultados de esta investigación sirven como base para la determinación de la dinámica ecológica, la

productividad, la capacidad de captura y el almacenamiento de carbono entre los tipos de manglares identificados, lo cual es necesario para el conocimiento, manejo, conservación y potencialización de los servicios ambientales que dichos ecosistemas ofrecen.

Este estudio en particular, tuvo por objetivo identificar la correspondencia entre la distribución de especies de mangle y las variables físico-bióticas en los bosques de manglar de la bahía Cispatá, Colombia. Con 12 sitios de muestreo distribuidos en la toda bahía, se buscó contestar la pregunta: ¿la distribución de especies de mangle responde a las diferentes condiciones ambientales de la zona estuarina de la bahía de Cispatá? Se esperaba que: (i) *R. mangle* dominara en zonas de mayor inundación y mayor incidencia de las mareas; (ii) *A. germinans* dominara en las zonas con mayores valores de salinidad en el suelo; (iii) las condiciones ambientales entre sitios dominados por *A. germinans* y aquellos dominados por *R. mangle* difirieran significativamente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El estudio se desarrolló en la bahía de Cispatá, localizada en el Caribe continental colombiano, en el extremo sur del Golfo de Morrosquillo, entre las coordenadas 09° 24' 0" - 09° 20' 0" N y 75° 49' 30" - 75° 54' 30" W. En el estuario de la bahía se encuentran grandes extensiones de bosques de manglar y ciénagas, cruzados por caños remanentes del antiguo delta del Río Sinú. La zona es parte del Distrito de Manejo Integrado (DMI) Cispatá –La Balsa– Tinajones y ecosistemas aledaños, que comprende una extensión total de 27 171 ha, de las cuales 8 571 ha corresponden a manglares (CVS & INVEMAR, 2010). Los manglares del sistema deltaico estuarino del río Sinú fueron objeto de zonificación para manejo forestal; una de las categorías es la de Zonas de Uso Sostenible, la cual abarca 4 163 ha de bosque en la bahía (Sánchez-Páez, Ulloa-Delgado, Tavera-Escobar, & Gil-Torres, 2005). Dicha zona cuenta con un plan de manejo forestal, bajo un sistema de rotación de 13 subsectores

de corta, lo que permite a las comunidades vecinas aprovechar las especies maderables en cantidades y en tiempos (cada 14 años para *R. mangle* y cada 19 años para *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn y *A. germinans*) que aseguren la sostenibilidad del bosque. Las parcelas de muestreo fueron ubicadas aleatoriamente en manglares que se encuentran bajo este esquema de ordenación forestal, algunas de ellas en zonas de aprovechamiento sostenible. El régimen climático en la zona es unimodal, con una estación seca bien definida entre diciembre y marzo, y una húmeda entre abril y noviembre (CVS & IAvH, 2006). La temperatura media mensual oscila entre 26.7 °C y 28.6 °C (Sánchez-Páez et al., 2005); la evaporación potencial promedio es de 1 826 mm / año, y la precipitación anual promedio de 1 425 mm (Sánchez-Páez et al., 2005). Se puede considerar como una de las áreas del litoral Caribe colombiano geomorfológicamente más dinámica, pues en los últimos tres siglos el delta del río Sinú ha migrado varias veces (Robertson & Chaparro, 1998; Serrano, 2004).

**Muestreo de campo:** Entre febrero y marzo 2012, en la estación seca, fueron establecidas 12 parcelas (Apéndice A) de 500 m<sup>2</sup> (20 x 25 m), para monitorear la vegetación y las características ambientales.

Sobre cinco puntos distribuidos sistemáticamente en cada parcela, a 0.5 m de profundidad, fueron tomadas y embotelladas muestras de agua intersticial para determinar, posteriormente, la salinidad en laboratorio con un refractómetro. En los mismos puntos se midió la profundidad de la lámina de agua (nivel de inundación) con una regleta. La cobertura del helecho *Acrostichum aureum* L. fue estimada de manera visual con base en el área ocupada dentro de la parcela. Para la caracterización de los suelos se colectaron muestras en cinco puntos distribuidos sistemáticamente dentro de cada parcela. En cada uno se extrajeron tres porciones de suelo a diferentes profundidades: 0-15 cm, 15-30 cm y 30-50 cm. Finalmente, se combinó el sedimento según la categoría de profundidad de las muestras de los cinco

