

**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y
ARTES DE CHIAPAS**

CENTRO DE INVESTIGACIONES COSTERAS

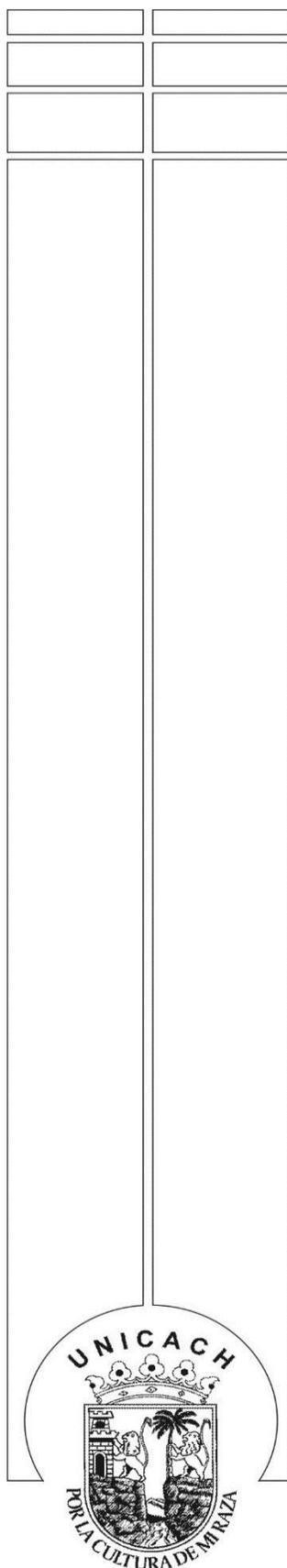
T E S I S

**EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y
PERTURBACIÓN DEL MANGLAR EN EL
SISTEMA LAGUNAR MAR MUERTO,
CHIAPAS, MÉXICO.**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
**LICENCIADO EN BIOLOGÍA MARINA Y
MANEJO INTEGRAL DE CUENCAS**

PRESENTA

ALAN MAURI DÍAZ LÓPEZ



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

CENTRO DE INVESTGACIONES COSTERAS

TESIS

EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y
PERTURBACIÓN DEL MANGLAR EN EL
SISTEMA LAGUNAR MAR MUERTO,
CHIAPAS, MÉXICO.

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA MARINA Y
MANEJO INTEGRAL DE CUENCAS

PRESENTA

ALAN MAURI DÍAZ LÓPEZ

Director

JOSE REYES DÍAZ GALLEGOS

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

Asesor

EMILIO ISMAEL ROMERO BERNY

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

Tonalá, Chiapas

20 de Marzo de 2018



Agradecimientos.

A mi Director de tesis **M.C. José Reyes Díaz Gallegos** y a mí Asesor de tesis **Dr. Emilio Ismael Romero Berny** por su profesionalismo, tiempo, tutorías, motivación y por la confianza brindada hacia mi persona durante el inicio, desarrollo y culminación de mi tesis, que con su aportes, correcciones y consejos me permitieron adentrarme al mundo de la investigación científica.

A mi Padre **Manuel de Jesús Díaz Abadía** y mi Madre **María Sonia López Flores** mis infinitos agradecimientos por el apoyo con el recurso monetario que cubrió mis gastos durante el recorrido de campo y durante la carrera, sobre todo por la motivación, paciencia y cariño que siempre han tenido conmigo.

A mis amigos y colegas **Pablo, Mexkli, Luis, Sergio, Luis Fernando** y **Robby** por su compañía y colaboración durante el recorrido de campo, y aún más por la amistad y las experiencias que viví con ustedes en mi paso por la universidad y posterior a ella, mis mejores deseos para ustedes y espero que el aprendizaje y las ganas de superarnos nos reúnan en el futuro.

A los **Presidentes y asociados de las cooperativas** de cada una de las localidades muestreadas por su comprensión y apoyo con cayucos y lanchas que facilito el acceso al manglar, así como por la ayuda en la toma de registros.

A las **personas encuestadas** por su tiempo, amabilidad y seriedad en los cuestionamientos.

Al **Centro de Investigaciones Costeras (CEICO)** por brindarme el material solicitado para la medición de los parámetros ambientales, y al profesor **Eduardo Ortiz** por sus consejos y sugerencias.

A todos y cada uno mis más sinceros agradecimientos, sin ustedes el logro de una de mis metas se me habría dificultado, expresando mis gratitudes eternas con la presentación e impresión de esta investigación.

Dedicatoria.

Dedicado a mi familia: a mis padres **Manuel de Jesús** y **María Sonia**, por el apoyo y el amor que me brindan día con día, a mis hermanos **Martin** e **Iván**, a mi hermana **Yamileth** y a mis sobrinos **Marco Fabián** y **Danna Valentina**, quienes fueron parte vital para el desarrollo de esta tesis por su apoyo emocional e incondicional.

A **todos mis maestros** que aun cuando no ponía atención a sus clases jamás dejaron de confiar en mí e intervinieron para centrarme en mis estudios, y siempre me aconsejaron sin reusarse a transmitirme nuevos conocimientos.

A mis **sinodales** quienes revisaron, corrigieron y aprobaron mi tesis.

A mis **compañeros de estudio y amigos**, quienes sin su ayuda y motivación nunca hubiera podido realizar esta esta investigación.

Una dedicatoria especial a la señora **Juana María Marroquín Santiago** quien me ha enseñado el valor de la esperanza y superación de cualquier adversidad o problema.

A todos ellos les dedico esta tesis.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	11
II.	MARCOTEÓRICO.....	15
	2.1 Generalidades de los manglares.....	15
	2.1.1 Los bosques de manglar y su estructura.....	15
	2.1.2 Extensión.....	16
	2.1.3 Descripción de especies.....	17
	2.1.4 Tipos fisionómicos.....	19
	2.1.5 Factores ambientales.....	20
	2.1.6 Servicios ambientales.....	21
	2.1.7 Importancia de los manglares.....	23
	2.1.8 Problemática de los ecosistemas de manglar.....	24
	2.1.9 Factores de perturbación antropogénicos y naturales.....	25
	2.1.10 Percepción remota y Sistemas de Información Geográfica aplicados al manglar.....	26
	2.2 Ecosistemas de manglar con énfasis para México y Chiapas.....	28
III.	ANTECEDENTES.....	32
IV.	OBJETIVO GENERAL.....	37
	4.1 Objetivos específicos.....	37
V.	HIPÓTESIS.....	38
VI.	ZONA DE ESTUDIO.....	39
	6.1 Ubicación geográfica.....	39
	6.2 Características físicas.....	39
	6.2.1 Fisiografía.....	39
	6.2.2 Geomorfología y Geología.....	39
	6.2.3 Suelo.....	40
	6.2.4 Clima.....	42
	6.2.5 Hidrología.....	42
	6.2.6 Oceanografía.....	43
	6.2.7 Flora.....	44
	6.2.8 Fauna.....	45
	6.2.9 Principales actividades económicas en Arriaga y Tonalá.....	45
VII.	MÉTODOS.....	47
	7.1 Ubicación de las parcelas.....	47
	7.2 Medición de los parámetros estructurales del manglar.....	47
	7.3 Medición de los parámetros físico-químicos.....	50

