



Influencia de la salinidad en el almacén y flujos de carbono en manglares de franja de una zona cárstica

Influence of salinity in the carbon storage and fluxes in fringe mangroves of a karstic zone

Andrea Camacho-Rico¹, Jorge Herrera-Silveira^{*}, Juan Pablo Caamal-Sosa¹ y Claudia Teutli-Hernández²

¹ Instituto Politécnico Nacional. Centro de Investigación y Estudios Avanzados. Mérida, Yucatán, México.

² Universidad Nacional Autónoma de México Escuela Nacional de Estudios Superiores. Mérida, Yuc., México

^{*} Autor de correspondencia: jorge.herrera@cinvestav.mx

RESUMEN

En los manglares, como en otros ecosistemas arbóreos, es importante evaluar los almacenes y flujos de carbono orgánico por la contribución que pueden tener para mitigar los efectos de las emisiones atmosféricas de CO₂. En este estudio se evaluó la relación entre la salinidad, como controlador hidrológico, y los almacenes y flujos de carbono en manglares de franja de un escenario geomorfológico cárstico con gradiente salino como el de la laguna de Celestún. Se establecieron dos sitios de muestreo en el manglar de franja, uno en la zona de baja salinidad (< 20 ups, interna) y otro en la zona de alta salinidad (> 40 ups, boca). La estructura de la vegetación entre sitios es diferente; en el manglar de la zona de menor salinidad la especie dominante fue *Laguncularia racemosa*, mientras que en el de alta salinidad fue *Avicennia germinans*. En la caída de hojarasca no se registraron diferencias significativas entre sitios. En la zona interna se obtuvo un valor de 4.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ ± 0.77 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ con respecto a la zona de la boca (4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ ± 0.38 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Se observó que las condiciones contrastantes en la salinidad intersticial tuvieron efecto significativo en el almacén de carbono total, siendo mayor en la zona interna (375 Mg C ha⁻¹ ± 9.6 Mg C ha⁻¹). En esta misma zona las tasas de descomposición de hojarasca fueron más bajas (t₅₀ > 130 días), lo cual, junto con una mayor caída de hojarasca y una menor exportación por el flujo-reflujo de la marea, favorece la acumulación de materia orgánica en el suelo.

PALABRAS CLAVE: descomposición, estructura, productividad, *Rhizophora mangle*, salinidad, Yucatán.

ABSTRACT

In mangroves as well as in other forest ecosystems, the importance of assessing carbon storage and flows is recognized by the contribution that they may have in mitigation of the effects of CO₂ emissions. This study evaluated the relationship between salinity as a hydrological controller and the carbon storages and flows in fringe mangroves of a geomorphologic karstic scenario with saline gradient like that of the Celestún lagoon. Two sampling sites were established in the fringe mangrove, one in the low salinity zone (< 20 psu, internal) and the other in the high salinity zone (> 40 psu, mouth). The structure of the vegetation between sites is different; the dominant species of mangrove in the zone of lower salinity was *Laguncularia racemosa*, whereas in the high salinity zone it was *Avicennia germinans*. In the fall of leaf litter there were no significant differences between sites, although it was greater in internal area (4.7 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ ± 0.77 Mg C ha⁻¹ year⁻¹) with respect to the area of the mouth (4 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ ± 0.38 Mg C ha⁻¹ year⁻¹). It was observed that the concentration of interstitial salinity had a significant effect on the total carbon storage, being greater in the Internal zone (375 Mg C ha⁻¹ ± 9.6 Mg C ha⁻¹). In the Internal zone the litterfall decomposition rates are lower (t₅₀ > 130 days), causing that, together with greater fall of leaf litter and lower export by the flow-ebb of the tide the accumulation of organic matter on the ground is favored.

KEYWORDS: decomposition, structure, productivity, *Rhizophora mangle*, salinity, Yucatán.

Introducción

Uno de los ecosistemas que predominan en las costas dentro de las regiones tropicales y subtropicales, son los bosques de manglar. La importancia de estos ambientes se ha resaltado en las últimas décadas debido a su función como almacenes de carbono y por ser uno de los bosques más eficientes en la captura de CO₂ (Donato *et al.*, 2011). También se ha documentado que presentan alta producción primaria 218 Tg C a⁻¹ ± 72 Tg C a⁻¹ (Bouillon *et al.*, 2008) y tienen un papel importante en el flujo de carbono orgánico (disuelto y particulado) y nutrientes inorgánicos disueltos hacia los ambientes costeros adyacentes, cumpliendo funciones como exportadores de materia y energía que subsidia cadenas tróficas costeras y marinas (Twilley, 1985; Adame y Lovelock, 2011).

