

Ecología

Reserva de carbono en un ecosistema de manglar al norte de México: cambios ambientales durante 35 años

Carbon stocks in a mangrove ecosystem in northern Mexico: environmental changes for 35 years

Claudia Maricusa Agraz-Hernández ^a, Carlos Armando Chan-Keb ^{b, *}, Julio Chávez-Barrera ^c,
Juan Osti-Sáenz ^a, Gilberto Expósito-Díaz ^d, Víctor Alfonso Alonso-Campos ^b,
Raquel Muñiz-Salazar ^e, Ana Carolina Ruiz-Fernández ^f, Libia Hascibe Pérez-Bernal ^f,
Joan Albert Sánchez-Cabeza ^g y Evelia Rivera-Arriaga ^a

^a Instituto EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Héroes de Nacozari Núm. 480, Campus 6 de Investigaciones, 24029 San Francisco de Campeche, Campeche, México

^b Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n, entre Juan de la Barrera y Calle 20, Col. Buenavista, 24039 San Francisco de Campeche, Campeche, México

^c Maestría Multidisciplinaria para el Manejo de la Zona Costero Marina, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n, entre Juan de la Barrera y Calle 20, Col. Buenavista, 24039 San Francisco de Campeche, Campeche, México

^d Centro de Estudios Geomáticos Ambientales y Marinos, S.A. de C.V., Av. Ejército Nacional Núm. 404, Int. 801, Col. Polanco V Sección, 11560 Ciudad de México, México

^e Laboratorio de Epidemiología y Ecología Molecular, Escuela Ciencias de la Salud, Universidad Autónoma de Baja California, Blvd. Zertuche y Blvd. De los Lagos s/n, Fracc. Valle Dorado, 22890 Ensenada, Baja California, México

^f Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Calz. Joel Montes Camarena s/n, 82040 Mazatlán, Sinaloa, México

^g Unidad Académica de Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, México

*Autor por correspondencia: carachan@uacam.mx (C.A. Chan-Keb)

Recibido: 16 enero 2019; Aceptado: 17 febrero 2020

Resumen

La reserva de carbono en los manglares que bordean el sistema estuarino de San Blas-laguna Grande de Mexcaltitán, Nayarit, México en el periodo de 1980-2015, definió 3 zonas ambientales con base en las diferentes presiones antrópicas y cantidad de carbono almacenado en la biomasa arbórea y en el suelo. Estas zonas muestran diferencias con respecto a los comportamientos en amplitud y tiempo de residencia del agua intersticial. La biomasa y carbono (aéreo y subterráneo), así como el secuestro de carbono en el suelo a 20 cm de profundidad se incrementó de la zona sur a la norte. Estos parámetros indican valores bajos, comparados con reportes de diversos autores en manglares de tipo primario. Lo anterior, causado por la pérdida de la estructura y función del ecosistema, se define como bosques secundarios, con desplazamiento de *Rhizophora mangle* por *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. Razón

por la cual es fundamental generar información que permita confirmar el estado de conservación del ecosistema, considerando la capacidad de captura y secuestro de carbono, así como su valor monetario y pérdida. Se calcula, para esta investigación, un valor monetario por almacén de carbono arbóreo del manglar de \$4,431,826.7 dólares americanos; con pérdidas de \$132,414.3 dólares americanos en 1980-2015.

Palabras claves: Secuestro de carbono; Biomasa arbórea; Valoración económica; Manglares y presión antrópica

Abstract

The carbon stock in mangroves that border the estuarine system of San Blas-Laguna Grande de Mexcaltitán, Nayarit, Mexico, during the period 1980-2015, defined 3 environmental zones considering different anthropic pressures and the amount of storage carbon in the arboreal biomass and in the soil. These zones show differences in the width and interstitial water residence time period. Biomass and carbon stock (aerial and underground), as well as the soil carbon storage at 20 cm depth, increased from the south to the northern zone. These parameters indicated low values compared to results from a number of authors in primary type mangroves. This was caused by the loss of structure and ecosystem functions, and it is considered now as a secondary mangrove forest, with displacement of *Rhizophora mangle* by *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa*. This is the reason why is key to produce information that allow to confirm the ecosystem conservation status, considering the carbon capture and storage capacity, as well as its economic value and loss. This research obtained an arboreal carbon storage value of US\$4,431,826.7; with losses for the period 1980-2015, of US\$132,414.3.

Keywords: Carbon sequestration; Tree biomass; Economic valuation; Mangroves and anthropic pressure

Introducción

A nivel internacional, los ecosistemas terrestres y acuáticos son reconocidos como sumideros de carbono por almacenar durante largos periodos el CO₂ fijado de la atmósfera como parte del ciclo biogeoquímico del carbono (Adame et al., 2018). En los humedales costeros, al igual que en los ecosistemas terrestres, el carbono permanece secuestrado en la biomasa de las plantas. Sin embargo, en ecosistemas acuáticos, como los manglares, el suelo es el principal almacén de carbono, ya que puede acumular hasta 4 veces más, con respecto a los ecosistemas terrestres (Alongi, 2012, 2014). Lo anterior es debido a la alta tasa de productividad expresada en biomasa, producto de la fotosíntesis y las altas tasas de acumulación sedimentaria que caracterizan a los manglares (Giri et al., 2011). La reserva de carbono, es uno de los servicios ambientales más importantes que ofrecen los manglares, puesto que contribuye a minimizar los efectos del cambio climático (Kauffman et al., 2013).

La eficiencia en la capacidad de fijación del CO₂ atmosférico en los bosques de mangle, dependen principalmente de la densidad y productividad del bosque, el área basal, altura y edad de los árboles, así como de la eficiencia fotosintética de cada especie, los cuales son modulados por las características fisicoquímicas del agua y suelo (pH, potencial redox, salinidad, nutrientes), topografía e hidroperiodo, dinámica de los sedimentos y

el clima (Siteo et al., 2014). Por lo cual, la capacidad de fijación de carbono en los manglares exhibe una amplia variabilidad a nivel global, regional y local (Adame et al., 2013; Mitsch y Gosselink, 2000; Piedra y Sierra, 2014).

La modificación en la tasa de sedimentación, erosión del suelo y la pérdida de la biomasa vegetal implica que los manglares emitan gases de efecto invernadero, superando el 66.3% MgCO₂ eq. por cada hectárea de manglar perdido (Kauffman et al., 2016).

A nivel internacional, México ocupa el cuarto lugar en cobertura de mangle (Valderrama-Landeros et al., 2017). Sin embargo, se ha estimado una disminución de 14.3% de cobertura desde 1981 a 2005 en todo el país (Valderrama-Landeros et al., 2014). En específico, en el Pacífico mexicano la pérdida en extensión de bosque de manglar se estima en 14.4% en la costa de Sinaloa y 11.8% en la costa de Nayarit (Valderrama-Landeros et al., 2017). Los manglares que bordean el sistema estuarino de San Blas-Laguna Grande de Mexcaltitán, localizado al norte de Nayarit y sur de Sinaloa en el Sistema de Humedales Marismas Nacionales, presentan pérdida de cobertura y cambios en las condiciones ambientales, atributos forestales y el funcionamiento en los ecosistemas de manglar durante las últimas décadas (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007). Esto se ha atribuido a las alteraciones en la hidrología y uso del suelo ocasionado por la construcción de obras hidráulicas, infraestructura de transporte y comunicaciones, instalaciones de acuicultura durante el periodo de 1972 a

2015 y por el impacto de eventos hidrometeorológicos extremos. Este es un escenario preocupante, puesto que la pérdida en la cobertura de manglar contribuye con la reducción de los servicios ecosistémicos y al aporte de aproximadamente de 10% de las emisiones de gases de efecto invernadero (Donato et al., 2011).

Considerando esas alteraciones, esta investigación estimó la reserva de carbono y sus cambios en los bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit, con base en gradientes ambientales establecidos por presión antrópica y ocurrencia de eventos hidrometeorológicos durante 35 años. Asimismo, se evaluó el valor monetario de los servicios de almacenamiento de carbono del manglar en término de dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq), para que los tomadores de decisiones tengan bases científicas para el manejo y conservación de sumideros de carbono azul, para mitigar los efectos del cambio climático y consolidar las alternativas de uso y conservación de los manglares.

Material y métodos

El área de estudio pertenece al Sistema de Humedales Marismas Nacionales (SMN), ubicado en la Reserva de la Biosfera de Marismas Nacionales, Nayarit al norte de la costa del Pacífico de México. El clima es subhúmedo, con un intervalo anual de temperatura entre 26 y 28 °C (media máxima de 30 a 34 °C). Con precipitación entre 800 y 1,200 mm anual⁻¹ y evaporación de 1,800 a 2,000 mm anual⁻¹ (Semarnat, 2013). Es un área natural protegida (ANP) de 133 mil hectáreas, sitio RAMSAR (Núm. 732) desde 1995 y área de importancia para la conservación de las aves, que incluye una red de lagunas costeras salobres, llanuras de inundación, esteros, estuarios, antiguas barreras arenosas, lagunas semiparalelas, deltas, pantanos, marismas y manglares (Rodríguez-Zuñiga, 2013; Valderrama-Landeros et al., 2017). Los manglares son la vegetación dominante con una extensión de 67,096 ha de tipo borde y ribereño (Valderrama-Landeros et al., 2017). Las especies de mangle ubicadas en el SMN son *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaerth f. (mangle blanco), *Avicennia germinans* L. (mangle negro) y *Conocarpus erectus* L. (mangle botoncillo).

El SMN es una de las áreas de mangle con mayor presión antrópica y frecuentes eventos hidrometeorológicos en México, que han ocasionado cambios en la estructura y función de este ecosistema (Acosta-Velázquez, 2003; Calderón y Aburto, 2009; Ruiz-Luna et al., 2006; Valderrama-Landeros et al., 2017).

Con base en la variabilidad de la estructura forestal, parámetros fisicoquímicos del agua intersticial y suelo,

así como el grado de conservación, se seleccionaron 12 sitios en los bosques de mangle ubicados en el borde y a lo largo del cauce del río para efectuar muestreos en 3 grandes zonas: sur (S0, S1, S2, S3, S4, S5), centro (S6, S7, S8, S9) y norte (S10, S11) (fig. 1).

Para la determinar la variación del hidroperiodo se evaluaron los cambios en el nivel del agua intersticial en 21 estaciones hidrométricas (TH): 9 en la zona sur, 8 en la centro y 4 en la norte, en el área en estudio (fig. 1). Se realizaron 2 muestreos, uno en época de estiaje entre el 14 y 21 de marzo de 2015 y otro en época de lluvias, entre el 10 y 18 de septiembre del 2015. Las estaciones hidrométricas se nivelaron tomando como referencia la vertical del nivel medio del mar, a partir de vértices geodésicos localizados en el área en estudio denominados Coronado y Batanga, proporcionados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas de Marismas Nacionales. Las nivelaciones de las estaciones hidrométricas se realizaron mediante el empleo de un GPS RTK y una estación total.

Los registros de nivel se obtuvieron mediante 23 sensores OTT Thalimedes (alcance de medición 19,999 m y resolución de 0.001 a 0.01 m), los cuales fueron sincronizados en tiempo para obtener de manera precisa simultánea la distribución espacial y temporal de los niveles del agua intersticial, con respecto a los niveles de marea en los cuerpos de agua adyacentes.

La distribución de las estaciones hidrométricas se realizó teniendo en cuenta que las fluctuaciones de nivel del agua intersticial en los manglares con forzamiento por marea, se pueden considerar como un flujo unidireccional en un acuífero confinado. La ecuación (1) describe el flujo en las 3 direcciones. Simplificando la ecuación 1, obtenemos la ecuación (2), donde se reduce a la ecuación diferencial que rige el flujo en una dirección (Todd y Mays, 2005).

