



Efecto de la tala selectiva sobre la estructura del manglar en la laguna costera Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México

Effect of selective logging on the mangrove structure in the Mar Muerto coastal lagoon, Oaxaca-Chiapas, Mexico

Alan Mauri Díaz-López¹  0000-0002-0472-8360, José Reyes Díaz-Gallegos²  0000-0002-2819-771X, Cristian Tovilla-Hernández³  0000-0003-0469-9771 y Emilio Ismael Romero-Bermy²  0000-0001-9138-5193

¹Programa de Maestría en Ciencias en Recursos naturales y Desarrollo rural, El Colegio de la Frontera Sur-Unidad Chetumal, Quintana Roo, México. alan.diaz@estudianteposgrado.ecosur.mx

²Centro de Investigaciones Costeras, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas, México. jose.diaz@unicach.mx  emilio.romero@unicach.mx

³Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur-Unidad Tapachula, Chiapas, México. ctovilla@ecosur.mx

RESUMEN

La extracción de madera de mangle es una actividad económica y de subsistencia común en el Neotrópico, cuyos efectos en la estructura forestal en esta comunidad han sido insuficientemente evaluados. El objetivo fue analizar los efectos ecológicos de la tala a pequeña escala sobre manglares de la zona oriental del sistema lagunar costero Mar Muerto, Pacífico sur mexicano; específicamente se buscó responder las siguientes preguntas: i) ¿Existe un aprovechamiento diferenciado sobre el tamaño diamétrico de los mangles?; ii) ¿La tala selectiva afecta la distribución diamétrica, densidad y estructura forestal del manglar? Durante 2016 se estimó por hectárea la densidad de tocones e individuos vivos y muertos de mangles en 20 parcelas de 300 m². La comparación del Valor de Importancia por Especie (VIE) se realizó con métodos univariados y multivariados entre tipos de manglares y sitios conservados contra impactados. Se estimaron una densidad media de 1520 árboles ha⁻¹, un área basal de 8.52±1.9 m² ha⁻¹ y una altura de 4.59±1.02 m. La especie con mayor dominancia en los rodales fue *Avicennia germinans*. Se encontró que la tala selectiva es más frecuente sobre árboles de menor diámetro (2.5-8.5 cm) en tres especies de mangle: *A. germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, con algunas diferencias entre sitios. Los resultados obtenidos muestran que la tala selectiva es uno de los factores que puede afectar los atributos estructurales y de regeneración principalmente a *R. mangle*. Es recomendable establecer un sistema de monitoreo ecológico de la tala selectiva para generar estrategias de aprovechamiento sostenible.

Palabras clave: *Avicennia germinans*; estructura diamétrica; extracción; impacto antropogénico; regeneración; Valor de Importancia.

ABSTRACT

Mangrove wood harvesting is a common economic and subsistence activity in the Neotropic, whose effects on the forest structure in this community have been insufficiently assessed. The objective was to analyze the ecological effects of small-scale logging on mangroves in the eastern Mar Muerto coastal lagoon system, Mexican south Pacific; led to the following questions: i) Is there a differentiated use on mangrove diameter-size and for species? ii) Does selective logging affect the diameter distribution, density, and mangrove structure? During 2016, the density of live, dead and mangrove stumps in 20 plots of 300 m² was estimated per hectare. The comparison of specific Importance Value (VIE) was performed with univariate and multivariate methods between mangrove types and sites conserved vs. impacted. An average density of 1520 trees ha⁻¹, a basal area of 8.52±1.9 m² ha⁻¹ and a height of 4.59±1.02 m was estimated. The species with the highest dominance in the stands was *Avicennia germinans*. Selective logging was found to be more frequent on smaller diameter trees (2.5-8.5 cm) in three mangrove species: *A. germinans*, *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa*, with some differences between sites. The results showed that selective logging affected the structural and regeneration attributes mainly of *R. mangle*. We suggest establishing an ecological monitoring system for selective logging to generate sustainable harvesting strategies.

Key words: *Avicennia germinans*; diameter structure; extraction; anthropogenic impact; regeneration; Importance Value.

INTRODUCCIÓN

México es considerado el cuarto país con mayor extensión de manglares en el mundo, con un área estimada de 905806 ha (Velázquez-Salazar et al., 2021). Sin embargo, también es uno de los países que ha enfrentado una deforestación acelerada de estos bosques intermareales: tan solo entre 1980 y 2005 se perdió el 10% de su cobertura total, principalmente a causa de los cambios de uso de suelo para el desarrollo agropecuario, acuícola y urbano (Valderrama et al., 2014). Esta drástica reducción ha aumentado la presión de las actividades extractivas forestales que los habitantes de las zonas costeras han ejercido tradicionalmente sobre este ecosistema (Hernández-Cornejo et al., 2005).

La madera de mangle es un recurso aprovechado regularmente como material de construcción, leña y materia prima para manufactura en diversas zonas costeras alrededor del mundo (Dahdouh-Guebas et al., 2000; Walters et al., 2008; dos Santos y Lana, 2017; Palacios y Cantera, 2017). Este aprovechamiento suele ocurrir a baja escala y de manera selectiva sobre determinados diámetros de fuste y especies, en función del uso destinado (Scales y Friess, 2019).

En varios países, la tala selectiva de mangles es una actividad permitida (p. ej. Indonesia, Kenia, Papúa Nueva Guinea), al considerar que representa una amenaza menor al ecosistema y que, adecuadamente regulada, puede realizarse a niveles sostenibles (Ghosh et al., 2015; Okello et al., 2019; Murdiyarto et al., 2021). Sin embargo, la práctica, intensidad e impacto de la actividad extractiva puede variar en función del contexto histórico, social y económico de cada región, por lo que requiere evaluarse bajo una perspectiva ecológica a escalas locales y regionales (López-Hoffman et al., 2006; Walters et al., 2008; Riungu et al., 2022).