En los manglares, como en otros tipos de bosques, hay interés en los ciclos biogeoquímicos y se evalúan los almacenes y flujos de diversos elementos, siendo el carbono de interés particular por su relación con gases de efecto invernadero (CO₂ y CH₄).

En los manglares, la biomasa y, en consecuencia, los almacenes de carbono orgánico (CO) se encuentran en el componente aéreo (biomasa de árboles vivos y muertos, incluyendo hojas, propágulos, pneumatóforos, raíces adventicias y ramas) y en el subterráneo (biomasa de raíces), además del compartimento de los sedimentos que llega a contribuir hasta con 80% del carbono orgánico total (Kauffman, Donato y Adame, 2013). Mientras que los flujos de carbono que más comúnmente se distinguen en estos ecosistemas son la caída y la descomposición de hojarasca.

Los almacenes y flujos de carbono orgánico en los bosques de manglar pueden variar entre diferentes escenarios ambientales dependiendo, sobre todo, de su localización a lo largo de un gradiente de salinidad, del origen geomorfológico y de la hidrología del lugar, que a su vez se relacionan con el transporte de sedimentos, con la topografía, con los procesos geofísicos y con el clima de la región (Twilley y Chen, 1998; Woodroffe, 1983).

Al ser bosques situados en la interface entre el continente y el océano, los manglares se encuentran estrechamente relacionados con características hidrológicas, quizás más que cualquier otro tipo de bosque (Alongi y Brinkman, 2011). La influencia relativa de la precipitación, la descarga de ríos, la amplitud de la marea, la materia particulada de origen terrígeno y la energía de las olas, son agentes forzantes que, junto con la geomorfología, afectan la estructura y la función del manglar. En ambientes cársticos, la conformación porosa del suelo no es favorable para la acumulación de agua superficial, por lo que no se observan ríos superficiales, limita las fuentes de agua dulce a la precipitación y a los afloramientos del manto freático a manera de ojos de agua o a través de fracturas de la roca calcárea. En estos ambientes los suelos suelen presentar una deficiencia en fósforo (P) debido a que este puede estar unido al calcio (Kathiresan y Bingham, 2001), lo que puede limitar la disponibilidad del P; se ha observado que esta llega a ser menor comparada con la de bosques en escenarios deltaicos (Twilley, 1995).

La alta productividad de materia orgánica en las estructuras de los manglares generalmente se atribuye a la eficiencia en el reciclamiento de los nutrientes que son provistos, ya sea por la descomposición de la hojarasca autóctona o por entradas de fuentes alóctonas naturales o antropogénicas (Bouillon, Koedam, Raman y Dehairs, 2002; Lee, 1990). En ambientes cársticos, donde los nutrientes tienden a estar limitados por fuentes externas al sistema, el reciclamiento de los nutrientes dentro del bosque de manglar juega un papel muy importante en la estructura y en la productividad de materia orgánica (Adame *et al.*, 2013; Coronado-Molina *et al.*, 2012; Twilley y Day, 1999).

OBJETIVOS

Evaluar bajo un enfoque ecosistémico la estructura del bosque, el almacén de carbono orgánico, la caída y descomposición de la hojarasca del manglar de franja en un sistema oligotrófico de una zona cárstica en dos condiciones contrastantes de salinidad modulados por la marea y aportaciones de agua subterránea.

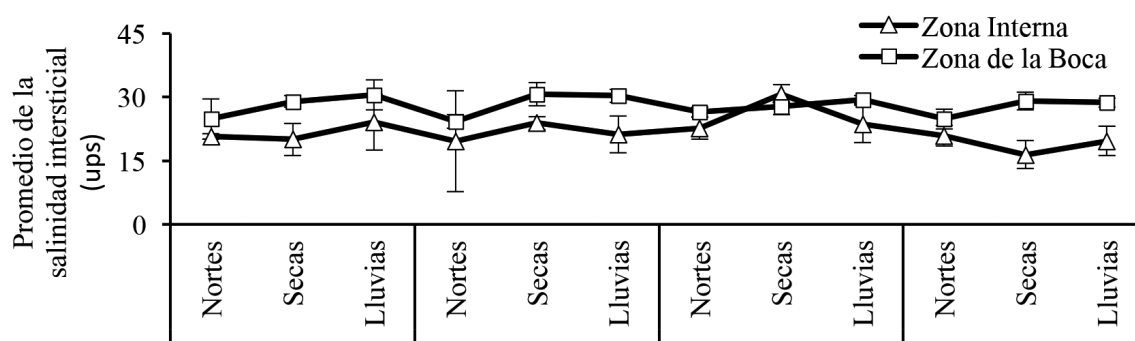


FIGURA 2. Promedio de la salinidad intersticial en el manglar de franja de la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Las barras de error se refieren a la desviación estándar.