puntos para garantizar representatividad de toda la parcela. Con el método de combustión seca (oxidación de la materia orgánica por calentamiento; *sensu* Dos Santos, Costa, Giacomini, Conceição & Campanhola, 2008), se determinó el porcentaje de carbono orgánico en el suelo (% COs). La densidad aparente se determinó por el método del cilindro de volumen conocido, con la fórmula recomendada en Cambell y Henshall (1991); el porcentaje de nitrógeno total (% N) con el método de Kjeldahl y titulación potenciométrica; los porcentajes de arena y limo se determinaron empleando el método de Bouyoucos (Cambell & Henshall, 1991). Por último, fueron determinados los valores de conductividad eléctrica (CE) en extracto de saturación y pH en el suelo con el método potenciométrico. En otros cinco puntos distribuidos sistemáticamente dentro de la parcela, y siguiendo el mismo fraccionamiento por profundidades utilizado para muestras de suelo, se colectaron muestras para la estimación de masa de raíces con un nucleador de PVC. Para determinar el peso seco, las raíces fueron secadas en un horno a una temperatura de 60 °C hasta lograr peso constante.

Se midieron los árboles con diámetro normal ( $D$  a 1.30 m de altura sobre el nivel del suelo) mayor o igual a 2.5 cm. Para *R. mangle*, el diámetro se midió 30 cm por encima de la última raíz aérea. La altura total ( $H$ ) fue estimada de manera indirecta con un hipsómetro Forestry 550 para el 40 % de los individuos. Mediante el modelo alométrico general  $H = b_0 \cdot D^{b1}$  se estimaron las alturas restantes; esta relación diámetro-altura ha mostrado ser de los mejores estimadores (Lema-Tapias, 2002). Todos los individuos medidos fueron identificados taxonómicamente en campo, marcados con pintura y placas de aluminio para identificarlos en posteriores mediciones.

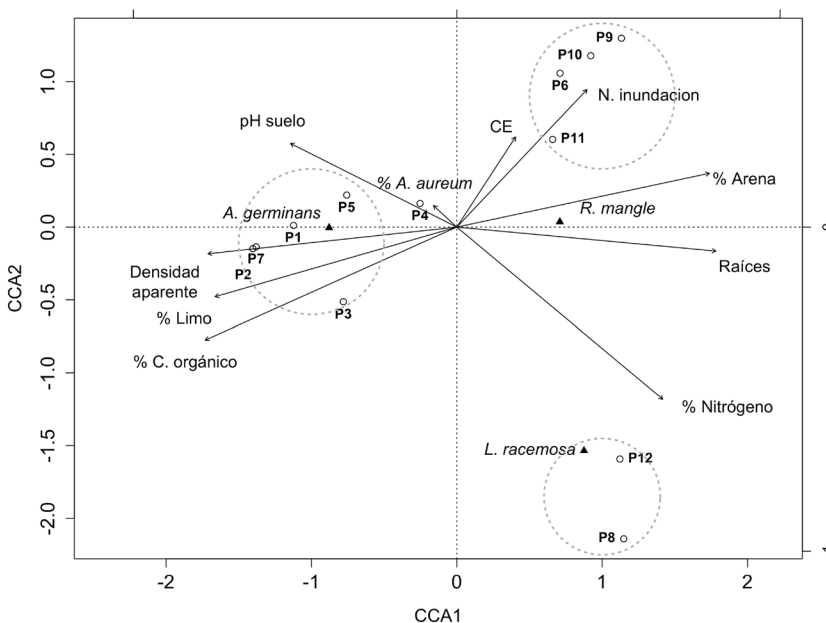
Para identificar el patrón de distribución de las especies de manglar de acuerdo con las variables físico-bióticas locales medidas se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA, por sus siglas en inglés). Por condiciones de sequía no fue posible obtener los valores de la salinidad del agua intersticial en cuatro

parcelas, y por ello se omitió esta variable en los análisis. Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis, seguidas de una de Wilcoxon, por el método de ajuste de Bonferroni para evaluar diferencias significativas entre grupos de parcelas, variables físico-bióticas y estructurales del bosque. Todos los análisis fueron realizados en el programa estadístico R 2.14.2 Patched (R Development Core Team, 2012). Para el análisis de correspondencia se utilizó VEGAN (Oksanen et al., 2009).

