



Estructura del manglar y su influencia en el almacén de carbono en la Reserva La Encrucijada, Chiapas, México

Mangrove structure and its influence on the carbon storage in La Encrucijada Reserve, Chiapas, Mexico

Carolina Velázquez-Pérez^{1*}, Cristian Tovilla-Hernández², Emilio I. Romero-Berny³ y Alberto De Jesús-Navarrete⁴

¹ El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Tapachula. Programa de Maestría en Ciencias en Recursos naturales y Desarrollo rural. Tapachula, Chiapas, México.

² El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Tapachula. Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad. Tapachula, Chiapas, México.

³ Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Instituto de Ciencias Biológicas. Centro de Investigaciones Costeras. Tonalá, Chiapas, México.

⁴ El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Chetumal. Departamento de Sistemática y Ecología Acuática. Chetumal. Quintana Roo, México.

* Autora de correspondencia.
cavelazquez@ecosur.edu.mx

RESUMEN

Se ha destacado la importancia de los manglares en el almacén de carbono, el cual se estima que supera significativamente al contenido de los bosques terrestres. Aunque la cuantificación del carbono en el componente arbóreo de los manglares se ha realizado en varias regiones de México, la costa del Pacífico sur ha sido escasamente analizada. El objetivo de este estudio fue evaluar la estructura de los manglares ribereños en 32 unidades de muestreo circulares (400 m²) en la Reserva La Encrucijada, Chiapas, caracterizando su altura, cobertura, diámetro a la altura del pecho y la estimación de los índices de complejidad y valor de importancia; así como su relación con el almacén de carbono. El carbono se cuantificó con ecuaciones alométricas para especies de mangles neotropicales con alto desarrollo estructural y el factor de conversión de biomasa a carbono de 0.48. La influencia de las variables estructurales e intersticiales (pH, salinidad, temperatura) en el carbono almacenado se determinó con análisis de varianza y covarianza. El manglar presentó una densidad de 2103 individuos por hectárea (ind ha⁻¹) y valores promedio de altura de 12 m; de área basal, 18.7 m² ha⁻¹; cobertura, 9.9 m² y diámetro a la altura del pecho, 8.4 cm. Se registró un índice de complejidad de 40.1; el orden de importancia de las especies fue *Rhizophora mangle*/*Avicennia germinans*/*Laguncularia racemosa*. El almacén de carbono arbóreo fue 87.0 Mg ha⁻¹. Los parámetros estructurales presentaron alta correlación (R = 1.0, 0.94 y 0.85) con la biomasa del manglar. Según su estructura, este ecosistema se clasificó en la etapa sucesional de comunidad intermedia y con alta complejidad estructural.

PALABRAS CLAVE: biomasa aérea; bosque ribereño; carbono azul; complejidad estructural; valor de importancia.

ABSTRACT

Mangroves have been considered as an important carbon storage, and in general, exceeding the carbon content of terrestrial forests. Even when mangrove aerial carbon sequestration has been studied in several regions of Mexico, the information at the Pacific coast is lacking. The aim of this work was to characterize the structure of riverine mangroves in order to determine height, coverage, DBH and to estimate the complexity and importance value indexes, as well to relate it with the carbon storage, in 32 circular sampling units (400 m²) at La Encrucijada Reserve, Chiapas. The carbon content was quantified according allometric equations for Neotropical mangrove species, with high structural development and we used a biomass to carbon conversion factor of 0.48. The influence of the interstitial sediment parameters (pH, salinity, temperature) on the stored carbon was determined using an analysis of variance and covariance. Mangrove density was 2103 ind ha⁻¹, the tree mean height was 12 m; basal area, 18.7 m² ha⁻¹; coverage, 9.9 m² and DAP, 8.4 cm. A complexity index of 40.1 was recorded; the order of importance of the species was *Rhizophora mangle* / *Avicennia germinans* / *Laguncularia racemosa*. The carbon store was 87.0 Mg ha⁻¹. Structural parameters showed a high correlation (R = 1.00, 0.94 and 0.84) with the mangrove biomass. In function of this structure, this ecosystem was classified as a successional stage of intermediate community with a high structural complexity.

KEYWORDS: aerial biomass; riverine forest; blue carbon; structural complexity; importance value.

INTRODUCCIÓN

Los manglares son ecosistemas costeros clave por las múltiples funciones ecológicas y servicios ambientales que proveen a la población humana (Kauffman, Donato y Adame, 2013), entre ellos, su capacidad para almacenar carbono. El almacén de carbono en bosques de manglar puede ser dos o tres veces mayor que el contenido en los bosques terrestres. Por ejemplo, se ha estimado que los bosques tropicales y templados almacenan < 400 Mg de carbono por hectárea, mientras que los manglares más de 1100 Mg ha⁻¹ (Pennman *et al.*, 2003; Donato *et al.*, 2011). A pesar de su importancia ecológica y socioeconómica, los manglares están amenazados por cambios en el uso de suelo y por el cambio climático y son uno de los ecosistemas tropicales que presentan altas tasas de deforestación (Kauffman *et al.*, 2013). En México, en los últimos 25 años la superficie de manglares se redujo 10% (Valderrama *et al.*, 2014), lo que representa un aumento considerable de las emisiones de CO₂ a la atmósfera derivado de la descomposición del material orgánico de los suelos (Lovelock, Bennion, Grinham y Cahoon 2011), por lo que es indispensable su conservación para prevenir las emisiones provocadas por la pérdida de manglares (Laffoley y Grimsditch, 2009).

Debido al papel que juegan los manglares en el almacenamiento del carbono atmosférico y a las amenazas que representa la pérdida de la superficie, es necesario identificar la estructura y almacenes de carbono de los manglares para establecer un monitoreo de su condición y tendencia de cambio (Kauffman *et al.*, 2013).

La estructura del bosque implica medidas de composición de especies, atributos dasométricos como la altura y diámetro de los árboles, así como distribución de la densidad de individuos por clases de edad (Smith, 1992; Steubing, Godoy y Aberdi, 2001; Gadow, Sánchez y Álvarez, 2007). La evaluación de las características estructurales permite conocer su complejidad ecológica y las condiciones en las que se encuentran los bosques de manglar, pues representa un factor fundamental para

determinar el manejo adecuado de esos ecosistemas (Alvis, 2009).

Un enfoque estructural actual, muestra que los elementos individuales que conforman al manglar (árboles vivos y muertos, plántulas e incluso la madera muerta caída) representan potenciales almacenes de carbono aéreo en el ecosistema (Kauffman *et al.*, 2013). En México se han realizado algunas estimaciones de carbono en ecosistemas de manglar, principalmente en el Golfo de México y la península de Yucatán (Adame *et al.*, 2013; Adame *et al.*, 2015; Herrera-Silveira *et al.*, 2016; Kauffman, Hernandez, Jesús, Heider y Contreras, 2016), tanto en el componente aéreo como en el subterráneo. Sin embargo, para los humedales costeros del Pacífico sur, la relación de los atributos estructurales con el almacén de carbono en el componente arbóreo aún ha sido poco evaluada. En la Reserva de la Biosfera La Encrucijada (RBLE), es importante conocer la influencia de las características estructurales del manglar en el almacén de carbono arbóreo, al tratarse de un área relativamente bien conservada y por el potencial que esto representa para el desarrollo de estrategias de mitigación ante los efectos del cambio climático, como la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+).