TABLA 1. Características estructurales del manglar de franja en la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún.

Sitio	n	Altura (m)	Densidad (Árboles ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	IVI		
					R.m.	L.r.	A.g.
Zona interna	4	12.6 ± 1.3 (10 – 15)	989 ± 54 (942 – 1036)	43 ± 1.3 (41 – 44)	33	61	6
Zona de la boca	4	5.8 ± 0.5 (5 – 7)	2450 ± 866 (1700 – 3200)	31 ± 1.9 (28 – 33)	27	7	66

IVI: Índice de valor de importancia.

Se presenta el promedio, el error estándar, así como el mínimo y máximo de los valores registrados. R.m. = *Rhizophora mangle*; L.r. = *Laguncularia racemosa*;

A.g. = *Avicennia germinans*.

Almacén de carbono

El carbono almacenado en la biomasa aérea viva registró diferencias significativas entre zonas ($p = 0.006$), siendo mayor en la zona interna ($169.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$), con respecto a la zona de la boca ($105 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 3). El carbono almacenado en la biomasa viva subterránea (raíces finas) no registró diferencias significativas entre sitios ($p > 0.05$), siendo mayor en la zona de la boca.

En relación con el efecto de la salinidad intersticial de cada sitio (Fig. 3), el contenido de CO a 100 cm de profundidad del suelo de manglar en la zona interna ($206 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 8.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) fue mayor que el de la zona de boca

a la misma profundidad ($173.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 2.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y las diferencias entre los dos sitios fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$). El almacén de carbono total (CT) fue mayor en la zona interna ($375 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 9.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en comparación con el de la zona de la boca ($278.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 3.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) presentando diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

Caída de hojarasca

Variabilidad espacial

La caída de hojarasca promedio de la zona interna fue de $4.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.77 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mientras que



la zona marina presentó un valor de $4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.38 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; y no se observaron diferencias significativas entre zonas (Tabla 2A). El componente principal de la caída de hojarasca fueron hojas que representaron 60.7% de la biomasa anual en la zona interna, mientras que en la zona de la boca las hojas representaron 69.2%. No se observaron diferencias significativas entre sitios (Tabla 2A).

Variabilidad temporal

Los componentes de la caída de hojarasca presentan un comportamiento estacional (Fig. 4), siendo durante la temporada de lluvias cuando ocurre la mayor caída (Tabla 2B). La biomasa de hojarasca caída presentó diferencias significativas entre temporadas para los componentes de hojas, flores y frutos y misceláneos (Tabla 2B).

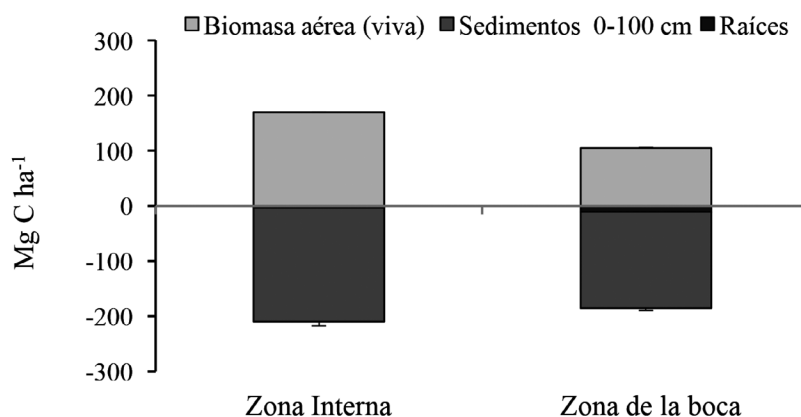


FIGURA 3. Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg C ha^{-1}) en el manglar de franja de la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Las barras de error denotan el error estándar.