La evidencia generada durante las últimas dos décadas demuestra que el aprovechamiento selectivo, aún el de baja escala, suele provocar cambios en la estructura forestal del manglar debido a que la tala se dirige a árboles con determinado grosor (p. ej. <15 cm), lo que afecta principalmente a la composición específica, dominancia y regeneración natural (Walters, 2005; Lawes et al., 2007; Kihia, 2014; Palacios y Cantera, 2017).

El Sistema lagunar Mar Muerto (SLMM), localizado en la costa del Pacífico sur de México, es un área intermareal con importantes extensiones de manglar dominado principalmente por la especie *A.*

germinans; además de la tala directa, la región está sujeta a impactos indirectos (p. ej. azolvamiento, eutrofización y cambio de uso de suelo) que inciden en su dinámica ecológica (Tovilla-Hernández et al., 2018, 2022). Puesto que la estructura de diámetros es un indicador eficaz del grado de madurez y del efecto de las prácticas de manejo sobre la dinámica forestal (Valdez-Hernández, 2002; Lafond et al., 2015), se plantearon las siguientes preguntas de investigación: i) ¿Existe un aprovechamiento diferenciado sobre el tamaño diamétrico de los mangles?; ii) ¿La tala selectiva afecta la distribución diamétrica, densidad y estructura forestal del manglar? Para responderlas, el objetivo de la presente investigación fue determinar la influencia de la tala selectiva en la composición, altura, área basal, densidad, regeneración natural y el Valor de Importancia por Especie (VIE) en un área prioritaria de manglares para la conservación en el SLMM, en la costa noroeste del estado de Chiapas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en el SLMM, localizado en el golfo de Tehuantepec, Pacífico sur de México, entre los estados de Oaxaca y Chiapas (15°58'–16°17' N y 93°50'–94°25' O). El sistema tiene una extensión de 145651 ha (Tovilla-Hernández et al., 2022). Presenta un clima cálido sub-húmedo seco tipo Aw" (w) ig, con precipitación anual de 1,095 mm y temperatura promedio de 28.5 °C. El sitio forma parte del humedal de importancia internacional Ramsar No. 1770 y del área natural protegida "Santuario Playa Puerto Arista" (CONANP, 2016).

La caracterización estructural se realizó entre julio y agosto de 2016, en nueve localidades de la región oriental del SLMM: Vuelta Rica, La Laguna, San Luqueño, Paredón, Ignacio Ramírez, Punta Flor, El Arenal, La Línea y La Gloria. Preliminarmente, se hicieron recorridos prospectivos en cada localidad para identificar rodales con y sin evidencia de extracción forestal. El muestreo fue dirigido, basado en un método de censo por cuadrante, en 20 parcelas únicas de 30 x 10 m, orientadas siempre al norte. El tamaño y número de parcelas fue definido con base en el criterio "costo-efectivo", estableciendo el mayor número posible de parcelas (ángulos rectos y relación entre lados largos y cortos >2:1) con más de cinco réplicas (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Cada sitio fue clasificado en dos categorías de conservación: sitios conservados (SC) (identificados con números pares) y sitios impactados (SI) (identificados con números noes) (Fig. 1), valorando cualitativamente la intensidad de los impactos indicados en la Tabla 1 (Rodríguez-Zúñiga et al., 2011; Cruz-Portorreal y Pérez-Montero, 2017), con una escala de 1 a 3; las parcelas calificadas con un puntaje mayor a 7 se consideraron como SI.



Fig. 1. Ubicación del SLMM, México y de los 20 sitios de manglar estudiados. Números noes = sitios impactados, números pares = sitios conservados. Cobertura en color verde indica áreas de manglar / Fig. 1. Location of the MMLS, Mexico and of the 20 mangrove sites studied. Odd numbers = sites impacted, even numbers = sites preserved. Coverage in green color indicates mangrove areas.

En cada parcela se registraron y midieron los árboles de mangle de todas las especies, cuyo diámetro a la altura del pecho (DAP; medido con cinta diamétrica Forestry Suppliers Inc., a 1.3 m de distancia al suelo o por encima de la última raíz aérea en *R. mangle*) fue al menos igual a 2.5 cm, diámetro de los tocones e identidad taxonómica de cada individuo (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). La altura total se estimó, con un inclinómetro laser Vertex III®, para el 25% del total del arbolado medido por parcela. Se establecieron dos subparcelas dirigidas de 1m², las cuales se ubicaron en las esquinas superior-izquierda e inferior-derecha de cada parcela, en donde se contabilizó el número de plántulas vivas de todas las especies.

Tabla 1. Impactos considerados para clasificar a los sitios en impactados (SI) y conservados (SC) en el SLMM, México / Table 1. Impacts considered classifying sites as impacted (SI) and conserved (SC) in the MMLS, Mexico.

Impacto	Descripción
Población humana	Casas adyacentes a la parcela o a una distancia menor a 1 km.
Tala selectiva	Presencia de tocones de especies de mangles al interior de la parcela.
Deforestación	Áreas deforestadas adyacentes a la parcela o a una distancia menor a 1 km.
Actividades primarias	Presencia de ganado, cultivos, estanques acuícolas y/o artes de pesca fijos adyacentes a la parcela o a una distancia menor a 1 km.
Vías de comunicación	Cuerpo lagunar, canales estuarinos y/o caminos de terracería o pavimento adyacentes a la parcela o a una distancia menor a 1 km.