## RESULTADOS

**Variabes ambientales y tipos de manglar:** El CCA identificó claramente tres tipos de manglares (los dos primeros ejes explicaron 97 % de varianza): *i*) un manglar de cuenca, dominado principalmente por *A. germinans*,

relacionado con mayor densidad aparente de los suelos, mayor porcentaje de limo y mayor contenido de COs, así como de cobertura de *A. aureum* (Fig. 1). Este manglar presentó también los mayores valores promedio de salinidad en el agua intersticial ( $49.90 \pm 10.26 \text{ ‰}$ ), pero los menores porcentajes de N y arena en el suelo. Fue el único bosque en el que no se observó inundación (Cuadro 1); *ii*) un bosque dominado por *R. mangle*, asociado a mayor CE y porcentaje de arena en el suelo. Fue el bosque con mayor inundación y menores contenidos de sal en el agua intersticial ( $35.35 \pm 6.24 \text{ ‰}$ ) y de COs (12.02 %) (Fig. 1; Cuadro 1) al que denominamos “manglar de borde A”; y *iii*) un manglar de borde B, con mayor representación de *L. racemosa*, en comparación con los dos anteriores, pero con dominancia de *R. mangle*. Este manglar presentó el mayor contenido de



**Fig. 1.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de 12 parcelas permanentes con cuatro especies de mangle y nueve variables físicas en la Bahía de Cispatá, Colombia. Los círculos representan las especies, los triángulos las parcelas, y las variables son representadas por flechas. Los dos primeros ejes explican 99.7 % de la varianza, y los autovalores fueron 0.6259 y 0.02795, para el primer y segundo eje respectivamente.

**Fig. 1.** Canonical Correspondence Analysis (CCA) for 12 permanent plots with four species of mangrove and nine physical variables in the Bahía de Cispatá, Colombia. The circles represent species, triangles represent plots, and variables are represented by arrows. The first two axes explained 99.7 % of the variance, and the eigenvalues were 0.6259 and 0.02795, for the first and second axis respectively.

CUADRO 1  
Valores promedio de las variables ambientales para tres manglares en la Bahía de Cispatá,  
Colombia (media  $\pm$  desviación estándar)

TABLE 1  
Mean values of environmental variables for three mangroves in the Bahía de Cispatá,  
Colombia (Mean  $\pm$  standard deviation)

Manglar	Cuenca	Borde A	Borde B
Nivel de inundación (cm)	0.00 $\pm$ 0.00	1.22 $\pm$ 1.79	0.64 $\pm$ 0.91
Cobertura de <i>A. aureum</i> (%)	2.73 $\pm$ 6.48	0.30 $\pm$ 0.26	0.00 $\pm$ 0.00
Carbono orgánico en el suelo (%)	19.07 $\pm$ 3.21	12.02 $\pm$ 6.26	12.69 $\pm$ 3.65
Carbono total en el suelo (%)	72.5 $\pm$ 10.7	36.23 $\pm$ 8.68	49.45 $\pm$ 19.45
Densidad aparente del suelo (g/cm <sup>3</sup> )	0.85 $\pm$ 0.37	0.37 $\pm$ 0.42	0.17 $\pm$ 0.01
Raíces	2.70 $\pm$ 1.69	9.00 $\pm$ 5.27	15.87 $\pm$ 10.89
Nitrógeno en el suelo (%)	1.08 $\pm$ 1.02	1.80 $\pm$ 1.51	8.21 $\pm$ 0.01
Arena en el suelo (%)	33.33 $\pm$ 17.56	60.50 $\pm$ 21.69	63.00 $\pm$ 4.24
Limo en el suelo (%)	48.00 $\pm$ 17.98	22.00 $\pm$ 19.11	22.00 $\pm$ 5.66
Conductividad eléctrica del suelo (ds/m)	71.20 $\pm$ 38.20	80.95 $\pm$ 16.97	69.95 $\pm$ 25.24
pH del suelo	5.11 $\pm$ 0.75	4.89 $\pm$ 0.30	4.32 $\pm$ 0.76
Salinidad del agua intersticial a 0.5 m (meq/100 g)*	49.90 $\pm$ 10.26	35.35 $\pm$ 6.24	42.70 $\pm$ 2.40

N y la menor densidad aparente del suelo. Además, se caracterizó por no presentar cobertura de *A. aureum* (Fig. 1; Cuadro 1). Esta última variable obtuvo el menor valor en los dos primeros ejes del CCA ( $< 0.07$  en valor absoluto), por lo cual no se considera como relevante en la diferenciación de los tres tipos de manglares.