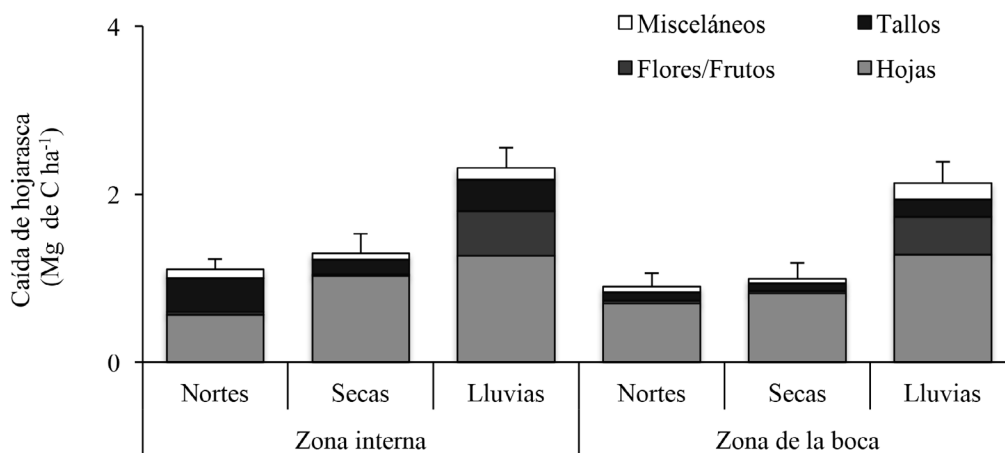


FIGURA 4. Promedio de la caída de hojarasca por temporadas en el manglar de franja de la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Las barras de error denotan el error estándar.

TABLA 2. Variabilidad espacial (A) y (B) temporal de los componentes de la caída de hojarasca en la laguna de Celestún, Yucatán.

Zona	Hojas	Flores + Frutos	Tallos	Misceláneos	Total productividad
(Mg C ha ⁻¹)					
(A)					
Zona	2.85	0.58	0.94	0.31	4.7
interna	(0.1) a	(0.08) a	(0.08) a	(0.01) a	(0.22) a
Zona	2.79	0.54	0.39	0.3	4
de la boca	(0.1) a	(0.06) a	(0.01) b	(0.01) a	(0.18) a
(B)					
Zona interna					
Nortes	0.56 (0.08) a	0.03 (0.01) a	0.39 (0.21) a	0.1 (0.03) a, b	1.1 (0.26) a, b
Secas	1.02 (0.09) a, b	0.02 (0.003) a	0.17 (0.058) a	0.07 (0.004) a	1.29 (0.14) a, b, c
Lluvias	1.26 (0.17) b	0.52 (0.18) b	0.37 (0.13) a	0.13 (0.01) a, b	2.3 (0.4) c
Zona de la boca					
Nortes	0.7 (0.06) a, b	0.027 (0.004) a	0.1 (0.004) a	0.06 (0.004) a	0.89 (0.07) a
Secas	0.81 (0.12) a, b	0.027 (0.009) a	0.08 (0.027) a	0.04 (0.04) a	0.99 (0.14) a
Lluvias	1.28 (0.20) b	0.45 (0.09) b	0.2 (0.03) a	0.19 (0.02) b	2.15 (0.18) b, c

Se presenta la media, con el error estándar entre paréntesis.

Letras diferentes en cada componente entre sitios y estaciones representan diferencias significativas ($p < 0.05$).

Descomposición

La descomposición de hojarasca en el manglar de franja de *R. mangle* presentó diferencias significativas entre los sitios, la temporada y el tiempo (Tabla 3). Las diferencias significativas entre “sitio y tiempo”, “temporada y tiempo” y “sitio, tratamiento y tiempo”, indican que el proceso de descomposición es diferente en la zona interna con respecto a la zona de la boca, así como entre temporadas climáticas, mientras que el efecto entre los tratamientos (tamaño de malla 1 mm × 1 mm y 5 mm × 7 mm) solo es

diferente entre los sitios, pero no dentro de ellos. No se observa efecto significativo entre “tiempo y tratamiento”, ni “tiempo, temporada y tratamiento” (Tabla 3).

Alcanzar el tiempo en el cual se pierde 50% de la masa (t_{50}) requiere de 9 a 17 semanas (Tabla 4). Durante la temporada de lluvias la tasa de descomposición fue más alta, este patrón ocurrió en ambas zonas (Fig. 5). Para la temporada de nortes se registraron las tasas de descomposición más bajas, ya que puede tomar más de 17 semanas llegar al valor del t_{50} .