7.4	Estimación de la extracción y tala selectiva.....	51
7.5	Obtención de datos sobre usos del manglar.....	52
7.6	Elaboración del mapa de superficie perturbada.....	52
VIII.	RESULTADOS.....	53
8.1	Estructura forestal.....	53
8.1.2	Identificación y descripción de las comunidades de manglar.....	59
8.1.3	Patrones estructurales por tipo de comunidad.....	61
8.2	Evaluación de los Parámetros físico-químicos.....	64
8.3	Extracción y tala selectiva del manglar.....	66
8.3.1	Extracción por localidad muestreada.....	69
8.4	Uso local del manglar en Arriaga-Tonalá.....	70
8.5	Superficie perturbada.....	71
IX.	DISCUSIÓN.....	73
9.1	Estructura forestal del manglar.....	73
9.2	Parámetros ambientales y su relación con el manglar.....	83
9.3	Extracción y tala selectiva.....	86
9.4	Uso local del manglar en SLMM.....	91
9.5	Área perturbada y agentes de perturbación.....	95
X.	CONCLUSIONES.....	100
XI.	PROPUESTAS Y RECOMENDACIONES.....	103
XII.	REFERENCIAS DOCUMENTALES.....	104
XIII.	ANEXOS.....	124
1	Tabla de valores de parámetros ambientales registrados.....	124
2	Fotografía aérea de manglar de La Gloria, Arriaga.....	124
3	Fotografía aérea de manglar de Vuelta Rica, Tonalá.....	125
4	Fotografía aérea de manglar de La Línea, Arriaga.....	125
5	Foto sitio inundado con dominancia de <i>R. mangle</i>	125
6	Foto tala de <i>R. mangle</i> en Vuelta Rica, Tonalá.....	126
7	Foto tala de <i>L. racemosa</i> y <i>A. germinans</i> en La Laguna, Tonalá.....	126
8	Foto tala de <i>A. germinans</i> en Punta Flor, Arriaga.....	127
9	Foto postes de árbol de mangle para trasmallo.....	127
10	Foto postes de árbol de mangle para galeras.....	128
11	Foto postes de árbol de mangle para asegurar lanchas.....	128
12	Foto madera de manglar usados para cercos.....	129
13	Foto uso de madera de manglar como palancas y postes.....	129
14	Foto dragados y estanques de cultivo de camarón.....	130
15	Foto desmonte de manglar.....	130
16	Foto desechos domésticos en áreas de manglar.....	131
17	Encuesta sobre el uso local del manglar.....	132

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Especies de manglar reportadas en México tomado de López-Portillo y Ezcurra, 2002, modificado.....	29
Cuadro 2.	Características cualitativas para la identificación de unidades muestreadas cercanas y lejanas en el SLMM.....	51
Cuadro 3.	Atributos estructurales por Unidad Muestreada (UM) en SLMM..	54
Cuadro 4.	Porcentaje del arbolado vivo total por unidad muestreada en función a su condición.....	58-59
Cuadro 5.	Valores de Importancia Relativos por Tipo de comunidad de cada especie.....	60
Cuadro 6.	Comparativa de los valores estructurales promedio registrados por tipo de comunidad de los diferentes atributos estructurales...	61
Cuadro 7.	Valores de Salinidad: S, Temperatura: T, Oxígeno Disuelto: OD, y Potencial Hidrogeno: pH, por Tipos.....	66
Cuadro 8.	Valor del coeficiente de determinación (R ²) del ajuste de regresiones lineales por especie entre sitios cercanos y lejanos.....	68
Cuadro 9.	Atributos estructurales del manglar de Arriaga-Tonalá, Chiapas, de otras áreas del estado de Chiapas, Regiones de Manglar de México y otros países.....	76
Cuadro 10.	Superficie de manglar perturbado (SMP) en distintas áreas y diferentes periodos con agentes de perturbación identificados...	98

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Especies de manglar registradas en México.....	18
Figura 2.	Ubicación del Sistema Lagunar Mar Muerto en el estado de Chiapas	41
Figura 3.	Localización de las 20 UM dentro del manglar en Sistema Lagunar Mar Muerto, Chiapas.....	48
Figura 4.	Distribución total de la densidad total de individuos por categoría diamétrica (C.D.) con línea de tendencia del manglar vivo en SLMM.....	55
Figura 5.	Distribución de la densidad total por especie y Categoría diamétrica (C.D.) con línea de tendencia del manglar vivo en el SLMM.....	55
Figura 6.	Distribución por hectárea de la densidad total de plántulas por especie y Tipo de desarrollo.....	55
Figura 7.	Distribución por localidad del Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) en centímetros (cm).....	57
Figura 8.	Variación por localidad del Diámetro a la Altura del Pecho (DAP).....	57
Figura 9.	Valores máximos, mínimos y promedios de a) altura y b) diámetro de copa por especie.....	58
Figura 10.	Agrupamiento jerárquico de las Unidades muestreadas (UM) para la clasificación de tipo de comunidades con distancia de Bray-Curtis, basados en los valores de IVI.....	60
Figura 11.	Distribución de la densidad media por hectárea del arbolado a) vivo, b) talado, y c) muerto por categoría diamétrica y por tipo de comunidad, así como el de d) plántulas por tipo de desarrollo y tipo de comunidad.....	63
Figura 12.	Distribución por hectárea del área basal promedio por tipo de comunidad y categoría diamétrica.....	63
Figura 13.	Distribución de la a) altura y del b) diámetro de copa promedio por categoría diamétrica y por tipo de comunidad.....	63
Figura 14.	Correlación de los parámetros ambientales con los valores registrados en las 20 Unidades muestreadas del SLMM.....	64
Figura 15.	Diagrama de agrupamiento jerárquico de las 20 unidades muestreadas en función a los valores de salinidad y temperatura registrados.....	65
Figura 16.	Porcentaje de extracción en base a la cantidad de tocones por hectárea registrados en las 20 Unidades muestreadas por	

	categoría diamétrica.....	67
Figura 17.	Distribución de la densidad del arbolado vivo (a, b y c, ----) y de tocones (1, 2 y 3, —) con líneas de regresión, por especie y categoría diamétrica en UM cercanas ■ y lejanas □.....	68
Figura 18.	Dendograma de la tala selectiva del manglar por localidad. En base a la cantidad de extracción y tipo de especie extraída.....	69
Figura 19.	a) Porcentaje (%) de a) parte más utilizada del árbol y b) los diferentes usos que le dan al manglar en base a las encuestas realizadas en 8 localidades del SLMM.....	71
Figura 20.	Delimitación de las áreas perturbadas de manglar en Sistema Lagunar Mar Muerto, Arriaga-Tonalá, Chiapas.....	72
Figura 21.	Acciones conjuntas por sector para maximizar un plan de manejo de manglares sugeridas por Tovilla-Hernández (n/d) y Carmona, Morales y Rodríguez (2004).....	95