A partir del DAP se calculó el área basal (m² ha⁻¹) siguiendo la siguiente fórmula:
 Área basal=π (DAP²/4) /300 x 10,000

Se calculó la densidad y la frecuencia de los mangles, dividiendo el número total de cada especie entre el número total de individuos registrados, y la dominancia mediante la suma del área basal de todos los individuos entre el área basal total por especie; los valores resultantes se multiplicaron por 100 para obtener estimaciones relativas y para calcular el VIE (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018) mediante la expresión:

$$VIE = \text{Densidad \%} + \text{Dominancia \%} + \text{Frecuencia \%}$$

Los individuos y tocones registrados fueron agrupados en cinco categorías diamétricas: 1: de 2.5 a 4.5 cm, 2: de 4.6 a 6.5 cm, 3: de 6.6 a 8.5 cm, 4: de 8.6 a 10.5 cm y 5: ≥ a 10.6 cm. Se estimaron porcentajes de extracción por categoría a partir de la proporción de tocones medidos en relación con el total de mangles vivos y talados (Valdez-Hernández, 2002). La tendencia diamétrica se analizó ajustando modelos de regresión lineal y estimando sus coeficientes de determinación (*r*²) (Rodríguez-Zúñiga et al., 2011). Los factores *b* de los modelos de regresión para cada especie, se compararon con un análisis de covarianza (ANCOVA), a fin de detectar diferencias significativas entre las pendientes.

Con el propósito de identificar grupos afines basados en la estructura del manglar, se desarrolló una clasificación numérica de los sitios y localidades a partir del VIE y tocones, mediante un análisis de conglomerados utilizando el índice de Bray-Curtis como medida de disimilaridad y el algoritmo UPGMA. La comparación del VIE por tipo de bosque se realizó mediante una ordenación por escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS, por sus siglas en inglés), para explorar las proximidades existentes de los conjuntos y un análisis de similitud (ANOSIM, por sus siglas en inglés) para determinar diferencias entre los grupos de localidades. Se realizó una prueba *t-Student* para contrastar los atributos estructurales y observar diferencias estadísticas por condición de conservación de los sitios evaluados. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo siguiendo rutinas en el paquete Vegan y la interfaz de R 3.5.1 (R Core Team, 2018; Oksanen, 2020).

RESULTADOS

Los valores generales de VIE para las cuatro especies encontradas en el área de estudio se muestran en la Tabla 2; la especie que presentó el valor de importancia más alto fue *A. germinans* (218.4).

Tabla 2. VIE de los manglares en el SLMM, México. DEN%, Densidad relativa; DOM%, Dominancia relativa; FRE%, Frecuencia relativa / Table 2. Importance Value by Species (VIE) of mangroves in the MMLS, Mexico. DEN%, Relative density; DOM%, Relative Dominance, FRE%, Relative frequency.

Especie	DEN %	DOM %	FRE %	VIE
<i>Avicennia germinans</i>	71.1	76.3	71	218.4
<i>Laguncularia racemosa</i>	20.5	12.4	20.5	53.4
<i>Rhizophora mangle</i>	8.1	11.1	8.1	27.3
<i>Conocarpus erectus</i>	0.3	0.3	0.3	1.0

A través del análisis de conglomerados se clasificaron tres tipos de comunidades (Fig. 2a), Comunidad I: dominada por *L. racemosa* y *R. mangle* (VIE=138,113, respectivamente), Comunidad II: con rodales monoespecíficos de *A. germinans* (VIE=291) y Comunidad III: con dominio de *A. germinans* y *L. racemosa* (VIE=168121, respectivamente).

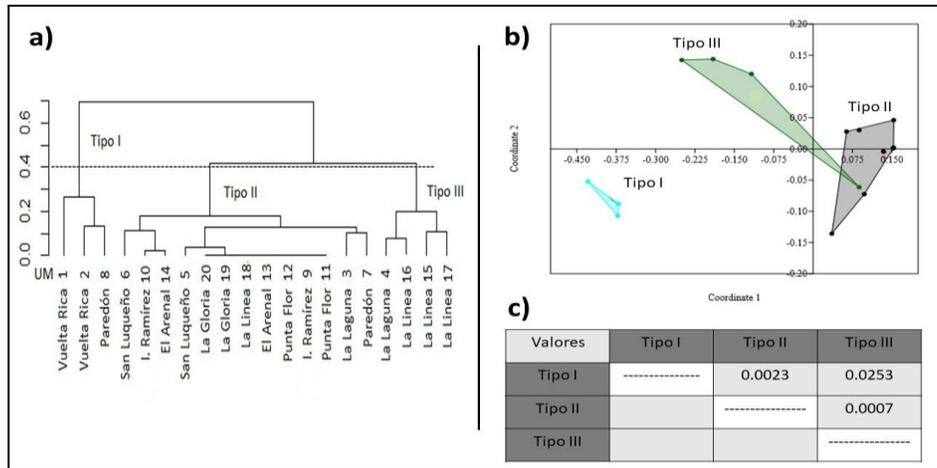


Fig. 2. a) Análisis de conglomerados para la clasificación de comunidades de manglar en el SLMM, basados en los valores de VIE; b) Ordenación NMDS de las tres comunidades de manglar basados en el VIE; c) valores de *p* (ANOSIM), para diferenciar a las comunidades de manglar identificadas / Fig. 2. a) Cluster analysis for the classification of mangrove communities in the MMLS, based on VIE values; b) NMDS ordination of the three mangrove communities based on the VIE; c) *p*-values (ANOSIM), to differentiate the identified mangrove communities.