OBJETIVOS

Evaluar la estructura del bosque de manglar en función del diámetro a la altura de pecho (DAP), área basal, altura, cobertura, valor de importancia relativa, índice de complejidad, densidad, mortalidad natural y extracción de madera; así como determinar la influencia de esas variables en el almacén de carbono del componente arbóreo en la RBLE.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la zona de estudio

El área de estudio se localiza en el interior de la zona núcleo de la RBLE entre los 15° 11' 28" y 15° 11' 12" latitud norte y 92° 52' 8" y 92° 49' 52" longitud oeste, a una altitud



promedio de 5 m snm (Fig. 1) (Tovilla-Hernández *et al.*, 2018). La RBLE tiene una superficie de 144 868 ha, donde predominan suelos de tipo cambisol, regosol, solonchak, gleysol, fozem y fluvisol (Instituto Nacional de Ecología [INE], 1999). El clima de la región es Am (w) cálido-húmedo, con abundantes lluvias en verano, la precipitación mínima anual es de 1300 mm y la máxima de 3000 mm, la temperatura media anual es de 28 °C (García, 1973).

Los bosques de manglar que dominan en la RBLE son ribereños, los cuales, de acuerdo a la clasificación

fisiográfica de Lugo y Snedaker (1974), son los mejor desarrollados estructuralmente y con mayor productividad primaria. También están presentes algunos bosques de borde y de cuenca, los primeros presentan una zonación en bandas compuestas por los géneros *Rhizophora* o *Laguncularia*, una posterior de *Avicennia*, una de *Conocarpus* y vegetación terrestre. Los bosques de cuenca que se ubican en la parte posterior al manglar ribereño y de borde, presentan mayor variabilidad estructural según su distancia a los cuerpos de agua y la periodicidad de las inundaciones.

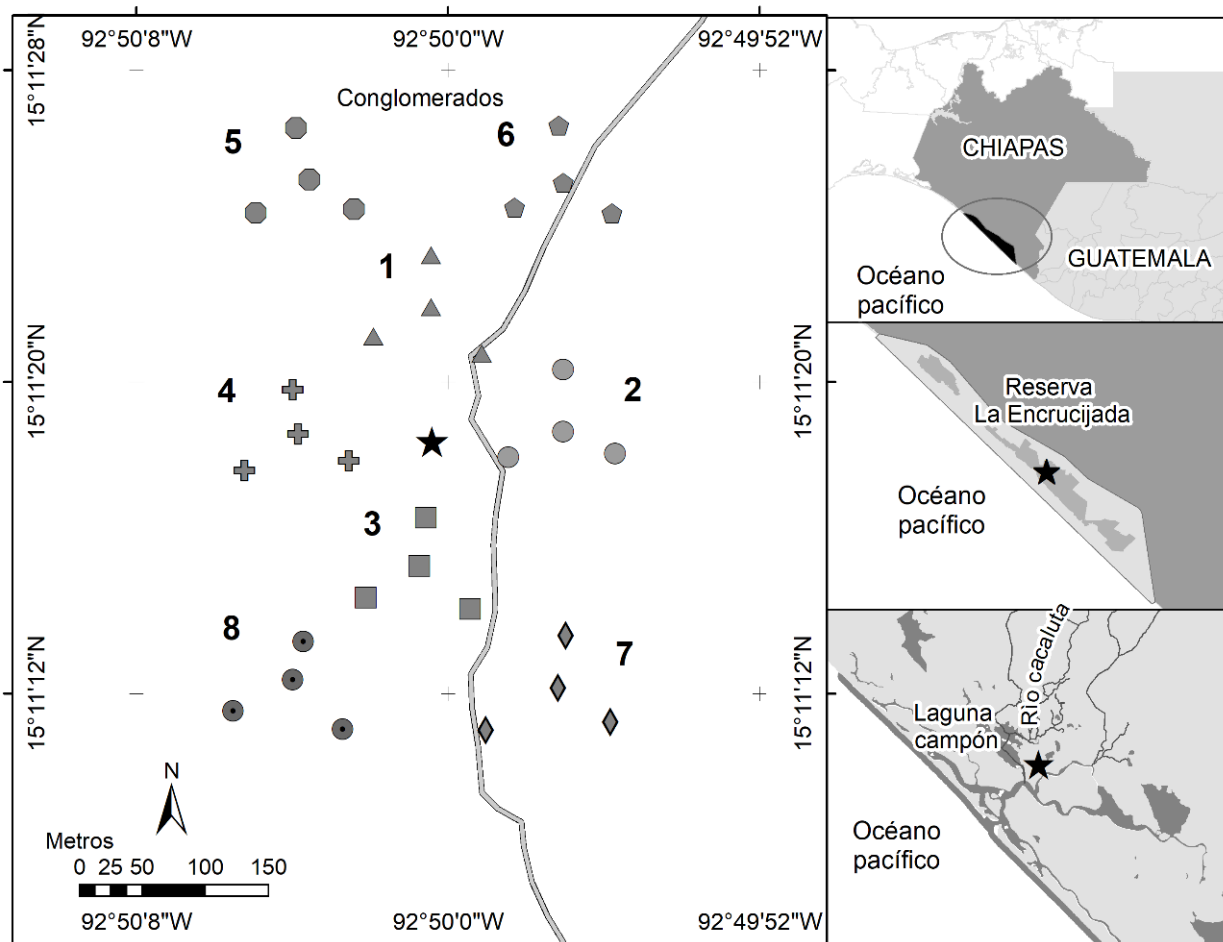


FIGURA 1. Mapa de localización del área de estudio.

Métodos

La caracterización estructural se realizó en 32 unidades de muestreo (UM) de 400 m², en ocho conglomerados que forman parte de la Red Mexicana de Sitios de Monitoreo Intensivo de Carbono, en el sitio denominado SMIC-La Encrucijada (Olguín *et al.*, 2015), en el área de influencia de la Laguna Campón, dentro del sistema Chantuto-Panzacola, zona núcleo de la RBLE (INE, 1999). En esta área se realizó un inventario de la totalidad del arbolado, registrando únicamente a individuos con DAP \geq 2.5 cm y estimando su densidad por hectárea (Valdez-Hernández, 2002). De acuerdo con Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli (1984), el DAP se midió a 1.30 m de altura en *Avicennia germinans* y en *Laguncularia racemosa*, a 30 cm por encima de la última raíz aérea en *Rhizophora mangle*. De acuerdo con Corella *et al.* (2004), los DAP (en centímetros) se clasificaron en 10 categorías diamétricas en orden creciente: 2.5-5, 5.1-7, 7.1-10, 10.1-15, 15.1-20, 20.1-25, 25.1-30, 30.1-35, 35.1-40 y >40 , debido a que se encontró mayor densidad en árboles juveniles. El área basal se calculó con la fórmula (Torres y Magaña, 2001):

$$AB = \pi (DAP^2)/4$$

Donde:

AB = área basal

π = 3.1416

DAP = diámetro a la altura de pecho

La altura total del arbolado se midió con un hipsómetro laser Vertex III ®. El diámetro de la copa se midió con una cinta métrica. La cobertura se estimó con base en Jiménez, Kramer y Aguirre (2002) y Rodríguez, Valencia, Meza, Capo y Reynoso (2008). La extensión porcentual de cada tipo de bosque se estimó de acuerdo a sus características estructurales, siguiendo el criterio fisiográfico propuesto por Lugo y Snedaker (1974).

El índice de valor de importancia (IVI) se valoró con la fórmula (Curtis y McIntosh, 1951):

$$IVI = \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia relativa} + \text{Dominancia relativa}$$

Donde:

Densidad relativa = número de individuos de la especie x 100/ total de individuos de todas las especies

Frecuencia relativa = frecuencia de la especie x 100/ suma de las frecuencias de todas las especies

Dominancia relativa = área basal de la especie x 100/área basal de todas las especies

El IVI permite jerarquizar la dominancia de cada especie en el bosque, los valores pueden ser de 0 a 300, todas las especies presentes en el sitio deben sumar 300, el orden de importancia de las especies se toma del mayor valor al menor.

