



# Almacenes de **carbono** en un paisaje de **humedal cárstico** a lo largo de un corredor transversal costero de la Península de Yucatán

Carbon stocks in a karst wetlandscape along a transverse coastal corridor in the Yucatan Peninsula

Sara María Morales-Ojeda<sup>1</sup>\*, Jorge A. Herrera-Silveira<sup>1</sup> y Roger Orellana<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación y Estudios Avanzados. Instituto Politécnico Nacional. Mérida, Yucatán, México.

<sup>2</sup> Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C. Mérida, Yucatán, México.

\* Autor de correspondencia:  
sara.morales@cinvestav.mx

## RESUMEN

Los humedales costeros son dinámicos y su variación depende de la intensidad e interacción entre los procesos continentales y marinos que los influencian. Estos humedales son altamente productivos y sustentan servicios ambientales relevantes para la mitigación de los efectos del cambio climático antropogénico. Considerando un enfoque paisajístico de conectividad entre los procesos costeros, se llevó a cabo la evaluación de los almacenes de C aéreo y subterráneo en ocho humedales. Estos conforman un paisaje continuo en la costa norte de Yucatán denominado corredor transversal costero. El almacén de C para el corredor correspondió a 3 837 160 Mg de C. El humedal de manglar chaparro presentó el mayor almacén de carbono total por unidad de área ( $371 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), siendo también el dominante en extensión. El gradiente en el almacén de C aéreo entre humedales obedeció a patrones de inundación, elevación topográfica, salinidad intersticial y la tolerancia específica de las especies. Los manglares almacenaron más carbono por hectárea que los humedales dominados por herbáceas emergentes y por la vegetación sumergida. Los primeros estarían dominados por procesos de producción y acumulación de C, mientras que en los segundos la producción y el reciclamiento serían los más importantes, repercutiendo en una menor acumulación de C. Los resultados contribuyen al entendimiento de los patrones de almacenamiento de C en un gradiente salino y topográfico en paisajes integrados por humedales costeros cársticos. Los resultados podrán utilizarse para evaluar las afectaciones regionales potenciales en el mediano y largo plazo ocasionados por impactos naturales y antropogénicos.

PALABRAS CLAVE: biomasa aérea, carbono azul, manglares, marismas, pastos marinos, sedimento.

## ABSTRACT

Coastal wetlands are dynamic, and exhibit spatial variation associated to the intensity of the land-ocean interactions. These wetlands are highly productive, and support relevant environmental services related to anthropogenic climate change mitigation. From a landscape point of view, and assuming that connectivity among coastal processes does exist among coastal processes, the evaluations of the aboveground and belowground C stocks were carried out in eight landscape units, along a wetland continuum located at the northern coast of Yucatan, called "coastal transverse corridor". The ecosystem C stock for the corridor was 3 837 160 Mg C. The dwarf mangrove presented the largest total carbon stock per unit area ( $371 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), being also the dominant in extension. The gradient of the aboveground C stocks followed flood patterns, the elevation of the wetland, interstitial salinity, and the specific tolerance of the species. The mangroves stored more carbon per hectare than wetlands dominated by emergent herbaceous and submerged vegetation. The first ones were dominated by production and accumulation rates of C, while the other two, were dominated by the production, and the recycling which caused a low C storage. The results of this study contribute to the understanding of the C stocks patterns in the salinity and topographic gradients along karst coastal wetlands. The results could be used to evaluate the potential of local and regional effects in the medium and long term caused by natural and anthropogenic impacts.

KEYWORDS: aboveground biomass, blue carbon, mangroves, marshlands, seagrasses, sediment.

## INTRODUCCIÓN

La costa es una zona dinámica de transición entre ambientes terrestres y oceánicos que ha resultado de la acción de forzantes físicos (v. g. ríos, mareas y olas), evolución geomorfológica (v. g. balance entre tasas de erosión y sedimentación) e hidrológica (agua dulce superficial y subterránea, agua marina, evaporación, precipitación) (Rovai *et al.*, 2018).

La variedad de combinaciones de estos forzantes físicos favorece la presencia de diferentes configuraciones costeras; en el caso de los humedales costeros, se presentan arreglos espaciales heterogéneos compuestos por un mosaico de comunidades biológicas variadas tales como ciénegas, marismas de agua dulce y marinas, bosques de agua dulce y manglares, pastos marinos y arrecifes de coral, entre los más relevantes. La distribución espacial de los humedales costeros obedece a gradientes espaciales de salinidad, niveles topográficos, hidroperiodo y fuente de agua dulce (superficial o subterránea) o marina (Herrera-Silveira y Comín, 2000; Flores-Verdugo *et al.*, 2007; Hernández-Arana *et al.*, 2015). Debido a la heterogeneidad espacial de las comunidades biológicas, la mejor aproximación a su estudio en las escalas local y regional es a través de un enfoque paisajístico estructurado en corredores transversales costeros.

Cada configuración, o unidad dentro del paisaje de humedal costero, tiene una huella ambiental específica de controladores y procesos responsables de las características de estructura y función que dan soporte a la diversidad de servicios ambientales que ofrecen. Las unidades funcionales del paisaje de humedal costero no están aisladas debido a la conexión transversal relacionada con la matriz hidrológica pudiéndose formar complejas conexiones con otras unidades dentro del paisaje (Bornette, Amoros y Lamouroux, 1998; Cohen *et al.*, 2016; Thorslund *et al.*, 2017).

La conservación y permanencia del paisaje costero está vinculado con el bienestar humano a través de diversos servicios ambientales (Calhoun *et al.*, 2017; Creed *et al.*, 2017; Yao *et al.*, 2017) y constituyen una importante fuente de biodiversidad (Costanza, *et al.*, 1997; Gibbs, 2000). Uno

de estos servicios ambientales con relevancia local, regional y global es la regulación de gases de efecto invernadero a través de los almacenes y flujos de carbono orgánico aéreo y subterráneo (Bridgham, Megonigal, Keller, Bliss y Trettin, 2006; Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2011; Mitsch *et al.*, 2013; Herrera-Silveira *et al.*, 2016).

El carbono contenido en la vegetación costera principalmente en manglares, praderas de pastos marinos y marismas de marea es denominado como "carbono azul" (Mcleod *et al.*, 2011) y sus almacenes ya han sido evaluados como muy importantes. Sin embargo, están desapareciendo o empeorando su condición como resultado de las continuas presiones de desarrollo antrópico, lo que se traduce en emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (Pendleton *et al.*, 2012).

La iniciativa de carbono azul es atractiva tanto en investigación como para los interesados en políticas de conservación. El carbono azul ofrece un marco de referencia como estrategia potencialmente rentable tanto para lograr reducciones genuinas en las emisiones de gases de efecto invernadero como para fortalecer los beneficios colaterales de los almacenes y flujos de carbono. Por otra parte, los ecosistemas de carbono azul proporcionan el hábitat para especies alimentarias valiosas, depuran la contaminación industrial y urbana y proporcionan una defensa eficaz contra las tormentas y los fenómenos meteorológicos extremos (Nellemann *et al.*, 2009; Grimsditch, Alder, Nakamura, Kenchington y Tamelander, 2013). A pesar de los beneficios de mitigación y adaptación que resultan de la protección o restauración de los ecosistemas de carbono azul, la evaluación de los almacenes de carbono se ha centrado a un ecosistema de forma individual, o bien, en el componente aéreo o subterráneo en un solo ecosistema tal como el manglar (Walcker *et al.*, 2018), los pastos marinos (Duarte *et al.*, 2010; Fourqurean *et al.*, 2012; Lavery, Mateo, Serrano y Rozaimi, 2013; Campbell, Lacey, Decker, Crooks y Fourqurean, 2015; Gullström *et al.*, 2017), o las marismas (Bai *et al.*, 2016; Macreadie *et al.*, 2017; Sousa *et al.*, 2017), sin considerar que forman parte de un paisaje a lo largo de un corredor transversal costero. En la literatura son escasos los trabajos



que incluyen más de una comunidad en las evaluaciones de almacenes de carbono orgánico en paisajes de humedales costeros (Choi, Hsieh y Wang, 2001; Chmura, Anisfeld, Cahoon y Lynch, 2003; Adame *et al.*, 2013; Huxham, Whitlock, Githaigay Dencer-Brown, 2018). Entre otros aspectos, estos estudios son escasos debido a que cada tipo de humedal requiere diferentes aproximaciones metodológicas (Howard, Hoyt, Isensee, Pidgeon y Telszewski, 2014).

Por otra parte, de los escenarios ambientales costeros los de tipo cárstico, como el de la Península de Yucatán, resultan de interés para la evaluación de los almacenes de carbono de los ecosistemas costeros. Esto es debido a que la fuente de agua dulce es casi exclusivamente subterránea, libre de materia particulada, con influencia marina por la cuña salina que se origina gracias a las cavidades formadas por la disolución de la roca calcárea (Bautista, Palacio-Aponte, Quintana y Zinck, 2011). Adicionalmente, la plataforma de Yucatán tiene escasa pendiente, por lo que en la zona costera existe marcada interacción entre elementos y características oceánicas (marea y oleaje) y terrestres (descargas de agua subterránea, acuífero somero), favoreciendo un paisaje de humedal costero cuya extensión puede abarcar más de 20 km tierra adentro (Rejmankova, Pope, Post y Maltby, 1996). En este contexto, la estructura del paisaje de humedal costero, en el escenario cárstico del norte de Yucatán, es ideal para la cuantificación y el registro de la variación que presentan los almacenes de carbono en las distintas unidades de paisaje a lo largo de un corredor transversal costero.