Con el análisis de ordenación NMDS se observó mayor similitud entre las comunidades II y III (Fig.2b), ambas separadas de la comunidad I en la ordenación; posteriormente, por medio del análisis ANOSIM se determinó un menor valor de similitud entre las comunidades III y II (0.0007) y mayor (0.0023 y 0.0253) entre estas y la comunidad I (Fig. 2c).

Los valores de los atributos estructurales en la comunidad I fueron mayores para la densidad de plántulas (2791 ha⁻¹), área basal (9.86±1.99 m² ha⁻¹), altura (6.76±0.6 m), arbolado muerto (286 ha⁻¹) y con la menor cantidad de tocones (122 ha⁻¹); por otro lado, la comunidad II presentó valores más altos de extracción de madera (198 ha⁻¹) y los valores más bajos de arbolado vivo (1450 ha⁻¹), número de plántulas (1207 ha⁻¹) y altura (5±0.35 m); la comunidad III obtuvo la mayor densidad de árboles vivos (1681 ha⁻¹) y la menor área basal (7.2±1.08 m² ha⁻¹) (Tabla 3).

Tabla 3. Densidad y valores estructurales promedio por tipo de comunidad de manglar en el SLMM, México / Table 3. Density and mean structural values by type of mangrove community in the MMLS, Mexico.

Atributos estructurales Promedio ±d.e.	Comunidades		
	I	II	III
<u>Densidad</u>			
Árboles ha ⁻¹	1,615	1,450	1,681
Plántulas ha ⁻¹	2,791	1,207	1,728
Tocones ha ⁻¹	122	198	186
Árboles muertos naturales ha ⁻¹	289	175	111
Área basal (m ² ha ⁻¹)	9.86±1.99	8.62±1.35	7.2±1.08
Altura (m)	6.76±0.6	5±0.35	5.34±0.4

Entre el 68 y 96% de los árboles vivos de las especies *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*, se concentró en las categorías 1 y 2 tanto en sitios impactados como conservados, decreciendo hacia la categoría 5 y mostrando una tendencia de J-invertida en su distribución diamétrica (Figs. 3-5). Para el caso de los tocones, entre el 74 y 92% correspondieron a las categorías 1 y 2 en sitios impactados y conservados, exceptuando los de *R. mangle* en sitios impactados, en donde el 77% de los tocones se concentró en las categorías 4 y 5 (Figs. 3-5).

En general, se registró una extracción de 69% en SI (369 tocones ha⁻¹) y un 31% en SC (165 tocones ha⁻¹). La relación del número de individuos por diámetro en SC presenta la tendencia de J-invertida típica de bosques manejados por selección.

Avicennia germinans obtuvo un coeficiente de determinación mayor en SC ($r^2=0.833$) con una distribución diamétrica tipo J-invertida, mientras que en SI el coeficiente disminuyó ($r^2=0.751$). No se detectaron diferencias significativas entre las pendientes (SC vs SI; ANCOVA, $p>0.05$). Esta fue la única especie con tocones medidos en todas las categorías, con la mayor densidad en SI y notable diferencia entre las categorías 1 (Fig. 3).

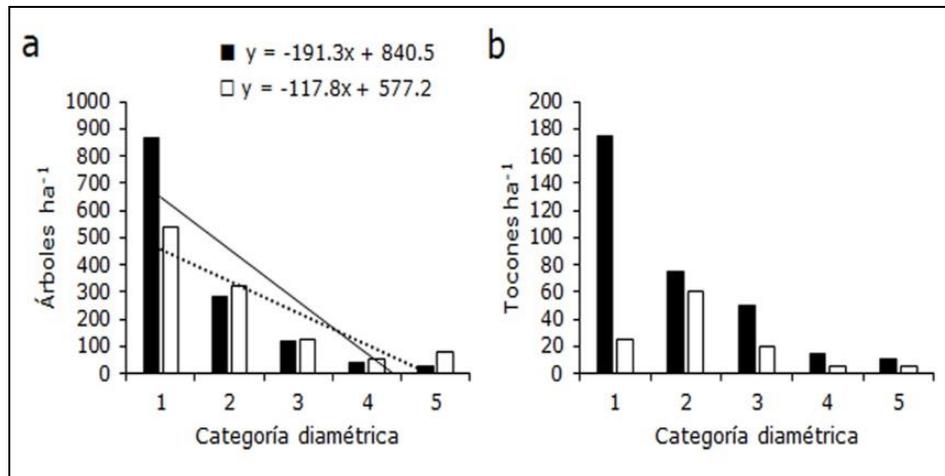


Fig. 3. Distribución diamétrica de árboles vivos (a) y tocones (b) de *A. germinans* en sitios impactados (■) y sitios conservados (□) en el SLMM, México. Se muestran líneas de regresión simples para sitios impactados (—) y sitios conservados (···) / Fig. 3. Diameter distribution of live trees (a) and stumps (b) of *A. germinans* in impacted sites (■) and conserved sites (□) in the MMLS, Mexico. Simple regression lines are shown for impacted sites (—) and conserved sites (···).

Para *L. racemosa*, los valores del coeficiente de determinación fueron menores en ambos sitios, pero con mayor ajuste en SC (SC, $r^2=0.676$; SI, $r^2=0.652$), aunque sin detectarse diferencias significativas entre las pendientes (SC vs SI; ANCOVA, $p>0.05$). En *L. racemosa*, la mayor extracción correspondió a las categorías 1 y 2 en SC, y mayor sobre las categorías 1 y 3 en SI (Fig. 4).