TABLA 3. Resultados estadísticos del Anova de medidas repetidas para la pérdida de peso seco y contenido de carbono orgánico durante la descomposición de *R. mangle* en el manglar de franja de la laguna de Celestún, Yucatán.

Fuente de Variación	Df	MS	F	P
Peso seco remanente				
Tiempo	6	10606	476.59	<0.001
Tiempo*Sitio	6	696	31.29	< 0.001
Tiempo*Temporada	12	642	28.86	< 0.001
Tiempo*Tratamiento	6	17	0.77	0.5902
Tiempo*Sitio*Temporada	12	104	4.67	< 0.001
Tiempo*Sitio*Tratamiento	6	90	4.04	< 0.001
Tiempo*Temporada*Tratamiento	12	37	1.67	0.0741
Tiempo*Sitio*Temporada*Tratamiento	12	19	0.86	0.5835
Total carbono orgánico				
Tiempo	6	1296	70	< 0.001
Tiempo*Sitio	6	109	5.9	< 0.001
Tiempo*Temporada	12	1564	84.4	< 0.001
Tiempo*Tratamiento	6	35	1.9	0.0768
Tiempo*Sitio*Temporada	12	152	8.2	< 0.001
Tiempo*Sitio*Tratamiento	6	85	4.6	< 0.001
Tiempo*Temporada*Tratamiento	12	68	3.7	< 0.001
Tiempo*Sitio*Temporada*Tratamiento	12	57	3.1	< 0.001

El tratamiento se refiere al tamaño de apertura de malla. Malla chica (1 mm x 1 mm) para permitir y malla grande (3 mm x 7 mm) para excluir a organismos invertebrados que actúan como consumidores o desintegradores de la hojarasca.

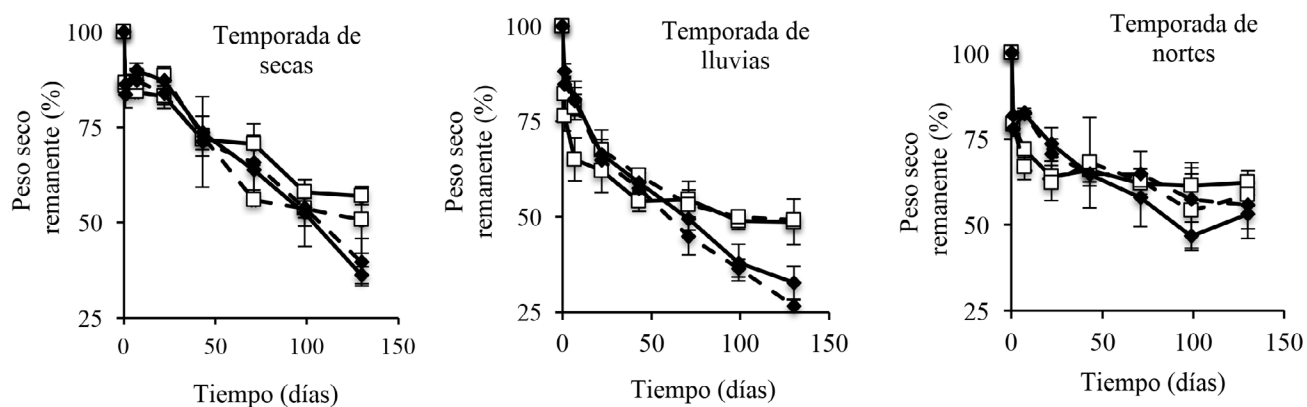


FIGURA 5. Promedio del porcentaje de peso seco remanente durante la descomposición de *R. mangle* en la temporada de secas, lluvias, nortes.

Zona interna, tratamiento malla fina (cuadros, línea continua), zona interna tratamiento malla grande (cuadrado, línea discontinua). Zona de la boca, tratamiento malla fina (rombo negro, línea continua), zona de la boca, tratamiento malla grande (rombo negro, línea discontinua). Las barras de error representan la desviación estándar (n = 5).

TABLA 4. Constante de decaimiento (k), coeficiente de correlación (r^2) y tiempo en el que se pierde 50% del peso seco (t_{50}) para *R. mangle* en dos sitios y durante la temporada de secas, lluvias y nortes. Continuación...