Por favor insertar como salgan las ecuaciones, ya se pidieron al autor tecleadas

$$\partial^2 h / \partial x^2 + \partial^2 h / \partial y^2 + \partial^2 h / \partial z^2 = (S/Kb)(\partial h / \partial t) \quad \text{ecuación (1)}$$

$$\partial^2 h / \partial x^2 = (S/T)(\partial h / \partial t) \quad \text{ecuación (2)}$$

donde h = nivel piezométrico respecto al nivel de referencia vertical adoptado, x = distancia desde la frontera (orilla del borde del río) hacia tierra adentro (interior del bosque de mangle), S = coeficiente de almacenamiento del acuífero, K = conductividad hidráulica, b = espesor de la capa saturada, T = coeficiente de transmisividad del suelo (igual a Kb), t = tiempo.

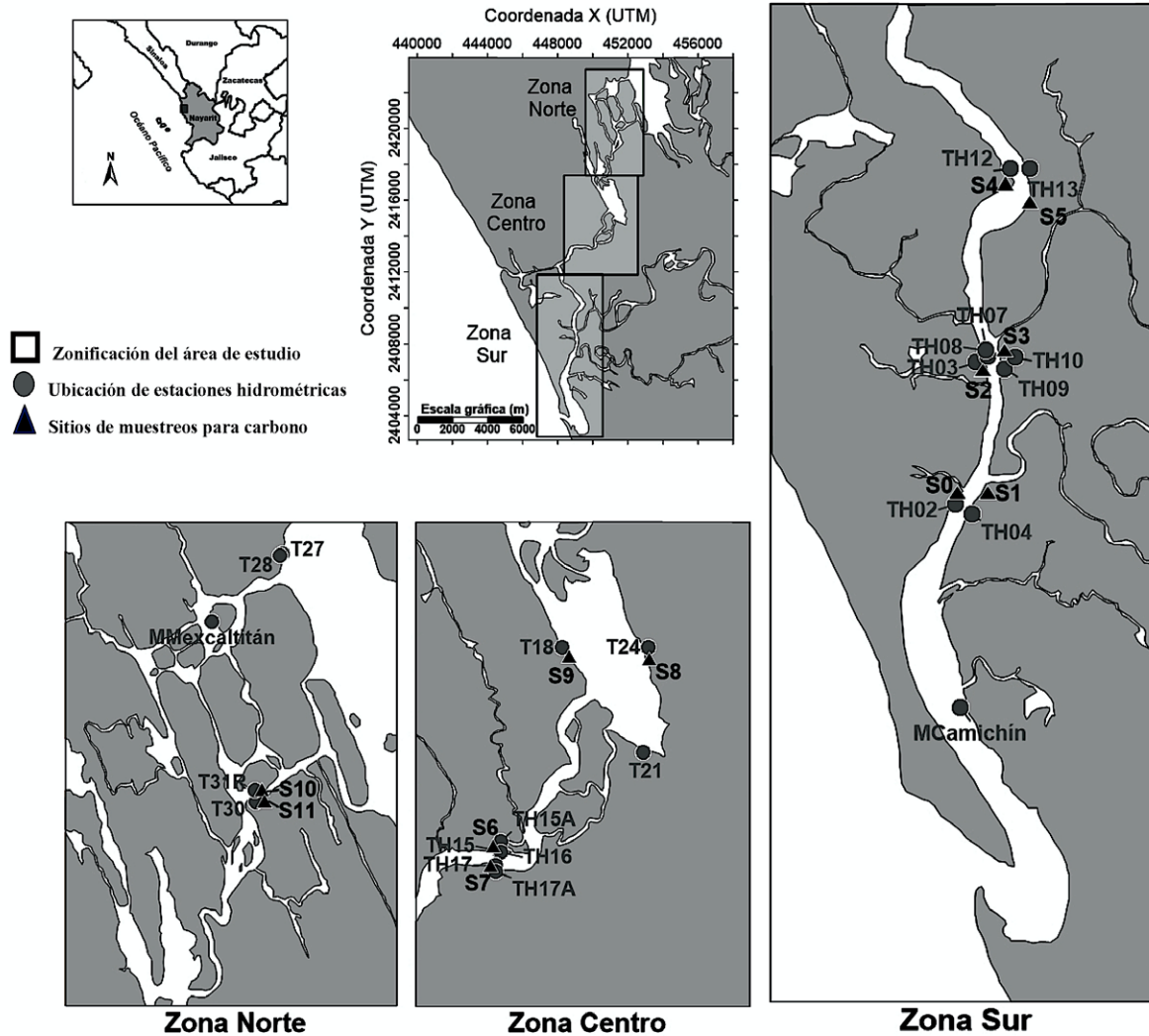


Figura 1. Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo en los bosques de mangle ubicados a lo largo del cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit, México.

Se analizó el comportamiento de los niveles de agua intersticial, desde la frontera (orilla) en el cauce del río hacia el interior del bosque de mangle, obtenido en las estaciones hidrométricas y el estimado a partir de la ecuación (2). Los resultados mostraron que los constituyentes de marea disminuyen su amplitud a medida que aumenta la distancia a la frontera y el lapso (fase) de un máximo dado del constituyente, se incrementa. El modelo que describe la ecuación (2), muestra que la respuesta en los niveles del agua intersticial depende de la amplitud de la marea, de la distancia de la zona de forzamiento, del coeficiente de transmisibilidad del suelo y del coeficiente de almacenamiento del acuífero.

La estimación de la biomasa arbórea se obtuvo aplicando ecuaciones alométricas a partir de la biomasa aérea (ecuación 3) y subterránea (ecuación 4) (Chave et al., 2005; Komiyama et al., 2005). El valor de densidad por especie de mangle se calculó a partir de la base de datos internacional sobre densidad aparente de la madera reportados por Chave et al. (2005) y Zanne et al. (2009). Ésto se llevó a cabo en 12 sitios de los bosques de mangle ubicados en el borde y a lo largo del cauce del río.

$$B_a = 0.0509 (\rho) (D^2) (H) \quad \text{ecuación (3)}$$

$$B_r = 0.199 (\rho^{0.899}) (D^{2.22}) \quad \text{ecuación (4)}$$

donde B_a = biomasa aérea de los árboles en peso seco (Kg), B_r = biomasa de la raíz subterránea en peso seco (Kg), ρ = densidad de madera (g cm^{-3}), D = diámetro del árbol a la altura de 1.30 m para *A. germinans* y *L. racemosa*. En el caso de *R. mangle*, a 30 cm después de la última raíz aérea, se midió el diámetro y H = altura del árbol (m).

La reserva de carbono en la biomasa aérea se estimó, multiplicando la biomasa en peso seco por un factor de 0.5 y para las raíces (biomasa subterránea) por un factor de 0.39 (Kauffman et al., 2016).

Para estimar la reserva de carbono en el suelo, en cada sitio se recolectaron manualmente 2 núcleos sedimentarios, utilizando tubos de PVC de 10 cm de diámetro, los cuales fueron fechados con el método de ^{210}Pb . El procesamiento de los núcleos, estimación de edades y la tasa de acumulación másica (TAM) se realizó de acuerdo con Ruiz-Fernández et al. (2018). A cada sección del núcleo sedimentario se le determinó la densidad aparente (g cm^{-3}) mediante la división del peso seco y el volumen de la muestra; así como el carbono orgánico almacenado en el suelo con base al método descrito por Kauffman et al. (2016), Saravanakumar et al. (2008) y Siteo et al. (2014). Para determinar la concentración de carbono orgánico en el suelo, se pesaron de 3 a 5 mg por muestra de suelo en una cápsula de plata en una balanza analítica Mettler XP6 (± 0.001 mg). Para eliminar el carbono inorgánico, se le adicionó HCl 1:1 hasta que no presentó reacción. La concentración de carbono fue determinada usando un analizador Flash 2000 Organic Elemental Analyzer, C-N-S, y se utilizó una curva de calibración con sulfanilamida para validar la reproducibilidad y precisión.

La reserva de carbono en el suelo se estimó en 20 cm con base en lo descrito por Kauffman et al. (2013) y Siteo et al. (2014) (ecuación 5).

$$C_{\text{orgs}} = (Dp) (Ips) (C_{\text{org}}) \quad \text{ecuación (5)}$$

donde C_{orgs} = carbono orgánico en el suelo (Mg C ha^{-1}), Dp = densidad aparente (g cm^{-3}), Ips = intervalo de profundidad en el suelo (cm), C_{org} = concentración de carbono orgánico (%).

Para el cálculo de la tasa de secuestro de carbono se utilizaron las TAM (ecuación 6), obtenidas para cada sección de los núcleos sedimentarios fechados con el método de ^{210}Pb por Ruiz-Fernández et al. (2018) y la ecuación 7:

$$\text{TAM} = (Ds)(P)/t \quad \text{ecuación (6)}$$

$$\text{TEC} = (\text{TAM})(C_{\text{org}})(100) \quad \text{ecuación (7)}$$

donde TEC = tasa de enterramiento de carbono ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$), TAM = tasa de acumulación másica ($\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$),

Ds = densidad aparente del suelo (g cm^{-3}), t = edad del suelo (años), P = profundidad del suelo (cm), C_{org} = concentración del carbono orgánico (%).

El valor monetario de la cantidad de carbono almacenado en la biomasa arbórea por zona fue estimado a partir de la transformación de carbono a CO_2 eq. El precio del carbono fue calculado con la ecuación 8 (Díaz et al., 2011).

$$\text{VMC} = (\text{CAZBA}) (\text{CE}) (\text{PCM}) \quad \text{ecuación (8)}$$

donde VMC = valor monetario del carbono arbóreo en $\text{US\$ ha}^{-1}$, CAZBA = carbono almacenado por zona en la biomasa arbórea (ton C ha^{-1}), $\text{CE} = 44/12$ correspondiente a la constante estequiométrica entre la masa molecular del dióxido de carbono y la del carbono en toneladas, PCM = precio del carbón en el mercado que corresponde a $\text{US\$5.5 ton CO}_2^{-1}$. El cálculo del déficit del valor monetario del carbono promedio almacenado en la biomasa arbórea en toda el área de estudio, fue evaluado con base a la cobertura de mangle del año 1980 (3,280 ha) y del 2015 (3,182 ha), correspondientes al polígono del área de estudio (Nepita-Villanueva et al., 2019) (ecuación 9).

$$\text{DVMC} = (\text{CB1}) (\text{CPABA}) (\text{CE}) (\text{PCM}) \quad \text{ecuación (9)}$$

donde DVMC = déficit del valor monetario del carbono arbóreo en $\text{US\$}$, CPABAT = carbono promedio almacenado en la biomasa arbórea (ton C ha^{-1}), $\text{CB1} = 98$ ha pérdidas de cobertura de manglar en 35 años, $\text{CE} = 44/12$ correspondiente a la constante estequiométrica entre la masa del dióxido de carbono y del carbono (ton), PCM = precio del carbón en el mercado que corresponde a $\text{US\$ 5.5 ton CO}_2^{-1}$.