**Estructura de los manglares:** La distribución diamétrica de los tres manglares fue

semejante, y en forma de “J” invertida (Fig. 2). El área basal varió de 12 a 16 m<sup>2</sup>/ha y la altura total de 9 a 10 m. El manglar de cuenca presentó mayor valor de área basal (G) por unidad de área, pero menor altura promedio y en el de borde B se encontró el mayor número de individuos por hectárea (Fig. 3). Las comparaciones de medias arrojaron diferencias estadísticamente significativas (Wilcoxon,  $p < 0.05$ ) en la mayoría de variables físico-bióticas

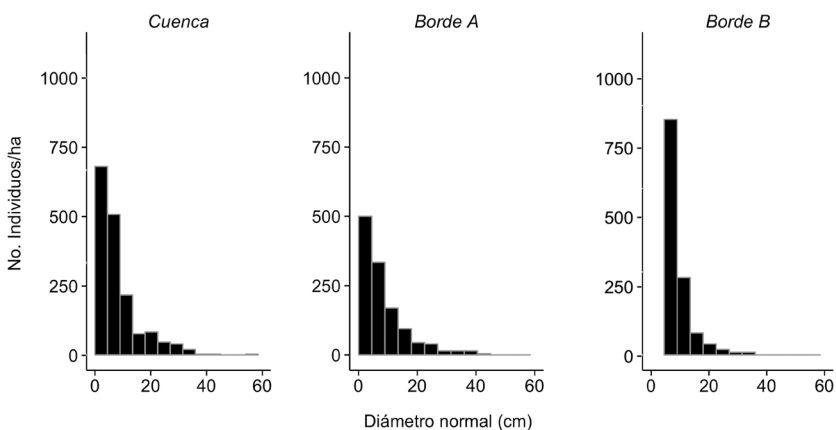
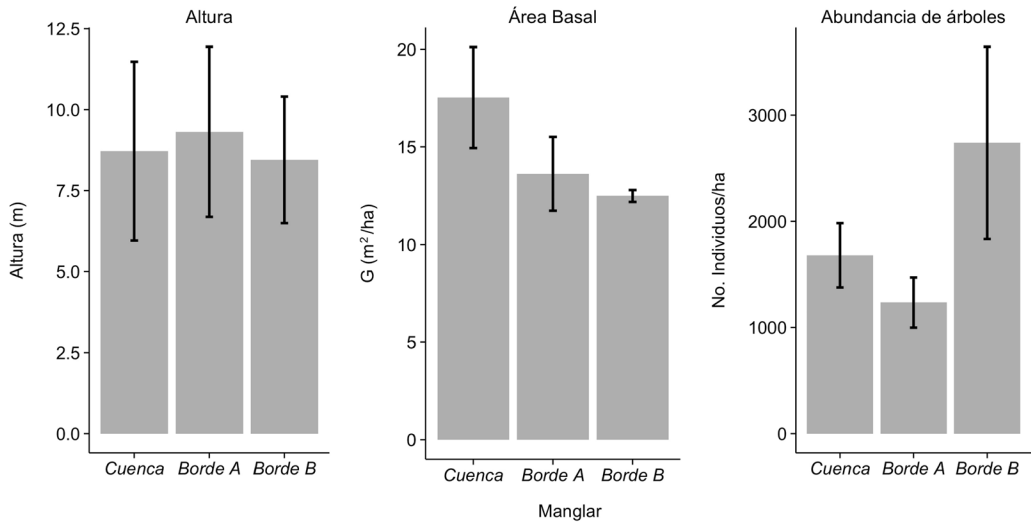


Fig. 2. Estructura diamétrica de árboles con más de 2.5 cm de diámetro normal de tres manglares en la Bahía de Cispatá, Colombia.

Fig. 2. Diameter structure of trees over 2.5 cm diameter of three mangroves forest in the Bahía de Cispatá, Colombia.



**Fig. 3.** Parámetros estructurales (altura promedio, abundancia y área basal) de tres manglares en la Bahía de Cispatá, Colombia.

**Fig. 3.** Structural parameters (average height, abundance, and basal area) of three mangroves in the Bahía de Cispatá, Colombia.

entre los manglares de cuenca y borde. No obstante, los porcentajes de N y arena en el suelo no difirieron (Wilcoxon,  $p > 0.05$ ) entre cuenca y borde A; y la salinidad, los porcentajes de N y limo no difirieron entre cuenca y borde B. Los dos manglares de borde difirieron estadísticamente (Wilcoxon,  $p < 0.05$ ) en los valores de

salinidad (Cuadro 2), G, H promedio y abundancia de árboles.