## OBJETIVOS

Evaluar las reservas de carbono en ocho humedales; pastos marinos en mar costero, asociaciones de herbáceas halófilas, manglar chaparro, manglar de ciénaga, pastos marinos en laguna costera, manglar de cuenca, vegetación emergente alta y sabana que forman un corredor transversal costero continuo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprendió un transecto paralelo a la carretera federal 103 Sierra Papacal-Chuburná, en la costa norte de la península de Yucatán, México (Fig. 1) en la cual fueron ubicados ocho unidades del paisaje de humedal, de estos, seis fueron muestreados vía terrestre: la sabana inundable, la vegetación acuática emergente, el manglar de cuenca, el manglar de ciénaga, manglar chaparro y la asociación de vegetación halófila; y dos por vía acuática: la vegetación acuática sumergida de la laguna y la del mar costero.

Durante el periodo 2013-2014 se establecieron en cada sitio (unidad de paisaje) cinco parcelas de acuerdo con el diseño de muestreo (Fig. 2). En cada sitio fueron tomados datos a escala de parcela: la profundidad del suelo con ayuda de una varilla metálica graduada (m), registros de pH mediante un medidor portátil (MP-6p, HACH, USA), la salinidad intersticial medida con refractómetro óptico (ATAGO, Japón), registrada en ups y, finalmente, el nivel de inundación medido con una regla para el caso de los humedales terrestres (cm); para el caso de vegetación sumergida se midió el nivel de profundidad, mediante un profundímetro (Hondex ps-7) (m).

El perfil topográfico se realizó mediante un sistema diferencial con el método *stop and go* (GPS LEICA, modelo GS09, GS14 y GS15) registrado en alturas ortométricas, lo cual para la región es equiparable a la altitud sobre el nivel del mar (m s.n.m.).

La cuantificación de los almacenes de carbono aéreo y subterráneo de pastos marinos y manglares fue realizada según los métodos propuestos en Fourqurean *et al.*, (2014). En el caso de los humedales no contemplados en el manual y dominados por herbáceas, se procedió a la identificación de las especies presentes y a la determinación de su cobertura, posteriormente se realizó la colecta de biomasa por el método de cosecha en pie (Milner y Hughes, 1968).

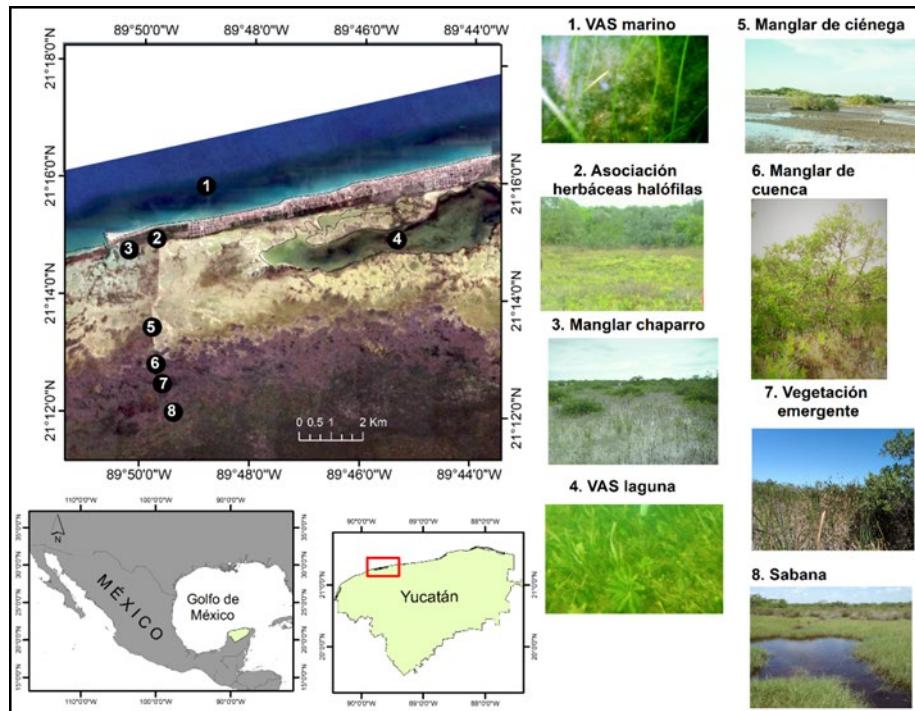


FIGURA 1. Localización de los ocho humedales estudiados en el corredor costero de la Península de Yucatán al sureste de México.

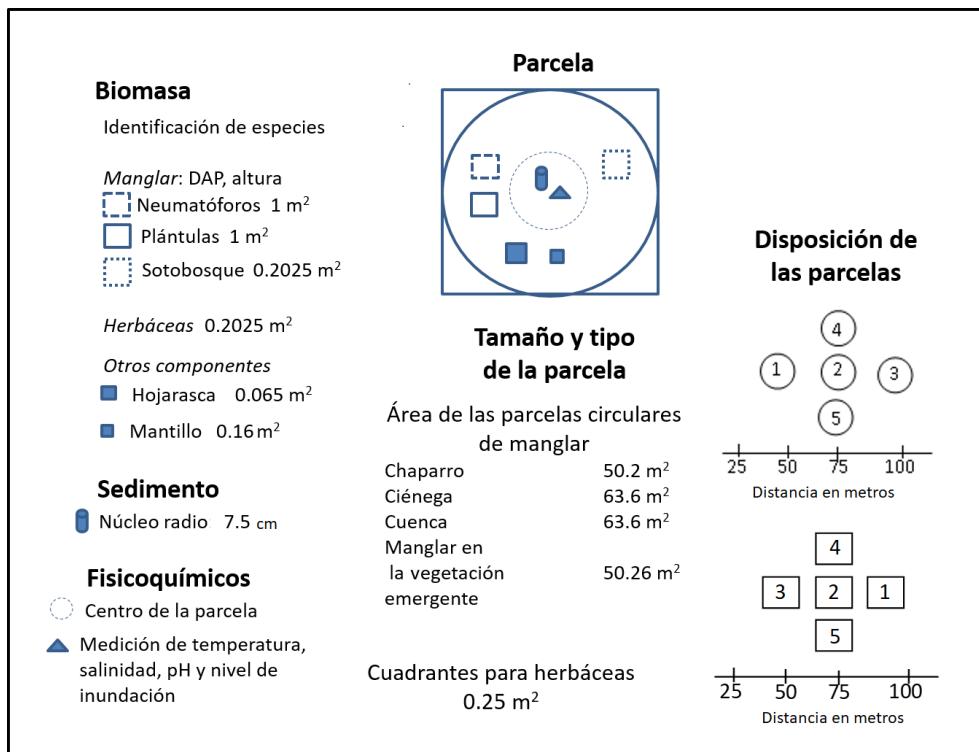


FIGURA 2. Diseño de muestreo.



La colecta de sedimento se realizó con un nucleador metálico de 100 cm por 7 cm de diámetro interno. En todos los casos los núcleos obtenidos fueron seccionados sistemáticamente para obtener perfiles cada 10 cm. Se realizó la caracterización de los núcleos por perfil, la cual incluyó la identificación del color en húmedo (de acuerdo con la escala de las tablas Munsell), así como su contenido (raíces finas, rocas calcáreas, conchas, etcétera).

Las muestras de vegetación y sedimentos fueron secadas en un horno con circulación forzada de aire (Thermo Scientific™) a 70 °C por 72 h. Para la vegetación, se midió la biomasa seca ( $\text{g m}^{-2}$ ) y para los sedimentos, la densidad aparente. El contenido de materia orgánica en el sedimento fue determinado por el método de pérdida por ignición (LOI, por sus siglas en inglés) (Sanders *et al.*, 2012), utilizando un factor de conversión de 1.724 para convertir el resultado del LOI a carbono orgánico (Schumacher, 2002).

Las muestras de biomasa seca y las de sedimento fueron maceradas, tamizadas y encapsuladas en celdas de estaño para la determinación de carbono total (CT) y nitrógeno total (NT) en un autoanalizador elemental Thermo Quest (Flash EA 1112), los resultados fueron expresados como porcentaje. En el caso del sedimento se realizó el análisis del fósforo total de acuerdo con los métodos de Aspila, Agemian y Chau (1976), el resultado se registró en porcentaje.

El almacén de carbono de la vegetación fue estimado como el producto del porcentaje de carbono (C) y la biomasa; mientras que para el suelo se estimó a partir de la densidad aparente seca y el contenido estimado de carbono orgánico. Los resultados del almacén fueron expresados en megagramos por hectárea.

El almacén aéreo de cada paisaje estuvo conformado por la sumatoria de los elementos de la vegetación tales como hojas, ramas, tallos, neumatóforos, hojarasca; mientras que el almacén subterráneo resultó de la suma entre la biomasa subterránea (raíces y rizomas) y el contenido del sedimento. Las estimaciones del almacén de carbono por unidad de paisaje fueron realizadas utilizando

aproximaciones de las extensiones conocidas de cada tipo de humedal de acuerdo con el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero del Estado de Yucatán [Poetcy] (2007) y para la vegetación acuática sumergida (VAS) utilizando como referencia las áreas observadas por Palafox-Juárez y Liceaga-Correa (2017).

## RESULTADOS

### Características ambientales de los humedales costeros

De acuerdo con la tabla 1, los humedales terrestres se encontraron distribuidos en el gradiente de tierra a mar en niveles topográficos entre negativos y positivos. Esto indica que se presentaron algunos sitios con inundación permanente como los pastos marinos, mientras que en otros las fluctuaciones fueron frecuentes (manglares chaparros y manglar de ciénaga), periódicas (manglar de cuenca y vegetación emergente) o estacionales (sabana).

El sitio de sabana fue el menos influenciado por los procesos marinos, presentándose en el nivel topográfico más alto del corredor transversal y en suelo escaso (Tabla 1). Este humedal está sobre roca impermeable que favorece la acumulación de agua de lluvia, sin embargo, la roca llega a fracturarse facilitando la intrusión de la cuña salina y registrándose niveles de inundación bajos ( $< 5 \text{ cm}$ ), pero continuos en el tiempo y con variación en la salinidad intersticial (5 ups - 30 ups).