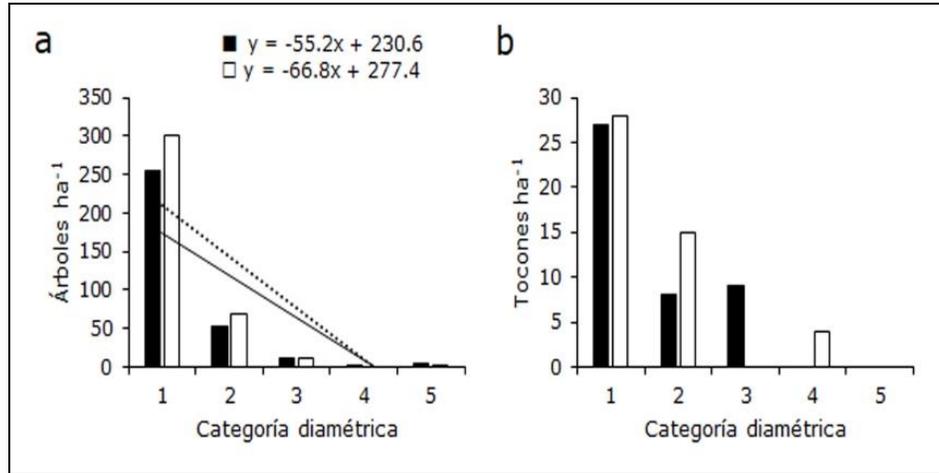


Fig. 4. Distribución diamétrica de árboles vivos (a) y tocones (b) de *L. racemosa* en sitios impactados (■) y sitios conservados (□) en el SLMM, México. Se muestran líneas de regresión simples para sitios impactados (—) y sitios conservados (···) / Fig. 4. Diameter distribution of live trees (a) and stumps (b) of *L. racemosa* in impacted sites (■) and conserved sites (□) in the MMLS, Mexico. Simple regression lines are shown for impacted sites (—) and conserved sites (···).

En el caso de *R. mangle*, la diferencia entre sitios fue más notoria: en SI se obtuvo un coeficiente más bajo ($r^2=0.606$), mientras que en SC aumentó el coeficiente de determinación ($r^2=0.762$). Para esta especie se detectaron diferencias entre las pendientes de los modelos de regresión entre ambas condiciones (SC vs SI; ANCOVA, $F=6.751$, $p=0.036$). Se estimó una mayor extracción en las categorías 1 y 2 en SI, y número similar en la categoría 3 para ambas condiciones, con mayor registro de tocones hacia las categorías 4 y 5 en SC (Fig. 5).

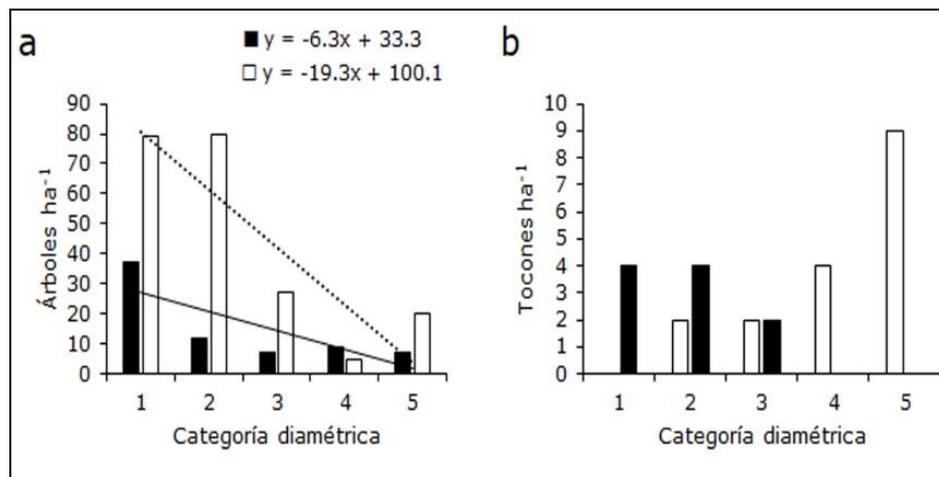


Fig. 5. Distribución diamétrica de árboles vivos (a) y tocones (b) de *R. mangle* en sitios impactados (■) y sitios conservados (□) en el SLMM, México. Se muestran líneas de regresión simples para sitios impactados (—) y sitios conservados (···) / Fig. 5. Diameter distribution of live trees (a) and stumps (b) of *R. mangle* in impacted sites (■) and conserved sites (□) in the MMLS, Mexico. Simple regression lines are shown for impacted sites (—) and conserved sites (···).

Respecto a la clasificación de la extracción por localidad (Fig. 6), se obtuvieron dos grupos: I, formado por Vuelta Rica (Ag: 6.7, Lr: 66.7, Rm: 30) y Paredón (Ag: 26.7, Lr: 43.3, Rm 6.7), con extracción sobre las tres especies y selectiva sobre *L. racemosa*; y II, integrado por La Línea (Ag: 150, Lr: 66.7), Ignacio Ramírez (Ag: 110, Rm: 6.7), Punta Flor (Ag: 173.3), El Arenal (Ag: 136.7), La Gloria (Ag: 140), La Laguna (Ag: 80, Lr: 23.3) y San Luqueño (Ag: 60, Rm: 3.3) con preferencia sobre *A. germinans*.