RESUMEN

En el Sistema Lagunar Mar Muerto (SLMM), Chiapas, se evaluó la estructura forestal de los manglares (densidad, Área Basal, altura, D. de copa y densidad de plántulas), así como el impacto en sus atributos estructurales causado por la tala selectiva local y la interacción de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial con su composición en 20 Unidades de Muestreo (UM) de 300m² cada una, delimitadas principalmente por un patrón de ubicación respecto a los asentamientos humanos (UM cercanos y lejanos), repartidas en nueve localidades entre los municipios de Arriaga y Tonalá, además se analizó el uso y destino local de la madera por medio de encuestas y se cuantificó la superficie perturbada con sustento en la cartografía de la CONABIO del año 2015 reflejada en un mapa.

Se encontraron bosques de manglar tipo cuenca compuestos por *A. germinans*, *L. racemosa*, *R. mangle* y *C. erectus*, esta última con escasa presencia, y se agruparon en tres tipos de comunidades en base al IVI: Comunidad I mixta de *L. racemosa* y *R. mangle* con mayores valores estructurales (AB: 9.86 m²ha⁻¹, Altura: 6.76 m, 2 791 plántulas ha⁻¹), Comunidad II dominante de *A. germinans* con rodales monoespecíficos con la mayor extracción e impacto en la densidad y número de plántulas (198 tocones ha⁻¹, AB: 8.62 m²ha⁻¹, Altura: 5m, 1 207 plántulas ha⁻¹) y Comunidad III mixta de *A. germinans* y *L. racemosa* que presento la menor AB (7.2 m²ha⁻¹) a causa del mayor arbolado juvenil y valores estructurales intermedios, además se observó correlación con la salinidad y la temperatura, determinadas por las adaptaciones fisiológicas de cada especie. El IC promedio (4.63) obtuvo un valor bajo comparado con otras áreas de manglar del estado y del país. En general la extracción fue del 12.09% ligeramente arriba de lo recomendado por la FAO (12%) y se dio sobre las primeras tres categorías diamétricas (2.5-8.5cm DAP); hubieron diferencias significativas entre UM cercanas (R²=0.6694) y lejanas (R²=0.7569) en la distribución categórica de la densidad del arbolado, principalmente en *L. racemosa*, asimismo se observó una selectividad en la extracción de la especie en función a la disponibilidad y presencia por localidad; la especie con mayor preferencia de acuerdo a las encuestas fue *C. erectus* siendo el tallo (75%) la parte del árbol que más aprovechan destinado hacia la pesca (42.5%) y la construcción (23.75%). Se cuantificó un total de 31.6 has perturbadas en los manglares de los dos municipios evaluados, que en relación al monitoreo en campo y lo manifestado en el mapa se sugiere la implementación de un plan de manejo que se adecue a las necesidades de las comunidades e involucre al sector gubernamental, institucional, municipal, pesquero y comunitario.

Palabras clave: Manglares, Extracción, Mar Muerto, Antropogénico.

I. INTRODUCCIÓN

Los manglares son árboles o arbustos leñosos dicotiledóneos, limitados a las zonas tropicales y subtropicales del mundo (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1984; Tomlinson, 1986). A menudo se forman bosques densos en zonas intermareales, con frecuencia consiste en parches monoespecíficos o en asociaciones de pocas especies. Los manglares se desarrollan en hábitats sujetos a inundación y a intrusión salina, estableciéndose a lo largo de los ríos (Tomlinson, 1994; Ángeles, López-Portillo y Ortega, 2002).

La palabra “manglar” se ha utilizado para referirse tanto a las plantas constituyentes de las comunidades forestales intermareales tropicales como a la propia comunidad (MacNae, 1968), son bosques y pueden definirse como árboles tropicales que se limitan a la parte costera y comunidades adyacentes o bien como una comunidad compuesta por plantas de manglar, debido a que los manglares estrictos se caracterizan por su alta fidelidad al ecotono influenciado por las mareas, refiriéndose al sentido de la línea de costa inundada por los extremos de las mareas, o puede referirse ampliamente a las comunidades de ribera donde las mareas causan alguna fluctuación pero no salinidad (Spalding, Kainuma y Collins, 2010).

Esta vegetación se compone por especies halófilas facultativas las cuales se desarrollan en lugares con substratos anóxicos y salobres, con mucha materia orgánica, sujetos a inundación periódica por intrusión de las mareas (Mitsch y Gosselink, 1986). Presentan adaptaciones morfológicas como raíces especializadas (raíces aéreas y neumatóforos), mecanismos de excreción de sales y cierto grado de viviparidad, referido a los embriones que resultan de una reproducción sexual, teniendo un crecimiento fuera de la cubierta de la semilla y del fruto, germinando aun cuando este se mantiene prendido al árbol (Tomlinson, 1994; Jiménez, 1994; Twilley, 1998). Los manglares comprenden alrededor de 73 especies en 28 géneros, pertenecientes a 20 familias, las cuales resultan taxonómicamente diversas (Polidoro *et al.*, 2010; Spalding, Kainuma y Collins, 2010). Lo que ha derivado que el manglar posea adaptaciones fisiológicas que le permiten la supervivencia y la sucesión; los

manglares dominan su hábitat y estabilizan el sedimento en el que crecen (Hogarth, 2015).