Sitio	Temporada	Tratamiento	K ($n = 5$)	r^2	t_{50} (días)
Zona interna	Secas	Fina	0.0039 (0.00025) f	0.87	> 130
		Grande	0.0052 (0.00025) d, e, f	0.88	130
	Lluvias	Fina	0.0041 (0.00025) c	0.61	100
		Grande	0.0048 (0.00025) c, d	0.79	101
	Nortes	Fina	0.0026 (0.00025) f	0.52	> 130
		Grande	0.0029 (0.00025) e, f	0.52	> 130
Zona de la boca	Secas	Fina	0.0068 (0.00025) c	0.96	104
		Grande	0.0058 (0.00025) c, d, f	0.94	106
	Lluvias	Fina	0.0079 (0.00025) b	0.92	75
		Grande	0.0091 (0.00025) a	0.93	65
	Nortes	Fina	0.0048 (0.00025) d, e, f	0.84	95
		Grande	0.0036 (0.00027) f	0.77	> 130

Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sitios, temporadas y tratamientos.

La concentración de carbono orgánico durante la descomposición de *R. mangle* varió significativamente en tiempo, sitio y temporada. El efecto del tamaño de malla no fue significativo (Tabla 3).

La concentración inicial de carbono orgánico fue mayor en la temporada de lluvias y nortes con respecto a la de la temporada de secas en ambas zonas (Fig. 6). La concentración inicial de carbono orgánico en la zona interna aumentó 12.5%, 9.6% y 12% hacia el final de la temporada de lluvias, nortes y secas respectivamente. En la zona de la boca la concentración inicial de carbono orgánico disminuyó 0.6% hacia el final de la temporada

de lluvias y se incrementó 2.2% y 4% en la temporada de nortes y secas respectivamente (Fig. 6).

DISCUSIÓN

Estructura

El manglar de franja de la laguna de Celestún presentó diferencias en la estructura de la vegetación entre la zona interna y la zona de la boca, asociadas con la concentración de la salinidad intersticial como consecuencia de las diferencias entre aportes de agua marina y dulce en cada zona. En la zona interna dominan los aportes de agua dulce vía descargas subterráneas, mientras que en la

posiblemente por la presencia de la especie dominante *Avicennia germinans* que tiene raíces más gruesas y por el aporte de sedimentos proveniente de las mareas y tormentas (Day *et al.*, 1987).

Caída de hojarasca

Se sabe que la variabilidad espacial de la caída de hojarasca responde a factores como las aportaciones de agua dulce, salinidad intersticial y aportes de nutrientes (Adame *et al.*, 2013; Boto y Wellington, 1983; Santini, Reef, Lockington y Lovelock, 2015). En este estudio se observaron diferencias significativas en la salinidad intersticial entre sitios relacionadas con los aportes de agua dulce vía subterránea en la zona interna, las cuales se reflejan en la estructura del manglar (Tabla 1). Sin embargo, estas diferencias de salinidad no se ven reflejadas en la caída de hojarasca entre sitios ya que el coeficiente de correlación (r^2) del promedio mensual de la caída de hojarasca y salinidad intersticial ($r^2 = 0.14$ en la zona interna y $r^2 = 0.09$ en la zona de la boca) son bajos. Esto sugiere que el flujo de carbono por captura y recambio de la hojarasca en la laguna de Celestún estaría modulado por otros factores como el contenido de nutrientes en los sedimentos o el hidroperiodo (Castañeda-Moya *et al.*, 2011). En manglares de ambientes cársticos las características estructurales y funcionales suelen estar limitadas por la disponibilidad del P debido a que este elemento forma enlaces con el carbonato de calcio (Coronado-Molina *et al.*, 2012; Kathiresan y Bingham, 2001), por lo que este nutriente es uno de los factores de mayor importancia en las tasas de caída de hojarasca en ambientes cársticos. Se ha registrado que la caída de hojarasca en diferentes tipos de manglares de la Península de Yucatán está modulada principalmente por el contenido de fósforo total en los sedimentos (Adame *et al.*, 2013), mientras que en manglares de áreas con influencia de ríos la mayor proporción de agua dulce durante las inundaciones de la época de lluvias favorecen mayores caídas de hojarasca y, en particular, estructuras reproductivas (Day *et al.*, 1996; Aké-Castillo *et al.*, 2006; Utrera-López y Moreno-Casasola, 2008), sugiriendo que hay reducción de estrés fisi-

ológico por la salinidad que favorece canalizar recursos a la reproducción (Santini *et al.*, 2015).