El índice de complejidad de Holdridge (ICH) se estimó mediante la fórmula (Holdridge, 1967):

$$ICH = d.a.h.s / 1000$$

Donde:

d= número de árboles / 0.1 ha

a= área basal (m²/0.1 ha)

h= altura del rodal (m)

s= número de especies

El ICH determina el grado de complejidad del bosque alto, medio o bajo en función de los valores que pueden ser >0 a 100.

La mortalidad natural y la extracción de madera se cuantificaron con la metodología de Tovilla-Hernández *et al.* (2007); el porcentaje de mortalidad se estimó mediante la contabilización del número de árboles muertos en pie comparado con el arbolado total; el porcentaje de extracción, mediante el conteo del número de tocones, comparado con el arbolado total. En cada UM se midieron mensualmente (enero-abril 2018) tres parámetros fisicoquímicos intersticiales, salinidad, pH y temperatura con un medidor multiparamétrico marca HANNA®.



La biomasa arbórea se cuantificó mediante las ecuaciones propuestas por Fromard *et al.* (1998) para mangles neotropicales de alto desarrollo estructural:

$$B_T = 0.1282 \times D_R^{2.6} \text{ Rhizophora mangle}$$

$$B_T = 0.140 \times DAP^{2.4} \text{ Avicennia germinans}$$

$$B_T = 0.1023 \times DAP^{2.5} \text{ Laguncularia racemosa}$$

B_T : Biomasa total

D_R : Diámetro por encima de la última raíz

DAP: Diámetro a la altura del pecho

El intervalo de diámetros que incluyen esas ecuaciones son similares a aquel de la RBLE (para *R. mangle*, DAP máximo = 32 cm; *L. racemosa*, DAP máximo = 10 cm; y *A. germinans*, DAP máximo = 42 cm). El almacén de carbono en el bosque de manglar se obtuvo mediante el factor de conversión de biomasa a carbono de 0.48 (Kauffman *et al.*, 2013).

Los datos estructurales se analizaron luego de su transformación logarítmica, al no cumplirse los supuestos de normalidad y homocedasticidad según la prueba de Anderson-Darling (Anderson y Darling, 1954). Para conocer las posibles diferencias significativas entre DAP, altura y cobertura, biomasa y carbono por conglomerado; se realizó un análisis de varianza (Anova) de una vía. Posteriormente se aplicó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey con un nivel de significancia de 95%. Para determinar si hay una relación entre las variables estructurales y los parámetros fisicoquímicos con la biomasa, se realizó un análisis de covarianza. Los análisis anteriores se realizaron con el software R 3.5.1. (R Core Team, 2018).

RESULTADOS

Estructura del bosque

En la RBLE se contabilizaron un total de 2692 árboles vivos, 1358 árboles muertos en pie, 443 tocones y 753 árboles caídos. En el manglar predominan bosques de tipo ribereño (72%), seguido por bosques tipo borde (25%) y por bosques de tipo cuenca (3%). La densidad fue de 2103 ind ha⁻¹, con valores promedios de altura de 12 m, DAP de

8.4 cm, área basal de 18.7 m² ha⁻¹ y cobertura de copa de 9.9 m². El bosque presentó el ICH alto que fue de 40.1, *R. mangle* presentó una mayor importancia relativa (194) seguida de *A. germinans* (58) y *L. racemosa* (48). La especie *R. mangle* presentó un mayor número de individuos por categoría diamétrica ya que, en orden creciente, 94% de los árboles se ubican en las primeras cinco categorías; *A. germinans* y *L. racemosa* se distribuyen en las primeras seis categorías, con 98% y 97% (Fig. 2).

A nivel conglomerados, *R. mangle* también fue la especie dominante, de estos, los conglomerados 2 y 6 presentaron alta complejidad estructural. No se encontraron diferencias significativas en las características estructurales entre conglomerados, sin embargo, los conglomerados 2, 8 y 4 presentaron los mayores promedios y los valores menores se registraron en los conglomerados 4, 1, 5 y 2 (Tabla 1).

El porcentaje de pérdida de árboles por mortalidad natural fue de 25.9%, por extracción de madera de 8.4%, por la caída de árboles muertos en pie, de 14.3%. Respecto a la pérdida de árboles por categoría diamétrica, 97% de los árboles muertos pertenecen a las primeras cuatro categorías, mientras que 88% de la extracción se registró en las primeras tres (Fig. 3), que corresponden a árboles juveniles (brinzales y latizales).

El almacén promedio de carbono del manglar fue de 87 Mg ha⁻¹ ± 12.3 Mg ha⁻¹, y a nivel conglomerado, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) (Tabla 2). Con respecto al almacén de carbono por especie, *R. mangle* fue la que presentó un mayor promedio 66.3 Mg ha⁻¹ ± 18 Mg ha⁻¹, encontrándose diferencias significativas en la comparación interespecífica ($p < 0.05$) (Fig. 4).

Los atributos estructurales DAP, área basal, altura y cobertura presentaron alta correlación (1.00, 1.00, 0.94, 0.85, respectivamente) con la biomasa del bosque, conforme aumentaron estos atributos también se incrementó la biomasa. Respecto a las relaciones entre atributos, DAP presentó alta correlación con el área basal, la altura y la cobertura (1.00, 0.94, 0.84, respectivamente) (Fig. 5).

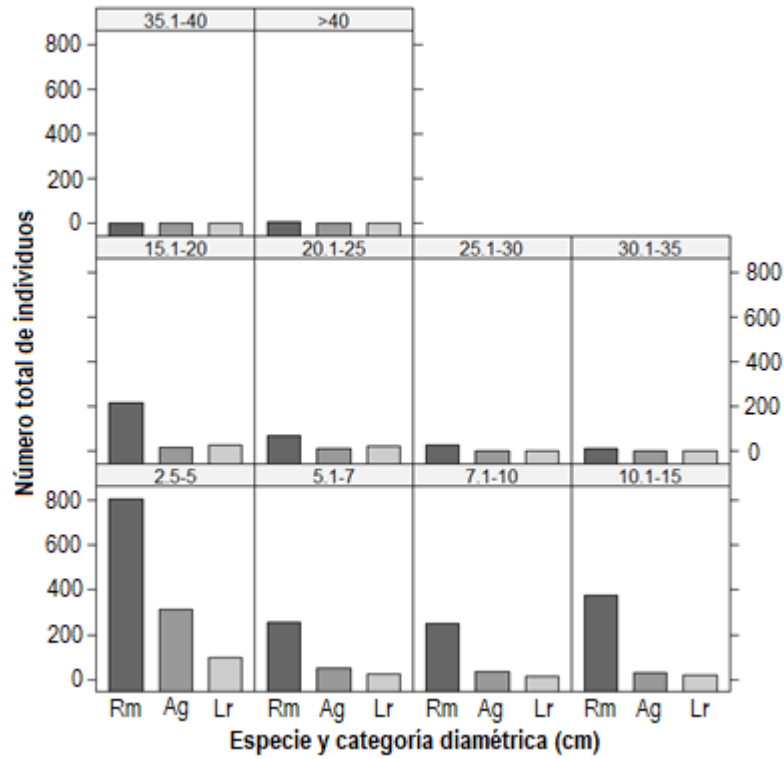


FIGURA 2. Distribución de árboles por categoría diamétrica de las especies *Rhizophora mangle* (Rm) *Avicennia germinans* (Ag) y *Laguncularia racemosa* (Lr) en el SMIC-La Encrucijada.

TABLA 1. Características estructurales en los ocho conglomerados en el SMIC-La Encrucijada.