A causa de la defoliación natural que realizan los árboles del manglar se han considerado como una vegetación que contribuyen con altas cantidades de materia orgánica, en forma de detritus, a lagunas costeras y estuarios (Heald y Odum, 1970; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2004). Este ecosistema es de vital importancia en diferentes contextos, ofrece hábitat de apoyo a las pesquerías, proveen protección a los estadios juveniles de peces y crustáceos contra los depredadores y les aportan alimento, funcionan como zona de amortiguamiento contra inundaciones, disminuyen la fuerza del oleaje, reducen la potencia de huracanes y tormentas frente a las zonas costeras aledañas, y aportan refugio de fauna regional y migratoria, principalmente de aves (Flores-Verdugo, Agraz-Hernández y Benítez-Pardo, 2006). También proporcionan protección y estabilización a la línea de costa, actuando además como filtros naturales de sedimento y de material orgánico, por el hecho de ser plantas, fijan carbono y producen oxígeno, al mismo tiempo son una fuente variada de productos maderables (Yañez-Arancibia *et al.*, 1994).

Los bosques de manglar constantemente están sujetos tanto a impactos antropogénicos como naturales, y son perturbados de manera directa o indirecta. De manera directa, cuando son cortados para la extracción de madera y utilizados como postes, como cimbra para construcción de casas y palapas, como carbón y leña, elaboración de tapos en pesquería y construcción de galeras para secado del tabaco o para la extracción de taninos (Kovacs, 1999). Como sucede con la mayoría de las áreas naturales en México, los desmontes y la sustitución por zonas transformadas han provocado una disminución en la cobertura natural de los manglares que se conoce con poca precisión (López-Portillo y Ezcurra, 2002).

El efecto indirecto de perturbación de manglares es quizás el más conocido y realiza de manera frecuente por la construcción de caminos o carreteras, por la urbanización en zonas costeras cercanas a áreas de manglar, así como en la construcción de infraestructura turística, con mayor impacto provocada por industrias hoteleras, además de obras o instalaciones para la explotación y transporte de

petróleo o líneas de distribución de energía eléctrica, asimismo se ven afectados por la extracción, cierre y contaminación de los flujos de agua dulce de ríos y arroyos que llegan a estos ecosistemas (López-Portillo y Ezcurra, 2002; Moreno-Casasola *et al.*, 2002).

Así también, fenómenos naturales como huracanes, inundaciones, movimientos tectónicos, incendios y sequías perturban a los bosques de manglar (Sánchez y Escalante, 2000; Moreno *et al.*, 2002). Dentro de estas anomalías ambientales, los huracanes, que impactan con fuertes vientos y tormentas tropicales, son los que afectan principalmente el área de los manglares, causando graves daños como árboles desenraizados, defoliados o sin copa (Islebe *et al.*, 2009). Por la relación estrecha entre las zonas costeras y los manglares, se considera como un ecosistema vulnerable a disturbios antropogénicos presentando tasas elevadas de deforestación (Hirales-Cota *et al.*, 2010).

En base a esto, se han hecho esfuerzos para preservar la vegetación del manglar, el Sistema Lagunar Mar Muerto (SLMM), es un sitio prioritario para la conservación y protección de este ecosistema (Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009), se encuentra ubicado en la parte norte del Golfo de Tehuantepec en el Pacífico Sur mexicano, en los estados de Oaxaca y Chiapas y tiene gran relevancia debido a su vasta extensión costera rodeada por bosques de manglar (Cervantes-Castro, 1969; Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013).

La conservación de los ecosistemas es un tema que ha ganado fuerza debido a una pérdida exagerada de ecosistemas tanto terrestres como marinos, trayendo consigo un problema a nivel mundial, no obstante, existen actividades de aprovechamiento (tala, actividades agrícolas y pecuarias) que se han realizado a lo largo del tiempo sin alguna regulación que de mantenerse perjudicarían la estabilidad ecológica y se perderían todos los beneficios que nos brindan estas áreas así como gran parte de las especies que cohabitan de forma arraigada con esta vegetación.

Partiendo de esto, se caracterizará la estructura del manglar de 20 sitios de muestreo en el Sistema Lagunar Mar muerto, distribuidos en nueve localidades de municipios de Tonalá y Arriaga; se evaluará la tala selectiva de los árboles de manglar y se realizara un mapa enfatizando las áreas perturbadas del manglar; además se identificará el uso y destino de la madera de manglar que se realizan a nivel local. Esta investigación se realizará debido a que la información sobre el impacto en la pérdida de la vegetación de los bosques de manglar en las costas de Chiapas a causa de la tala y factores naturales es muy escasa, sobre todo a nivel local, tomando en cuenta la importancia vital de este ecosistemas en los ámbitos económicos, ecológicos, culturales y sociales, además se reconoce que cualquier disturbio que degrade la vegetación de manglar podría traer daños irreparables y consecuencias irreversibles en los diferentes ámbitos mencionados.

Este trabajo tiene gran relevancia ya que la perdida de los bosques de manglar es generada por un manejo inadecuado de los recursos naturales que nos brinda la naturaleza, por lo que se pretende que la investigación refleje los daños antropogénicos que sufre el ecosistema y de esta manera tener un fundamento para conocer los sitios más deteriorados, permitiendo con esto contar con elementos para la planeación y manejo de este ecosistema, identificando áreas potenciales de restauración y determinar unidades permanentes de monitoreo.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Generalidades de los manglares.

La definición de los bosques de manglar, su estructura forestal, la extensión que ocupan actualmente, las características de las especies presentes en México, los diferentes tipos fisionómicos que forman los manglares, los factores ambientales presentes en este ecosistema, los distintos servicios ambientales que brindan, su importancia y problemática por la presión ejercida de múltiples factores, son los temas que se abordaran a continuación.

2.1.1 Los bosques de manglar y su estructura.

Los bosques de manglar son uno de los ecosistemas más biodiversos del mundo (Spalding, Kainuma y Collins, 2010). Estos ecosistemas así como otros humedales costeros son muy importantes para la biodiversidad y para las comunidades humanas que viven de sus recursos en las regiones cercanas a ellos (Field, 1996; Comisión Nacional Para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad CONABIO, 2006).

En el vocablo guaraní la palabra manglar tiene como significado “árbol torcido”, estos árboles están sujetos a periodos de inundación, poseen gran soporte ya que constantemente son golpeados por el oleaje, y pueden pertenecer a vegetación arbórea o arbustiva dependiendo de las condiciones ambientales y del lugar en el que se encuentren, una característica en ellos es que su sistema radicular se exhibe por encima del suelo, resultando vital para la captura de oxígeno (Hutchings y Saenger, 1987; Jiménez y Sauter, 1991).