## DISCUSIÓN

Basados en la clasificación de Lugo y Snedaker (1974), encontramos dos tipos de

CUADRO 2

Pruebas de Kruskal-Wallis seguidas de una de Wilcoxon por el método de ajuste de Bonferroni de variables ambientales entre tres manglares en la Bahía de Cispatá, Colombia

TABLE 2

The Kruskal-Wallis test followed by a Wilcoxon test by the Bonferroni adjustment method of environmental variables between three mangroves forest in the Bahía de Cispatá, Colombia

Variable ambiental	Cuenca - Borde A	Borde A - Borde B	Cuenca - Borde B
	Valor p	Valor p	Valor p
Salinidad del agua intersticial a 0.5m	0.0026	0.0043	0.7111
pH del suelo	0.078	0.957	0.081
Nivel de inundación	0.000011	0.268	0.016
Densidad aparente del suelo	0.000064	0.1228	0.00056
Nitrógeno en el suelo	0.6	1	0.52
Raíces	0.000017	1	0.000025
Carbono orgánico en el suelo	0.0000078	0.256	0.0023
Cobertura de <i>A. aureum</i>	0.237	0.234	0.029
Arena en el suelo	0.00078	0.0671	0.12405
Limo en el suelo	0.0012	0.1923	0.3253

manglar: uno de cuenca y otro de borde. La dominancia de *A. germinans*, la estabilidad y buen drenaje en el suelo y las altas concentraciones salinas coinciden con el manglar de cuenca de este estudio. Los manglares de borde son reconocidos por ocupar líneas a través de los cuerpos de agua, con dominancia de *R. mangle*, con raíces bien desarrolladas, lo cual corresponde con las características de los dos manglares de borde aquí identificados.

En bosques dominados por *R. mangle* la tasa de descomposición de hojarasca es más baja que en los dominados por *A. germinans*, debido al mayor grosor de y contenido de taninos que presentan las hojas de *R. mangle*. Esto retarda la descomposición de hojas en el suelo (Kristensen, Holmer, Banta, Jensen, & Hansen, 1995; Kathiresan & Bingham, 2001, Lima & Colpo, 2014). Adicionalmente, en bosques inundados, como los de borde de este trabajo, la descomposición de hojarasca es retardada por la reducción de oxígeno y el C queda almacenado en el suelo (Valdés-Velarde, 2010). En consecuencia, los bosques dominados por *R. mangle* podrían retener por más tiempo el C que otros manglares (Fujimoto, 2004). Sin embargo, según Prasad y Ramanathan (2008), los sedimentos en los manglares del interior, como es el caso de nuestros manglares de cuenca, presentan mayores concentraciones de COs, dadas las altas tasas de retención de materia orgánica. Por otro lado, Betouille, Fromard, Fabre y Puig (2001) encontraron que en la Guyana Francesa el aporte de carbono al suelo por la hojarasca de *A. germinans* (50.9 %) es mayor que el de *R. mangle* (47.2 %). Esto justifica que los mayores valores de C total en el sedimento de los manglares de la bahía de Cispatá se encuentren en los de tipo cuenca. La tasa de descomposición de hojas de *L. racemosa* es más lenta que la de hojas de *R. mangle*, pero más rápida que la de *A. germinans* (Lima & Colpo, 2014). En el manglar de borde *B*, *L. racemosa* explica el mayor contenido de C respecto al de borde *A*. Valdés-Velarde (2010) registró mayor contribución al contenido de C en suelos cuando predominan tanto *A. germinans* como *L. racemosa*.

Se registraron dos categorías de manglar de borde: *A* y *B*. El primero es un manglar en mejor estado de conservación que el segundo. Este último, presenta una alta abundancia relativa de *L. racemosa*, una especie indicadora de un dosel más abierto originado por alteración (Medina, Cuevas, Popp, & Lugo, 1990; Urrego, Molina, & Suárez, 2014), lo que se explica por el fácil acceso al bosque, que está localizado en el borde de la bahía, por lo cual se ha catalogado como un manglar con intervención antropogénica.

La composición de especies en manglares del neotrópico incluye *A. aureum* creciendo en el ecotono con la tierra firme, y frecuentemente crece en comunidades estuarinas a plena exposición al sol (Medina et al., 1990), en presencia de agua dulce casi todo el año (Pinto-Nolla, 1999). Por eso se asocia con sitios con algún grado de intervención. Sin embargo, aquí no se identificó ningún patrón de la presencia del helecho a través de las parcelas de muestreo. Incluso, en la parcela con señales de mayor intervención (borde *B*), el helecho no fue encontrado.

La forma de “*J*” invertida de las distribuciones diamétricas los tres tipos de manglar parece estar relacionada con la recuperación después de frecuentes aprovechamientos selectivos de madera (Mosquera, Robledo, & Asprilla, 2007), y no con el buen estado de conservación, porque, aunque el muestreo se hizo en una zona preservada de la zona de aprovechamiento forestal “sostenible”, la intervención no es totalmente legal; muchos individuos son extraídos para uso doméstico sin autorización. A pesar de que según Salcedo-Hernández (2011), el aprovechamiento ya no es general, sino sectorizado, desde que se comenzó a aprovechar el mangle según la zonificación ecológica del territorio en 2003, Sánchez-Páez et al. (2005) interpretaron el patrón como de intervención generalizada en toda el área, incluso de especies poco apreciadas comercialmente, como *A. germinans* (3.2 % del volumen aprovechado de especies diferentes de *R. mangle*).