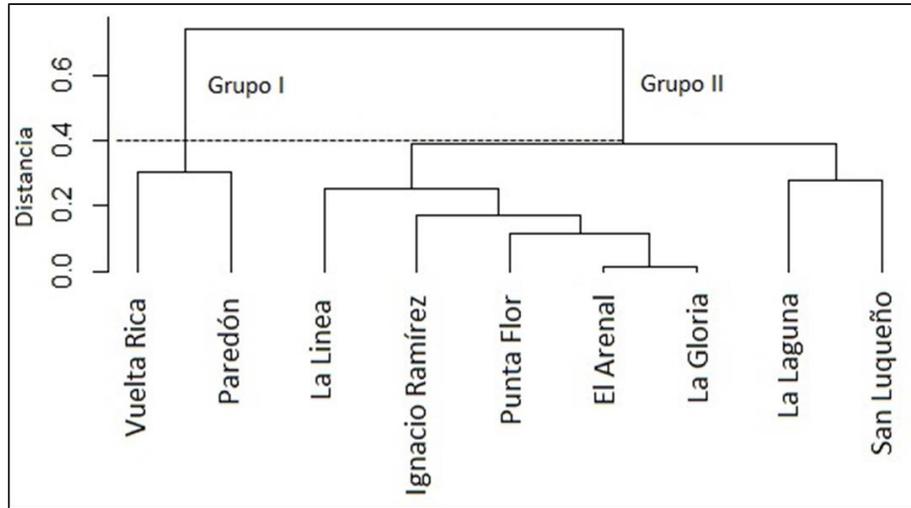


Fig. 6. Análisis de conglomerados para la clasificación de localidades del SLMM, México, en función de las especies extraídas y su densidad / Fig. 6. Cluster analysis for the classification of localities of the MMLS, Mexico, based on the species extracted and their density.

Se determinaron diferencias significativas en el número de tocones ha⁻¹ (SI=214.4±39.08 y SC=84.9±20.57 ha⁻¹, p=0.01), arbolado muerto (SI=97±24.84 y SC=192.9±47.31 ha⁻¹, p=0.02) y plántulas (SI=1575±125.3 y SC=4 150±321.3 ha⁻¹, p=0.03) entre los sitios impactados y conservados; mientras que para los demás valores estas no fueron significativas (Tabla 4).

Tabla 4. Características estructurales por condición de sitios muestreados en los manglares del SLMM, México / Table 4. Structural characteristics by condition of sites sampled in the mangroves of the MM LS, Mexico. *Diferencias significativas (t-Student, p≤0.05).

Atributos estructurales	Sitios impactados		Sitios conservados	
	Media	D.E	Media	D.E
Número de especies	2.1	±0.6	2.2	±0.7
Densidad arboles ha ⁻¹	1159	±94.3	1142	±108.5
Área basal_m ² ha ⁻¹	7.2	±2.2	9.8	±3
Altura m	4.32	±1.3	4.89	±1.54
Densidad plántulas ha ⁻¹	1575	±125.3	4 150	±321.3
Densidad tocones ha ⁻¹	214.4	±39.08	84.9	±20.57
Densidad árboles muertos ha ⁻¹	97	±24.84	192.9	±47.31

DISCUSIÓN

En ambos litorales de México, el manglar es un recurso forestal aprovechado y la intensidad de la explotación afecta en distinto grado a su composición, estructura y perspectivas de conservación a mediano y largo plazo (Rodríguez-Zúñiga et al., 2011).

Uno de los efectos evidentes de la tala selectiva implica alteración en la composición y dominancia de especies. Con respecto a lo anterior, en este estudio se registró a *C. erectus* con una distribución limitada y con baja dominancia. Díaz-López et al. (2019) encontraron que *C. erectus* es ampliamente reconocida por los pobladores del SLMM por su elevado valor de uso. Tovilla-Hernández et al. (2018), consideran que esta especie ha sido intensamente afectada por actividades antropogénicas en el SLMM durante los últimos años, lo que ha implicado cambios en su dinámica poblacional, como ya se ha reportado en otras áreas del Pacífico mexicano (Tovilla-Hernández y de la Lanza-Espino, 1999). Sin embargo, al no contarse con una línea base previa de la condición del manglar, es difícil inferir un cambio poblacional a causa de una tala selectiva de esta especie.

En este sistema, los manglares en los SI presentaron menor altura y área basal, mayor densidad de arbolado juvenil (<5 cm de DAP) y menor densidad de plántulas. Walters (2005), Lawes et al. (2007), Rodríguez-Zúñiga et al. (2011), Kihia (2014) y Romero-Berny et al. (2019), han reportado cambios estructurales causados por la extracción de fustes de mangle, como se detectó significativamente en este estudio ($p \leq 0.05$; Tabla 4), en las variables de número de tocones, densidad de árboles y plántulas.

El aprovechamiento selectivo de mangles hacia diámetros bajos (2.5-8.5 cm DAP) encontrado en este estudio, coincide con el reportado en otras investigaciones como en las de Dahdouh-Guebas et al. (2000) y Walters (2005) quienes reportaron diámetros menores a 15 cm; esto se debe a su uso como materia prima de construcción (p. ej. vigas, postes) o leña en el SLMM (Díaz-López et al., 2019).

El análisis comparativo de la distribución diamétrica para tres especies mostró que la tala selectiva podría estar afectando significativamente al menos a *R. mangle*, lo cual se observó en las diferencias entre pendientes (Fig. 5) y un menor ajuste de la estructura de tamaños al modelo esperado (disminución progresiva del número de individuos hacia las categorías mayores). La distribución de esta especie al borde de cuerpos de agua favorece su transporte e incrementa la intensidad de su aprovechamiento, lo que, aunado a su relativa baja dominancia, aumenta su demanda impactando la estructura forestal (Mira et al., 2019). En caso opuesto, los resultados sugieren que las especies *A. germinans* y *L. racemosa* presentan un menor efecto del aprovechamiento de sus poblaciones en el SLMM, al mostrar una mayor densidad de individuos en las categorías diamétricas más bajas (Figs. 4-5), lo cual es un patrón observado en uno de los pocos rodales de manglar que implementaron un plan de explotación forestal controlada en Nayarit, México (Valdez-Hernández, 2002; 2004). Esto indica que los volúmenes de extracción aún permiten mantener una adecuada regeneración y estructura de tamaños (Njana, 2020).