Se elaboró una base de datos con los diámetros y alturas registrados en los bosques de mangle ubicados en los 12 sitios de estudio, así como de las concentraciones de carbono orgánico, densidad aparente del suelo, tasa de acumulación másica y el secuestro de carbono. Con estas variables se realizó un análisis de multivariado de conglomerados usando el método de enlace completo y la distancia euclidiana, generando 3 zonas (sur, centro y norte). Se aplicó un análisis de varianza de una vía a las variables en estudio para determinar las diferencias entre las zonas. Posteriormente, se aplicó una prueba "post hoc" utilizando el método de diferencia mínima significativa de Fisher (LSD), con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Previo a este análisis de comparación, se validó la normalidad de las variables con el método de Shapiro y Wilks (1965) con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$, al no cumplir con el supuesto de distribución normal, se transformaron los datos usando el método de Box-Cox, para que las variables presentaran los supuestos de

distribución normal (Zar, 2010). Finalmente, se realizó un análisis de regresión lineal simple, estableciendo como variable dependiente la concentración de carbono orgánico y como variable independiente la densidad aparente, así mismo se evaluó la relación entre el TEC y el TAM, así como la relación entre la reserva de carbono orgánico con el TEC del suelo. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA V.12 (StatSoft, Inc., Palo Alto, CA, USA, 1984-2014).

Resultados

Con base en la similitud de los diámetros y altura de los árboles ubicados en los bosques de mangle de los 12 sitios de estudio, así como las concentraciones de carbono orgánico, densidad aparente del suelo, tasa de acumulación másica y el secuestro de carbono, seguido del análisis multivariado de conglomerados, se validó la existencia 3 zonas: la zona sur delimitada desde el sitio S0 al S6, la zona centro compuesta por los sitios S7 y S8, y la zona norte, desde S9 a S11 (fig. 2).

Los resultados de los registros del agua intersticial mostraron 3 patrones diferentes, correspondientes a la zonificación establecida en este estudio a lo largo del cauce del río, con base a la amplitud y el tiempo de retraso del agua; con disminución de un 75% en la amplitud de la onda de la zona sur, a la centro y hasta la norte. Por el

contrario, el tiempo de residencia del agua aumentó desde la zona sur hasta la norte (apéndice 1).

Los niveles de inundación en ambas épocas del año responden al forzamiento según el régimen de marea presente; sin embargo, difieren en los niveles registrados. En estiaje, los niveles variaron entre -0.20 y -0.80 m, mientras que, en lluvias variaron entre 0.30 y 0.62 m (apéndice 1). De acuerdo con los registros, durante el estiaje se presentó menor diferencia en los niveles medios entre las 3 zonas (sur, centro y norte, apéndice 1), mientras que durante las lluvias, la diferencia fue notoria para la zona sur (-0.21 ± 0.01 m), con niveles medios por debajo de -0.46 ± 0.18 m, respecto a las zonas centro y norte.

Durante el estiaje, en condiciones de marea muerta, el hidroperiodo estableció el nivel mínimo de agua intersticial en la zona sur, alcanzando hasta -0.30 m por debajo de la superficie del suelo, mientras que las zonas centro y norte registraron mínimos de entre -0.80 y -0.60 m, respectivamente. Contrario al patrón definido durante las mareas vivas, el tirante de inundación en la zona sur alcanzó hasta 0.02 m por encima del nivel suelo y para las zonas centro y norte, de 0.21 m a 0.61 m, respectivamente; con tiempos de permanencia de inundación desde la zona sur hasta la norte, de 3.6 a 9.4 horas y una frecuencia aproximada de 12.7 horas. Sin embargo, las estaciones hidrométricas denominadas TH27 y TH28, ubicadas en la zona norte, permanecieron inundadas durante mareas vivas.

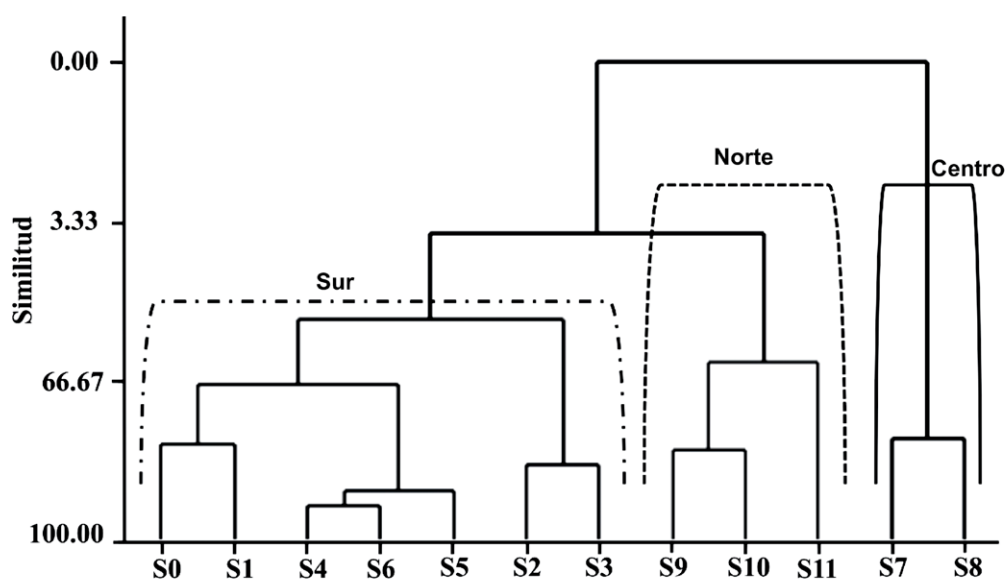


Figura 2. Dendrograma generado con base en el método de enlace completo y la distancia euclidiana que agrupa los sitios de estudio, con similitud en los atributos forestales, porcentaje de carbono y densidad aparente en el sedimento de los bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit. Con líneas punteadas se indican los sitios que corresponden a cada zona del área de estudio.

Para la época de lluvias, el hidropериодо tuvo un nivel mínimo del agua intersticial de -0.04 m por debajo del nivel del suelo, solo en la zona sur. Mientras que las zonas centro y norte, permanecieron inundadas. El nivel de inundación por arriba del suelo para la zona sur alcanzó hasta 0.04 m (apéndice 1).

En general, la biomasa en los componentes aéreos y subterráneos de árboles vivos mostraron un incremento de sur a norte, oscilando de 10.8 a 335.2 Mg ha⁻¹ y de 8.8 a 311.4 Mg ha⁻¹, respectivamente (apéndice 2a), con un punto de máximo de reserva en el sitio S9 (zona norte) y un mínimo en el S2 (zona sur). Un comportamiento similar se registró en la reserva de carbono de la biomasa aérea, con 5.40 a 167.60 Mg C ha⁻¹ y subterránea de 3.44 a 121.45 Mg C ha⁻¹ (apéndice 2b). En términos de proporciones en las 3 zonas establecidas en este estudio, la biomasa subterránea fue menor en un 8.4%, con respecto a la biomasa aérea.

La biomasa arbórea y su respectiva reserva de carbono mostró un comportamiento significativamente creciente desde la zona sur hasta la norte ($F_{2,18} = 15.96; p \leq 0.0001$,

$F_{2,18} = 15.38; p \leq 0.0001$; respectivamente) (tabla 1, fig. 3a, d). Asimismo, la prueba “post hoc” de Fisher mostró similitudes entre las zonas sur y centro, pero con diferencias en la zona norte ($p \leq 0.05$; fig. 3a, d).

El promedio general de la reserva de carbono en el área en estudio fue de 36.22 ± 10.18 Mg C ha⁻¹ (apéndice 3a). Sin embargo, se registraron mayores cantidades en los sitios S7 y S8 (zona centro), y las menores en los S0 (zona sur) y S11 (zona norte) (apéndice 3a).

Tabla 1

Valores promedio (\pm desviación estándar) de biomasa y carbono arbóreo en bosques de mangle de las zonas sur, centro y norte estudiadas que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital, Marismas Nacionales, Nayarit, México.

Zona	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	Carbono (Mg C ha ⁻¹)
sur	43.83 \pm 21.39	19.73 \pm 9.50
centro	46.60 \pm 77.60	20.90 \pm 34.80
norte	361.00 \pm 296.00	159.90 \pm 132.60

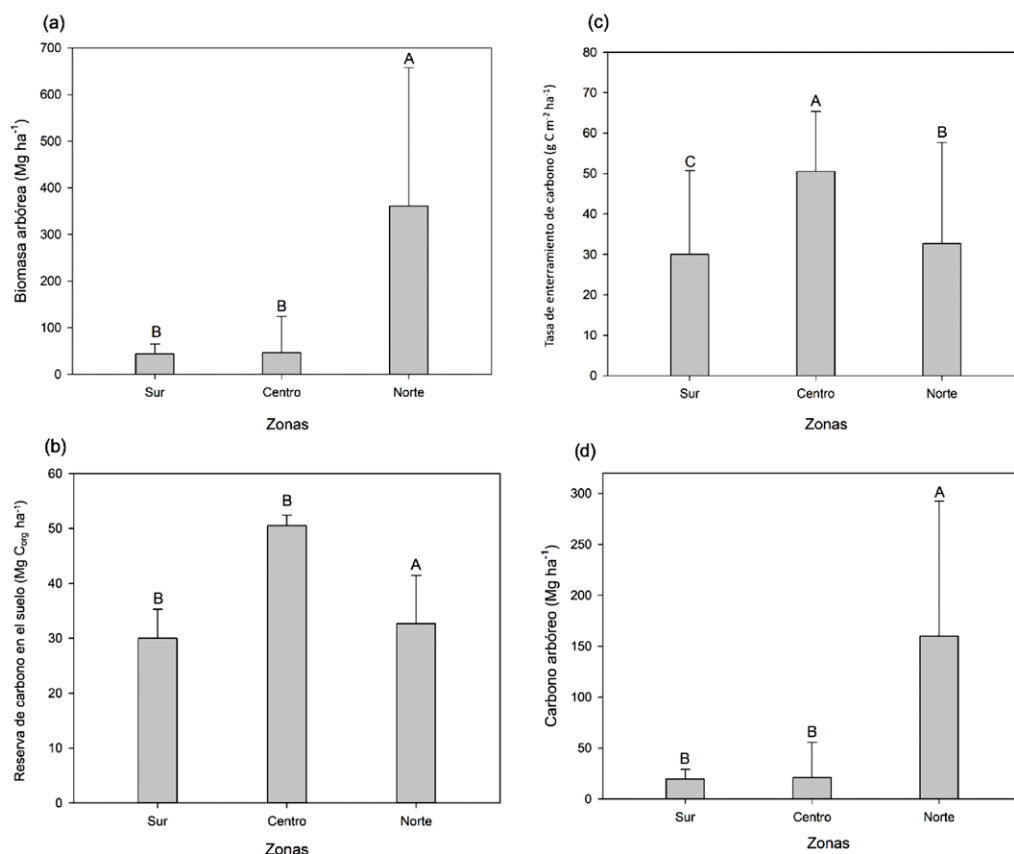


Figura 3. (a) Biomasa arbórea (promedio \pm desviación estándar) por zonas; (b) reserva de carbono orgánico promedio en el suelo a 20 cm por zonas; (c) tasa de enterramiento de carbono orgánico; (d) carbono arbóreo en las zonas que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales Nayarit. Letras distintas arriba de las barras indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) de acuerdo a la prueba de “post hoc” de Fisher.

La reserva de carbono orgánico en el suelo fue significativamente diferente entre zonas ($F_{2,9} = 9.26$; $p \leq 0.007$). La zona sur reportó menor secuestro, con $30.02 \pm 5.24 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y la del centro la más alta ($50.49 \pm 1.93 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (fig. 3b). La prueba “post hoc” de Fisher mostró similitud entre la zona sur y norte, pero estas 2 fueron diferentes con el centro.