Cuando se compara el patrón de distribución diamétrica entre los dos manglares de

borde, se observa cómo la densidad de árboles en las clases diamétricas inferiores es considerablemente mayor en las mismas clases en el manglar de borde *B*, con mayor alteración antropogénica, que en el *A*. Después de una alteración se abre el dosel y se facilita el establecimiento de gran cantidad de arbolitos. Los otros parámetros estructurales también evidencian el grado de alteración del manglar de borde *B*, cuando se compara con los otros dos bosques, menores *H* promedio de los árboles del dosel y *G* (m<sup>2</sup>/ha), relacionados con mayor densidad de árboles pequeños. Es decir, aunque ambos bosques presentan características típicas de manglar de borde (altos valores de salinidad en el agua intersticial, inundación, mayor porcentaje de raíces y de nitrógeno, menor pH del suelo, entre otros), la alteración antropogénica altera fuertemente la estructura del bosque con la proliferación de la regeneración natural y la desaparición de árboles de gran tamaño.

Estos resultados indican que es necesario garantizar la estabilidad de las categorías diamétricas menores, para asegurar la cantidad de árboles que pueden ser aprovechados en el futuro y, al mismo tiempo, la estabilidad demográfica y la supervivencia del bosque. La alta concentración de árboles pequeños asegura el reemplazo de los individuos eliminados por aprovechamiento en el mediano y largo plazo, pero para que esto ocurra, se requiere el abandono del sitio por un tiempo considerable y que el proceso de regeneración se desarrolle de manera natural.

Concluimos que la distribución de las especies de manglar de la bahía de Cispatá responde a la variación espacial de las características ambientales de la zona. Sin embargo, la intervención antropogénica es una variable determinante en la estructura de los manglares, lo cual afecta las estimaciones del rol de los diferentes tipos de manglar como sumideros de C. En este trabajo los dos tipos de manglares borde son diferentes en términos estructurales debido a la alteración antropogénica, lo cual implica diferencias en acumulación de carbono.

Otras variables que no fueron incluidas en este estudio, tales como el hidrorperíodo

y las concentraciones de elementos como el fósforo y sulfuro, podrían ser mejores determinantes de la estructura y productividad de los manglares (Castañeda-Moya et al., 2013). Su incorporación a la comparación entre zonas, permitirá confirmar la diferenciación entre tipos de manglares identificada en este trabajo, no sólo a nivel fisiográfico, como se ha hecho durante años, sino de todas las expresiones energéticas del ecosistema como, por ejemplo, la acumulación de C en los componentes aéreo y subterráneo.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación – Colciencias por el apoyo brindado al Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global Carbono y Bosques (Carbono & Bosques) a través de su Plan de Fortalecimiento Institucional 2009-2010, con el cual se pudo financiar la presente investigación. Se agradece también a la Universidad Nacional de Colombia (Sede Medellín) y a la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS) por la colaboración logística para las fases de campo y laboratorio, así como la constante asesoría en aspectos técnicos. A la comunidad de bahía de Cispatá por su acogida y acompañamiento en campo y a todo el personal administrativo y científico de Carbono & Bosques por su constante colaboración.

## RESUMEN

Los manglares son asociaciones de plantas que se adaptan fácilmente a las condiciones salinas y los niveles fluctuantes de inundación. Estos ecosistemas suministran gran cantidad de bienes y servicios tales como el almacenamiento de carbono. Diferencias estructurales, de composición de especies y de características microambientales entre tipos fisiográficos implican diferencias en el almacenamiento de carbono en sus suelos. La presente investigación tuvo como objetivo identificar la variación de las especies de mangle a través de los cambios en las variables físico-bióticas de bosques de manglar de la bahía Cispatá, Colombia. Se realizaron mediciones de variables estructurales del bosque (*D*, *H*, densidad de individuos) y medición de variables físico-bióticas (nivel de inundación,



cobertura de *A. aureum*, salinidad del agua intersticial, pH del suelo, % N, % limo, % arena, % COs, raíces y densidad aparente en el suelo) en 12 parcelas establecidas aleatoriamente. Con un CCA identificaron tres manglares: cuenca, borde en buen estado de conservación y borde con intervención antropogénica. El primero dominado por *A. germinans* y los otros por *R. mangle*. El manglar de cuenca se diferencia de los de borde en términos estructurales y en variables físico-bióticas, presentó los valores más altos de COs, salinidad, densidad aparente y pH. Aunque los dos manglares de borde presentan características físico-bióticas similares, la alteración antropogénica cambia fuertemente la estructura de uno de ellos. Se ha concluido que la distribución de las especies de manglar de la bahía responde a la variación espacial de las características ambientales. Sin embargo, la intervención antropogénica es una variable determinante en la estructura de los manglares lo cual afecta las estimaciones del papel de diferentes tipos de manglar como sumideros de carbono.