C	IVI	ICH	Densidad (ind ha ⁻¹)	DAP (cm)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Altura (m)	Cobertura (m ²)
1	Rm/Lr/Ag	31.5	2031	7.8 ± 6.4	19.64	11.8 ± 7.2	9.9 ± 13.9
2	Rm/Ag/Lr	58.7	3019	7.9 ± 5.8	20.35	10.8 ± 5.6	8.9 ± 14.8
3	Rm/Ag/Lr	32.0	1956	9.5 ± 7.0	18.79	14.1 ± 7.6	10.8 ± 13.1
4	Rm/Ag/Lr	22.5	1319	11.8 ± 4.9	20.22	17.6 ± 5.8	13.4 ± 9.8
5	Rm/Lr/Ag	25.2	2619	8.5 ± 4.6	14.01	12.6 ± 4.8	5.6 ± 5.1
6	Rm/Lr/Ag	42.6	2144	8.5 ± 7.2	20.38	11.7 ± 7.0	10.2 ± 16.1
7	Rm/Ag/Lr	36.7	2019	8.0 ± 7.7	18.16	11.6 ± 7.0	11.4 ± 25.4
8	Rm/Ag/Lr	33.7	1769	11.9 ± 6.2	21.38	17.5 ± 8.1	12.1 ± 12.1

C: conglomerado IVI: índice de valor de importancia, ICH: índice de complejidad, Rm: *R. mangle*, Ag: *A. germinans*, Lr: *L. racemosa*.

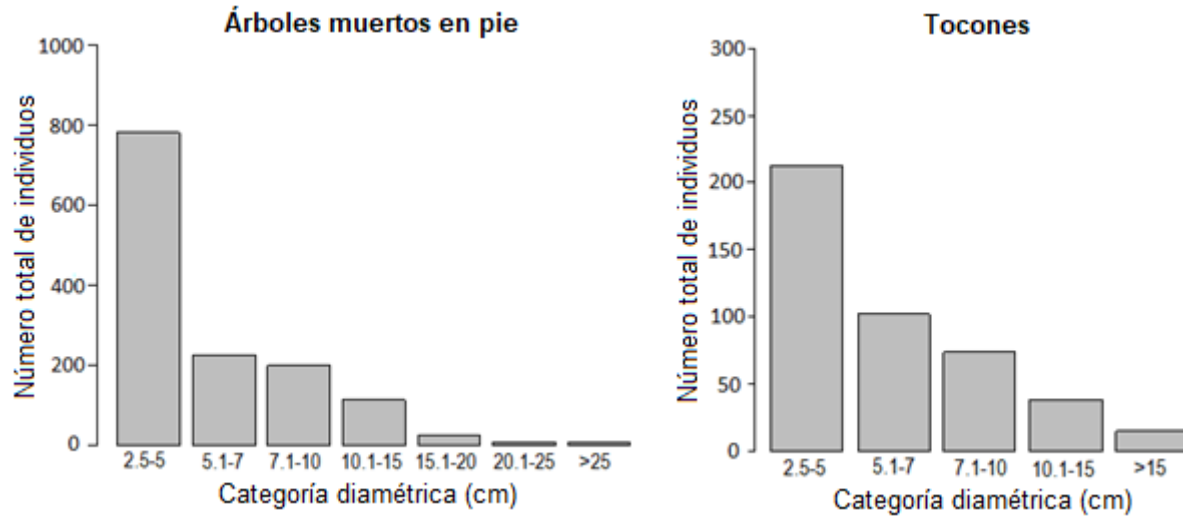


FIGURA 3. Distribución de árboles por categoría diamétrica de los árboles muertos en pie y tocones en el SMIC-La Encrucijada.

TABLA 2. Biomasa y carbono (promedio \pm desviación estándar) en el componente arbóreo por conglomerado registrado en el SMIC-La Encrucijada.

Conglomerado	Biomasa Mg ha ⁻¹	Carbono Mg ha ⁻¹
1	180.7 \pm 40.5	86.7 \pm 19.5
2	179.2 \pm 41.7	86.0 \pm 20.0
3	185.6 \pm 62.4	89.1 \pm 29.9
4	178.1 \pm 9.1	85.5 \pm 4.3
5	124.1 \pm 22.0	59.6 \pm 10.5
6	211.4 \pm 79.9	101.5 \pm 38.4
7	194.8 \pm 63.5	93.5 \pm 30.5
8	196.06 \pm 28.0	94.1 \pm 13.4

De los tres parámetros fisicoquímicos analizados, únicamente la salinidad y la temperatura intersticiales presentaron una relación con la biomasa del bosque; en el caso de la salinidad, la relación fue negativa (línea descendente, $p < 0.05$); lo que implicó que, a mayor salinidad, menor biomasa. La temperatura mostró una relación positiva (línea ascendente, $p < 0.05$): a mayor temperatura, mayor biomasa. Cabe mencionar que la figura 5 se interpreta de manera inversa debido a la transformación Box-Cox de los datos (Fig. 6).

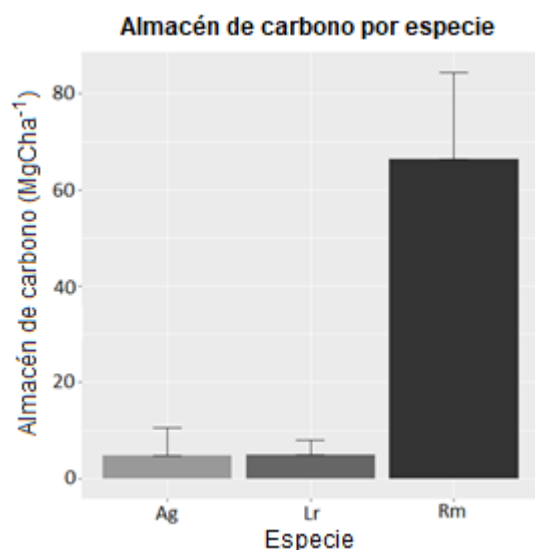


FIGURA 4. Almacén de carbono por especie en el SMIC-La Encrucijada.

Ag: A. germinans, Lr: L. racemosa, Rm: R. mangle.

DISCUSIÓN

El manglar que conforma al SMIC-La Encrucijada está dominado por bosques de tipo ribereño y por la especie *R. mangle*, en la RBLE estos bosques ribereños se forman por el aporte constante de agua dulce, la baja influencia de las mareas y por el bajo daño de las olas y las tormentas (Adame *et al.*, 2015). En el centro del área de estudio pasa un canal que es alimentado por un afluente del río Cacaluta. Ese canal permite la incorporación de agua dulce a los conglomerados y favorece las condiciones de inundación. Las bajas concentraciones de salinidad permiten la dominancia de *R. mangle*, es la especie que prospera en áreas inundadas y con bajas concentraciones de salinidad en el suelo (Lugo y Snedaker, 1974).