Se observó una variación heterogénea en la densidad aparente del suelo de los bosques de mangle a lo largo del cauce del río, registrándose el valor más alto en el sitio S10 (zona norte) de $1.08 \pm 0.18 \text{ g cm}^{-3}$ y el más bajo en el S7 (zona centro) con $0.33 \pm 0.04 \text{ g cm}^{-3}$ (apéndice 3b). Por el contrario, la concentración de C_{org} resultó mayor en el sitio S7 (zona centro) de $7.92 \pm 0.87\%$ y menor en el S10 (zona norte) con $1.26 \pm 0.72\%$ (apéndice 3b).

A lo largo del cauce del río, las concentraciones de C_{org} presentaron una relación inversa significativa con la densidad aparente del suelo ($R^2 = 0.52$, $p = 0.001$; fig. 4).

Las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ mostraron una alta variabilidad espacial y por perfil. En general, las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ se presentaron en un intervalo de 11.6 ± 0.8 a $90.2 \pm 6.7 \text{ Bq kg}^{-1}$ y las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ oscilaron de 23.4 ± 2.1 a $46.7 \pm 2.2 \text{ Bq kg}^{-1}$. Estas actividades no alcanzaron el equilibrio en ninguno de los perfiles sedimentarios, es decir, en ninguno de los

núcleos se observaron valores de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ equivalentes a $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$. Esto conlleva a un inventario incompleto del $^{210}\text{Pb}_{\text{en-exceso}}$, lo que sugiere que los suelos son relativamente jóvenes, menores a 110 años; ~5 veces la vida media del ^{210}Pb .

De igual manera, los perfiles sedimentarios mostraron actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y el $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ muy variables con respecto a la profundidad. La mayoría de estos perfiles mostraron segmentos en los que las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{en-exceso}}$ no decrecieron, por lo que la regresión del $\ln ^{210}\text{Pb}_{\text{en-exceso}}$ con la profundidad másica (g cm^{-2}) en esos segmentos no presentó una respuesta lineal (Ruiz-Fernández et al., 2018). Esto propició una limitación en el fechado del suelo, por lo que al aplicar el modelo de la constante de flujo de sedimentación (CFS), solo se calculó y se graficó la edad en aquellos segmentos que mostraron una correlación entre el $\ln ^{210}\text{Pb}_{\text{en-exceso}}$ y la profundidad másica (fig. 5).

La radiocronología mostró variaciones en los periodos de tiempo datados en cada perfil sedimentario, sin embargo, estos coincidieron en el periodo de 1980 a 2015 (35 años). Por esta razón, se designó este intervalo de tiempo para calcular la TEC (tasa de enterramiento de carbono). De igual manera, se calculó la TAM y la reserva de carbono para dicho periodo.

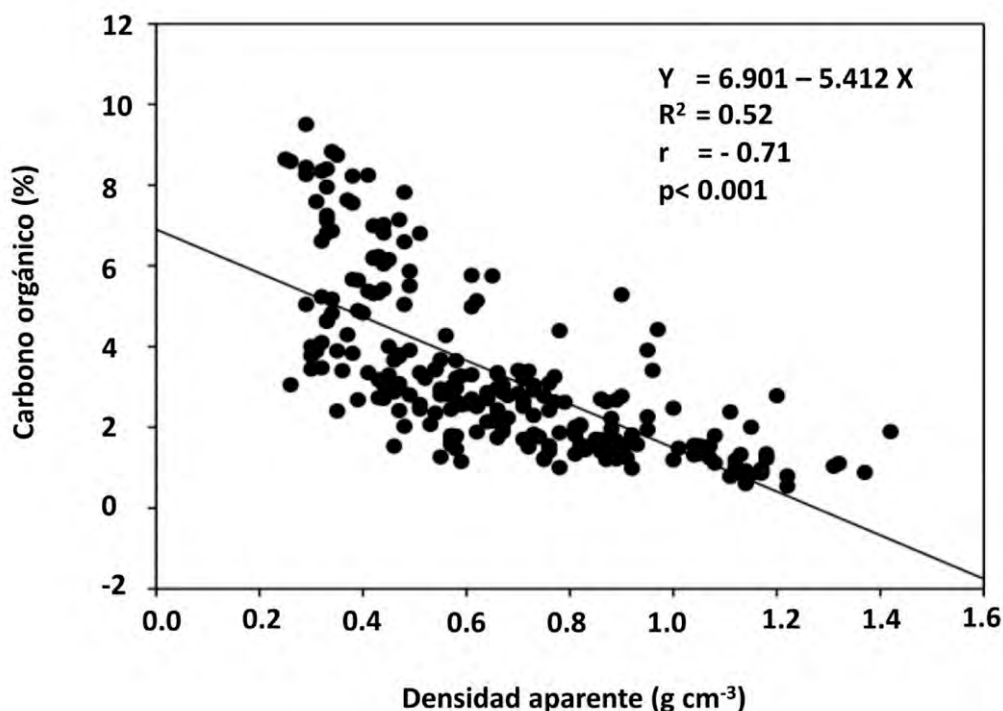


Figura 4. Regresión lineal entre la densidad aparente y la concentración de carbono orgánico en bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquitlan en Marismas Nacionales, Nayarit.

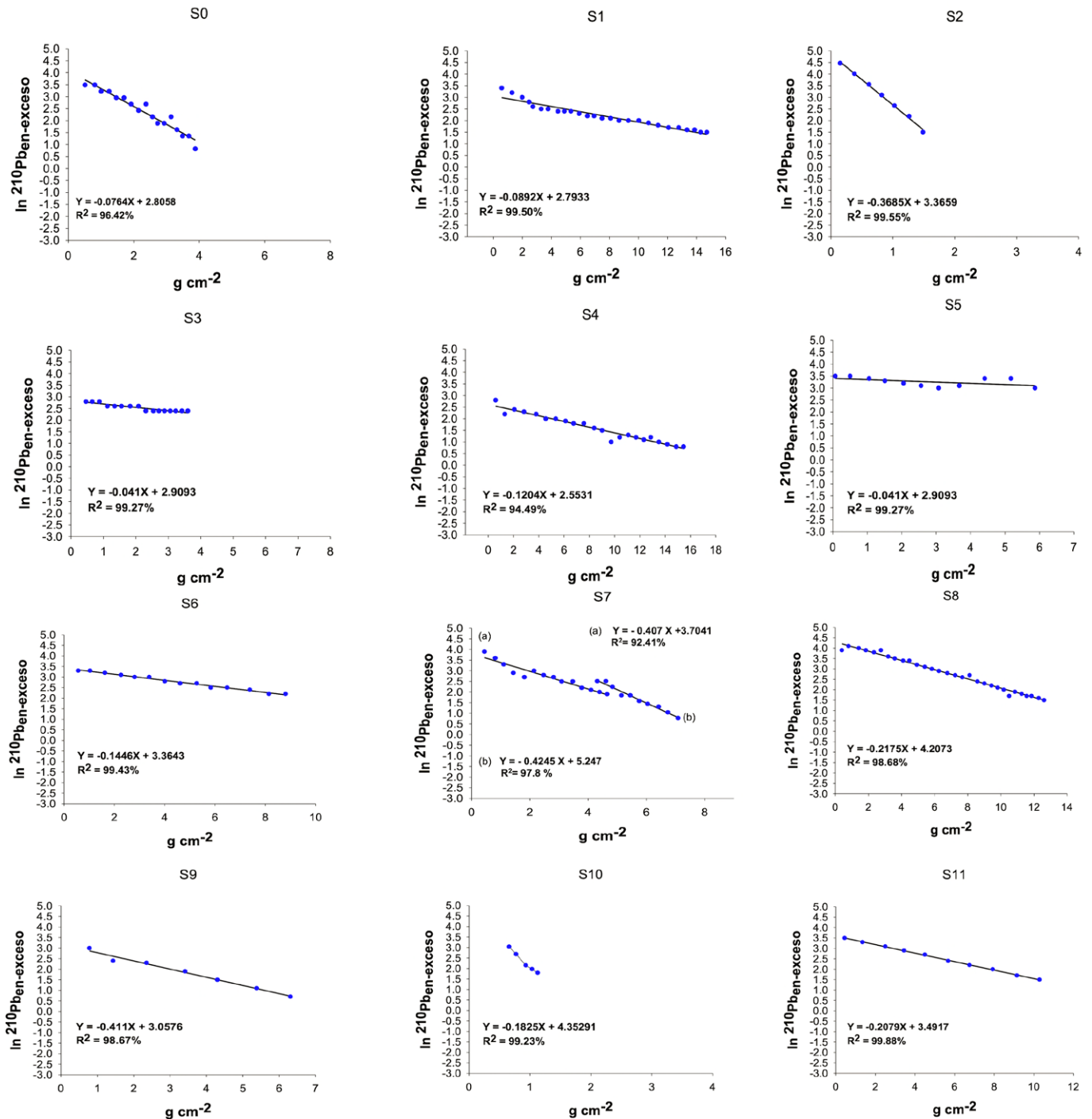


Figura 5. Relación inversa entre el logaritmo natural (\ln) $\ln 210\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad másica (g cm^{-2}) en los perfiles sedimentarios recolectados en bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit.

La TEC presentó un promedio de 32.44 ± 16.60 a 87.03 ± 24.92 $\text{g Cm}^{-2} \text{año}^{-1}$, cuyo valor más alto se presentó en el sitio S8 (zona centro) y el más bajo en el sitio S2 (zona sur). La reserva de carbono osciló de 30.07 en el sitio S4 (zona sur) a $10.16 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en el sitio S9 (zona norte), mientras que la TAM fluctuó de 0.43 ± 0.11 en el sitio S0 (zona sur) a 0.10 ± 0.04 $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ en el sitio S9 (zona norte).

La mayor tasa de secuestro de carbono durante el periodo de 1980 al 2015 (35 años) se registró en la zona centro (73.04 ± 14.88 $\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$), disminuyendo hacia la zona sur (57.38 ± 20.68 $\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$), con valores mínimos en la zona norte (38.64 ± 24.94 $\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$). El Anova de una vía mostró diferencias significativas en el TEC entre las zonas ($F_{2,83} = 10.25$; $p \leq 0.0001$, fig. 3c), confirmando estas variaciones con los resultados de la prueba “post hoc” de Fisher ($p \leq 0.05$).

Al aplicar un análisis de regresión lineal simple entre la TEC (variable dependiente), con respecto a la TAM (variable independiente) en los sitios S1, S6 (zona sur) y S8 (zona norte), se observó una relación directa (fig. 6a). Asimismo, la reserva de carbono (variable dependiente) se relacionó positivamente con el TEC (variable independiente) en los sitios S2, S6 (zona sur) y S8 (zona norte) (fig. 6b).

El valor monetario de las 3,280 ha que comprende el polígono del área de estudio, se estimó en US\$4,431,826.7, registrándose el mayor costo promedio por hectárea en la zona norte, US\$3,224.65 ha^{-1} y el mínimo para la zona sur, con US\$397.88 ha^{-1} (tabla 2). De 1980 al 2015 (35 años), hubo una pérdida del valor monetario de US\$132,414.30 ha^{-1} .