Por lo que respecta al humedal de vegetación emergente, este se caracterizó por estar en suelo escaso, pero rico en materia orgánica y amplia cobertura vegetal (Tablas 1, 2 y 3); recibe influencia tanto del agua subterránea como marina reflejándose en salinidades intersticiales que van de muy bajas a marinas (de 2.9 ups a 35.8 ups).

Respecto al manglar de cuenca, este se desarrolló en suelos orgánicos con profundidades de hasta 35 cm; su nivel topográfico ( $+ 0.16 \text{ m s.n.m. a } + 0.22 \text{ m s.n.m.}$ ) le confiere cierto aislamiento para el intercambio de agua, por lo que se registró una de las más amplias variaciones en la salinidad intersticial (14 ups - 120 ups) (Tabla 1).

TABLA 1. Valores promedio  $\pm$  desviación estándar (min-máx) de las características ambientales de los humedales costeros cársticos tropicales de la costa norte de Yucatán.

Unidad del Paisaje	Nivel topográfico (m s.n.m.)	Nivel de inundación (cm)	Salinidad superficial (ups)	Salinidad intersticial (ups)	pH	Profundidad del sedimento/suelo (cm)
Sabana	+ 0.38 a + 0.29	5.5 $\pm$ 8.6 (0-26)	7.7 $\pm$ 2.7 (4.9-15)	13.6 $\pm$ 7.5 (5.6-30)	6.5 $\pm$ 1.2 (6-7.8)	12.5 (5-20)
Vegetación emergente	+ 0.26 a + 0.29	11.8 $\pm$ 7.4 (0-34)	8.6 $\pm$ 7.6 (1.5-43)	13.4 $\pm$ 8.3 (2.9-35.8)	6.7 $\pm$ 1.3 (6.1-7.9)	20.6 $\pm$ 7.7 (11-29)
Manglar de cuenca	+ 0.16 a + 0.22	11.1 $\pm$ 10.3 (0-45)	26.2 $\pm$ 22.6 (10-65)	44.2 $\pm$ 25.8 (14.6-120)	7.6 $\pm$ 1.2 (6-8.7)	34.3 $\pm$ 16.7 (17-58)
VAS lagunar	-0.4 a -1.5	111.3 $\pm$ 77.5 (50-280)	38.8 $\pm$ 3.1 (35.7-43.8)	38.8 $\pm$ 3.1 (35.7-43.8)	8.13 $\pm$ 0.11 (7.9-8.2)	30-50
Manglar de ciénega	-0.28 a -0.35	11.3 $\pm$ 12.2 (0-30)	21.9 $\pm$ 19.4 (1.4-65)	54.2 $\pm$ 24.1 (9.2-93)	7 $\pm$ 0.19 (6.3-7.8)	45.3 $\pm$ 5 (40-50)
Manglar chaparro	-0.0 a -10.0	3.1 $\pm$ 5.4 (0-15)	25.8 $\pm$ 24.7 (2-66.9)	54.8 $\pm$ 21.8 (2.2-100)	8.1 $\pm$ 0.4 (7.6-8.7)	54.3 $\pm$ 24.3 (33-100)
Asociación halófila	-0.27 a -0.30	3.6 $\pm$ 3.7 (0-10)	14.4 $\pm$ 7.8 (6.3-31.5)	39.2 $\pm$ 26.2 (4.7-102)	8.3 $\pm$ 0.14 (8.1-8.4)	25 $\pm$ 6.5 (15-31)
VAS marina	< -1.52	251.4 $\pm$ 103.3 (160-500)	34.9 $\pm$ 1.1 (34.4-38.8)	35 $\pm$ 1.09 (34.4-38.8)	8.02 $\pm$ 0.14 (7.7-8.2)	< 30

TABLA 2. Especies principales y coberturas en las unidades de paisaje del corredor transversal de humedales cársticos del norte de Yucatán.

Paisaje	Espece(s) dominate (s)	Cobertura (%)
Sabana	<i>Spartina spartinae</i> (Trin) (Merr) <i>Distichlis spicata</i> (L) E. Greene. var. <i>spicata</i>	40-100 20
Vegetación emergente	<i>Typha domingensis</i> Pers <i>Conocarpus erectus</i> var <i>sericeus</i> E Forst ex D.C <i>Avicennia germinans</i> (L.) L.T	40 20 10
Manglar de cuenca	<i>Avicennia germinans</i> (L.) L.	80-90
VAS lagunar	<i>Halodule wrightii</i> (Asch.) <i>Thalassia testudinum</i> Bank ex König Algas	0-30 5-10 30-40
Manglar de ciénega	<i>Rizophora mangle</i> (L.) C. DC <i>Avicennia germinans</i> (L.) L.T <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Gaerth	10 60 2
Manglar chaparro	<i>Avicennia germinans</i> (L.) L.T <i>Rizophora mangle</i> (L.) C. DC <i>Distichlis spicata</i> (L) E. Greene. var. <i>Spicata</i>	80-90 <1 70-80
Asociación halófila	<i>Fimbristylis spadicea</i> (L.) Vahl <i>Monanthochloe littoralis</i> Engelm <i>Salicornia bigelovii</i> (Torr) <i>Sesuvium portulacastrum</i> (L) L	20-45 20-30 35 10
VAS marina	<i>Halodule wrightii</i> (Asch.) <i>Syringodium filiforme</i> Kützing <i>Thalassia testudinum</i> Bank ex König Algas	5-10 <5 4-20 20-30



TABLA 3. Valores promedio  $\pm$  desviación estándar (mín-máx) de las características de los sedimentos en los primeros 30 cm de profundidad en humedales costeros cársticos de la costa norte de Yucatán.

Paisaje	DA (g cm <sup>-3</sup> )	MO (%)	PT (%)	NT (%)	N:P	CI (%)	CO (%)
Sabana	0.33 $\pm$ 0.11 (0.24-0.45)	32.1 $\pm$ 1.41 (30.83-33.62)	0.05 $\pm$ 0.01 (0.05-0.05)	0.47 $\pm$ 0.03 (0.45-0.50)	9.47 $\pm$ 0.50 (9.00-10.00)	4.91 $\pm$ 0.18 (4.74-5.10)	9.3 $\pm$ 0.35 (9.09-9.70)
Vegetación emergente	0.52 $\pm$ 0.12 (0.32-0.62)	27.4 $\pm$ 8.87 (20.6-31.05)	0.07 $\pm$ 0.01 (0.05-0.08)	0.65 $\pm$ 0.33 (0.33-1.17)	9.53 $\pm$ 3.58 (5.71-14.63)	1.94 $\pm$ 0.30 (1.49-2.29)	8.84 $\pm$ 1.05 (7.66-10.28)
Manglar de cuenca	0.65 $\pm$ 0.08 (0.51-0.74)	15.66 $\pm$ 2.68 (11.62-18.45)	0.09 $\pm$ 0.03 (0.05-0.12)	0.53 $\pm$ 0.37 (0.15-1.26)	7.88 $\pm$ 8.23 (1.50-25.20)	3.09 $\pm$ 1.20 (0.75-4.32)	6.33 $\pm$ 2.87 (1.97-8.58)
VAS lagunar	0.47 $\pm$ 0.37 (0.11-1.23)	18.22 $\pm$ 7.45 (7.16-29.93)	0.05 $\pm$ 0.01 (0.03-0.06)	0.50 $\pm$ 0.10 (0.31-0.62)	11.48 $\pm$ 2.99 (6.20-15.50)	5.11 $\pm$ 2.68 (1.91-9.67)	2.00 $\pm$ 1.05 (0.75-3.79)
Manglar de ciénega	0.59 $\pm$ 0.10 (0.48-0.71)	31.59 $\pm$ 8.34 (18.65-38.98)	0.07 $\pm$ 0.01 (0.05-0.08)	0.62 $\pm$ 0.45 (0.26-1.22)	8.61 $\pm$ 4.81 (5.17-15.25)	2.48 $\pm$ 0.75 (1.46-3.30)	8.64 $\pm$ 1.18 (6.83-9.55)
Manglar chaparro	0.79 $\pm$ 0.13 (0.71-0.99)	5.6 $\pm$ 2.63 (2.20-8.18)	0.08 $\pm$ 0.01 (0.07-0.09)	0.35 $\pm$ 0.26 (0.14-0.72)	4.72 $\pm$ 3.94 (1.75-10.29)	3.63 $\pm$ 0.86 (2.71-4.37)	6.72 $\pm$ 1.02 (5.30-7.52)
Asociación halófila	0.67 $\pm$ 0.26 (0.37-1.65)	7.53 $\pm$ 7.52 (3.49-20.96)	0.09 $\pm$ 0.06 (0.03-0.17)	1.41 $\pm$ 1.20 (0.12-2.51)	23.50 $\pm$ 34.37 (1.5-83.67)	7.33 $\pm$ 7.08 (0.38-15.31)	14.75 $\pm$ 13.47 (0.54-30.60)
VAS marina	1.58 $\pm$ 0.06 (1.46-1.64)	3.83 $\pm$ 0.58 (3.20-4.93)	0.06 $\pm$ 0.02 (0.03-0.09)	0.08 $\pm$ 0.01 (0.07-0.11)	1.46 $\pm$ 0.61 (0.89-2.67)	0.39 $\pm$ 0.03 (0.34-0.43)	0.55 $\pm$ 0.05 (0.47-0.62)

En el caso del manglar de ciénega, este se presentó en suelos cuya profundidad promedio fue de 45 cm; está constituido en su mayoría por materia orgánica y su nivel topográfico (-0.28 m s.n.m. y -0.35 m s.n.m.) le confiere características de largos tiempos de inundación y amplias variaciones en la salinidad intersticial (Tabla 1). En el humedal de manglar chaparro la profundidad promedio del suelo fue de 54 cm y estuvo compuesto por materia orgánica mezclada con arena; topográficamente fue relativamente homogéneo (Tabla 1), pero con amplia variación de la salinidad intersticial (2 ups a 66.9 ups) (Tabla 1). Por último, el humedal de herbáceas halófilas se presentó en suelos con profundidades promedio de 25 cm, principalmente compuesto de arenas con un registro de niveles de inundación bajos (< 5 cm), pero con amplias variaciones de salinidad intersticial (4.7 ups-102 ups) (Tabla 1).