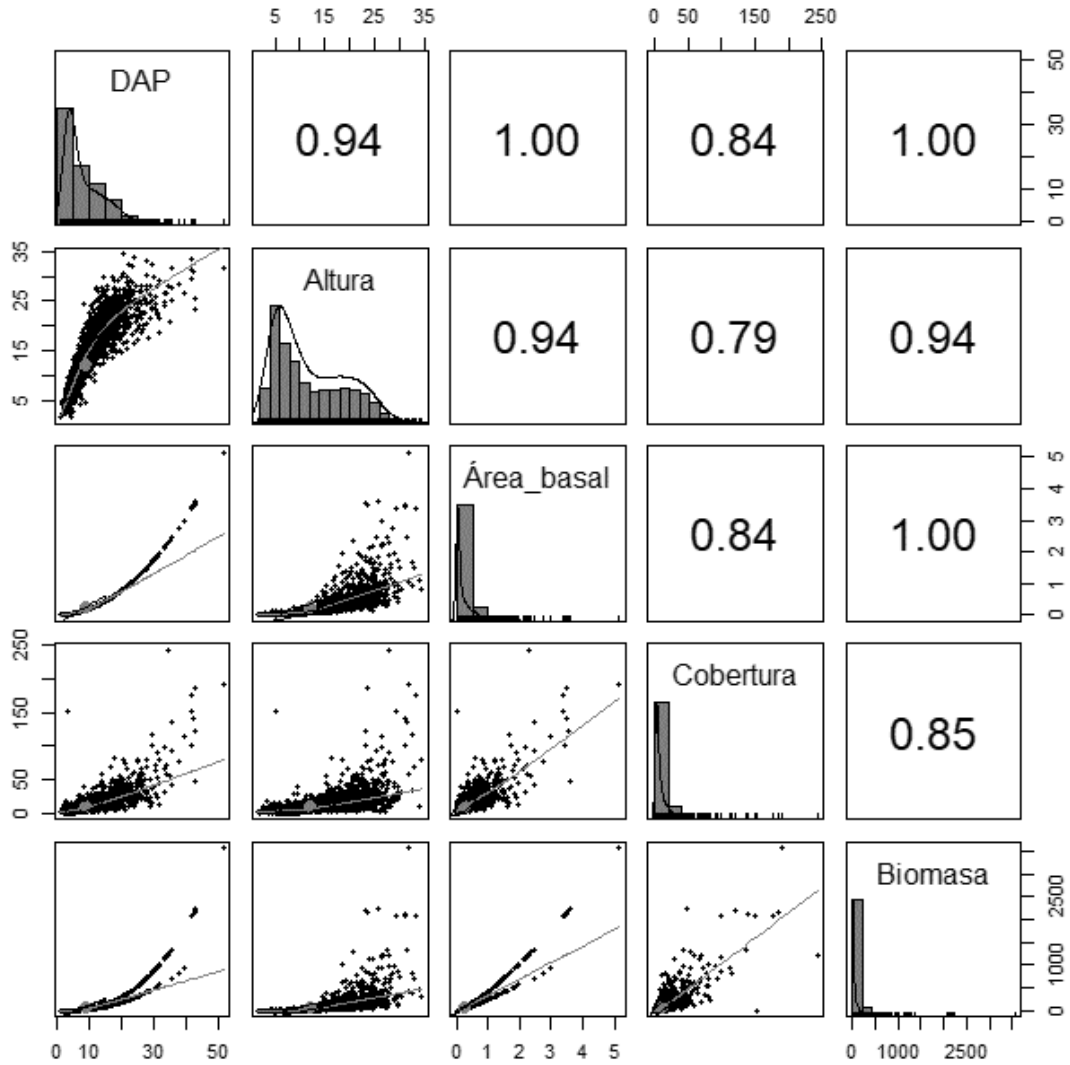


FIGURA 5. Relación de las variables DAP, altura, área basal y cobertura con la biomasa arbórea.

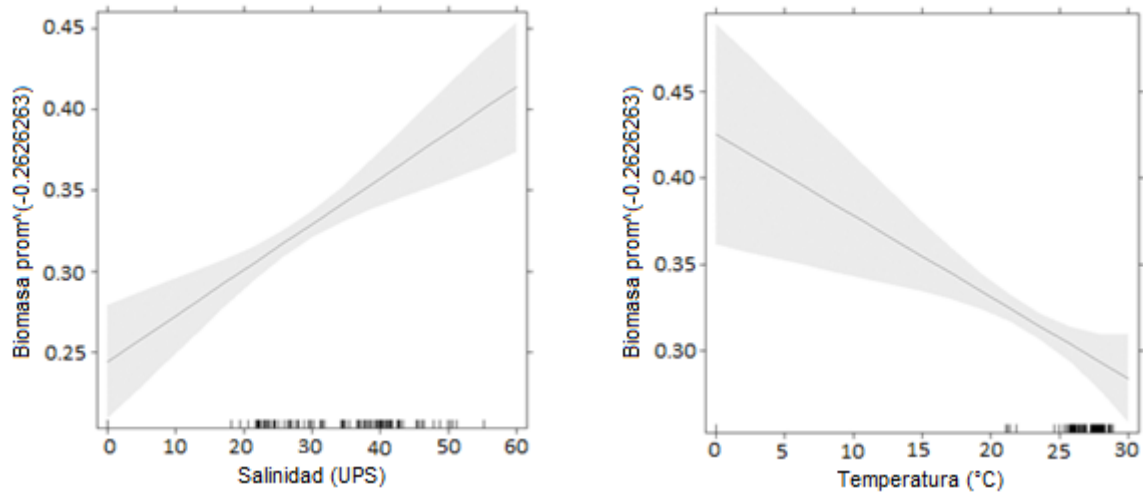


FIGURA 6. Relación de la temperatura y la salinidad intersticiales con la biomasa arbórea.



La densidad total de árboles vivos en el SMIC-La Encrucijada fue similar al registrado por Romero-Berny y Tovilla-Hernández (2009), para el sistema lagunar Carretas-Pereyra, al oeste del área bajo estudio. Mayor que el indicado para el río de las Cañas, Sinaloa-Nayarit (Pool, Snedaker y Lugo, 1977); pero menor con respecto a la costa este de la península de Baja California, laguna la Mancha, Veracruz y Tulum, Quintana Roo (Tabla 3) (Lara-Domínguez *et al.*, 2005; Agraz-Hernández, García, Iriarte-Vivar, Flores-Verdugo y Moreno-Casasola, 2011; Domínguez-Cadena, Riosmena-Rodríguez y León-de la Luz, 2016).

La pérdida de árboles vivos se afectó principalmente por la mortalidad natural (25.9%) y en menor grado, por la extracción de madera (8.4%). La mortalidad natural supera el intervalo hallado para Chiapas de 2.4% - 25.2% según Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012). Lo anterior, se asoció con la ubicación del área de estudio, que se encuentra en el interior de la zona núcleo de la RBLE, donde la intervención del hombre es mínima. Mientras que la mortalidad natural se atribuyó al estado sucesional del bosque; al encontrarse en la etapa de comunidad intermedia presentó fenómenos de competencia entre las especies, lo que provocó la mortalidad de árboles por autoclareo próximos a alcanzar la máxima densidad (Clements, 1916; Smith *et al.*, 1977). La mortalidad se presentó en mayor medida en los árboles de 2.5 cm a 15 cm de DAP (97%), Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012) atribuyeron

este efecto a los fuertes vientos en la época de estiaje en manglares de Oaxaca y también observaron la presencia de escarabajos y moluscos descortezadores en los sitios con los valores más elevados en los manglares de Chiapas. Condiciones similares se han registrado en los manglares de Colombia (Sánchez-Alfárez, Álvarez-León, Godoy-Bueno, López y Pinzón-Florián, 2009).

La altura promedio de los árboles en el área de estudio, fue menor que el observado para Pantanos de Centla, Carretas-Pereyra y río de las Cañas (Pool *et al.*, 1977; Corella *et al.*, 2004; Romero-Berny y Tovilla-Hernández, 2009), pero mayor que el valor documentado para Tulum, la costa este de la península de Baja California y que laguna la Mancha (Tabla 3) (Lara-Domínguez *et al.*, 2005; Agraz-Hernández *et al.*, 2011; Domínguez-Cadena, *et al.*, 2016).

El DAP promedio en este estudio fue menor que los documentados para Carretas-Pereyra y para Pantanos de Centla (Corella *et al.*, 2004; Romero-Berny y Tovilla-Hernández, 2009), pero mayor que el DAP encontrado para Tulum (Tabla 3) (Lara-Domínguez *et al.*, 2005). El área basal para el SMIC-La Encrucijada fue menor que el valor registrado para la costa este de la península de Baja California, Carretas-Pereyra y Pantanos de Centla (Corella *et al.*, 2004; Romero-Berny y Tovilla-Hernández, 2009; Domínguez-Cadena, *et al.*, 2016), y mayor que Tulum, río de las Cañas y laguna la Mancha (Tabla 3) (Pool *et al.*, 1977; Lara-Domínguez *et al.*, 2005; Agraz-Hernández *et al.*, 2011).