En el SLMM, las densidades de tocones más altas se asociaron a SI. Por otro lado, hubo un mayor registro de mortalidad natural en SC, lo que influye en la disminución de atributos estructurales por perturbaciones naturales, como una menor altura y diámetro de copa (Carrillo-Bastos et al., 2008).

Finalmente, los resultados demostraron la existencia de un aprovechamiento selectivo y un efecto significativo en la estructura del manglar. En el SLMM el aprovechamiento parece estar definido por la disponibilidad de cada especie como recurso maderable. *A. germinans* es talado extensivamente en zonas en donde abunda y su extracción demanda un menor costo debido a la cercanía de núcleos suburbanos, reportándose su uso como leña y material de construcción en el Pacífico mexicano (Hernández-Cornejo et al., 2005; Díaz-López et al., 2019).

Esto explicaría la agrupación de localidades en el SLMM con selectividad de extracción (grupo I: *L. racemosa* y *R. mangle*; grupo II: *A. germinans*). Otro factor explicativo del elevado número de tocones de *A. germinans* podría relacionarse con la tala para venta ilegal (principalmente como combustible) y para expandir zonas agropecuarias (Cruz-Portorreal y Pérez-Montero, 2017), los cuales fueron impactos observados en las nueve localidades evaluadas (Tabla 1). Por otro lado, los niveles de aprovechamiento no sostenible encontrados para *R. mangle* podrían tener implicaciones a corto y mediano plazo en la dinámica ecológica del manglar, incrementando el impacto de la erosión costera y afectando las tasas de sedimentación, productividad y almacén de carbono (Blanco et al., 2012).

Se concluye que existe un aprovechamiento selectivo hacia un intervalo de diámetros de 2.5 a 8.5 cm en *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*. La preferencia de tala hacia *L. racemosa* o *R. mangle* ocurre en zonas en donde las tres especies están presentes, aunque el mayor uso de *A. germinans* se debe a su alta dominancia en todo el sistema.

La estructura diamétrica de los manglares, densidad de plántulas, tocones y arbolado muerto naturalmente varía entre sitios sujetos a impacto y sitios conservados; la variación diamétrica fue estadísticamente demostrable en *R. mangle*. A pesar del uso extensivo y selectivo del manglar, la estructura analizada es similar a la reportada en áreas sujetas a cosecha planificada de madera.

Aunque la legislación mexicana actual restringe el aprovechamiento y fomento comercial de los manglares, así como de las actividades que afecten a la funcionalidad del ecosistema (ver Ley General de Vida Silvestre, artículo 60 TER), la persistencia de esta práctica evidencia la necesidad de realizar un monitoreo periódico de la estructura diamétrica, mortalidad natural y regeneración, así como evaluaciones del uso del recurso maderable por parte de los pobladores, a fin de generar una línea base que permita medir tasas de aprovechamiento no sostenible para las especies de mangles. Es recomendable también evaluar la productividad basada en caída de hojarasca, el potencial de almacén de carbono y condiciones fisicoquímicas del agua y suelo en sitios conservados e impactados, estableciendo valores locales de referencia para propuestas de protección, restauración e investigación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo de campo y gabinete brindado por Luis Alberto Altamirano Pérez, Pablo Amir Bonilla Sánchez y Mextli Citlalli León Espinoza, así como a los socios de las Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera de Vuelta Rica, Unión El Congreso, Ignacio Ramírez y Progresistas del Mar, por las facilidades otorgadas para realizar esta investigación.

REFERENCIAS

- Blanco, J. F., ... y Urrego, L. E. (2012). Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. *International Scholarly Research Network*, 2012, 958709. <https://doi.org/10.5402/2012/958709>
- Carrillo-Bastos, A., ... y Flores-Ortiz, G. (2008). Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana*, 10(1), 31-38. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49711434004>
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2016). *Santuario Playa Puerto Arista*. En línea: <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=162&=11>
- Cruz-Portorreal, Y. y Pérez-Montero, O. (2017). Evaluación de impactos a la salud del manglar en el municipio Guamá, Santiago de Cuba, Cuba. *Madera y Bosques*, 23(1), 27-41. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311517>
- Dahdouh-Guebas, F., ... y Koedam, N. (2000). Utilization of mangrove wood products around Midas Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*, 54(4), 513-527. <https://doi.org/10.1007/BF02866549>