Dentro de los bosques de manglar se originan distintos tipos de comunidades de mangle, con características estructurales propias dependientes de los parámetros ambientales presentes en su territorio, lo que propicia la complejidad del ecosistema y los atributos que presente dando como resultado la estructura forestal, este análisis involucra el uso de modelos estadísticos que simplifican la respuesta de dos o más caracteres en un índice (McElhinny *et al.*, 2005; Romero-Berny *et al.*, 2012). El

análisis estructural de la vegetación del manglar permite conocer la abundancia de las especies y su formación espacial en un gradiente horizontal o vertical permitiendo caracterizar los bosques en base a los atributos estructurales de los rodales y establecer el grado de desarrollo, madurez y tipo fisionómico (Franco *et al.*, 1989; Smith, 1992; Kangas, 2002)

Por lo regular, para una evaluación acerca de la estructura arbórea se utilizan atributos que se pueden medir o cuantificar, como son la distribución y composición de arbolado, su altura, el diámetro a la altura del pecho (DAP), el área basal (AB) y la densidad de individuos o fustes (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1984, 1985); por otro lado la estimación de la extracción y mortalidad de los árboles de manglar son fundamentales para cuantificar el deterioro de estos bosques e identificar las actividades antropogénicas y eventos meteorológicos que amenazan la estabilidad de este ecosistema (Tovilla-Hernández *et al.*, 2007), obteniendo con estos datos un análisis ecológico esencial, el cual forma parte para elaborar una base o sustento en el manejo de estos bosques (Valdez-Hernández, 2002; Zaldívar-Jiménez *et al.*, 2010).

2.1.2 Extensión.

Los manglares cubren a nivel global una fracción aproximada de 137 760 km² (Giri *et al.*, 2011), siendo Indonesia, Brasil, Nigeria, Australia y México los que presentan mayor superficie de esta vegetación en su territorio, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2007b; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013), a nivel mundial existen 73 especies de manglar (Polidoro *et al.*, 2010; Spalding, Kainuma y Collins, 2010). En México los ecosistemas de manglar se dividen en cinco grandes regiones las cuales se distribuyen de la siguiente manera: Región Pacífico Norte, Región Pacífico Centro, Región Golfo de México, Región Península de Yucatán y Región Pacífico Sur, esta última referida a los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013).

En nuestro país los bosques de manglar están compuestos principalmente por cuatro especies: *Rhizophora mangle* L. 1753, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn.

1805, *Avicennia germinans* Stearn. 1958, y *Conocarpus erectus* L. 1753 (Figura 1). Mientras que en Chiapas se encuentran dos especie más, además de las anteriormente mencionadas, que son *Rhizophora harrisonii* Leechm. y *Avicennia bicolor* Standl. 1923 (Rico-Gray, 1981; López-Portillo y Ezcurra, 2002; Santamaría-Damián *et al.*, 2016).

2.1.3 Descripción de especies.

Avicennia germinans (L). Mangle negro.

Especie que pertenece a la familia *Acanthaceae*, conocido comúnmente como mangle negro, Apompó, madre sal, mangle prieto (Figura 1a). Puede crecer hasta 25 metros de altura y tener un metro de DAP, Su floración se produce especialmente en los meses más lluviosos, su corteza está ligeramente fisurada y es de color opaco, también posee raíces especializadas llamadas neumatóforos los cuales están provistos de lenticelas (estructuras pequeñas alargadas o circulares), que aseguran la entrada de oxígeno y el intercambio gaseoso entre tejido externo e interno. Sus hojas son simples con forma oblonga o lanceolado-elíptica y base cuneada, por lo general sus nervios son evidentes, presenta glándulas excretora en el envés de la hoja, de color verdosa y el envés más pálido. Su fruto o propágulo es una capsula verde pálida, comprimida lateralmente. Normalmente abunda en zonas cercanas al borde terrestre, a nivel local su madera es aprovechada en la construcción de casas, soleras, palapas y como leña.

Conocarpus erectus (L). Mangle botoncillo.

Especie perteneciente a la familia *Combretaceae*, conocido comúnmente como mangle botoncillo, laurelillo, mangle cenizo, estachauite (Figura 1b). Puede alcanzar los ocho metros de altura y hasta 25 cm de DAP, su floración se da en los meses más lluviosos del año, son arboles dioicos que tienen su corteza fisurada y rugosa, están ramificados irregularmente, sus hojas son simples alternas o en ocasiones congestionadas en la punta de las ramas, en su base presenta un par de glándulas, sus nervios generalmente son evidentes. Sus hojas son de color verde brillante en ambos lados, con inflorescencia en forma de panículas terminales,

integradas por cabezuelas globosas. Por no presentar raíces aéreas ni viviparidad es considerada como manglar falso, su madera se utiliza en la construcción de casas como horcones y para cercos.

Laguncularia racemosa (L). Gaertn. Mangle blanco.

Pertenece a la familia *Combretaceae*, nombrada comúnmente como mangle blanco, mangle bobo, mangle chino (Figura 1c), puede superar los 30 metros de altura y alcanzar un metro de DAP, su floración se da en los meses lluviosos. Son árboles dióicos o hermafroditas, el tronco de este árbol puede ser poco o abundantemente ramificado, su corteza es fisurada rugosa y de color grisácea-café, los tallos y pecíolos tienden a tornarse rojizos. Está compuesto por un sistema de raíces neumatóforos con lenticelas, sus hojas son simples decusadas de forma elíptica a oblonga y ápice redondeado y la base ligeramente redondeada, la inflorescencia es espigada con frutos parecido a dos nueces. Su madera es más comercial, usada en la construcción de galeras para secado de tabaco y como leña.

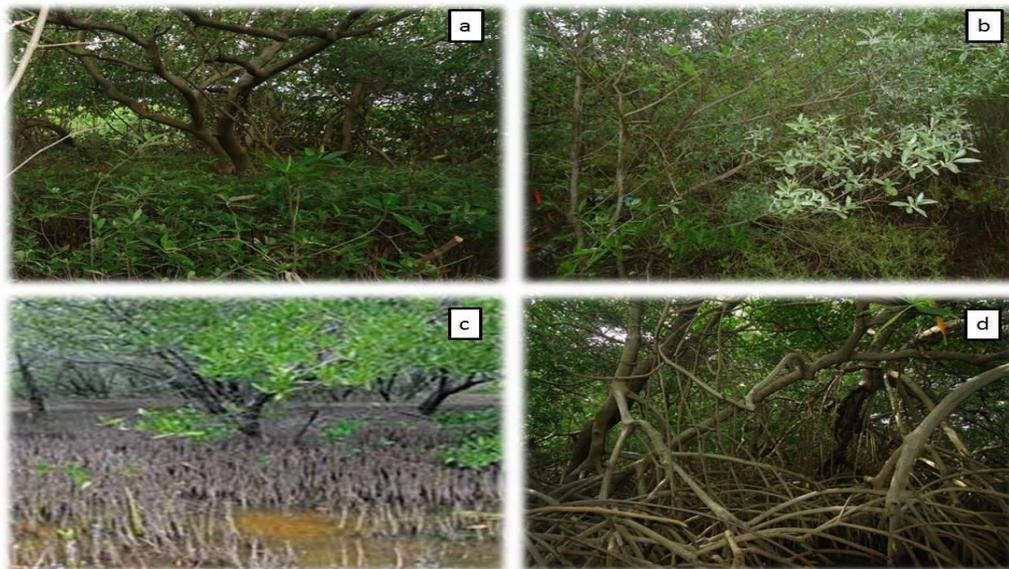


Figura 1. Especies de manglar registradas en México. a) *Avicennia germinans*, b) *Conocarpus erectus*, c) *Laguncularia racemosa* y d) *Rhizophora mangle*. Fotos obtenidas de los sitios de muestreo del Sistema Lagunar Mar Muerto, Tonalá-Arriaga, Chiapas.