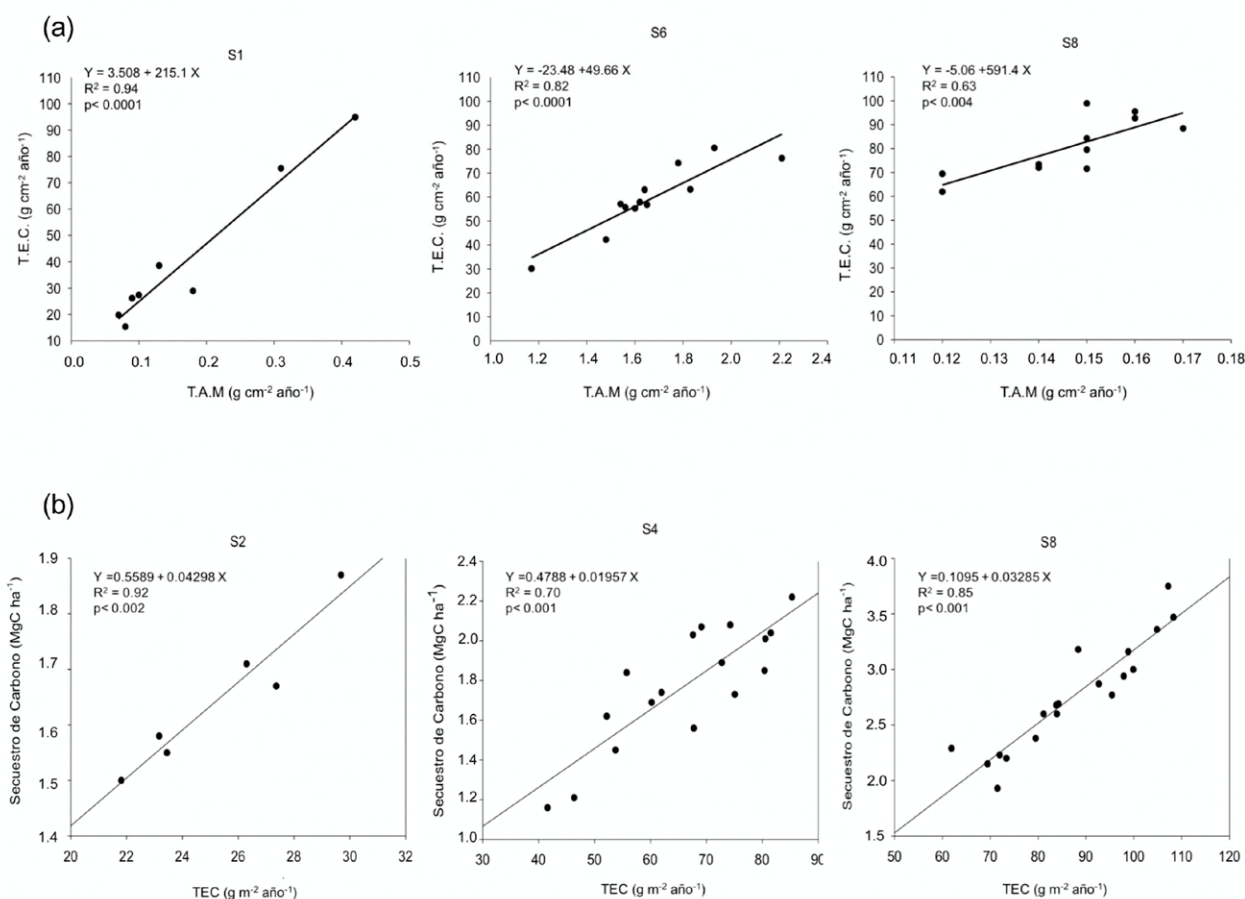


Figura 6. (a) Relación entre la tasa de enterramiento de carbono orgánico y la tasa de acumulación másica en el sedimento; (b) relación entre el secuestro de carbono y la tasa de enterramiento de carbono orgánico en el sedimento de los bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit. S# = número de sitio. Zona sur: S1, S4, S6. Zona centro: S8.

Tabla 2

Valor monetario (promedio \pm DE) del servicio de almacén de carbono en la biomasa arbórea (carbono y CO₂) a partir del promedio del precio de carbono, obtenido de acuerdo con Díaz et al. (2011), para los bosques de mangle de las zonas sur, centro y norte estudiadas que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital, Marismas Nacionales, Nayarit. México. CO₂ = Dióxido de carbono, DE = desviación estándar.

	Unidad	Zonas		
		sur	centro	norte
		Promedio \pm DE	Promedio \pm DE	Promedio \pm DE
Carbono almacenado en la biomasa arbórea (estudio)	ton C ha ⁻¹	19.73 \pm 9.50	20.90 \pm 34.80	159.90 \pm 132.6
CO ₂ almacenado en la biomasa arbórea (estudio)	ton CO ₂ ha ⁻¹	72.34 \pm 34.83	76.63 \pm 127.60	586.30 \pm 486.20
Valor monetario (estudio)	US\$ 5.5 ton CO ₂ ⁻¹	397.88 \pm 191.58	421.48 \pm 701.80	3224.65 \pm 2674.10

Discusión

La heterogeneidad espacial de la biomasa y reserva de carbono entre las 3 zonas (norte, centro y sur) a lo largo del río San Pedro Mezquital, es atribuida a la gran variación en las condiciones físicas y químicas del agua intersticial y suelo del ecosistema de manglar (Agraz-Hernández, Osti-Sáenz et al., 2015; Ruiz-Fernández et al., 2018). Lo anterior es ocasionado por factores como: 1) la frecuencia y amplitud de mareas, los volúmenes de entrada del agua dulce y la geomorfología del sitio (Alongi, 2009; Cerón-Bretón et al., 2011; Huxham et al., 2010; Sherman et al., 2003); 2) los aportes de agua residual de tipo urbana, ganadero y acuícola, y 3) la fragmentación y cambios en la dinámica de sedimentos e hidrológicos generados por más de 35 años (Acosta-Velázquez, 2003; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007). Todo lo anterior ha ocasionado que los bosques de mangle que bordean el río San Pedro Mezquital, se caractericen como bosques secundarios, principalmente en la zona centro y norte,

donde las especies de *A. germinans* y *L. racemosa* han desplazado a *R. mangle*, información clave para identificar el estado de conservación del ecosistema (Rivera-Monroy et al., 2001). El incremento del nivel de suelo en las zonas centro y norte es atribuido a los cambios en la dinámica de los sedimentos, debido a la construcción de presas y la fragmentación del ecosistema de mangle (Ruiz-Fernández et al., 2018). Estudios similares se han reportado en manglares ubicados en la bahía Yingluo al sur de China) y en el área de conservación de Bhitarkanika, Odisha, India, al indicarse en estos estudios que el cambio en la dinámica de los sedimentos provocó efectos de acresión en el suelo, ante la mayor acumulación de los sedimentos (Bhomia et al., 2016; He et al., 2002, 2006). Razón por la cual, en esta investigación se registraron valores bajos de biomasa y reserva de carbono aérea y subterránea en todos los sitios en estudio, comparado con lo reportado en bosques de mangle de tipo primario de México, Australia, Tailandia y Panamá (Adame et al., 2015; Briggs, 2006; Golley, 1975; Komiyama et al., 1987; Mackey, 1993) (tabla 3).

Tabla 3

Concentración de la biomasa y reserva de carbono en bosques de mangle en el mundo. B_A = Biomasa aérea; B_S = biomasa subterránea; B_T = biomasa total; C_A = carbono aérea; C_S = carbono subterránea; C_T = carbono total.

	Biomasa (Mg ha ⁻¹)			Reserva de carbono (Mg C ha ⁻¹)			Referencia
	B _A	B _S	B _T	C _A	C _S	C _T	
Bosques conservados							
Tailandia	298.5	272.9	571.4	149.25	106.43	255.68	Komiyama et al. (1987)
México	421.1	152.3	573.4	210.55	59.40	269.95	Adame et al. (2015)
Australia	112.3	160.3	272.6	56.15	62.52	118.67	Briggs (1977)
Australia	341.0	121.0	462.0	170.5	47.19	217.69	Mackey (1993)
Panamá	279.2	306.2	585.4	139.6	119.42	259.02	Golley et al. (1975)
Bosques degradados (alterados)							
Tailandia	92.2	87.5	179.7	46.1	34.13	80.23	Komiyama et al. (2000)
Tailandia	62.2	28	90.2	31.1	35.18	66.28	Poungparn (2003)
Este estudio							
Nayarit, México	47.8	48.89	96.70	23.90	19.07	42.97	

Al respecto, Smith y Whelan (2006) indican que la reserva de carbono orgánico es afectada de manera significativa, cuando existe un cambio en el uso del suelo que no permite recuperarse al ecosistema. Esta investigación reporta concentraciones similares de carbono en el suelo que lo reportado por Komiyama et al. (2000, 2005) en bosques secundarios (tabla 3).

En particular, los bosques de mangle en la zona norte, dominados por *A. germinans*, presentaron valores de biomasa y reserva de carbono más altos que los bosques de las zonas sur y centro, debido a que éstos presentan una fisonomía de tipo ribereño, mayor influencia de agua dulce, baja salinidad y aporte continuo de nutrientes derivado de la lixiviación y descargas antrópicas. Mientras que los bosques ubicados en las zonas centro y sur corresponden a un tipo matorral, cuenca y borde, dominados por *A. germinans* con fisonomía ribereña, reportan una mayor biomasa aérea y subterránea y mayor reserva de carbono, con respecto a los bosques que presentan menores atributos forestales (densidad, área basal y altura) (Adame et al., 2012, 2015). Los factores ambientales determinan la estructura de la madera (densidad), definiendo mayor o menor transpiración y actividad fotosintética, y por ende, diferente tasa de crecimiento diametral y reserva de biomasa arbórea (Enquist et al., 1999; Estrada y Soares, 2017; King et al., 2006). El estudio de Lema-Vélez y Polania (2007) describe que los manglares que bordean el río Ranchería de Colombia poseen una menor biomasa, pues responden con una baja productividad ante condiciones ambientales extremas, tales como elevadas variaciones en la salinidad, hidropériodo y aporte de nutrientes derivadas de la presión antropogénica.

El componente aéreo de la biomasa arbórea fue menor que el componente subterráneo en bosques dominados por *R. mangle* (zona sur), mientras que en los dominados por *A. germinans* y *L. racemosa* (zona norte), la relación fue inversa. Esto es debido a que el nivel del suelo (referido al nivel medio del mar) es mayor en la zona norte con respecto a la zona sur, con inundación poco frecuente o mayor tiempo de residencia del agua, por lo que *A. germinans* desarrolla un mayor sistema radicular para estabilizar el sedimento (Komiyama et al., 2008; Ong y Gong, 2013). Aunado a esto, en esta zona prevalece un mayor nivel del agua intersticial durante el periodo de lluvias, mayor aporte de agua residual de las granjas camaroneras y descargas urbanas de la isla de Mexcaltitán, así como se reportan valores más positivos del potencial redox (Agraz-Hernández, Chan-Keb et al., 2015a; Ruiz-Fernández et al., 2018). Todo esto estimula el incremento en la producción de raíces, principalmente durante la época de estiaje, en mareas muertas. En donde se registran niveles mínimos del agua intersticial, respecto

al nivel del suelo más bajo desde una profundidad de -0.2 hasta -0.80 cm; en donde generalmente se desarrolla la mayor biomasa de raíz a una profundidad entre -0.30 hasta -0.46 cm. Los resultados de este estudio indican que el carbono fijado en el componente subterráneo es la fuente más importante de carbono orgánico en el suelo, a pesar de haberse registrado mayor concentración en el componente aéreo, ya que las raíces presentan mayor cantidad de compuestos resistentes a la degradación (i.e., recalcitrantes: Huxham et al. [2010]).