De los humedales que se encuentran en niveles topográficos negativos (Tabla 1), el nivel del agua siempre

los cubre independientemente de la época del año. Entre estos el humedal de VAS lagunar está a profundidades de -1.5 m s.n.m. a -0.4 m s.n.m. Los sedimentos son poco profundos (Tabla 1) y presenta influencia marina de acuerdo con la variación de su salinidad (33 ups-43 ups). En el caso del humedal de VAS marina la cobertura vegetal está a profundidades de entre 2 m y 6 m en áreas de sedimentos someros ( $\leq$  30 cm) y arenosos sin evidencia de materia orgánica. La salinidad presentó escasa variación tanto en la laguna como en el mar (Tabla 1).

**Biomasa y carbono aéreo de los humedales costeros**  
En la figura 3 y en la tabla 4 se presenta la variabilidad de biomasas y almacenes de carbono aéreo y subterráneo registrada entre las unidades dentro del paisaje del humedal que componen el corredor transversal costero del norte de Yucatán. De forma esquemática está representado el gradiente de salinidad y la variación del nivel topográfico.

## Almacenes de carbono a lo largo de un corredor transversal en el humedal de Progreso, Yucatán

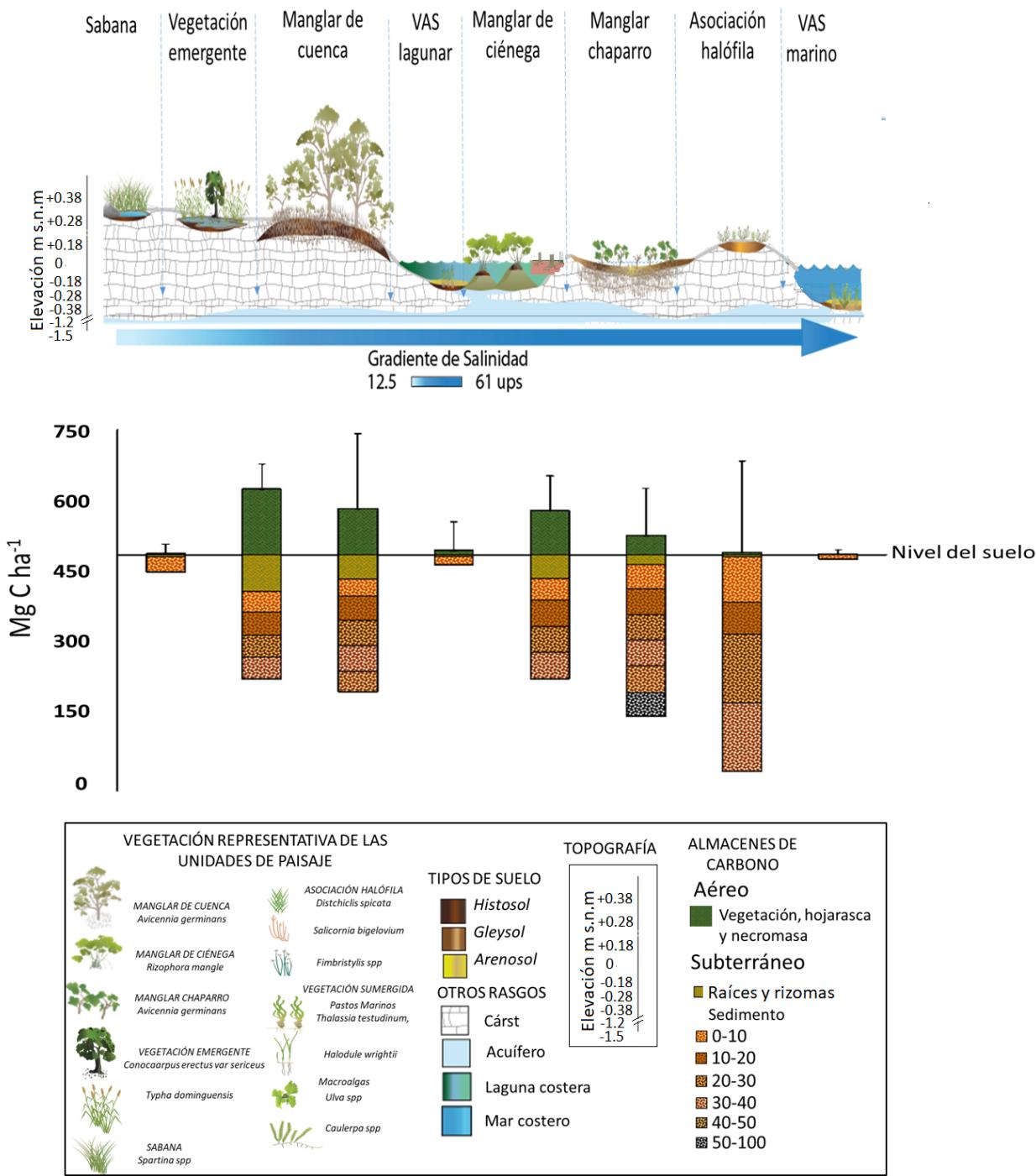


FIGURA 3. Representación del carbono total ( $Mg\ C\ ha^{-1}$ ) almacenado en los diferentes tipos de humedales en el corredor costero cárstico de Yucatán. La barra indica la desviación estándar a través de los diferentes estratos de cada componente y por la suma de ellos.



TABLA 4. Promedio y desviación estándar de la biomasa aérea ( $B_{Aer}$ ), biomasa subterránea ( $B_{Sub}$ ), carbono orgánico aéreo ( $C_{Aer}$ ), subterráneo ( $C_{Sub}$ ), contribución de raíces ( $C_{Rai}$ ), total ( $C_{Tot}$ ) y ecosistémico ( $C_{Eco}$ ).

Paisaje	Extensión (ha)	$B_{Aer}$ (Mg ha <sup>-1</sup> )*	$B_{Sub}$ (Mg ha <sup>-1</sup> )*	$C_{Aer}$ (Mg C ha <sup>-1</sup> )	$C_{Sub}$ (Mg C ha <sup>-1</sup> )	$C_{Rai}$ (%)	$C_{Tot}$ (Mg C ha <sup>-1</sup> )	$C_{Eco}$ (Mg C ha <sup>-1</sup> )
Sabana	200	4.76 (± 3.17)	18.27 (± 16.6)	2 (± 0.65)	35 (± 1.29)	11.6	37 (± 20.5)	7335
Vegetación emergente	161	193.05 (± 360.75)	17.36 (± 7.53)	136 (± 48.9)	212 (± 34.37)	35.6	348 (± 52)	56 152
Manglar de cuenca	2937	265.66 (± 212.5)	208.83 (± 174.78)	95 (± 19.2)	266 (± 11.22)	18.6	361 (± 156.5)	1 060 479
VAS lagunar	810	18.22 (± 19.4)	7.12 (± 4.21)	9 (± 3.9)	20 (± 0.79)	11.9	29 (± 59.4)	23 354
Manglar de ciénega	906	220.04 (± 147.35)	103.77 (± 98.07)	91 (± 69.5)	244 (± 41.31)	19.9	335 (± 72.7)	303 946
Manglar chaparro	5220	64.27 (± 45.48)	43.42 (± 30.56)	13 (± 1.3)	331 (± 0.74)	6	371 (± 98.2)	1 936 240
Asociación halófila	1416	12.58 (± 6.81)	17.37 (± 8.53)	5 (± 1.1)	307 (± 1.05)	1.2	311 (± 189.8)	441 035
VAS marina	941	0.51 (± 0.24)	0.15 (± 0.14)	0.4 (± 0.13)	9 (± 0.04)	1.0	9 (± 10.3)	86 020
Almacén en humedales costeros								3 837 160

\* Peso seco

De entre los humedales emergidos, el de sabana está dominado por *Spartina spartinae* con coberturas de 25% a 100% y alturas promedio menores a 1.5 m, registrándose también *Distichlis spicata*. (L), E. Greene. var. *spicata*. El humedal de vegetación emergente estuvo codominado por *Typha domingensis* (altura ≈ 2.5 m) y dos especies de manglar (*Conocarpus erectus* var. *sericeus* y *Avicennia germinans*) con coberturas de 40% y 20% del área respectivamente; la altura promedio del manglar fue de 2.5 m ± 0.09 m y diámetro a la altura del pecho (DAP) de 4.4 cm ± 0.27 cm, siendo *C. erectus* var. *sericeus* la especie con mayor contribución a la biomasa aérea (91 kg peso seco m<sup>-2</sup>) mientras que *T. dominguensis* solo aportó 4.1 kg de peso seco por metro cuadrado. De entre los humedales de manglar el de cuenca estuvo dominado por *A. germinans* con coberturas entre 80% y 90% mezclado con *C. erectus* var. *sericeus* (<10%); la

altura promedio fue de 3.1 m ± 0.1 m y DAP de 4.8 cm ± 0.17 cm, siendo el mangle negro el de mayor contribución a la biomasa (154 kg de peso seco por metro cuadrado). En el caso del manglar de ciénega, este fue dominado por *A. germinans* con presencia de *R. mangle* y *L. racemosa*; la altura promedio fue de 3.2 m ± 0.12 m y DAP de 4.88 cm ± 0.17 cm, siendo también el mangle negro la especie con mayor contribución a la biomasa aérea con 46 kg de peso seco por metro cuadrado. El último de los manglares que corresponde al de tipo ecológico chaparro fue dominado por *A. germinans* de altura promedio a 0.95 m ± 0.04 m, con estructura arbustiva y coberturas de 80% a 90%, DAP de 4.4 cm ± 0.27 cm y biomasa de 8.7 kg de peso seco por metro cuadrado; se observaron individuos aislados de *R. mangle* (altura 0.45 m y DAP 1.5 cm); en el sotobosque se presentaron *Salicornia bigelovii* Torr. y la herbácea halófita

*Distichlis spicata*, estas dos últimas en las áreas más elevadas del terreno. En el caso del humedal conformado por la asociación de vegetación halófila estuvo dominado por herbáceas como *Distichlis spicata* (L), E. Greene. var. *spicata*, *Fimbristylis spadicea* (L.) Vahl, *Monanthochloe littoralis* Engelm y *Salicornia bigelovii* Torr. y *Sesuvium portulacastrum* (L) con coberturas de 60% a 90% y alturas promedio menores a 50 cm.