**Palabras clave:** manglar de borde, manglar de cuenca, impacto antropogénico, variables físico-bióticas.

## REFERENCIAS

- Alongi, D. M. (2009). *The Energetics of Mangrove Forests*. Springer Science.
- Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195-219.
- Betoulle, J. L., Fromard, F., Fabre, A., & Puig, H. (2001). Caractérisation des chutes de litière et des apports au sol en nutriments dans une mangrove de Guyane française. *Canadian Journal of Botany*, 79(2), 238-249.
- Bouillon, S. (2011). Carbon cycle: Storage beneath mangroves. *Nature Geoscience*, 4(5), 282-283.
- Campbell, D. S., & Henshall, J. K. (1991). *Bulk density. Soil analysis physical methods*. In K. A. Smith, & C. E. Mullis (Eds.), *Books in soils, plants, and the environment* (Chap. 7, pp. 329-336). New York: Marcel Dekker. Inc.
- Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R., & Rivera-Monroy, V. H. (2013). Allocation of biomass and net primary productivity of mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. *Forest Ecology and Management*, 307, 226-241.
- CVS & IAvH. (2006). *Delimitación y formulación de un distrito de Manejo Integrado de los Recursos naturales (DMI) de los manglares de la bahía de Cispatá, Tinajones, La Balsa y sectores aledaños*. Montería, Colombia: Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú & San Jorge (CVS)-Instituto Alexander von Humboldt (IAvH).
- CVS & INVEMAR. (2010). *Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) Bahía de Cispatá - La Balsa - Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba*. In G. X. Rojas & P. Sierra-Correa (Eds.), *Serie de Publicaciones Especiales No. 18* (pp. 141). Santa Marta, Colombia: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293-297.
- Dos Santos, D., Costa, B. H., Giaconimi, S., Conceição, P. C., & Campanhola, E. (2008). Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 435-440.
- Fujimoto, K. (2004). Below-ground carbon sequestration of mangrove forests in the Asia-Pacific region. In M. Vannucci (Ed.), *Mangrove management & conservation: present & future* (pp. 138-146). New York: United Nations University Press.
- Hogarth, P. J. (2007). *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. Oxford: Oxford University Press.
- Hutchison, J., Manica, A., Swetnam, R., Balmford, A., & Spalding, M. (2013). Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters*, 00, n/a-n/a.
- Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81-251.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89, 201-219.
- Kristensen, E., Holmer, M., Banta, G. T., Jensen, M. H., & Hansen, K. (1995). Carbon, nitrogen and sulfur cycling in sediments of the Au Nam Bor mangrove forests, Phuket, Thailand: A review. *Phuket Marine Biological Centre Research Bulletin*, 60, 37-64.
- Lema-Tapias, A. (2002). *Borrador para unos elementos estadísticos de dasometría y medición forestal*. Medellín, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Lima, R. G., & Colpo, K. D. (2014). Leaf-litter decomposition of the mangrove species *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(02), 233-239.
- Lovelock, C. E. (2008). Soil Respiration and Belowground Carbon Allocation in Mangrove Forests. *Ecosystems*, 11(2), 342-354.
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 39-64.