Rhizophora mangle (L). Mangle rojo.

Pertenece a la familia *Rhizophoraceae*, comúnmente conocido como mangle rojo, mangle, candelón, mangle dulce, mangle tinto (Figura 1d). Con floración

durante todo el año, más frecuente en primavera y verano. Árboles que alcanzan 25 metros de altura y 50 cm de DAP, el tronco y las ramas apoyadas en varias raíces aéreas o zancudas con muchas lenticelas, su corteza es lisa, de color grisácea, rojiza o pardo-rojiza. Presenta hojas simples y de gran tamaño, en comparación con las otras especies de mangle, su fruto tiene forma de baya periforme, duro y de color pardo rojizo, el embrión germina dentro del fruto aun cuando está unido al árbol, luego se forma el hipocótilo que cuando se desprende alcanzan un tamaño de 15 a 40 cm de largo. Su madera se usa localmente en la construcción de casas. (Valdez-Hernández, 2004; Agraz-Hernández *et al.*, 2006).

Diversos factores ambientales determinan el establecimiento y crecimiento del manglar tales como el clima, el periodo de inundación o hidroperíodo (frecuencia y duración de la inundación de cierto sitio), la disponibilidad de nutrientes que provienen de ríos, mantos freáticos y escurrimientos terrestres, la salinidad intersticial y del agua, el oleaje y corrientes, el viento, el tipo de suelo, enfermedades y hervívoros, así como los impactos negativos que provocan las actividades humanas y naturales (Flores-Verdugo, Agraz-Hernández y Benítez-Pardo, 2006).

2.1.4 Tipos fisionómicos.

Las comunidades de manglar se clasifican en cinco tipos fisionómicos de bosques, de acuerdo a sus características estructurales (Lugo y Snedaker, 1974; Flores-Verdugo, 1992; Agraz-Hernández *et al.*, 2006), los tipos descritos son los siguientes:

- Bosques de manglar enano o matorral: con poco desarrollo estructural, como consecuencia de su ubicación lejana a fuentes de aportes fluviales y nutrientes o en zonas de alta evaporación, localizados generalmente en barras, bancos o arrecifes retirados de la costa o en lagunas hipersalinas. Son frecuentes en México y generalmente son dominados por *A. germinans*.
- Bosques de manglar sobreinundado: por lo general se desarrollan en barras e islas y es común encontrar bosques monoespecíficos de *R. mangle*, los cuales se mantienen en contacto directo con el mar y son continuamente afectados

por las corrientes o mareas. Presentan un pobre desarrollo estructural debido a la alta y constante tasa de remoción de detritus.

- Bosques de manglar ribereño: Manglar que se desarrolla en los bordes de las desembocaduras de ríos, esteros y canales deltaicos, con salinidades promedio no mayores a 15 partes por mil (‰) tienen mayor nivel estructural y altas tasas de productividad por encontrarse con un óptimo aporte fluvial y de nutrientes.
- Bosques de manglar de borde: los manglares de este tipo se desarrollan a la orilla de las lagunas costeras, esteros y bahías y dependen de la morfología del sitio, es probable observar en estos bosques el patrón de zonación típico de *R. mangle*/*L. racemosa* a la orilla del cuerpo de agua y *A. germinans*/*C. erectus* en la parte posterior.
- Bosques de manglar de cuenca: manglares que se localizan en la parte posterior de los manglares de tipo ribereño o borde. Presenta una menor frecuencia de inundación periódica por la marea. La evaporación de agua marina provoca un aumento en la salinidad del suelo.

2.1.5 Factores ambientales.

El hidroperíodo, la salinidad y la microtopografía son elementos clave para la supervivencia, desarrollo y establecimiento del manglar, los diferentes tipos de humedales están condicionados en gran medida por estos factores (López-Portillo y Ezcurra, 2002; Agraz-Hernández *et al.*, 2006).

En los ecosistemas de manglar el hidroperíodo va a estar determinado principalmente por la influencia de las mareas y las pequeñas variaciones en su topografía (microtopografía) además de las inundaciones provocadas por los ríos y escurrimientos terrestres de la región (Flores-Verdugo, Agraz-Hernández y Martínez-Cordero, 1995; Rico-Gray y Palacios, 1996; Agraz-Hernández, 1999).

La frecuencia y el período de inundación determinan la ausencia o presencia de los manglares en determinado lugar, y cada especie de manglar tiene distintas preferencias, la presencia de una u otra especie lo definen pocos centímetros de

diferencia topográfica (< 90 cm), lo que da lugar a la zonación (presencia y abundancia de especies arbóreas) de especies que también está determinada por los factores ambientales del terreno o espacio (Agraz-Hernández, 1999; Agraz-Hernández *et al.*, 2006).

La variación de las especies está determinada por la tolerancia de cada una a la salinidad presente en su área; *A. germinans* es el más tolerante seguida de *R. mangle* y *L. racemosa*, esta última opta por niveles de salinidad similares o por debajo a la del mar (Flores-Verdugo, Agraz-Hernández y Martínez-Cordero, 1995). Un factor importante en caso de una restauración ecológica es el hidoperíodo, tanto para la restauración como para la reforestación y más recientemente para la creación de nuevas áreas para forestación natural o inducida del manglar (Agraz-Hernández, 1999).

2.1.6 Servicios ambientales.

Las comunidades de manglar son una fuente de riqueza y de bienestar para la sociedad y para el ecosistema en sí. Sin embargo no se le da el valor que merece ya que el aporte que nos ofrece no es totalmente comerciable en los mercados (Sanjurjo-Rivera y Welsh-Casas, 2002).

La madera del árbol de mangle es un producto que ha sido utilizado desde tiempos ancestrales, útil para construcción de casas, tapos y postes, aun con el uso del gas sigue siendo útil este recurso como leña y carbón, mientras que sus hojas se han usado ancestral y contemporáneamente para curar enfermedades como diarreas, disentería, elefantiasis, entre otras, pasándolas por un proceso de cocción, siendo esto una forma directa de aprovechamiento de los bienes que nos brinda (Alongi y De Carvalho, 2008).