De los humedales que están completa y constantemente sumergidos, la VAS de la laguna presentó baja cobertura del pasto marino *Thalassia testudinum* (10%), mientras que *Halodule wrightii* cubrió aproximadamente 30%, además de macroalgas (*Caulerpa* sp. y *H. incrassata*) y rodofitas (*Laurencia* sp.); pastos y macroalgas aportan bajas biomasas respecto a los otros humedales (Tabla 4). La VAS del ambiente marino, fue dominado por *T. testudinum*, con valores de biomasa aún más bajos que los de la laguna (Fig. 3, Tabla 4).

### Biomasa y carbono subterráneo de los humedales costeros

De los humedales que permanecen por arriba del nivel medio del mar en la sabana, el sedimento presentó coloración de marrón oscuro a negro con rocas, raíces finas y conchuela, registrándose baja densidad aparente, almacén de carbono subterráneo de  $35 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.29 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y contribución de biomasa subterránea (raíces finas y rizomas) menor a 15% (Tabla 3); además de que la relación NT:PT fue menor de 16 indicando limitación aparente por nitrógeno. El sitio de vegetación emergente presentó sedimento de coloración gris muy oscuro a negro, con alto contenido de material en descomposición y concentraciones promedio de carbono subterráneo de  $212 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 34.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y alto porcentaje de contribución de biomasa subterránea (35.6%); también con bajos valores de la relación NT:PT y porcentaje de carbono inorgánico (Tabla 3).

Los sedimentos de los humedales de manglar presentaron los almacenes de carbono subterráneo más altos entre los sitios estudiados ( $> 240 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Tabla 4).

La coloración de los sedimentos de los manglares varió de grises (rosáceo, rojizo, parduzco) a café oscuro con abundantes raíces finas (Tabla 3). En el manglar de cuenca el porcentaje de materia orgánica del sedimento no fue tan alto como en otros humedales (Tabla 3), pero el carbono orgánico alcanzó niveles de  $266 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 11.22 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , a pesar de que la relación NT:PT fue de las más bajas ( $< 9$ ). Para el manglar de ciénaga, el contenido de materia orgánica fue alto al igual que el carbono orgánico ( $244 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 41.31 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), la contribución de la biomasa subterránea al carbono subterráneo fue de las más altas (20%), no obstante que presentó limitación de nitrógeno de acuerdo con las relaciones NT:PT ( $< 9$ ). En el caso del sedimento del manglar chaparro, este registró la concentración de carbono orgánico más alta de todos los paisajes del corredor transversal costero ( $331 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 0.74 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y presentó valores bajos de contribución de la biomasa de raíces al carbono subterráneo, al igual que de la relación NT:PT (Tablas 3 y 4).

La zona con vegetación halófila presentó suelos arenosos con alta densidad aparente y bajo contenido de materia orgánica. En este sitio el almacén de carbono subterráneo fue de  $307 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.05 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , siendo la contribución de la biomasa de raíces muy baja ( $< 2\%$ ). Fue la única unidad de paisaje que podría estar limitada por fósforo, de acuerdo con la relación NT:PT (Tabla 4).

Respecto a los humedales con VAS, los sedimentos en el ambiente lagunar y en el marino son de tipo arenoso de color claro (casi blanco) con bajos contenidos de materia orgánica y concentraciones de carbono (Tabla 4). El humedal de VAS lagunar presentó concentraciones de carbono subterráneo mayores ( $20 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 0.79 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) que las de la VAS del ambiente marino ( $9 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 0.04 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). En ambos casos el contenido de materia orgánica y la relación NT:PT dieron bajos valores, pero con diferencias en la contribución de la biomasa subterránea, la cual fue mayor para el humedal de VAS lagunar (Tabla 3).

Respecto al carbono orgánico total de los humedales que componen el paisaje del corredor transversal costero del escenario cárstico del norte de Yucatán, los de manglar de cuenca y chaparro fueron los de mayor concentración de



carbono total por unidad de área ( $361 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y  $371 \text{ Mg C ha}^{-1}$  respectivamente), mientras que los de VAS tanto lagunar como marina son los que menor carbono orgánico total presentaron (Tabla 4). El carbono ecosistémico de este paisaje de humedales costeros, cuando se pondera por la superficie ocupada por cada humedal, es de  $3\,837\,160 \text{ Mg C}$ , siendo los manglares de cuenca (28%) y chaparro (50%) los que mayor contribución tienen y la menor corresponde al humedal de sabana con < 1%.

## DISCUSIÓN

La estimación del carbono almacenado en humedales con diferencias en productividad, nivel topográfico y salinidad intersticial permitió identificar la variación en los procesos que caracterizan a cada unidad de paisaje y proporciona una línea de base para medir los impactos del cambio ambiental, incluyendo el cambio climático.

El gradiente en el almacén de C aéreo se ha relacionado con patrones de la zonificación que resulta de la interacción entre la inundación, la elevación del humedal, la salinidad intersticial y la tolerancia particular de las especies presentes en cada ecosistema (Pennings y Silliman, 2005; Battaglia, Woodrey, Peterson, Dillon y Visser, 2012). En este estudio y a diferencia de las marismas de marea ampliamente abordados en la literatura (Barbier, 2011; Mcleod *et al.*, 2011; Drake, Halifax, Adamowicz y Craft, 2015; Starr, Jarnigan, Staudhammer y Cherry, 2018), los humedales de sabana y vegetación emergente del corredor transversal costero de Yucatán no presentan inundación superficial por efecto directo de las mareas. Las características de salinidad y nivel de inundación resultan de la acumulación de la precipitación, la evaporación y posiblemente de fenómenos a nivel subterráneo tales como la intrusión salina y recarga del acuífero.

Durante la época de lluvias, el agua de las precipitaciones de la zona costera se puede acumular en la superficie debido a la presencia de una roca impermeable localizada a escasa profundidad (< 1 m) denominada caliche o laja. Se ha registrado que debajo del caliche existe agua subterránea parcialmente confinada y con las fisuras o grietas de la roca se favorece que las aguas contenidas

emerjan y mantengan inundados los humedales o broten en forma de manantiales a lo largo de la costa (Marín, Perry, Essaid y Steinich, 2001; Perry, Velazquez-Oliman y Socki, 2003; Rocha *et al.*, 2015). Por lo tanto, el hidroperiodo de estos humedales sería más complejo y susceptible a las fluctuaciones del agua subterránea ocasionadas por la recarga del acuífero que se origina tierra adentro y durante la época de lluvias, al que se le suma la intrusión salina ocasionada por el adelgazamiento de la capa de agua dulce durante la época de secas y la presión de la marea, la cual puede transmitirse al agua subterránea de 20 km hasta 90 km tierra adentro (Marín *et al.*, 2001; Graniel *et al.*, 2010).

Este comportamiento hidrológico y el corto ciclo de vida de las plantas favorecen que el contenido de materia orgánica del sedimento sea alto y que posiblemente predomine el de origen autóctono; al estar tierra adentro el intercambio de materia con otras unidades del paisaje es bajo y el reciclamiento de nutrientes alto. Las plantas de tipo C4, como en el caso del género *Spartina* que caracterizan a la sabana, son más eficaces para transformar el carbono en biomasa, además de que presentan un uso más eficiente del nitrógeno, en comparación con las C3, como el caso de *Typha dominguensis* presente en el humedal de vegetación emergente. Los humedales herbáceos de baja salinidad solo son eficientes en el almacén de C en el corto plazo (Odum, Smith III, Hoover y McIvor, 1984; De Deyn, Cornelissen y Bardgett, 2008).

En el humedal de asociaciones halófilas pudo ser un factor de impulso a la dinámica de carbono del ecosistema, a través de sus efectos sobre la productividad, el hecho de que el agua tenga valores más altos de salinidad y las plantas están adaptadas a tal estrés. Adicionalmente, las condiciones anaeróbicas promovidas por los suelos inundados con agua salada y durante largos períodos de tiempo, favorecieron la acumulación de C en los suelos. Esto puede extenderse al no haber exportación de materia, ya que se encuentra aislado de la influencia directa de la marea. Numerosos estudios han demostrado relación entre la salinidad intersticial, la concentración de materia orgánica y la hidrología (Langenheder y Ragnarsson, 2007; Berga,

Székely y Langenheder, 2012), sin embargo, aún no se ha determinado bajo qué circunstancias la salinidad y tiempo de inundación aumentan o disminuyen las tasas de descomposición en los humedales (Roache, Bailey y Boon, 2006; Weston, Dixon y Joye, 2006; Craft, 2007; Neubauer, Franklin y Berrier, 2013). Al respecto, se ha documentado que algunos humedales localizados a lo largo de los tramos río asociados a estuarios que normalmente no son considerados al determinar la cantidad de carbono almacenado, presentan reservorios importantes de C que son de suma importancia para el intercambio o exportación de este desde ecosistemas terrestres hacia la costa por la subida de nivel de los ríos y bajo tiempo de inundación (Krauss *et al.*, 2018).