TABLA 3. Características estructurales en bosques de manglar en diferentes zonas en México.

Zona	IVI	ICH	Densidad (ind ha ⁻¹)	Altura (m)	DAP (cm)	Área Basal (m ² ha ⁻¹)
Costa este península de Baja California, BC ¹	Lr/Ag/Rm	-----	36 331	3.9	-----	49.7
Río de las Cañas, SIN-NAY ²	Lr/Rm/Ag	49.7	1790	16.0	-----	5.78
Carretas-Pereyra, CHIS ³	Lr/Rm/Ag/Ce	24.8	2102	19.4	12.0	25.4
SMIC-La Encrucijada, CHIS ⁴	Rm/Ag/Lr	40.1	2103	12.0	8.4	18.7
Laguna la Mancha, VER ⁵	Rm/Ag/Lr/Ce	-----	4892	7.6	-----	14.4
Pantanos de Centla, TAB ⁶	Rm/Ag/Lr	31.8	2601	23.5	19.6	24.4
Tulum, QROO ⁷	Rm/Ce/Ag/Lr	4.7	3683	1.8	2.6	5.9

IVI: índice de valor de importancia, ICH: índice de complejidad, Lr: *L. racemosa*, Ag: *A. germinans*, Rm: *R. mangle*, Ce: *C. erectus*

¹Domínguez-Cadena *et al.* (2016); ²Pool *et al.* (1977); ³Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012); ⁴Este estudio; ⁵Agraz-Hernández *et al.* (2011); ⁶Corella *et al.* (2004); ⁷Lara-Domínguez *et al.* (2005).

La estructura de los manglares puede presentar características que indiquen un bajo desarrollo, relacionadas directamente con un estrés fisiológico. Factores como la salinidad, pH, textura del suelo y contenido de materia orgánica en sedimentos se correlacionan directamente con la estructura y el patrón de zonación (Hossain y Nuriddin, 2016). Otras variables del orden macroclimático y espacial, tales como las corrientes oceánicas, patrones de sequía, temperaturas extremas y geomorfología pueden afectar directamente la composición y desarrollo estructural, como se observa en áreas de la península de Baja California, la península de Yucatán y el Golfo de México (López-Portillo y Ezcurra, 1989; Lot-Helgueras, Vásquez-Yáñez y Menéndez, 1975; Domínguez-Cadena *et al.*, 2016). Por ejemplo, en laguna la Mancha, el bajo desarrollo se debe a la distribución microtopográfica, que permite diferentes condiciones de salinidad y evaporación, y reduce la frecuencia y la amplitud de los periodos de inundación, por lo que los manglares de esta zona presentaron alta densidad, pero altura y área basal, bajas (Agraz-Hernández *et al.*, 2011). En la Costa Caribeña (Tulum), los manglares no presentan aporte superficial de agua dulce ni conexión superficial con el mar, la presencia de huracanes propicia el bajo desarrollo de los manglares de esta zona (Lara-Domínguez *et al.*, 2005).

Los sitios Carretas-Pereyra y Pantanos de Centla presentaron valores más altos con respecto al área de estudio, debido a las condiciones favorables que los caracteriza, que según Adame *et al.* (2015), tienen alto aporte fluvial y de sedimentos, baja inundación por las mareas y escaso daño de las olas y las tormentas. Los valores menores del área de estudio se atribuyen a la etapa sucesional del bosque, ya que según Clements (1916), los bosques en la etapa de comunidad intermedia presentan árboles de todos los tamaños con predominancia de juveniles. En esta zona, en promedio 96% de los árboles de las tres especies encontradas, se concentraron en las primeras cinco categorías diamétricas que abarcan de 2.5 cm a 20 cm, lo que permitió observar características estructurales menores a las zonas adyacentes y Pantanos de

Centla. El bajo desarrollo del manglar, también se asoció con la variación microtopográfica que regula los patrones de inundación del sitio y la dinámica hidrológica, afectadas por las actividades humanas que se realizan en la parte alta y media de la cuenca, relacionadas con la agricultura y la deforestación.

El bosque presentó una complejidad estructural alta de 40.1, según el intervalo señalado para el pacífico mexicano, del cual, Buenavista-La Joya, Chiapas presenta el menor valor de 5.7 e Isla La Palma, Sinaloa, el mayor valor de 73.2 (Pool *et al.*, 1977; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012). El ICH es sensible a la densidad, al área basal y a la altura del arbolado porque estas características son indicadores del desarrollo del bosque según Romero-Berny y Tovilla-Hernández (2009); en este estudio la alta complejidad forestal se le atribuye a la altura, se encontraron árboles de hasta 35 m de altura que, aunque fueron pocos, influyeron en la complejidad del bosque.

El almacén de carbono obtenido, equivalente a 87 Mg ha⁻¹ ± 12.3 Mg ha⁻¹, fue menor que el promedio encontrado por Adame *et al.* (2015) para otros sitios de la zona núcleo de la RBLE que fue de 215.0 Mg ha⁻¹ ± 44. Mg ha⁻¹, y menor que el valor determinado para Pantanos de Centla, Tabasco y Campeche de 100.1 Mg ha⁻¹ (Kauffman *et al.*, 2016). Pero mayor, en comparación con los manglares altos de la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an, Quintana Roo (77.064 Mg ha⁻¹, en donde se consideró el carbono en la biomasa de árboles vivos y muertos) (Adame *et al.*, 2013). Las diferencias entre los valores anteriores se atribuyen a la densidad de árboles de cada sitio de estudio y al tamaño de la unidad de muestreo.

En promedio, la densidad en la RBLE fue de 2694 ind ha⁻¹ y una UM de 154 m²; en el SMIC-La Encrucijada, 2103 ind ha⁻¹ con una UM de 400 m²; en Pantanos de Centla, 2875 ind ha⁻¹ y la UM de 154 m² y en la Reserva de Sian Ka'an, 5113 ind ha⁻¹ y la UM de 154 m². La densidad de árboles es un factor determinante en el almacén de carbono de los manglares; en la Reserva de Sian Ka'an el bajo contenido de carbono se puede deber a la ecuación que se utilizó para la estimación de la biomasa (Smith y Whelan,



2006), y también al bajo desarrollo estructural que presentan los manglares en esa zona; mientras que las zonas de la RBLE y Pantanos de Centla se ocuparon las ecuaciones de Fromard (1988) y Day *et al.* (1987) respectivamente, los cuales proporcionaron resultados similares. El tamaño de la UM puede influir en la estimación del carbono en los ecosistemas de manglar, debido a que, al abarcar más superficie en las UM, se corre menos riesgo de sobreestimar el almacenamiento de carbono en el bosque.

Otro factor que se considera que influyó en el contenido de carbono arbóreo del SMIC-La Encrucijada, fue la caída de los árboles que se encontraban muertos en pie, 14.3%, que equivale a 588 ind ha⁻¹. La caída de esos árboles afecta el almacenamiento de carbono en el bosque, debido a que los árboles muertos en pie presentan un aporte importante a la biomasa aérea, cuando caen al suelo pasa a formar parte del carbono del suelo. En este estudio, este factor afectó grandemente el almacenamiento de carbono, pues el contenido de carbono encontrado fue menor a lo observado para otras áreas de la RBLE y para otras zonas de México.