Estos bosques también nos brindan sus servicios de manera indirecta, como su función de sustento para las pesquerías y como filtros de desecho natural para que parte de la contaminación que es dirigida hacia el mar se retenga y se desintegre en estas áreas, también son zonas de amortiguamiento de tormentas que pueden causar graves daños a comunidades aledañas a la costa, además fijan Nitrógeno y

capturan Carbono, asimismo ostentan valores culturales, religiosos y éticos (Farnsworth y Ellison, 1997; Barbier y Strand, 1998; Elster, 2000; Valiela, Bowen y York, 2001).

Los bosques de manglar son considerados como guarderías, ya que son lugares especiales que ofrecen resguardo y fungen como centro de crianza para muchas especies potencialmente comerciales (Robertson y Duke, 1990), como el camarón (*Litopenaeus spp*) especie de mayor demanda en el mercado y que aprovecha estas áreas durante sus estadios larvales, donde dicho ecosistema le proporciona materia y sustancias ricas en nutrientes para su alimentación y desarrollo, beneficiándose del manglar como hábitat ya que le brinda protección contra sus depredadores, esta función actúa de igual forma con otras especies de peces y crustáceos (CONABIO, 2009).

Esta vegetación aporta sus hojas, las cuales se renuevan constantemente acumulándose tanto en el suelo como en el fondo del cuerpo de agua, ofreciendo la epidermis de la hoja árbol, vital ya que es el alimento de muchas especies situadas en estas zonas, que además les proporciona los nutrientes necesarios para que puedan crecer y desarrollarse y así emigren hacia mar abierto y continúen con su ciclo de vida (Flores-Verdugo, Day y Dueñas, 1987; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2004).

En relación al valor monetario que ofrecen las áreas de manglar ha sido estimado en lugares como Luisiana, Nicaragua, Fiji, Indonesia, Tailandia y Campeche las cuales obtuvieron un valor de 128, 77, 100, 117, 130 y 900 dólares por hectárea (ha) respectivamente, relacionando la captura en función del esfuerzo pesquero y la biomasa del manglar de la zona así como los efectos en los disturbios del manglar influyentes en la producción comercial (Lynne, Gren y Prochaska, 1981; Yañez-Arancibia, Domínguez y Pauly, 1985; Ellis y Fisher, 1987; Constanza, Farber y Maxwell, 1989; Lal, 1990; Windevoxhel, 1993; Ruitenbeek, 1994).

Se ha estimado el valor del flujo anual en 1.648 millones de dólares en materia hacia los bienes y servicios que nos brindan los ecosistemas del manglar de todo el mundo (Constanza *et al.*, 2016). Debido a esto los bosques de manglar tienen gran

relevancia tanto para la producción de alimento como en los beneficios económicos que genera a las comunidades cercanas a ellos y en la periferia, perturbar estas zonas implica daños irreparables a las pesquerías a causa de la pérdida del manglar (Aburto *et al.*, 2008).

Las áreas de manglar son utilizadas como centros de recreación, los cuales dejan recursos económicos a habitantes locales de estos sitios que brindan servicios con lanchas, o en restaurantes a visitantes que pagan por dicho servicio. De acuerdo a estos servicios se han evaluado los ingresos que se presentan en estas zonas y se ha estimado su valor en 420 dólares por hectárea (Bennet y Reynolds, 1993).

Existen otros beneficios los cuales son difíciles de evaluar y darle un valor monetario, como la protección de la biodiversidad (peces, reptiles y aves), la captura de Carbono, protección de la costa frente al oleaje y mareas, filtrado de aguas residuales y de otros desechos, así como la producción de oxígeno resultado de la fotosíntesis, *Centre for Social and Economic Research of the Global Environment* (CSERGE, 1993; Izarralde, Rosenberg y Lal, 2001; Moreno *et al.*, 2002), además de esto, también ofrecen una variedad de productos maderables y no maderables como la leña, varas, carbón, postes y madera para construcción de casas, cercas, trampas para camarón (tapos), abono verde, celulosa que se convierte en papel, taninos y tintes derivados de las plantas (Dixon y Lal, 1994).

2.1.7 Importancia de los manglares.

La importancia de los manglares como recurso natural radica en los siguientes puntos según la Comisión Nacional de Áreas Nacionales Protegidas (CONANP, 2009; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013):

- Por la elevada producción de materia orgánica de los bosques de manglar se han considerado como ecosistemas naturales altamente productivos.
- Aves, Peces, Reptiles, Crustáceos y una gran variedad de organismos marinos y terrestres, usan el terreno de este ecosistema como hábitat

serviéndoles como zonas de crecimiento y desarrollo, para su reproducción y como áreas de alimentación.

- Al ser una zona de transición entre el mar y tierra firme, estos bosques protegen y disminuyen el impacto en las costas, que pudieran verse afectadas por fenómenos naturales como huracanes, tormentas, tsunamis, mareas y erosión.
- Al ser plantas la comunidad de manglar tiene alta capacidad para la captura de dióxido de carbono liberación de oxígeno, funcionando como los grandes pulmones junto con otros bosques de la tierra, además por tener gran capacidad de filtrar nitrógeno y otras sustancias del agua también son considerados como riñones por la purificación que le hace al agua proveniente de las vertientes de ríos, arroyos y tributarios antes de llegar al mar y viceversa.
- Las zonas de manglar son frecuentemente utilizadas para la recreación pasiva, deportes acuáticos y actividades turísticas.

2.1.8 Problemática de los ecosistemas de manglar.

En el ámbito mundial, se estima una destrucción aproximada del 35% de los ecosistemas de manglar en los últimos 20 años (1.75%/año). En 1982 se estimaba una pérdida total anual del 1% (Ong, 1982), cifra que prácticamente se ha duplicado en años recientes. La principal causa se le atribuye a la camaronicultura con un 38% (Thornton, Shannahan y Williams, 2003).

A causa del crecimiento acelerado de la población y a las actividades que realizan para poder sobrevivir, los ecosistemas de manglar han sufrido una rápida degradación en los últimos años, dichas actividades que perturban estos bosques son el consumo del producto maderable como la leña y la extracción para construcción de viviendas, la creación y expansión de granjas camaroneras así como el desarrollo desordenado de actividades agrícolas, agroindustriales y ganaderas (Páez-Osuna, 2005).