En cuanto al almacén de carbono aéreo en los humedales dominados por manglar, la zonificación de las especies y distribución de los tipos ecológicos dentro del corredor costero estuvo en concordancia con los niveles, frecuencia y tiempos de inundación que se han registrado para cada tipo ecológico de manglar (Castañeda-Moya, Twilley y Rivera-Monroy, 2013). *Avicennia germinans* presentó plasticidad y domina los humedales de tipo chaparro, de cuenca y el de ciénaga, donde las altas salinidades ( $>70$  ups) solo son toleradas por esta especie. En este sentido, se reconoce que la plasticidad de la vegetación para adaptarse a los cambios en el medio ambiente y a distintos grados de estrés ambiental (v. g. variaciones de salinidad, el pH, el potencial redox, interacción con las mareas, nivel de inundación y presiones antropogénicas) favorece una alta biomasa (Neue, Wassmann, Kludze, Wang y Lantin, 1997).

En el caso del manglar de cuenca, localizarse en la parte alta del corredor le es favorable para acumular carbono subterráneo ya que las inundaciones periódicas por mareas reducen biogeoquímicamente el ambiente inhibiendo la respiración aeróbica y reduciendo la descomposición de la materia orgánica, lo cual se traduce en C orgánico incorporado al almacén subterráneo, el cual puede mantenerse almacenado en el largo plazo debido a las condiciones de inundación, salinidad y pH (Twilley, Chen y Hargis, 1992; Chmura *et al.*, 2003; Donato *et al.*,

2011; Ouyang y Lee, 2014). Este manglar de cuenca soporta vegetación arbustiva bien desarrollada y con abundancia de raíces aunque el suelo es escaso, esto que sugiere que la producción de ácido sulfídrico en condiciones anaeróbicas durante la descomposición de la materia orgánica posiblemente induce la disolución del suelo carbonatado, lo que a su vez permite el desarrollo y penetración de las raíces hasta el agua subterránea, rica en nitratos (Herrera-Silveira y Morales-Ojeda 2009), sin requerir nutrientes del sedimento.

En lo referente al manglar de ciénaga, este tipo de humedal costero se presenta en condiciones ambientales particulares como períodos completamente ausentes de agua que lo cubra, esto favorece la oxidación de material orgánico superficial, formándose una costra (seca, negra y agrietada) debajo de la cual se conserva la humedad y el agua intersticial es retenida permitiendo que prosigan los procesos de descomposición lenta en el medio anóxico.

El manglar chaparro es el tipo morfológico más extendido en la península de Yucatán (Adame *et al.*, 2013), generalmente es asociado a deficiencias de nutrientes, particularmente fósforo en los suelos cársticos de Yucatán. Sin embargo, en este estudio la mayoría de los sitios registró limitación por nitrógeno y no por fósforo, esto puede deberse a fuentes biológicas (reciclado de nutrientes por procesos de la ciénaga, mortalidad de peces atrapados en la temporada de secas) o antropogénicas (a través del agua subterránea). De acuerdo con Adame, Cherian, Reef y Stewart-Koster (2017), los manglares de bajos valores de diámetros de tronco invierten más C en la producción de biomasa de raíces por área, en comparación con otras plantas terrestres, debido a que estas son vitales para sobrellevar las condiciones de anoxia, hipersalinidad y falta de nutrientes a las que están expuestos (Ball, 1988; Reef, Feller y Lovelock, 2010). Por otra parte, factores como disponibilidad de nutrientes inorgánicos, sedimento mineral y la frecuencia de inundación puede influir en la acumulación de materia orgánica en suelos de humedales de tipo arbustivo como el manglar chaparro (Baustian *et al.*, 2017; Valiela, Teal y Persson, 1976), además de que se ve favorecida una baja tasa de descomposición y mayor



acumulación de carbono en sus sedimentos (Turner, Brouwer y Georgiou, 2009), siendo el mayor de todos los humedales analizados (Tabla 3).

Finalmente, por lo que respecta a la vegetación acuática sumergida constituida principalmente por pastos marinos y algunas macroalgas, si bien los procesos costeros de corrientes y mareas de la región son considerados poco dinámicos (Enriquez, Mariño-Tapia y Herrera-Silveira, 2010), se observa el flujo de materia y energía en sentido bidireccional entre la tierra y el mar, especialmente como pulsos durante eventos de alta energía como huracanes y nortes que caracterizan a la región, con lo cual se podría estar subsidiando de materia orgánica alóctona a este humedal costero. En el caso de la vegetación acuática sumergida marina, las mareas y las olas constituyen un subsidio de energía auxiliar que probablemente no permite a los pastos marinos almacenar carbono, pero sí que el producido *in situ* sea transportado hacia fuera del sistema, por lo que más que un almacén podría ser una fuente de carbono para otros ecosistemas. En el caso de la laguna costera, la baja transparencia y resuspensión producto de la hidrodinámica, podría limitar el desarrollo de la vegetación al interior de la laguna costera, al igual que los cambios de fase de una comunidad dominada por pastos *H. wrightii* o *T. testudinum* a una dominada por *Ruppia maritima* o algas filamentosas oportunistas (verdes o rojas) promovidos por el suministro excesivo de materia orgánica de origen antrópico.

Los mayores valores de carbono orgánico total registrado en este estudio correspondieron a los humedales de manglar de cuenca y chaparro ( $361 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y  $371 \text{ Mg C ha}^{-1}$  respectivamente). Estas concentraciones de carbono están en el intervalo de la media nacional estimada por diferentes autores ( $364 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en Herrera-Silveira *et al.*, 2016;  $442 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en Adame *et al.*, 2018), pero son mayores a la media observada para bosques terrestres ( $62 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en Vega-López, 2008). No obstante, el clima semiárido donde se localizan los humedales de este corredor transversal costero y las condiciones ambientales que podrían estar experimentando algún tipo de impacto

por la modificación hidrológica a causa de una carretera que atraviesa a los ocho humedales estudiados (Teutli-Hernández y Herrera-Silveira, 2018), los almacenes de carbono de estos representan una opción para medidas de mitigación de los efectos del cambio climático y es probable que contribuyan de manera importante a los servicios ambientales locales y regionales.

## CONCLUSIONES

El contenido de carbono determinado para las ocho unidades de paisaje presentó una contrastante variación en los almacenes por unidad de área desde  $9 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (VAS marina) hasta  $371 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (manglar chaparro). Respecto a la contribución por tipo de humedal, considerando su extensión, el manglar chaparro presentó mayor almacén, seguido por el manglar de cuenca y la vegetación herbácea halófila. Estos almacenes son resultado de la interacción entre hidroperiodo (nivel y frecuencia de inundación) y salinidad intersticial principalmente alta, que si bien no favorecen alta productividad reflejada en baja biomasa aérea, sí contribuye al almacenamiento a largo plazo por la lenta descomposición de la materia orgánica. En este sentido, es importante destacar el papel de la vegetación halófila por evitar las emisiones de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera.

El estudio simultáneo del C almacenado en humedales contiguos a lo largo de un gradiente de salinidad y vegetación de diferente tipo de desarrollo (herbáceas y leñosas), son un precedente para analizar la conectividad y su efecto en el tipo y magnitud de los servicios ambientales de cada humedal. En este caso, los resultados fortalecen el valor como almacenes de carbono para el paisaje que conforma el conjunto de humedales costeros del corredor transversal y permiten mejorar la identificación de sitios prioritarios de protección y restauración.

Conocer la variabilidad en la capacidad para almacenar C de distintos humedales que forman parte de un paisaje costero, así como los factores que la determinan, es el primer paso para identificar las posibles afectaciones regionales en el mediano y largo plazo ocasionados por

impactos naturales y antropogénicos, como es el caso del cambio climático actual.

Los resultados de este estudio, con el enfoque de paisaje como corredor costero, permiten avanzar en el entendimiento de los patrones naturales del almacén de C aéreo y C subterráneo. Este tipo de estudios realizados en un gradiente salino y topográfico natural abre la posibilidad de plantear preguntas que ayuden mejorar la comprensión de la biogeoquímica de los almacenes de C en escenario cársticos. Este tipo de aproximaciones permitirán comprender mejor los posibles efectos de la alteración del ciclo hidrológico, disminución del insumo de agua dulce por vía subterránea, incremento en la intrusión de agua salada, cambios en la vegetación, en el ciclo de nutrientes y modificación de la relación producción-respiración, muchos de estos efectos relacionados con el cambio climático.

## RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), por la beca de doctorado No. 166119 y al Programa Mexicano del Carbono (PMC). A la Dra. Selene M. Espadas Manrique del CICY, AC. y al Dr. Juan J. Ortiz Diaz de la UADY por la identificación de especies. Al Laboratorio de Producción Primaria, Cinvestav Unidad Mérida por apoyo en campo y laboratorio.