- Medina, E., Cuevas, E., Popp, M., & Lugo, A. E. (1990). Soil Salinity, Sun Exposure, and Growth of *Acrostichum aureum*, the Mangrove Fern. *Botanical Gazette*, 151(1), 41-49.
- Mosquera, L., Robledo, D., & Asprilla, A. (2007). Diversidad florística de dos zonas de bosque tropical húmedo en el municipio de Alto Baudó, Chocó-Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12(Supl. 1), 75-90.
- Nellemann, C., & Corcoran, E. (Eds.). (2009). *Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment*. Norway: UNEP/Earthprint.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G. L., Henry, M., & Stevens, H. (2009). *Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-9*. Retrieved from <http://cran.r-project.org/package=vegan>
- Prasad, M. B. K., & Ramanathan, A. L. (2008). Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(1), 60-66.
- Pinto-Nolla, F. (1999). Sucesión y fisionomía de los manglares de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 23(Supl.), 141-161.
- R Development Core Team. (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. Retrieved from <http://www.R-project.org/>
- Robertson, K. & Chaparro, J. (1998). Evolución histórica del Río Sinú. *Cuadernos de Geografía*, 7(1-2), 70-87.
- Salcedo-Hernández, D. (2011). *Análisis de la acción colectiva en el uso y manejo del mangle en la zona de uso sostenible del sector estuarino de la bahía de Cispatá en el departamento de Córdoba*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana.
- Sánchez-Páez, H., Ulloa-Delgado, G., Tavera-Escobar, H., & Gil-Torres, W. (2005). *Plan de manejo integral de los manglares de la zona de uso sostenible del sector estuarino de la Bahía de Cispatá departamento de Córdoba-Colombia*. Bogotá: OIMT, CVS, CONIF, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Serrano, B. (2004). The Sinú river delta on the northwestern Caribbean coast of Colombia: Bay infilling associate with delta development. *Journal of South American Earth Sciences*, 16, 623-631.
- Solano, O. D., Torres, C., Báez, A., Vega, D., Cortés, F., Estela, F., ... Gil, W. O. (2007). *Plan de Seguimiento y Monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del Río Sinú (Noviembre 2000 a Diciembre de 2007)*. Santa Marta, Colombia: INVEMAR.
- Urrego, L. E., Molina, E. C., & Suárez, J. A. (2014). Environmental and anthropogenic influences on the distribution, structure, and floristic composition of mangrove forests of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean). *Aquatic Botany*, 114, 42-49.
- Valdés-Velarde, E. (2010). *Evaluación del carbono y nutrientes edáficos por clase de geoforma y tipo de manglar en marismas nacionales, Nayarit*. México: Colegio de Postgraduados.
- Vargas, M., Contreras, A., Guillén, K., Pupo, L., Hernández, M., Navarrete-Ramírez, S., ... Perdomo, L. V. (2014). Instrumentos de gestión de los espacios oceánicos y zonas costeras e insulares de Colombia: Indicadores de respuesta. In INVEMAR (Ed.), *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2013* (p. 192). Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas No. 3.
- Villalva, J. C. (2005). *Los manglares en el mundo y en Colombia-Estudio descriptivo básico*. Colombia: Sociedad Geográfica de Colombia. Academia de Ciencias Geográficas.
- Zhong, L., & Qiguo, Z. (2001). Organic carbon content and distribution in soils under different land uses in tropical and subtropical China. *Plant and Soil*, 231, 175-185.

## APÉNDICE A

Breve descripción de 12 parcelas permanentes establecidas en los manglares de la Bahía de Cispatá, Colombia

## APPENDIX A

Short description of the 12 permanent plots established in the mangroves of Bahía de Cispatá, Colombia

Parcela	Manejo, uso actual aparente y/o grado de intervención*
P1	Baja intervención humana.
P2	Baja a nula intervención humana.
P3	Hace parte del subsector de aprovechamiento Ciénaga de Remediapobres, el cual fue aprovechado hasta noviembre 2012 por un periodo de 16 meses.
P4	Baja intervención humana, presencia de algunos cortes viejos de <i>R. mangle</i> , vivienda cercana. Hace parte del Subsector de aprovechamiento Ciénaga Mangones, intervenido en 2007.
P5	Cerca de la antigua camaronera "Camarones del Sinú", la cual ha sido convertida en pastos para ganadería. Extracción selectiva con fines domésticos de <i>A. germinans</i> .
P6	Baja a nula intervención humana. Perteneció al subsector de aprovechamiento Ciénaga El Garzal, actual sitio de aprovechamiento, desde diciembre 2012 por un periodo de 10 meses.
P7	Baja a nula intervención humana. Perteneció al subsector de aprovechamiento Ciénaga El Garzal, actual sitio de aprovechamiento, desde diciembre 2012 por un periodo de 10 meses.
P8	Perteneció al subsector de aprovechamiento forestal La Flotante, aprovechado en 2004, presencia de tocones de <i>R. mangle</i> producto de ese aprovechamiento.
P9	Subsector de aprovechamiento Ciénaga Vertel, intervenido en 2006. Evidencia de cortes nuevos de árboles de gran porte en sitios cercanos a la parcela.
P10	Subsector de aprovechamiento Ciénaga de Galo, intervenido en 2005.
P11	Se encuentra en el subsector de aprovechamiento Sur Caño Ostional, aprovechado en 2010, presencia de tocones de <i>R. mangle</i> .
P12	Se encuentra en el subsector de aprovechamiento La Zona, aprovechado en 2007. Se observaron cortes viejos.

\*Fuente: Información primaria obtenida en el campo y Sánchez-Páez et al. (2005).