Al considerar los ocho conglomerados, los almacenes de carbono no presentaron diferencias significativas, debido a que cada uno de ellos, está dominado por bosques ribereños, por lo que presentaron biomasa similares y por lo tanto, similares almacenes de carbono. Sin embargo, el conglomerado 6 presentó un mayor número de árboles maduros y seniles y también el mayor contenido de carbono. Lo contrario sucedió con el conglomerado 5 que presentó un mayor número de árboles juveniles, así como el menor contenido de carbono. El desarrollo del bosque en los conglomerados puede estar determinado por la distancia al canal; el conglomerado 6 se ubica a 9 m del canal y el conglomerado 5 a 187 m; dicho desarrollo también afectó el potencial de almacenamiento de carbono del manglar.

Al considerar las especies, *R. mangle* (1578 ind ha⁻¹) fue la que presentó el mayor contenido de carbono que fue de 66.3 Mg ha⁻¹ ± 18 Mg ha⁻¹, favorecida por su densidad nueve veces mayor que *L. racemosa* (163 ind ha⁻¹) y cuatro

veces superior que *A. germinans* (362 ind ha⁻¹); en esta última se registró el menor contenido de carbono, de 4.8 Mg ha⁻¹ ± 5.8 Mg ha⁻¹. Esas diferencias también pueden deberse a la dinámica de crecimiento entre especies, *R. mangle* generalmente presenta un mayor desarrollo estructural que las demás especies por ubicarse en áreas ricas en nutrientes, mientras que *A. germinans* abunda en áreas salinas con escaso contenido de nutrientes.

El DAP, el área basal, la altura y la cobertura, presentaron alta correlación (1.00, 1.00, 0.94 y 0.85, respectivamente) con la biomasa arbórea. Correlaciones significativas ya han sido encontradas previamente en manglares y otras especies arbóreas tropicales (Fu y Wu, 2011; López, Vaides y Alvarado, 2017). Este patrón se debe a que las dimensiones de los parámetros estructurales reflejan la cantidad de biomasa que almacena un árbol. Kauffman, Heider, Norfolk y Payton (2014) mencionan que el almacén de carbono del manglar no siempre se refleja en la estructura del bosque. Sin embargo, en este estudio los atributos estructurales presentaron alta relación entre la producción de biomasa arbórea y el carbono almacenado.

El DAP también presentó alta correlación con el área basal, la altura y la cobertura. Relaciones similares fueron determinadas por Corella *et al.* (2004) y Lara-Domínguez *et al.* (2005) en Tabasco y la península de Yucatán, sin embargo, Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli (1984), encontraron en manglares de Puerto Rico una relación negativa entre el DAP y la altura en rodales maduros.

Debido a que la salinidad es un factor determinante en la distribución y crecimiento de las especies, estas presentan un mayor desarrollo en ambientes con salinidades entre 5 UPS y 30 UPS (Walsh, 1974; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1983; Villalobos, Yáñez-Arancibia, Day y Lara-Domínguez, 1999). En el SMIC-La Encrucijada, la salinidad fue de 33.9 UPS en promedio y presentó una relación negativa con la biomasa, lo que implica que, a mayor salinidad, el desarrollo de los árboles es menor. Con respecto a la temperatura del suelo, se encontró una relación positiva con la biomasa. Esta variable influye en los procesos vitales de la zona radical, en el crecimiento de las

raíces, en la absorción de nutrientes y de agua, así como en la transformación microbiana de sustancias orgánicas del suelo (Fischer, Torres y Torres, 1977), los que a su vez, favorecen el crecimiento de los árboles.

CONCLUSIONES

Con base en las características estructurales, la alta mortalidad de los árboles juveniles y el índice de complejidad, el manglar del SMIC-La Encrucijada se clasificó como un bosque en la etapa sucesional de comunidad intermedia y con alta complejidad estructural. Debido a la escasa actividad humana en el área de estudio, la extracción de madera es un factor que no fue determinante en el almacén de carbono del bosque. La densidad de árboles influyó significativamente en el contenido del carbono aéreo de los manglares. La estructura del bosque de manglar está relacionada con la producción de biomasa arbórea y, por lo tanto, el almacén de carbono del componente arbóreo. La Reserva de la Biosfera La Encrucijada constituye un área clave para la conservación de los manglares en México por su alto desarrollo y por su alto potencial en el almacenamiento de carbono, lo que contribuye a reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera.

RECONOCIMIENTOS

Agradecemos al Programa de Maestría del Colegio de la Frontera Sur (Ecosur) por la formación en el grado y a Conacyt por el otorgamiento de la beca (769229/624345) para el desarrollo de esta investigación. También al Servicio Forestal de Estados Unidos (US Forest Service) por el financiamiento para la realización de este trabajo, así como al equipo de trabajo del Laboratorio “Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas Costeros” de Ecosur-Unidad Tapachula, por su apoyo en la recopilación de datos en campo. Al M.E. Javier Francisco Valle Mora por el respaldo en el análisis estadístico de los datos, así como al L.I. José Higinio López Urbina por su ayuda en la realización del mapa de ubicación del área de estudio.

REFERENCIAS

- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLOS ONE*, 8(2), e56569. doi: : 10.1371/journal.pone.0056569
- Adame, M., Santini, N., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12, 3805–3818. doi: : 10.5194/bg-12-3805-2015
- Agraz-Hernández, C. M., García, Z. C., Iriarte-Vivar, S., Flores-Verdugo, F. J., & Moreno-Casasola, P. (2011). Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 19, 273–293. doi: 10.1007/s11273-011-9216-4
- Alvis, G. J. F. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 7(1), 116–122.
- Anderson, T. W., & Darling, D. A. (1954). A Test of Goodness of Fit. *Journal of Statistical Association*, 49, 765–769.
- Clements, F.E. (1916). *Plant Succession: an analysis of development of Vegetation*. Washington, DC: Carnegie Institution of Washington.
- Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1983). Introducción a la ecología del manglar. Montevideo: UNESCO/ROSTLAC.
- Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1984). Methods for studying mangrove structure. En S. C. Snedaker, J. & J. G. Snedaker (Eds.), *The mangrove ecosystem: Research methods* (pp. 91–113). París, Francia: Unesco.
- Corella, J. F., Valdez, H. J. I., Cetina, A. V. M., González, C. F. V., Trinidad, S. A., & Aguirre, R. J. R. (2004). Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco. *Ciencia Forestal en México*, 26(90), 73-102.
- Curtis, J. T. & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496. doi: 10.2307/1931725.
- Day, J. W., Conner, W. H., Ley-Lou, F., Day, R. H., & Navarro, A. M. (1987). The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany*, 27, 267–284.
- Dominguez-Cadena, R., Riosmena-Rodríguez, R., & Leon-de la Luz, J. L. (2016). Forest Structure and Species Composition of Mangroves in the Eastern Baja California Peninsula: The