## REFERENCIAS

- Adame, M. F., Brown, C. J., Bejarano, M., Herrera-Silveira, J. A., Ezcurra, P., Kauffman, J. B., & Birdsey, R. (2018). The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conservation Letters*, 11(4), 1-9. doi: 10.1111/conl.12445
- Adame, M. F., Cherian, S., Reef, R., & Stewart-Koster, B. (2017). Mangrove root biomass and the uncertainty of belowground carbon estimations. *Forest Ecology and Management*, 403, 52-60. doi:10.1016/j.foreco.2017.08.016
- 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), 1-13. doi: 10.1371/journal.pone.0056569
- Aspila, K. I., Agemian, H. & Chau, A. S., (1976). A semi-automated method for the determination of organic, inorganic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101, 187-1 97. doi.org/10.1039/AN9760100187
- Bai, J., Zhang, G., Zhao, Q., Lu, Q., Jia, J., Cui, B., & Liu, X. (2016). Depth-distribution patterns and control of soil organic carbon in coastal salt marshes with different plant covers. *Scientific Reports*, 6, 1-12. doi:10.1038/srep34835
- Ball, M. C. (1988). Ecophysiology of mangroves. *Trees*, 2, 129-142. doi.org/10.1007/BF00196018
- Barbier, E. B. (2011). Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8), 1360-1373. doi: 10.1080/02626667.2011.629787
- Battaglia, L. L., Woodrey, M. S., Peterson, M. S., Dillon, K. S. & Visser, J. M. (2012). Wetlands of the Northern Gulf Coast. En D. P. Batzer & A. H. Baldwin (Eds.), *Wetland habitats of North America: Ecology and conservation issues* (pp. 75-88). Berkeley, California: University of California Press.
- Baustian, M. M., Stagg, C. L., Perry, C. L., Moss, L. C., Carruthers, T. J. B., & Mead, A. (2017). Relationships between salinity and short term soil carbon accumulation rates from marsh types across a landscape in the Mississippi river delta. *Wetlands*, 37, 313-324. doi:10.1007/s13157-016-0871-3
- Bautista, F., Palacio-Aponte, G., Quintana, P., & Zinck, J. P. (2011). Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from the Peninsula of Yucatan, Mexico. *Geomorphology*, 135(3-4), 308-321.
- Berga, M., Székely, A. J., & Langenheder, S. (2012). Effects of disturbance intensity and frequency on bacterial community composition and function. *PLoS ONE*, 7(5). 1-5. doi:10.1371/journal.pone.0036959
- Bornette, G., Amoros, C., & Lamouroux, N. (1998). Aquatic plant diversity in riverine wetlands: The role of connectivity. *Freshwater Biology*, 39(2), 267-283. doi:10.1046/j.1365-2427.1998.00273.x
- Bridgman, S. D., Megonigal, J. P., Keller, J. K., Bliss, N. B., & Trettin, C. (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26, 889-916. 10.1672/0277-5212(2006)26[889:TCBONA]2.0.CO;2
- Calhoun, A. J., Mushet, D. M., Bell, K. P., Boix, D., Fitzsimons, J. A., & Isselin-Nondedeu, F. (2017). Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a ‘disappearing’ ecosystem. *Biological Conservation*, 21, 3-11. 10.1016/j.biocon.2016.11.024.



- Campbell, J. E., Lacey, E. A., Decker, R. A., Crooks, S., & Fourqurean, J. W. (2015). Carbon Storage in Seagrass Beds of Abu Dhabi, United Arab Emirates. *Estuaries and Coasts*, 38(1), 242–251. doi:10.1007/s12237-014-9802-9
- Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R. & Rivera-Monroy, V. H. (2013). Allocation of biomass and net primary productivity of mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. *Forest Ecology and Management*, 307(1), 226–241. doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.011
- Catherine E Lovelock, William H Schlesinger, and Brian R Silliman
- Catherine E Lovelock, William H Schlesinger, and Brian R Silliman
- Chmura G. L., Anisfeld, S., Cahoon, D., & Lynch J. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), 1-12. doi:10.1029/2002GB001917
- Choi, Y., Hsieh, Y., & Wang, Y. (2001). Vegetation succession and carbon sequestration in a coastal wetland in northwest Florida: Evidence from carbon isotopes. *Global biogeochemical cycles*, 15(2), 311-319.
- Cohen, M., Creed, I., Alexander, L., Basu, N., Calhoun, A., Craft, C., D'Amico, E., Dekeyser, E., Fowler, L., Golden, H., Jawitz, J., Kalla, P., Kirkman, L., Lane, C., Lang, M., Leibowitz, S., Lewis, D., Marton, J., McLaughlin, D., & Walls, S. (2016). Do geographically isolated wetlands influence landscape functions?. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(8), 1978-1986. doi.org/10.1073/pnas.1512650113
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387(15), 253-260. 10.1016/S0921-8009(98)00020-2
- Craft, C. (2007). Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and U.S tidal marshes. *Limnology and Oceanography*, 52(3), 1220-1230. doi:10.4319/lo.2007.52.3.1220
- Creed, I. F., Lane, C. R., Serran, J. N., Alexander, L. C., Basu, N. B., Calhoun, A. J. K., Christensen, J. R., Cohen, M. J., Craft, C., D'Amico, E., DeKeyser, E., Fowler, L., Golden, H. E., Jawitz, J. W., Kalla, P., Kirkman, L. K., Lang, M., Leibowitz, S. G., Lewis, D. B., Marton, J., McLaughlin, D. L., Raanan-Kiperwas, H., Rains, M. C., Rains, K. C., & Smith, L. (2017). Enhancing protection for vulnerable waters. *Natural Geosciences*, 10(11), 809-815.
- De Deyn, G. B., Cornelissen, J. H. C., & Bardgett, R. D. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology Letters*, 11(5), 516-531. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01164.x
- 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 Geosciences*, 4(5), 293-97.
- Drake, K., Halifax, H., Adamowicz, S. C., & Craft, C. (2015). Carbon Sequestration in Tidal Salt Marshes of the Northeast United States. *Environmental Management*, 56(4), 998-1008. doi:10.1007/s00267-015-0568-z
- Duarte, C. M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barrón, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24, 1-8. doi:10.1029/2010GB003793
- Elizabeth Mcleod, Gail L Chmura, Steven Bouillon, Rodney Salm, Mats Björk, Carlos M Duarte,
- Elizabeth Mcleod, Gail L Chmura, Steven Bouillon, Rodney Salm, Mats Björk, Carlos M Duarte,
- Enriquez, C., Mariño-Tapia, I., & Herrera-Silveira, J. A. (2010). Dispersion in the Yucatan coastal zone: Implications for red tide events. *Continental Shelf Research*, 30(2), 127-137. 10.1016/j.csr.2009.10.005
- Flores-Verdugo, F., Moreno-Casasola, P., Agraz-Hernández, C. M., López-Rosas, H., Benítez-Pardo, D., & Travieso-Bello, A. C. (2007). La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 33-47.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., & Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5, 505-509. doi:10.1038/ngeo1477
- Fourqurean, J., Johnson, B., Kauffman, J. B., Kennedy, H., Emmer, I., Howard, J., Pidgeon, E., & Serrano, O. (2014). Conceptualizing the Project and Developing a Field Measurement Plan. In J. Howard, S. Hoyt, K. Isensee, & M. Telszewski (Eds.), *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows* (pp. 25-38). Arlington, Virginia, USA: Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- Gibbs, J. P. (2000). Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14(1), 314-317. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98608
- Graniel, E. C. (2010). Hidrología. Biodiversidad & Desarrollo Humano en Yucatán. En R., Durán., & M. Méndez. (Eds.) *Biodiversidad y*

- desarrollo humano en Yucatán (pp. 12-13). Mérida, Yucatán: CICY, PPD-FMAM, CONABIO & SEDUMA.
- Grimsditch, G., Alder, J., Nakamura, T., Kenchington, R., & Tamelander, J. (2013). The blue carbon special edition - Introduction and overview. *Ocean and Coastal Management*, 83, 1-4. doi:10.1016/j.ocecoaman.2012.04.020
- Gullström, M., Lyimo, L., Dahl, M., Samuelsson, G., Eggertsen, M., Anderberg, E., Rasmusson, L., Linderholm, H., Knudby, A., Bandeira, S., Nordlund, L., & Björk, M. (2017). Blue Carbon Storage in Tropical Seagrass Meadows Relates to Carbonate Stock Dynamics, Plant–Sediment Processes, and Landscape Context: Insights from the Western Indian Ocean. *Ecosystems*, 21(3), 551-566. doi:10.1007/s10021-017-0170-8
- Hernández-Arana, H. A., Vega-Zepeda, A., Ruiz-Zárate, M. A., Falcón-Álvarez, L. I., López-Adame, H., Herrera-Silveira, J., & Kaster, J. (2015). Transverse Coastal Corridor: From Freshwater Lakes to Coral Reefs Ecosystems. En G. Islebe, S. Calmé, J. León-Cortés & B. Schmook (Eds.), *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula* (pp. 355-376). Suiza: Springer, Cham. doi.org/10.1007/978-3-319-06529-8
- Herrera-Silveira, J. A., & Comín, F. A. (2000). An Introductory account of the types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico). In M. Munawar, S. G. Lawrence, I. F. Munawar, & D. F. Malley (Eds.), *Ecovision World Monographs Series. Aquatic Ecosystems of Mexico: Status & Scope* (pp 213-227). Leiden, Netherlands: Backhuys Pub.
- Herrera-Silveira, J. A., & Morales-Ojeda, S. M. (2009). Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3), 72-86. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.017
- Herrera-Silveira, J. A., Camacho-Rico, A., Pech, E., Pech, M., Ramírez Ramírez, J., & Teutli-Hernández, C. (2016). Carbon Dynamics (Stocks and Fluxes) in Mangroves of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34, 61-72.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (Eds.), 2014. *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. Arlington, Virginia, USA: Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- Huxham, M., Whitlock, D., Githaiga, M., & Dencer-Brown, A. (2018). Carbon in the Coastal Seascape: How Interactions Between Mangrove Forests, Seagrass Meadows and Tidal Marshes Influence Carbon Storage. *Current Forestry Reports*, 4(2), 101–110. doi:10.1007/s40725-018-0077-4
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2011). *IPCC Expert Meeting on HWP, Wetlands and Soil N<sub>2</sub>O, Geneva, Switzerland, 19-21 October, 2010*. H. S. Eggleston, N. Srivastava, K. Tanabe, J. Baasansuren, & M. Fukuda (Eds.). Japan: IGES.
- Krauss, K. W., Noe, G. B., Duberstein, J. A., Conner, W. H., Stagg, C. L., Cormier, N., Jones, M. C., Bernhardt, C. E., Lockaby, B. G., From, A. S., Doyle, T. W., Day, R. H., Scott, H. E., Pierfelice, K. N., Hupp, C. R., Chow, A. T., & Whitbeck, J. L. (2018). The Role of the Upper Tidal Estuary in Wetland Blue Carbon Storage and Flux. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(5), 817-839. doi:10.1029/2018GB005897.
- Langenheder, S., & Ragnarsson, H. (2007). The role of environmental and spatial factors for the composition of aquatic bacterial communities. *Ecology*, 88(9), 2154-2161. doi: 10.1890/06-2098.1
- Lavery, P. S., Mateo, M. Á., Serrano, O., & Rozaimi, M. (2013). Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implications for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service. *PLoS ONE*, 8(9), 1-12. doi:10.1371/journal.pone.0073748
- Macreadie, P. I., Ollivier, Q. R., Kelleway, J. J., Serrano, O., Carnell, P. E., Ewers Lewis, C. J., Atwood, T. B., Sanderman, J., Baldock, J., Connolly, R. M., Duarte, C. M., Lavery, P. S., Steven, A., & Lovelock, C. E. (2017). Carbon sequestration by Australian tidal marshes. *Scientific Reports*, 7, 1-10. doi:10.1038/srep44071
- Marín, L. E., Perry, E. C., Essaid, H. I., & Steinich, B. (2001). *Hydrogeological investigations and numerical simulation of groundwater flow in the karstic aquifer of northwestern Yucatan, Mexico*. Recuperado de <http://www.olemiss.edu/scienonet/saltnet/swica1/Marin-Perry-Essaid-paper.pdf>
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560. doi:10.1890/110004
- Milner, C., & Hughes, R. E. (1968). *Methods for the measurement of primary production of grassland. IBP Handbook No.6*. Oxford, England: Blackwell Scientific Publications.
- Mitsch, W., Bernal, B., Nahlik, A., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C., Jørgensen, S. E. & Brix, H. (2012). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583-597. doi:10.1007/s10980-012-9758-8
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C. D., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (Eds.). (2009). *Blue Carbon: The Role of Healthy Oceans in Binding Carbon*. Arendal, Noruega: United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.