La relación inversa entre la concentración de C_{org} y la densidad aparente del suelo en los bosques de mangle en este estudio se atribuye a la predominancia de partículas finas como los limos y arcillas, las cuales originan una menor porosidad (densidad aparente mayor) y un menor flujo de agua intersticial con alta retención. Esto induce a condiciones hipóxicas y anóxicas que limitan la degradación de la materia orgánica, como ocurre en el sitio 10 de este estudio (isla de Mexcaltitán, zona norte). Por el contrario, cuando la densidad aparente del suelo disminuye, la predominancia de las partículas granulares como las arenas, dan origen a una mayor porosidad y un mayor flujo del agua intersticial con baja retención, lo que induce a la oxidación de la materia orgánica y, por lo tanto, a la pérdida de C_{org} del suelo (Alvarado et al., 2013); tal como se registró en los sitios S3 (límite de la zona sur), S7 y S8 (zona centro) y que son escenarios comunes en los ecosistemas de mangle (Chen y Twilley, 1999).

El secuestro de carbono en el suelo, a 20 cm de profundidad en los manglares que bordean el cauce del río San Pedro Mezquitil, fue similar a lo reportado en manglares de Indonesia por Kauffman et al. (2013), debido a los diferentes tipos de impactos antrópicos que se presentan en el área de estudio, principalmente derivado de la deforestación y la fragmentación del hábitat. Además por el cambio de uso del suelo, como las actividades agrícolas, ganaderas y la construcción de presas (tabla 3). No obstante, los resultados de biomasa aérea y secuestro de carbono del presente estudio fueron menores a lo reportado para algunos manglares de México (Marín-Muñiz et al., 2014; Valdés-Velarde et al., 2011), Estados Unidos y Costa Rica (Bernal y Mitsch, 2008), donde los bosques presentan mayor grado de conservación, atributos forestales y productividad (tabla 4). Adame et al. (2018) reportaron que los suelos de los manglares del Pacífico mexicano, donde se sitúa el área de estudio, exhiben las menores reservas de carbono del país, en contraste con los manglares ubicados en la vertiente del golfo de México que se caracterizan por su alta productividad y, por lo tanto, almacenan un alto contenido de C_{org} en el suelo (Agraz-Hernández et al., 2011; Kauffman et al., 2016; Marín-Muñiz et al., 2014).

Tabla 4

Secuestro de carbono en el sedimento a 10, 20 y 30 cm de profundidad en bosque de mangle conservados y degradados (alterados) en el mundo, comparadas con el área de estudio.

	Profundidad (cm)	Carbono orgánico (Mg C _{org} ha ⁻¹)	Referencias
Bosques conservados			
Veracruz, México	0-20	969	Marin-Muñiz et al. (2014)
Nayarit, México	0-20	89.7	Valdés-Velarde et al. (2011)
Ohio, U.S.A.	0-24	90.3	Bernal y Mitsch (2008)
Costa Rica	0-24	68.2	Bernal y Mitsch (2008)
Bosques degradados (alterados)			
Bangladesh	0-10	16.9	Kauffman et al. (2013)
Indonesia	0-10	28.0	Kauffman et al. (2013)
Mozambique	0-30	53.3	Sitoe et al. (2014)
Bangladesh	0-30	50.8	Kauffman et al. (2013)
Caribe mexicano	0-30	83.5	Adame et al. (2013)
Este estudio			
Nayarit, México	0-20	36.2	

Las diferencias significativas en el secuestro de carbono del suelo entre las zonas sur, centro y norte de nuestro estudio, son debidas a la variación en sus condiciones ambientales (ej. comportamiento del hidropериodo, dinámica del suelo y aporte de materia orgánica) (Agraz-Hernández, Chan-Keb et al., 2015; Acosta-Velázquez, 2003; Ruiz-Fernández et al., 2018). La zona centro registró una mayor reserva de carbono comparado con las zonas sur y norte por ser una laguna interior con tiempos de permanencia del agua más altos, lo que promueve el depósito de sedimentos y material orgánico compuesto de gran cantidad de limos y arcillas que provienen desde la cuenta alta. Al respecto, diversos autores mencionan que las mayores proporciones de limos y arcillas en el suelo inhiben el secuestro de carbono (Barreto et al., 2016; Lützow et al., 2006). El menor secuestro de carbono en la zona norte es propiciado por la afinidad del C_{org} con las arcillas, las cuales componen el suelo casi en su totalidad (Kauffman et al., 2018).

En el área de estudio, donde los bosques de mangle registraron la dominancia de *L. racemosa* con fisonomía de tipo cuenca, con un grado de conservación medio, exhibió las mejores condiciones para el secuestro del carbono en el suelo. Esto posiblemente es atribuido a las diferencias en la geomorfología del sitio, dominancia y distribución de las especies de mangle, determinados por el comportamiento hidrológico y la dinámica de los sedimentos (Pool et al., 1975). Se reportan resultados similares por Valdés-Velarde et al. (2011) en otras áreas de manglar de Nayarit.

Las TEC registradas en este estudio fueron menores a los reportados por otros autores en manglares conservados con alta productividad > 100 g C m⁻² año⁻¹ (Adame et al., 2015; Alongi, 2009, 2014; Bouillon et al., 2008). Esta diferencia puede deberse a que los manglares del presente estudio muestran menor producción de biomasa que los ecosistemas anteriormente citados.

En el área de estudio, la TEC en los sitios S1 y S6 está relacionada con la dinámica del suelo puesto que se correlacionan positivamente con la TAM. Esto ocurre porque ambos sitios se encuentran próximos a corrientes alternas de los complejos lagunares adyacentes que conectan con el río San Pedro Mezquitil, las cuales proveen una constante entrada directa de sedimento. Además, nuestros sitios de estudio se encuentran ubicados en curvaturas o meandros del río, lo que favorece el depósito del suelo (Wolanski, 1995). En los sitios S2 y S4, la TEC no muestra correlación con la TAM, debido a que se ubican en la región más cercana a la costa, en la que existe un constante intercambio de suelo. Sin embargo, en estos sitios se muestra una correlación proporcional con el secuestro de carbono en el suelo. Esto es explicado por el enriquecimiento de C_{org} derivado del desarrollo de la camaronicultura en la región de SMN, que aporta una gran cantidad de materia orgánica hacia el mar y es depositada en el litoral desde Agua Brava hasta San Blas (Valderrama-Landeros et al., 2017). Este escenario también ha sido registrado por Yang et al. (2014) en manglares de la península de Leizhou, China, donde las descargas de agua residual vertidas al mar que provienen de la camaronicultura ocasionan un

enriquecimiento de C_{org} en el suelo del litoral. Por otra parte, la TEC del sitio S8 (zona centro) se correlacionó tanto con la TAM como con el secuestro de carbono en el suelo, lo que indica que la geomorfología del sitio y los aportes de materia orgánica alóctona proveniente de las granjas camaronícolas y la agricultura, influyen en el almacenaje carbono específicamente en dicho sitio (Ruiz-Fernández et al., 2018).

Los resultados de este estudio indican que el secuestro de carbono en el suelo es significativamente diferente entre la zona sur, centro y norte. Al registrarse en las zonas 3 escenarios: 1) con tiempo de permanencia del agua y grado de eutrofización altos (zona norte); 2) en sitios con dominancia de *L. racemosa*, fisonomía de tipo cuenca, geomorfología lagunar (zona centro) y grado de conservación bajo; 2 escenarios que registran el mayor secuestro de carbono, y 3) donde el secuestro de carbono presenta gran afinidad con las arcillas en condiciones de mayor salinidad y nivel de oxigenación, así como menor acumulación de la materia orgánica en el suelo (zona sur).

Todos los sitios estudiados mostraron valores bajos en la biomasa aérea y subterránea, así como en la reserva de carbono, en comparación con lo reportado a nivel internacional para bosques de mangle de tipo primario. Esta diferencia puede deberse al cambio a los impactos ambientales efectuados por diversas actividades antrópicas durante los últimos 35 años en el sistema de humedales de Marismas Nacionales, por generar pérdida en la estructura y función de los bosques de mangle que bordean el río San Pedro Mezquital, ante el estrés a lo largo plazo. Propiciándose con ello, la formación de bosques secundarios y el desplazamiento de *R. mangle* por *A. germinans* y *L. racemosa* en la zona centro y norte. Johnson et al. (2001) menciona que el carbono y la densidad aparente del suelo en bosques secundarios se recuperará a medida que avanza el proceso de sucesión del bosque, dependiendo básicamente del aporte de la materia orgánica de las raíces y la descomposición de los detritos. Sierra et al. (2001) indican que el tiempo requerido por los bosques secundarios donde el suelo ha sido modificado para alcanzar una biomasa similar a los bosques primarios tropicales es calculada en aproximadamente 39.7 años. En el caso de la biomasa aérea esta tiende a recuperarse durante el proceso sucesional dependiendo de la respuesta que el sistema radicular presente ante las propiedades prevalentes en el suelo (Sierra et al., 2001).

Los bosques dominados por *A. germinans*, con condiciones anóxicas e incremento del nivel del suelo, presentan un sistema radicular mejor desarrollado y producción de la biomasa de raíz a una profundidad entre -0.30 hasta -0.46 cm, con respecto al nivel del suelo.

Aportándose de esta manera una importante fuente de calidad de materia orgánica para almacenar C_{org} en el suelo, puesto que las raíces presentan una mayor cantidad de compuestos resistentes a la degradación.

La relación inversa entre la concentración de C_{org} y la menor densidad aparente del suelo, propician condiciones hipóxicas y anóxicas; limitando con ello la degradación de la materia orgánica, y la concentración de C_{org} del suelo en los bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital.

Los resultados de este estudio demuestran que la TEC está relacionada con la entrada o flujo de partículas en el suelo, cuando los bosques de mangle están muy cercanos a corrientes alternas que le aportan de manera constante sedimentos. Asimismo, que la TEC puede potenciarse cuando existen aportes de materia orgánica provenientes de actividades antrópicas (acuicultura, descargas urbanas, etc.), estableciéndose entre éste y el aporte de materia orgánica una relación proporcional directa, con el secuestro de carbono en el suelo.

La valoración económica promedio calculada en esta investigación como servicio de almacenamiento de carbono, coincide con lo reportado por Sanjurjo y Welsh (2005) al estimar la captura de carbono para los manglares en US\$1,000 ha⁻¹. Así como por lo cotizado por el Banco Mundial para los créditos del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) (Neeff y Henders, 2007). Por lo que la valoración económica calculada a partir de los resultados del almacén de carbono en la biomasa arbórea de este estudio, puede ser utilizada como una herramienta fundamental para establecer propuestas de políticas ambientales (preservación, conservación y restauración) y de compensación ambiental en el área en estudio e incluso aplicables a los manglares del Sistema Lagunar Teacapán-Agua Brava (SLTAB). El costo de almacenamiento de CO₂ de los manglares de este estudio se estimó en US\$120,487,582.20, considerando la cobertura reportada en 1973 de 89,173 ha (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007). Mientras que el valor monetario perdido fue estimado en US\$ 19,097, 272.25, considerando la pérdida de cobertura de mangle de 1973 a 2000 de 14,131 ha (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007). Contribuyendo esta investigación con el valor económico que proveían los manglares a las comunidades en el área en estudio y a su vez en el SLTAB.