Durante la temporada de secas la disminución de la precipitación favorece al aumento de la temperatura y evapotranspiración que incrementan la concentración de sales, lo cual produce estrés hídrico que genera un alto costo energético para el manglar, el cual responde con la caída de hojas reflejándose en el aumento de este flujo de carbono hacia el suelo del manglar. Este patrón ha sido observado en otros bosques de manglar (Coronado-Molina *et al.*, 2012; Day *et al.*, 1987; Shunula y Whittick, 1999) por lo que variaciones en el clima podrían tener efectos en el ciclo de carbono de estos bosques.

Descomposición

La hojarasca tiende a descomponerse rápidamente dentro del manglar y se ha observado que en las primeras semanas hay pérdida de biomasa debido a las altas tasas de lixiviación (Li y Ye, 2014) de compuestos orgánicos solubles y minerales inorgánicos (K, Ca, Mg, Mn). Esta lixiviación tiene un periodo que va de horas, días hasta semanas, y es responsable de pérdidas de entre 18% y 30% de masa de C, N y P (Davis, Coronado-Molina, Childers y Day, 2003). En este estudio, durante las primeras 24 horas ocurrió la disminución del ~ 14%, 17% y 20% de la biomasa inicial para la temporada de secas, lluvias y nortes respectivamente, este comportamiento fue consistente en ambos sitios y tratamientos. Resultados similares de pérdida de peso de 10% - 20% después de 24 horas indican que la hojarasca contiene altas concentraciones de compuestos de fácil lixiviación (Chale, 1993; Davis y Childers, 2007).

El efecto del tamaño de malla no fue significativo dentro del sitio, únicamente lo fue cuando se tomó en cuenta la interacción entre los sitios (Tabla 3), sugiriendo que la presencia de organismos consumidores de hojarasca sí contribuye al proceso de descomposición, pero no de manera significativa como en otros bosques de manglar donde la presencia de cangrejos juega un papel importante en este proceso. En la zona de la boca donde se observó durante las campañas de muestreo la presencia


que variaciones en el clima a través de los patrones de precipitación que influyen en los gradientes de salinidad de los ecosistemas costeros puedan provocar variaciones en el ciclo de carbono de estos bosques.

RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el proyecto 254175, y beca doctoral de Andrea Camacho. Al Laboratorio de Producción Primaria del Cinvestav por el apoyo en campo y laboratorio.

REFERENCIAS

- Adame, M. F., & Lovelock, C. E. (2011). Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia*, 663(1), 23-50. doi: 10.1007/s10750-010-0554-7
- Adame, M. F., Zaldívar-Jiménez, A., Teutli, C., Caamal, J. P., Andueza, M. T., López-Adame, H., Cano, R., Hernández-Arana, H., Torres-Lara, R., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Drivers of mangrove litterfall within a karstic region affected by frequent hurricanes. *Biotropica*, 45(2), 147-154. doi: 10.1111/btp.12000
- Aké-Castillo, J. A., Vázquez, G., & López-Portillo, J. (2006). Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia*, 559(1), 101-111. doi: 10.1007/s10750-010-0554-7
- Alongi, D. M., & Brinkman, R. (2011). Hydrology and biogeochemistry of mangrove forests. In D. F. Levia, D. Carlyle-Moses, & T. Tanaka (Eds.), *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions* (pp. 203-219). Dordrecht: Springer Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_10
- Benner, R., Peele, E. R., & Hodson, R. E. (1986). Microbial utilization of dissolved organic matter from leaves of the red mangrove, *Rhizophora mangle*, in the Fresh Creek estuary, Bahamas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 23(5), 607-619. doi: 10.1016/0272-7714(86)90102-2
- Boto, K. G., & Wellington, J. T. (1983). Phosphorus and nitrogen nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Marine Ecology-Progress Series*, 11(1), 63-69. DOI:10.3354/MEPS011063
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., Kristensen, E., Lee, S. Y., Marchand, C., Middelburg, J. J., Rivera-Monroy, V. H., Smith III, T. J., & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2), 1-12. doi:10.1029/2007GB003052.
- Bouillon, S., Koedam, N., Raman, A., & Dehairs, F. (2002). Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia*, 130(3), 441-448. doi: 10.1007/s004420100814
- Camilleri, J. C. (1992). Leaf-litter processing by invertebrates in a mangrove forest in Queensland. *Marine Biology*, 114(1), 139-145. doi: 10.1007/BF00350863
- Casares-Salazar, R., & Mariño-Tapia, I. (2016). Influence of the remote forcing and local winds on the barotropic hydrodynamics of an elongated coastal lagoon. *Journal of Coastal Research*, 32(1), 116-130. doi: 10.2112/JCOASTRES-D-14-00146.1
- Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., Marx, B. D., Coronado-Molina, C., & Ewe, S. M. L. (2011). Patterns of root dynamics in mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. *Ecosystems*, 14(7), 1178-1195. doi: 10.1007/s10021-011-9473-3
- Chale, F. M. M. (1993). Degradation of mangrove leaf litter under aerobic conditions. *Hydrobiologia*, 257(3), 177-183. doi: 10.1007/BF00765010
- Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., & Morris, G. (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10(2), 110-121. doi: 10.2307/2388013
- Coronado-Molina, C., Alvarez-Guillen, H., Day, J. W., Reyes, E., Pérez, B. C., Vera-Herrera, F., & Twilley, R. (2012). Litterfall dynamics in carbonate and deltaic mangrove ecosystems in the Gulf of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 20(2), 123-136. doi: 10.1007/s11273-012-9249-3
- Davis, S. E., & Childers, D. L. (2007). Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red