- Díaz-López, A. M., Díaz-Gallegos, J. R. y Romero-Berny, E. I. (2019). Uso local de la madera de manglar en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Chiapas, México. En A. L. Quintero-Romanillo, J. R. Rodríguez-Apodaca y M. G. Ibarra-Ceceña (Coords.), *Estudios del Bosque de Manglar* (pp. 105-126). México: UAIS-UAIM.
- dos Santos, N. M. y Lana, P. (2017). Present and past uses of mangrove wood in the subtropical Bay of Paranaguá (Paraná, Brazil). *Ocean & Coastal Management*, 148(1), 97-103. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.003>
- Ghosh, S., ... y Chaudhuri, P. (2015). A review of threats and vulnerability to mangrove habitats: with special emphasis on east coast of India. *Journal of Earth Science & Climatic Change*, 6(4), 270. <https://doi.org/10.4172/2157-7617.1000270>
- Hernández-Cornejo, R., ... y Dahdouh-Guebas, F. (2005). Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule Lagoon Complex, Sinaloa, Mexico. *Ecology and Society*, 10(1), 16. <https://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art16/>
- Kihia, C. M. (2014). Impact of human physical disturbance on mangrove forest structure at the Gazi Bay, Kenya. *Egerton Journal of Science and Technology*, 14, 31-47.
- Lafond, V., Cordonnier, T. y Courbaud, B. (2015). Reconciling biodiversity conservation and timber production in mixed uneven-aged mountain forests: identification of intensification pathways. *Environmental Management*, 56, 1118-1133. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0557-2>
- Lawes, M. J., Griffiths, M. E. y Boudreau, S. (2007). Colonial logging and recent subsistence harvesting affect the composition and physiognomy of a podocarp dominated Afrotemperate forest. *Forest Ecology and Management*, 247, 48-60. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.012>
- López-Hoffman, L., ... y Ackerly, D. D. (2006). Sustainability of mangrove harvesting: How do harvester's perceptions differ from ecological analysis. *Ecology and Society*, 11, 14. <https://doi.org/10.5751/es-01820-110214>
- Mira, J. D., Urrego, L. E. y Monsalve, K. (2019). Determinantes naturales y antrópicos de la distribución, estructura y composición florística de los manglares de la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 810-824. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.30833>
- Murdiyarto, D., ... y Gaveau, D. (2021). Mangrove selective logging sustains biomass carbon recovery, soil carbon and sediment. *Scientific Reports*, 11, 12325. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91502-x>
- Njana, M. A. (2020). Structure, growth, and sustainability of mangrove forests of mainland Tanzania. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01394. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01394>
- Okello, J., ... y Koedam, N. (2019). The status of Mtwapa Creek mangroves as perceived by the local communities. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 18(1), 67-81. <https://doi.org/10.4314/wiojms.v18i1.7>
- Oksanen, J. (2020). Vegan: an introduction to ordination. <http://www.cran.r-project.org/package=vegan/vignettes/intro-vegan.pdf>
- Palacios, M. L. y Cantera, J. R. (2017). Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific. *Hydrobiologia*, 803, 345-358. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3309-x>
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Riungu, P. M., ... y Kairo, J. G. (2022). Value chain and sustainability of mangrove wood harvesting in Lamu, Kenya. *Trees, Forests and People*, 9, 100322. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100322>
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Ramírez-García, P. y Gutiérrez-Granados, G. (2011). Efectos de la extracción no controlada de madera sobre la comunidad y estructura de tamaños de los manglares de Alvarado, Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 89, 107-113. <https://doi.org/10.17129/botsoci.371>
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., ... y Flores, R. (Coords) (2018). *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos. Un enfoque multiescala*. Ciudad de México, México: CONABIO.
- Romero-Berny, E. I., ... y Schmook, B. (2019). Heterogeneidad estructural del manglar como respuesta a factores ambientales y antrópicos en el Soconusco, Chiapas, México. *Polibotánica*, 47(1), 39-58. <https://dx.doi.org/10.18387/polibotanica.47.1>

- Scales, I. R. y Friess, D. A. (2019). Patterns of mangrove forest disturbance and biomass removal due to small-scale harvesting in southwestern Madagascar. *Wetlands Ecology and Management*, 27, 609-625. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09680-5>
- Tovilla-Hernández, C. y de la Lanza-Espino, G. (1999). Ecología, producción y aprovechamiento del mangle *Conocarpus erectus* L., en Barra de Tecoaapa, Guerrero, México. *Biotrópica*, 31(1), 121-134. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00123.x>
- Tovilla-Hernández, C., ... y De la Cruz-Montes, G. (2018). *Inventario y monitoreo del estado actual de los bosques de manglar de Chiapas y Oaxaca. Informe final del proyecto FN005*. Tapachula, México: CONABIO, ECOSUR.
- Tovilla-Hernández, C., ... y Rodríguez-Zúñiga, M. T. (2022). *Caracterización del sitio de manglar PS29 Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sitios de manglar con relevancia biológica y necesidades de rehabilitación ecológica. Ciudad de México, México. <http://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/sitiosPrioritarios>
- Valderrama, L., ... y Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands*, 34(4), 747-758. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>
- Valdez-Hernández, J. I. (2002). Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, 8 (Número especial), 129-145. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2002.801296>
- Valdez-Hernández, J. I. (2004). Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Madera y Bosques*, 10 (Número especial), 93-104. <https://doi.org/10.21829/myb.2004.1031269>
- Velázquez-Salazar, S., ...y Muñoa-Coutiño, J. H. (2021). *Manglares de México. Actualización y análisis de los datos 2020*. Ciudad de México, México: CONABIO. https://www.researchgate.net/publication/353829718_Manglares_de_Mexico_actualizacion_y_analisis_de_los_datos_2020
- Walters, B. B. (2005). Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecology and Management*, 206, 331-348. [10.1016/j.foreco.2004.11.015](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.11.015)
- Walters, B. B., ... y Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 220-236. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.02.009>

BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología, se encuentra actualmente indexada en



Actualidad Iberoamericana



REMEDI

INDICE | de Revistas y Publicaciones Periódicas *Beta*



MIAR Matriz de Información para el Análisis de Revistas
Versión 2020 live



Alojada en los repositorios





En bases electrónicas de bibliotecas



CAROLINA
UNIVERSITY



Y en buscadores académicos



Bibliometric Analysis using
Publish or Perish: "Hands-On"