Por otra parte, la aplicación de los resultados antes descritos, permitirá a los tomadores de decisiones, diseñar estrategias que eviten la deforestación de manglar, así como generar instrumentos que compensen la disminución o pérdida del servicio de captura de dióxido de carbono. De igual forma, es crucial considerar que a los servicios de captura y almacenaje del carbono se deben incluir otros

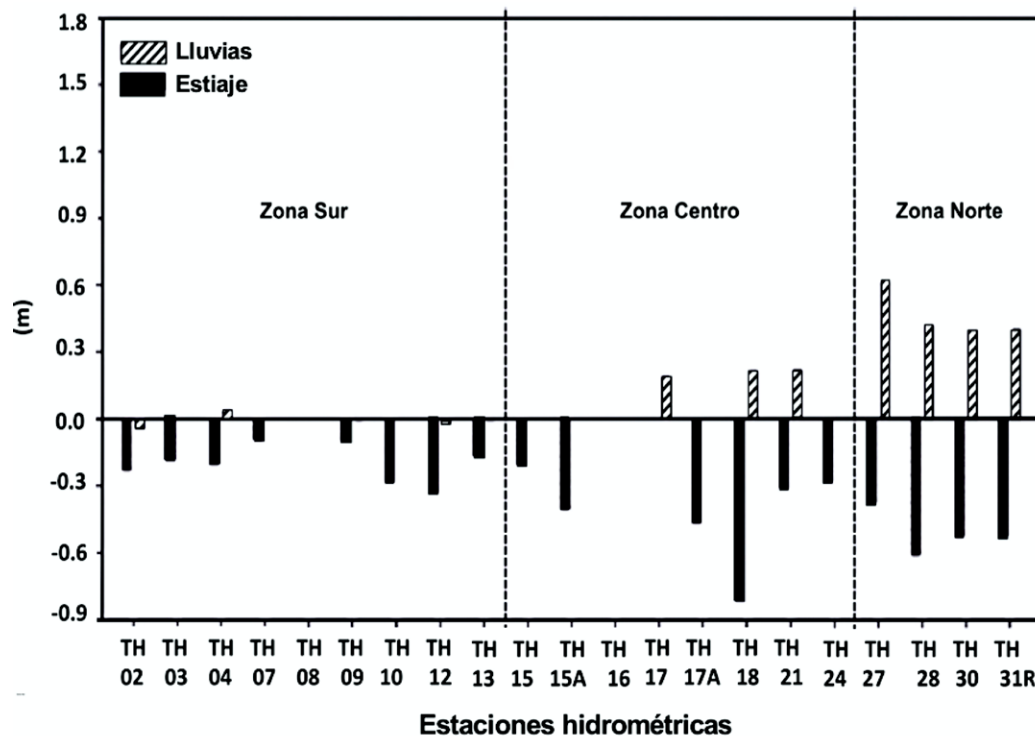
servicios ambientales que proveen los manglares, tales como el valor de la captura de especies de importancia comercial (peces, cangrejo y camarones), producción de leña y carbón. Esto con la finalidad de obtener una cifra lo más cercana al valor económico real que proporcionan los manglares, además de tomar en cuenta las fuentes emisoras de CO₂, la distancia a las mismas fuentes, así como la intensidad de las emisiones. Siikamäki et al. (2012) hacen mención de varios puntos importantes tales como: ¿cuántos bonos de carbono se obtienen por las emisiones de CO₂ evitadas?, ¿qué tan relevante es que una parcela almacene más o menos que otras parcelas?, ¿importa si el carbono es emitido de forma inmediata o si el CO₂ se emite desde los suelos por décadas? Estas preguntas pueden ser respondidas con el cálculo de la capacidad del carbono almacenado. Pero, ¿qué pasa cuando los tomadores de decisiones realizan preguntas en cuanto a manglares, por ejemplo: ¿cuál es la multa que se debe pagar por la pérdida de capacidad para almacenar carbono?, ¿en las medidas de compensación, importan la especie de manglar y el tamaño de plántula para remediar el sitio?, ¿cómo se debe agregar el costo por el daño social por el carbono en zonas industriales para cada hectárea de manglar talado?, ¿cuáles son las medidas de compensación

que se deben pedir por no haber evitado las emisiones? Para dar respuesta a todas estas preguntas todavía falta más investigación. Además, los cálculos para estimar el valor de las emisiones evitadas en el manglar no son útiles si no hay una buena gobernanza, monitoreo y vigilancia para evitar la pérdida de áreas de manglar. Desafortunadamente, el Banco Mundial establece que el índice de efectividad de gobernanza es más bajo en los países con extensas áreas de manglar. Es por esto que se hace necesario continuar con la obtención de datos científicos de la captura y almacenaje de carbono del manglar, además para fortalecer los marcos legales y mejorar la toma de decisiones informada.

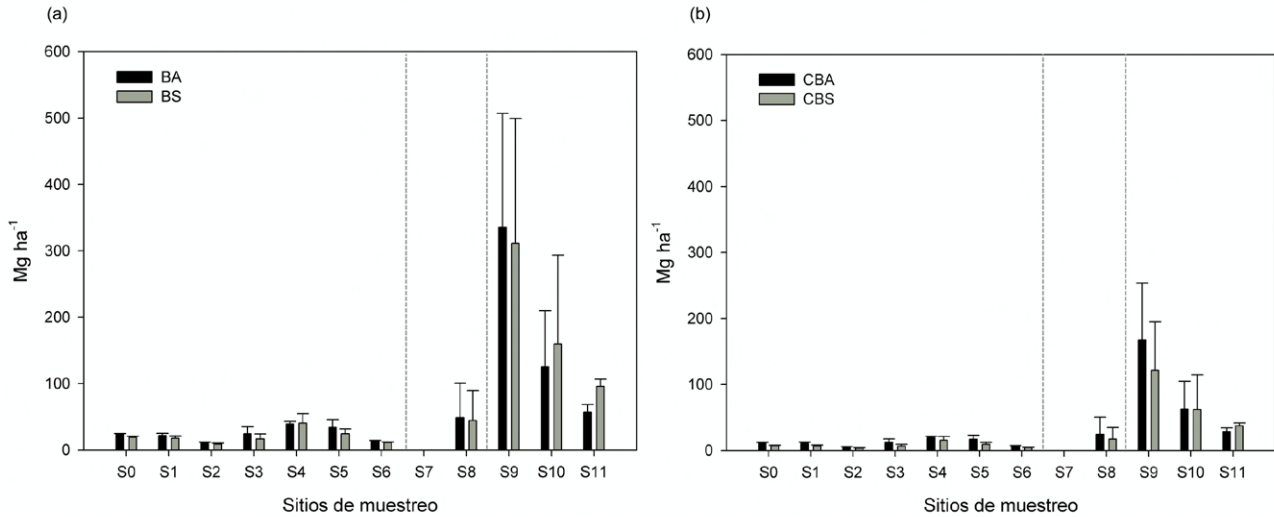
Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Universidad Nacional Autónoma de México, por adscribirse al proyecto Conacyt-PDCAPN 2015-473 "Carbono azul en ambientes costeros de México", con el cual se financió la presente investigación. Así mismo, a la Red PRODEP "Contaminación acuática: niveles y efectos" (año 3). Agradecemos a Jordan Efrén Reyes Castellano y Cinthia May Herrera por su apoyo durante los muestreos.

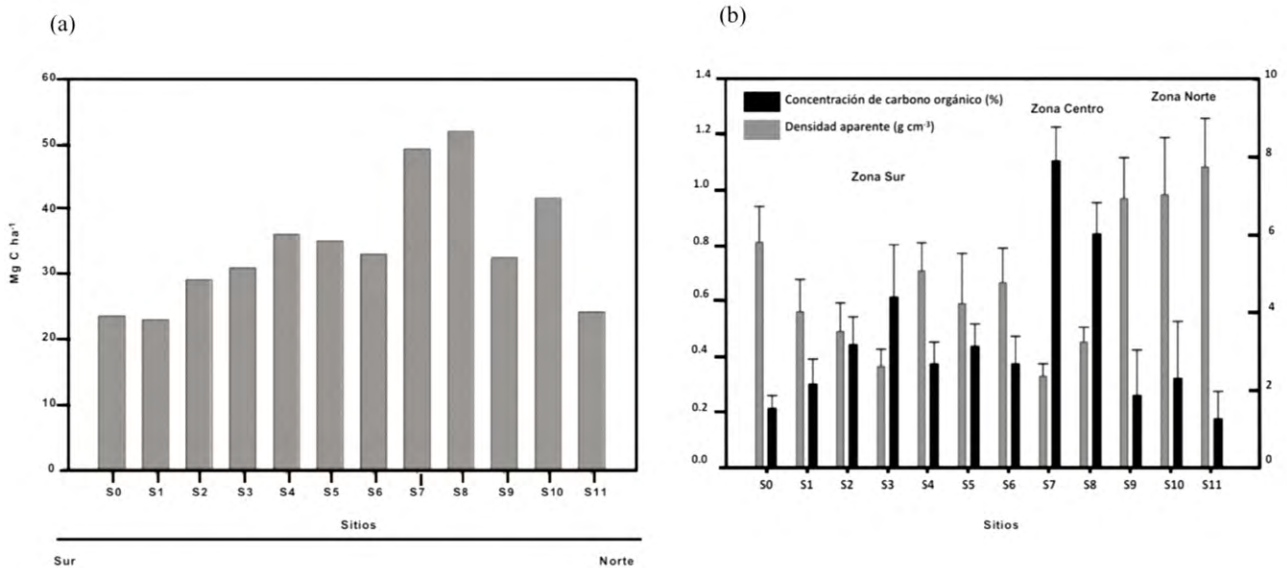
Apéndice 1. Registros del nivel del agua intersticial entre la época de estiaje y lluvias en el año 2015 en los bosques de mangle ubicados a lo largo del cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit, México.



Apéndice 2. (a) Biomasa promedio (\pm desviación estándar) y (b) almacén de carbono en la biomasa de árboles vivos. BA: Biomasa aérea, BS: biomasa subterránea, CBA: carbono en la biomasa aérea, CBS: carbono en la biomasa subterránea. *No hubo datos derivados de la deforestación.



Apéndice 3. (a) Secuestro de carbono total en el sedimento a 20 cm de profundidad, (b) densidad aparente y concentración de carbono orgánico promedio (\pm desviación estándar), a 20 cm de profundidad en el sedimento de los bosques de mangle que bordean el cauce del río San Pedro Mezquital en Marismas Nacionales, Nayarit, México.