- 17–20 doi: 10.1130/0091-7613(1995)023<0017:ROCSN Y>2.3.CO;2
- Pool, D. J., Snedaker, S. C., & Lugo, A. E. (1977). Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica*, 9(3), 195-212. doi: 10.2307/2387881
- Prescott, C. E. (2010). Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, 101, 133–149. doi: 10.1007/s10533-010-9439-0
- Robertson, A. I., & Duke, N. C. (1987). Insect herbivory on mangrove leaves in North Queensland. *Austral Ecology*, 12(1), 1-7. doi: 10.1111/j.1442-9993.1987.tb00921.x
- Santini, N. S., Reef, R., Lockington, D. A., & Lovelock, C. E. (2015). The use of fresh and saline water sources by the mangrove *Avicennia marina*. *Hydrobiologia*, 745(1), 59-68. doi: 10.1007/s10750-014-2091-2
- Shunula, J. P., & Whittick, A. (1999). Aspects of litter production in mangroves from Unguja Island, Zanzibar, Tanzania. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49(1), 51–54. doi: 10.1016/S0272-7714(99)80008-0
- Teutli-Hernández, C. (2017). *Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar*. Tesis de doctorado, Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- Twilley, R. R. (1985). The exchange of organic carbon in basin mangrove forests in a southwest Florida estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20(5), 543-557. doi: 10.1016/0272-7714(85)90106-4
- Twilley, R. R. (1995). Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. Chapter 7. En Charles A. S. Hall, (Ed.), *Maximum power: The ideas and Applications of H. T. Odum*. (pp. 43-62). Colorado: University Press of Colorado.
- Twilley, R. R., & Chen, R. (1998). A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Marine and Freshwater Research*, 49(4), 309-323. doi: 10.1071/MF97220
- Twilley, R. R., & Day, J. W. (1999). The productivity and nutrient cycling of mangrove, ecosystem. En A. Yáñez-Arancibia, & A. L. Lara-Domínguez (Eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pp. 127-152). USA: Instituto de Ecología/UICN/ORMA/NOAA/NMFS.
- Utrera-López, M. E., & Moreno-Casasola, P. (2008). Mangrove litter dynamics in la Mancha Lagoon, Veracruz, Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 16(1), 11-22. doi: 10.1007/s11273-007-9042-x
- Woodroffe, C. D. (1983). Development of mangrove forests from a geological perspective. En H. J. Teas (Ed.), *Biology and ecology of mangroves* (pp. 1–17). Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-94-017-0914-9_1
- Manuscrito recibido el 28 de agosto de 2018
Aceptado el 20 de octubre de 2020
Publicado el 29 de octubre de 2021
- Este documento se debe citar como:
- Camacho-Rico, A., Herrera-Silveira, J., Caamal-Sosa, J. P., & Teutli-Hernández, C. (2021). Influencia de la salinidad en el almacén y flujos de carbono en manglares de franja de una zona cárstica. *Madera y Bosques*, 27(4), 2742426. doi:10.21829/myb.2021.2742426
-  *Madera y Bosques*, por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.