- Neubauer, S. C., Franklin, R. B., & Berrier, D. J. (2013). Saltwater intrusion into tidal freshwater marshes alters the biogeochemical processing of organic carbon. *Biogeosciences*, 10(12), 8171–8183. doi:10.5194/bg-10-8171-2013.
- Neue, H. U., Wassmann R., Kludze H. K., Wang, B., & Lantin, R. S. (1997). Factors and processes controlling methane emissions from rice fields. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49, 111-117.
- Odum, W. E., Smith III, T. J., Hoover, J. K., & McIvor, C. C. (1984). *The ecology of tidal freshwater marshes of the U.S. east coast: a community profile*. FWS/OBS 83/17. Charlottesville, VA: U.S. Fish and Wildlife Service.
- Ouyang, X., & Lee, S. Y. (2014). Updated estimates of carbon accumulation rates in coastal marsh sediments. *Biogeosciences*, 11, 5057-5071. doi.org/10.5194/bg-11-5057-2014
- Palafox-Juárez, B. E., & Liceaga-Correa, M. de los A. (2017). Spatial diversity of a coastal seascape: Characterization, analysis and application for conservation. *Ocean and Coastal Management*, 136, 185-195. doi:10.1016/j.ocecoaman.2016.12.002
- Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7(9), 1-7. doi.org/10.1371/journal.pone.0043542
- Pennings, S. C., & Silliman, B. R. (2005). Linking biogeography and community ecology: latitudinal variation in plant–herbivore interaction strength. *Ecology*, 86(9), 2310-2319.
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., & Socki, R. A. (2003). Chapter 7. Hydrogeology of the Yucatán Peninsula. En A. Gómez-Pompa, M. Allen, S. Scott Fedick, & J. J. Jiménez-Osornio (Eds.), *The Lowland Maya Area: Three Millennia at the Human-Wildland Interface* (pp. 115–138). New York: Food Products Press.
- Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero del Estado de Yucatán. [POETCY]. (2007). *Informe técnico final*. Yucatán: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida/Centro de Investigación Científica de Yucatán/Instituto Tecnológico de Conkal/Instituto Tecnológico de Mérida/ Universidad Autónoma de Yucatán. Recuperado de <http://www.bitacoraordenamiento.yucatan.gob.mx>.
- Reef, R., Feller, I. C., & Lovelock, C. E. (2010). Nutrition of mangroves. *Tree Physiology*, 30, 1148–1160. doi:10.1093/treephys/tpq048
- Rejmankova, E., Pope, K. O., Post, R., & Maltby, E. (1996). Herbaceous Wetlands of the Yucatan Peninsula: Communities at Extreme Ends of Environmental Gradients. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 81(2), 223-252. doi:10.1002/iroh.19960810208
- Roache, M. C., Bailey, P. C., & Boon, P. I. (2006). Effects of salinity on the decay of the freshwater macrophyte, *Triglochin procerum*. *Aquatic Botany*, 84(1), 45-52. doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.07.014
- Rocha, H., Cardona, A., Graniel, E., Alfaro, C., Castro, J., Rüde, T., Herrera, E., & Heise, L. (2015). Interfases de agua dulce y agua salobre en la región Mérida-Progreso, Yucatán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(6), 89–112.
- Rovai, A. S., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P. A., Simonassi, J. C., Fonseca, A. L., & Pagliosa, P. R. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, 8(6), 534-538. doi:10.1038/s41558-018-0162-5
- Sanders, C. J., Smoak, J. M., Waters, M. N., Sanders, L. M., Brandini, N., & Patchineelam, S. R. (2012). Organic matter content and particle size modifications in mangrove sediments as responses to sea level rise. *Marine Environmental Research*, 77, 150–155. doi:10.1016/j.marenvres.2012.02.004
- Schumaher, B. A. (2002). *Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments*. Las Vegas, NV: Ecological Risk Assessment Support Center, United States Environmental Protection Agency.
- Sousa, A. I., Santos, D. B., Ferreira da Silva, E., Sousa, L. P., Cleary, D. F. R., Soares, A. M. V. M., & Lillebø, A. I. (2017). “Blue Carbon” and Nutrient Stocks of Salt Marshes at a Temperate Coastal Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Scientific Reports*, 7(1), 1–11. doi:10.1038/srep41225
- Starr, G., Jarnigan, J. R., Staudhammer, C. L., & Cherry, J. A. (2018). Variation in ecosystem carbon dynamics of saltwater marshes in the northern Gulf of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 26(4), 1-16. doi:10.1007/s11273-018-9593-z
- Teutli-Hernández, C., & Herrera-Silveira, J. A. 2018. The Success of hydrological rehabilitation in Mangrove wetlands using box culverts across coastal roads in Northern Yucatán. In C. Makowski, & C. W. Finkl (Eds.), *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability and Management* (pp 607-620). Switzerland: Springer.
- Thorslund, J., Jarsjö, J., Jaramillo, F., Jawitz, J., Manzoni, S., Basu, N., Chalov, S., Cohen, M., Creed, I., Goldenberg, R., Hylin, A., Kalantari, Z., Koussis, A., Lyon, S., Mazi, K., Mård, J., Klas, P., Pietroñ, J., Prieto, C., & Destouni, G. (2017). Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, 108(B), 489-497. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.07.012

Turner, R. K., Brouwer, R., & Georgiou, S. (2009). Chapter 26. Methodologies for Economic Evaluation of Wetlands and Wetland Functioning. In E. Maltby, & T. Barker (Eds.), *The Wetlands Handbook* (pp. 601-625). US: Blackwell Publishing Ltd. doi:10.1002/9781444315813.ch26

Twilley, R. R., Chen, R. H., & Hargis, T. (1992). Carbon sinks in mangrove forests and their implications to the carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64(1), 265-288. 10.1007/BF00477106

Valiela, I., Teal, J. M., & Persson, N. Y. (1976) Production and dynamics of experimentally enriched salt marsh vegetation: belowground biomass. *Limnology and Oceanography*, 21(2), 245-252.

Vega-López, E. (2008). *Valor económico potencial de las Áreas Naturales Protegidas federales de México como sumideros de carbono*. Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Reporte de consultoría, The Nature Conservancy-Programa México. Recuperado de: <https://docplayer.es/67251566-Valor-economico-potencial-de-las-areas-naturales-protegidas-federales-de-mexico-como-sumideros-de-carbono.html>.

Walcker, R., Gandois, L., Proisy, C., Corenblit, D., Mougin, É., Laplanche, C., Ray, R., & Fromard, F. (2018). Control of "blue carbon" storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French Guiana. *Global Change Biology*, 24(6), 2325-2338. 10.1111/gcb.14100

Weston, N. B., Dixon, R. E., & Joye, S. B. (2006). Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization, *Journal of*

*Geophysical Research*, 111(G01009), 1-14. doi:10.1029/2005JG000071.

Yao, J., Sánchez-Pérez, J., Sauvage, S., Teissier, S., Attard, E., Lauga, B., Duran, R., Julien, F., Bernard-Jannin, L., Ramburn, H., & Gerino, M. (2017). Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland. *Ecological Engineering*, 103(B), 359-371. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.02.019

Manuscrito recibido el 07 de agosto de 2018

Aceptado el 7 de enero de 2019

Publicado el 29 de octubre de 2021

Este documento se debe citar como:

Morales-Ojeda, S. M., Herrera-Silveira, J. A., & Orellana, R. (2021). Almacenes de carbono en un paisaje de humedal cárstico a lo largo de un corredor transversal costero de la Península de Yucatán. *Madera y Bosques*, 27(4), e2742425. doi:10.21829/myb.2021.2742425



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