Referencias

- Acosta-Velázquez, J. (2003). *Análisis de la estructura de la condición del bosque de manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales y sus relaciones al nivel de paisaje (Tesis de maestría)*. Mazatlán, Sinaloa, México: Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C.
- Adame, M. F., Wright, S. F., Grinham, A., Lobb, K., Reymond, C. E. y Lovelock, C. E. (2012). Terrestrial-marine connectivity: patterns of terrestrial soil carbon deposition in coastal sediments determined by analysis of glomalin related soil protein. *Limnology and Oceanography*, 57, 1492–1502. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1492>
- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P. et al. (2013). Carbon stocks of Tropical Coastal Wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *Plos One*, 8, 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>
- Adame, M. F., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L. y Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12, 3805–3818. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015>
- Adame, M. F., Brown, C., Bejarano, M., Silveira, J., Ezcurra, P., Kauffman, J. et al. (2018). The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conservation Letters*, 11, 1–9. <https://doi.org/10.1111/conl.12445>
- Agraz-Hernández, C. M., García-Zaragoza, C., Iriarte-Vivar, S., Flores-Verdugo, F. J. y Moreno-Casasola, P. (2011). Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of México. *Wetlands Ecology Management*, 19, 273–293. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9216-4>
- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Iriarte-Vivar, S., Posada-Venegas, G., Vega-Serratos, B. E. y Osti-Saénz, J. (2015). Phenological variation of *R. mangle* and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. *Hidrobiológica*, 25, 49–61.
- Agraz-Hernández, C. M., Osti-Saénz, J., Expósito-Díaz, G., Martínez-Reyes, A. A., Chan-Keb, G., Martínez-Muñiz, G. et al. (2015). *Estudio del posible impacto ambiental en el ecosistema del manglar debido a la operación del proyecto hidroeléctrico Las Cruces. Informe final*. Campeche, Campeche: Universidad Autónoma de Campeche/ Comisión Federal de Electricidad.
- Alongi, D. M. (2009). *The energetic of mangrove forest*. New York: Springer.
- Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3, 313–322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>
- Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195–219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- Alvarado, J., Andrade, H. J. y Segura, M. (2013). Almacenamiento de carbono orgánico en suelos en sistemas de producción de café (*Coffea arabica* L.) en el municipio del Libano, Tolima, Colombia. *Colombia Forestal*, 16, 21–31. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2013.1.a02>
- Barreto, M. B., Lo Mónaco, S., Díaz, R., Barreto-Pittol, E., López, L. y Peralba, M. C. R. (2016). Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and *Avicennia*) of the Venezuelan Caribbean coast. *Organic Geochemistry*, 100, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002>
- Berlanga-Robles, C. A. y Ruiz-Luna, A. (2007). Analysis of change trends of the mangrove forest in Teacapan-Agua Brava lagoon system, Mexico. An approximation using Landsat satellite images. *Universidad y Ciencia*, 23, 29–46.
- Bernal, B. y Mitsch, W. J. (2008). A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecological Engineering*, 34, 311–323. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.09.005>
- Bhomia, R. K., MacKenzie, R. A., Murdiyarso, D., Sasmito, S. D. y Purbopuspito, J. (2016). Impacts of land use on Indian mangrove forest carbon stocks: Implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 26, 1396–1408. <https://doi.org/10.1890/15-2143>
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C. et al. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, 1–12. <https://doi.org/10.1029/2007GB003052>
- Briggs, S. (2006). Estimates of biomass in a temperate mangrove community. *Australian Journal of Ecology*, 2, 369–373.
- Calderón, C. y Aburto, O. (2009). El valor de los manglares. *Biodiversitas*, 82, 1–6.
- Cerón-Bretón, J., Cerón-Bretón, R. M., Rangel-Marrón, M., Muriel-García, M., Córdova-Quiroz, A. V. y Estrella-Cahuich, A. (2011). Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove forest in Campeche, Mexico. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 7, 55–64.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D. et al. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Chen, R. y Twilley, R. R. (1999). A simulation model of organic matter and nutrient accumulation in mangrove wetland soils. *Biogeochemistry*, 44, 93–118.
- Díaz, D., Hamilton, K. y Johnson, E. (2011). State of the forest carbon markets 2011: from canopy to currency. Forest Trends/Ecosystem Marketplace, EUA.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. y Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, 293–297.
- Enquist, B. J., West, G. B., Charnov, E. L. y Brown, J. H. (1999). Allometric scaling of production and life-history

- variation in vascular plants. *Nature*, 401, 907–911. <https://doi.org/10.1038/44819>
- Estrada, G. C. y Soares, M. L. (2017). Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89, 973–989. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160357>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T. et al. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 154–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Golley, F. (1975). *Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem*. Athens, Georgia: University of Georgia Press.
- He, B., Wen, Y., Liang, H., Li, Z. y Liu, S. (2002). Element distribution and its relationship with soil fertility in different succession stages of a mangrove community in Yingluo bay, Guangxi. *Acta Phytoecological Sinica*, 26, 518–524.
- He, B., Wen, Y., Liu, S. y He, T. (2006). Composition and properties of soil humus of different mangrove communities in Yingluo Bay of Guangxi. *Acta Pedologica Sinica*, 3, 517–520.
- Huxham, M., Langat, J., Tamoo, F., Kennedy, H., Mencuccini, M., Skov, M. W. et al. (2010). Decomposition of mangrove roots: Effects of location, nutrients, species identity and mix in a Kenyan forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88, 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.021>
- Johnson, W. S., Stevens, M. y Watling, L. (2001). Reproduction and development of marine peracaridans. *Advances in Marine Biology*, 39, 107–261. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)39009-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)39009-0)
- Kauffman, J. B., Donato, D. C. y Adame, M. F. (2013). *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. Bogor, Indonesia: Center For International Forestry Research.
- Kauffman, J. B., Hernández-Trejo, H., García, J. C. M., Heider, C. y Contreras, W. M. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 24, 203–216. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9453-z>
- Kauffman, J. B., Bernardino, A. F., Ferreira, T. O., Giovannoni, L. R., de O Gomes, L. E., Romero, D. J. et al. (2018). Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. *Biology Letters*, 14, 1–4. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>
- King, D. A., Davies, S. J., Tan, S. y Supardi, M. N. N. (2006). The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. *Journal of Ecology*, 94, 670–680. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01112.x>
- Komiyama, A., Ogino, K., Aksoyrkoae, S. y Sabhasri, S. (1987). Root biomass of a Mangrove Forest in Southern Thailand. 1. Estimation by the Trench method and the zonal structure of root biomass. *Journal of Tropical Ecology*, 3, 97–108. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001826>
- Komiyama, A., Havanond, S., Srisawatt, W., Mochida, Y., Fujimoto, K., Ohnishi, T. et al. (2000). Top/root biomass ratio of a secondary mangrove (*Ceriops tagal* (Perr.) C.B. Rob.) forest. *Forest Ecology and Management*, 139, 127–134. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00339-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00339-4)
- Komiyama, A., Pongpam, S. y Kato, S. (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology*, 21, 471–477. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002476>
- Komiyama, A., Ong, J. E. y Pongpam, S. (2008). Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.006>
- Lema-Vélez, L. F. y Polania, J. (2007). Structure and dynamics of the mangrove forest in the Rancheria River delta, Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical*, 55, 11–21.
- Lützw, M. V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. et al. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426–445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Mackey, A. P. (1993). Biomass of the mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. near Brisbane, south-eastern Queensland. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44, 721–725. <https://doi.org/10.1071/MF9930721>
- Marín-Muñiz, J., Hernández, M. E. y Moreno-Casasola, P. (2014). Comparing soil carbon sequestration in coastal freshwater wetlands with various geomorphic features and plant communities in Veracruz, Mexico. *Plant and Soil*, 378, 189–203. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2011-7>
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35, 25–33. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8)
- Neeff, T. y Henders, S. (2007). *Guidebook to markets and commercialization of forestry CDM projects*. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Nepita-Villanueva, M. R., Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A. y Morales-Barcenas, J. H. (2019). Spatio-temporal mangrove canopy variation (2001–2016) assessed using the MODIS enhanced vegetation index (EVI). *Journal of Coastal Conservation*, 23, 589–597. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00689-9>
- Ong, J. E. y Gong, W. K. (2013). *Structure, function and management of mangrove ecosystems*. ISME Mangrove Educational Book Series No. 2. Yokohama, Japan: ISME
- Piedra, L. y Sierra, L. (2014). Metodología para la cuantificación de carbono en bosques de manglares. En A. C. Hernández-Zanuy y P. M. Alcolado (Eds.), *Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático* (pp. 231–247). La Habana: Red CYTED 410RT0396. Instituto de Oceanología.
- Pool, D. J., Lugo, A. E. y Snedaker, S. C. (1975). Litter production in mangrove forests of Southern Florida and Puerto Rico. En G. E. Walsh (Ed.), *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*.

- Honolulu, Hawaii, EUA: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Poungpam, S. (2003). *Common allometric relationships for estimating the biomass of mangrove forests (Tesis doctoral)*. Gifu University. Prefectura de Gifu, Japón.
- Rivera-Monroy, V., Mancera, E., Twilley, R., Casas-Monroy, O., Castañeda, E., Restrepo, J. et al. (2001). Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración: el caso de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. Santa Marta: Universidad de Louisiana/ Lafayette-INVEMAR.
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez-Balderas, B. y Valderrama-Landeros, L. (2013). *Manglares de México/ extensión, distribución y monitoreo*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ruiz-Fernández, A. C., Agraz-Hernández, C. M., Sánchez-Cabeza, J. A., Díaz-Asencio, M., Pérez-Bernal, L. H., Chan-Keb, C. A. et al. (2018). Sediment geochemistry, accumulation rates and forest structure in a large tropical mangrove ecosystem. *Wetlands*, 38, 307–325. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0969-2>
- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C. A. y Acosta-Velázquez, J. (2006). *Bases para el ordenamiento ecológico de la zona costera del norte de Nayarit, México*. Semana Geomática Barcelona "Los sensores de alta resolución y sus aplicaciones", 8-11 de febrero 2005. Barcelona: Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC)/ el Instituto de Geomática (IG)/ Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos en Topografía, Escuela Politécnica Superior de Edificación de Barcelona (EPSEB). https://www.academia.edu/1318667/Bases_para_el_ordenamiento_ecol%C3%B3gico_de_la_zona_costera_del_norte_de_Nayarit_M%C3%A9xico
- Sanjurjo, E. y Welsh, S. (2005). Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta ecológica*, 74, 55–68.
- Saravanakumar, A., Rajkumar, M., Serebiah, J. y Thivakaran, G. A. (2008). Seasonal Variation in Physio-Chemical Characteristics of Water, Sediment and Soil Texture in Arid Zone Mangroves of Kachchh, Gujarat. *Journal of Environmental Biology*, 29, 725–732.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2013). *Plan de Manejo Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit, México*. https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/77_libro_pm.pdf
- Shapiro, S. S. y Wilks, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality. *Biometrika*, 52, 591. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>
- Sherman, R. E., Fahey, T. J. y Martínez, P. (2003). Spatial patterns of biomass and aboveground net primary productivity in a mangrove ecosystem in the Dominican Republic. *Ecosystems*, 6, 384–398. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0191-8>
- Sierra, C. A., del Valle, J. I. y Orrego, A. S. (2001). *Ecuaciones de biomasa de raíces y sus tasas de acumulación en bosques sucesionales y maduros tropicales de Colombia*. Memorias del Simposio Internacional: Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales, 18-20 Octubre 2001. Valdivia, Chile.
- Siikamäki, J., Sanchirico, J. y Jardine, S. (2012). Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 14369–74. <https://doi.org/10.1073/pnas.1200519109>
- Sitoe, A., Comissario, L. y Guedes, B. (2014). Biomass and carbon stocks of Sofala Bay mangrove forests. *Forests*, 5, 1967–1981. <https://doi.org/10.3390/f5081967>
- Smith, T. J. y 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. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-6243-z>
- Todd, D. y Mays, L. (2005). *Ground Water hydrology*. New York, John Wiley and Son.
- Valderrama-Landeros, L., Troche, C., Rodríguez, M. T., Márquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S. et al. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands*, 34, 747–758. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J. A. et al. (2017). *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Valdés-Velarde, E., Valdez-Hernández, J. I., Ordaz-Chaparro, V. M., Gallardo-Lancho, J. F., Pérez-Nieto, J. y Ayala-Sánchez, C. (2011). Evaluación del carbono orgánico en suelos de los manglares de Nayarit. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2, 47–58.
- Wolanski, E. (1995). Transport of sediment in mangrove swamps. *Hydrobiologia*, 106, 31–42. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0289-6_5
- Yang, J., Gao, J., Liu, B. y Zhang, W. (2014). Sediment deposits and organic carbon sequestration along mangrove coasts of the Leizhou Peninsula, southern China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136, 3–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.11.020>
- Zanne, A. E., López-González, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L. et al. (2009). Global wood density database. Dryad Digital repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis*. Nueva Jersey: Pearson Prentice Hall/Pears.