- Role of Microtopography. *Wetlands*, 36, 515-523. doi: 10.1007/s13157-016-9.
- 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, 293–297. doi: 10.1038/NGEO1123
- Fischer, G., Torres, C. F., & Torres, B. J. (1995). Efecto de la temperatura del suelo sobre la planta 1. Crecimiento y desarrollo. *Revista Comalfe*, 3, 78-92.
- Fromard, F., Puig, H., Mougín, E., Marty, G., Betoulle, J., & Cadamuro, L. (1998). Structure, above ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecología*, 115, 39–53.
- Fu, W. & Wu, Y. (2011). Estimation of aboveground biomass of different mangrove trees based on canopy diameter and tree height. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 2189-2194. doi: 10.1016/j.proenv.2011.09.343
- Gadow, K. V., Sánchez, O. S., & Álvarez J. G. (2007). *Estructura y crecimiento del bosque*. Alemania: Universidad de Göttingen.
- García, E. (1973). *Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Herrera-Silveira, J. A., Camacho-Rico, A., Pech, E., Pech, M., Ramírez-Ramírez, R. J., & Teutli-Hernández, C. (2016). Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 61-72.
- Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. San José, Costa Rica: Tropical Science Center.
- Hossain, M.D., & Nuriddin, A. A. (2016). Soil and Mangrove: A review. *Journal of Environmental Science and Technology*, 9, 198-207. doi: 10.3923/jest.2016.198.207
- Instituto Nacional de Ecología [INE] (1999). Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Encrucijada. México, D. F.: INE.
- Jiménez, J., Kramer, H., & Aguirre, O. (2002). Bestandesuntersuchungen in einmen unglechaltrigen Tannen-, Douglasien-, Kiefern-Naturbestand Nordostmexikos. *Allg Forst und Jagdzeitung*, 173, 47–55.
- Kauffman, B. J., Donato, D., & Adame, M. F. (2013). *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: Cifor.
- Kauffman, J. B., Heider, C., Norfolk, J., & Payton, F. (2014). Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*, 24(3), 518–527. doi: 10.1890/13-0640.1
- Kauffman, J. B., Hernández, T. H., Jesús, G. M. C., Heider, C., & Contreras, W. M. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, México. *Wetlands Ecology and Management*, 24, 203-216.
- Laffoley, D. & Grimsditch, G. (2009). *The management of natural coastal carbon sinks*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Lara-Domínguez, A.L., Day Jr, J.W., Villalobos-Zapata, G., Twilley, R.R., Álvarez-Guillén, H., & Yañez-Arancibia, A. (2005). Structure of a unique inland mangrove forest assemblage in fossil lagoons in the Caribbean Coast of México. *Wetlands Ecology and Management*, 13(2), 111-122.
- López, H. G., Vaides, E. E., & Alvarado, A. (2017). Evaluación de carbono fijado en la biomasa aérea de plantaciones de teca en Chahal, Alta Verapaz, Guatemala. *Agronomía Costarricense*, 42(1), 137-153.
- López-Portillo, J. A. & Ezcurra, E. (1989). Response of three mangroves to salinity in two geoforms. *Functional Ecology*, 3, 35-361.
- Lot-Helgueras, A., Vásquez-Yañez, C., & Menéndez, F.L. (1975). Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the gulf coast of Mexico. En G. E. Walsh, S. C. Snedaker & H. T. Teas, (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves* (pp. 52-64). Gainesville: Institute of Food and Agricultural Sciences/University of Florida.
- Lovelock, C. E., Bennion, V., Grinham, A., & Cahoon, D. R. (2011). The role of surface and subsurface processes in keeping pace with sea level rise in intertidal wetlands of Moreton Bay, Queensland, Australia. *Ecosystems*, 14, 745–757.
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 39–64.
- Olguín, M., Wayson, C., Kurz, W., Birdsey, R., Fellows, M., Maldonado, V., López-Merlín, D., Richardson, K., Angeles, G., Andrade, J.L., Arreola, J., Carrillo, O., Caamal, J.P., Dupuy, J.M., Esparza, L., Hernández, J.L., Mascorro, V., Méndez, M., Sánchez, G., Morfín, J., & Serrano, E. (2015). Hacia un enfoque Tier3 en paisajes estratégicos en México, modelos ecosistémicos y sitios de monitoreo intensivo del carbono. En XIV Congreso Forestal Mundial. Durban, Sudáfrica: XIV Congreso Forestal Mundial.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendía, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., & Wagner, F., (Eds.). (2003). *Good practice guidance for land use*,

- land-use change, and forestry*. Kanagawa, Japón: Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Pool, D., Snedaker, S., & Lugo, A. (1977). Structure of Mangrove Forests in Florida, Puerto Rico, México, and Costa Rica. *Biotropica*, 9, 195–212.
- Rodríguez, L. R., Valencia, M. S., Meza, R. J., Capó, A. M. A., & Reynoso, P. A. (2008). Crecimiento y características de la copa de procedencias de *Pinus greggii* Englem. en Galeana, Nuevo León. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31(1), 19–26.
- Romero-Berny, E. I., & Tovilla-Hernández, C. (2009). Estructura del manglar en el sistema lagunar costero de Carretas-Pereyra, reserva de la biósfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Lacandonia, Revista de Ciencias de la UNICACH*, 3(1), 19-28.
- R Core Team (2018). R: *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://www.R-project.org/>.
- Sánchez-Alfárez, A.S., Álvarez-León, R., Godoy-Bueno, S., López, C., & Pinzón-Florián, C.P. (2009). Aspectos fitosanitarios de los manglares del Urabá Antioqueño, Caribe Colombiano. *Pan-American Journal of Aquatic Research*, 4(3), 339-346.
- Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J., & Ashton, P. M. S. (1997). *The practice of silviculture: applied forest ecology*. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Smith, T. J. (1992). Forest Structure. En A. I. Robertson & D. M. Alongi, (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies No. 41* (pp. 101–136). Washington. DC: American Geophysical Union.
- Smith, T. J. & Whelan, K. R. T. (2006) Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management*, 14, 409–419.
- Steubing, L., Godoy, R., & Aberdi, M. (2001). Métodos en ecología vegetal. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Torres, R. J. & Magaña, T. M. O. (2001). Evaluación de plantaciones forestales. México, D. F: Limusa, Noriega Editores.
- Tovilla-Hernández, C. & Romero-Berny, E. I. (2012). Diagnóstico estructural de los manglares de Chiapas y Oaxaca. En A. J. Sánchez, X. Chiappa-Carrara, & R. Brito-Perez, (Eds.), *Recursos acuáticos costeros del sureste* (pp. 257–279). Yucatan, México: UNAM/Concitey.
- Tovilla-Hernández, C., Salas, R. R. L., Villatoro, A. E., Velázquez, P. C., Gutiérrez, H. M. E., López, F. K. P., de la Presa, P. J. C., Lang, R. A., Arreola, H. E., Peregrino, R. Birdsey, R., Olguín, M., Flores, R., & López, M. D. (2018). *Establish a new intensive carbon monitoring site in La Encrucijada, Chiapas, México*. Project No. 23071. Final Report. Tapachula, Chiapas, México: Ecosur-USDA.
- Valderrama, L., Troche, C., Rodríguez, M. T., Márquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S., Vázquez, A., Cruz, M. I., & Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in México during the 1970-2005 Period. *Wetlands*, 34(4), 747–758. doi: 10.1007/s13157-014-0539-9
- Valdez-Hernández, J. I. (2002). Aprovechamiento Forestal de manglares en el estado de Nayarit costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, 8(Núm. esp.), 129–145. doi: 10.21829/myb.2002.801296
- Villalobos Z., G. J., Yáñez-Arancibia, A., Day, J. J. W., & Lara-Domínguez, A. L. (1999). Ecología y manejo de los manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México. En A. Yáñez-Arancibia & A. L. Lara-Domínguez (Eds.), *Ecosistemas de manglar en América Tropical* (pp. 263-274). Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Walsh, G. E. (1974). Mangroves forest: a review. En R. J. Reinold & W. H. Queen (Eds.), *Ecology of Halophytes* (pp. 51–174). Nueva York, EE. UU: Academic Press.

Manuscrito recibido el 11 de noviembre de 2018

Aceptado el 6 de marzo de 2019

Publicado el 13 de diciembre de 2019

Este documento se debe citar como:

Velázquez-Pérez, C., Tovilla-Hernández, C., Romero-Berny, E. I., & De Jesús-Navarrete, A. (2019). Estructura del manglar y su influencia en el almacén de carbono en la Reserva La Encrucijada, Chiapas, México. *Madera y Bosques*, 25(3), e2531885. doi: 10.21829/myb.2019.2531885



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.