Cualquier disturbio causado hacia este ecosistema que deteriore o disminuya las áreas del manglar implicara una disminución en la población de peces, crustáceos y fauna asociada por lo que también disminuiría el ingreso de los pescadores (Spaninks y Beukering, 1997). El desconocimiento de la importancia de estos ecosistemas y la dificultad de evaluar sus beneficios indirectos han traído como consecuencia la destrucción de extensas zonas de manglar por diferentes causas, como desarrollo portuario, petrolero, agropecuario, acuícola, etc. (Olson *et al.*, 1996).

La tala de los árboles de manglar es un tema poco documentado pero de gran relevancia, es necesario conocer la respuesta ecológica causada por estos procesos de perturbación realizada por el hombre. Estos disturbios habituales afectan localmente al sistema ecológico del manglar reduciendo su población con actividades como extracción de madera y la remoción de biomasa como la leña y el forraje (White y Pickett, 1985; Singh, 1998). Autores señalan que la extracción local de los manglares impacta en el interior del manglar elementos como la composición, densidad, productividad inclusive los parámetros ambientales y procesos biogeoquímicos (Tovilla-Hernández, De la Lanza-Espino y Orihuela-Belmonte, 2001; Romero-Berny *et al.*, 2012).

2.1.9 Factores de perturbación antropogénicos y naturales.

Dentro de las causas principales que dañan la comunidad de manglar se encuentran la tala y sustitución de estas áreas por zonas transformadas, siendo las causantes de la disminución en la cobertura natural de los manglares aunque el daño se conoce con poca precisión. El cambio de territorio de zonas conservadas se estimó de 15 000 km² a 5 315 km² en un intervalo de 22 años (1970-1992), dando como resultado una tasa anual de deforestación de 2.9%. No obstante, esta cifra puede ser mayor ya que se considera que ha aumentado en los últimos 20 años (Spalding *et al.*, 1997). Durante la década de los 60's los manglares estaban considerados como áreas insalubres, criaderos de mosquitos y como sitios propuestos a mejorarse para cultivos, sin embargo, a partir de la pérdida de este ecosistemas se demostró su importancia como especie de refugio y alimentación para organismos estuarinos (López-Portillo y Ezcurra, 2002).

Presiones naturales.

El fenómeno natural conocido como “El Niño” que afecta directamente la ruptura de la capa de ozono, pueden inferir directamente en la cobertura del manglar al grado de su destrucción total, ya que aumenta algunos parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua como son la temperatura, acidez, salinidad, este fenómeno también induce el efecto invernadero que provoca mayores precipitaciones, mayor fuerza de los huracanes, más descargas de ríos y aumento en el nivel de mar, que por sí solas, cada uno de estos patrones puede causar disturbios irreversibles al ecosistema (Yañez-Arancibia *et al.*, 1999).

Los manglares pueden ser afectados de manera directa o indirecta (Scholander, Van Dam y Scholander, 1955; Rico-Gray, 1979; Zavala, 1988; Yañez-Arancibia *et al.*, 1999; Barbier, 2000; Páez-Osuna, 2001). Entre los impactos directos que han generado las actividades humanas se encuentran: la ampliación de la frontera agropecuaria y acuícola, el incremento de los asentamientos humanos, portuarios y turísticos, la extracción excesiva de la madera de los bosques de manglar y la construcción de bordos, presas, canales interiores y tapos.

Por otro lado, los impactos indirectos más frecuentes son: la erosión del suelo de la cuenca, la desviación de los cauces de los ríos, la apertura/clausura total o parcial de bocas, ríos o arroyos por escolleras o bordos, la contaminación del agua, la hipersalinidad y eutrofización de las áreas del manglar, el incremento en el nivel medio del mar a causa del calentamiento global, la apertura de nuevos caminos de terracería y carreteras, la urbanización y desarrollo turístico, nuevas infraestructuras petroleras y la instalación de líneas de distribución de energía eléctrica, todos factores que contribuyen con la degradación y pérdida de los humedales costeros.

2.1.10 Percepción remota y Sistemas de Información Geográfica aplicados al manglar.

La percepción remota (PR) o teledetección se aplica para la adquisición de información confiable de objetos físicos y su entorno a larga distancia y sin contacto con ellos mediante un conjunto de técnicas que se dirigen al análisis de imágenes

procesadas para su interpretación, y actualmente son empleadas en los campos de la geografía, ecología, oceanografía, agricultura, geología y con fines militares de acuerdo al Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norte América, A.C. (CICEANA, n.d.). La implementación y el desarrollo de estas técnicas sustentan la investigación en el cambio de cobertura y de uso de suelo (Singh, 1989), permitiendo con ello elaborar un análisis integral a diferentes escalas (local, regional, país, etc.) influyendo en el aumento del conocimiento científico y en la toma de decisiones políticas respecto a las áreas de conservación, incremento población y degradación de ecosistemas (Mas, 1999; Villarreal, Van Leeuwen y Romo-León, 2012), además con estas técnicas se incrementa la frecuencia de las evaluaciones y reduce considerablemente los gastos de monitoreo de campo (Romo-León, Van Leuween y Castellanos, 2012).

La información que se obtiene de un objeto o superficie a través de la PR es posible por la relación sensor-cobertura, es decir, la energía que liberan los objetos en la tierra reflejan radiación electromagnética y son captados por sensores satelitales lo cuales codifican esta energía en mediciones denominadas espectrales y cada valor de esta reflectancia espectral se le denomina un número digital, posteriormente estos números son enviados a la tierra donde un ordenador los convierte en colores o matices de grises para crear una imagen parecida a una fotografía; el análisis y el tratamiento digital a través de los Sistemas de Información Geográfica (SIG's) permiten la rapidez y exactitud en los resultados finales reforzando las evaluaciones con análisis estadísticos y matemáticos de las características de la imagen resultando en un mapa (Martínez-Muñoz, 2005).

En base a esto, estudios ecológicos con fines de conservación se han priorizado, los manglares por su importancia y problemática forman parte de los ecosistemas beneficiados a partir del desarrollo de estas nuevas técnicas, y actualmente son pieza clave en la cuantificación de las áreas del manglar, su pérdida a través de los años, y el reconocimiento de las áreas más afectadas para su reforestación y conservación (Romo-León, Van Leuween y Castellanos, 2012; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013)

2.2 Ecosistemas de manglar con énfasis para México y Chiapas.

Los manglares de México representan el 5% de la porción mundial, cantidad que le da el cuarto lugar en base a territorio que posee este ecosistema, solo por debajo de Indonesia, Brasil y Australia (Spalding, Kainuma y Collins, 2010; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). En México, los manglares están distribuidos sobre el interior de las lagunas costeras y sistemas deltaicos en las costas del Océano Pacífico y del Golfo de México, también en algunas lagunas costeras que poseen pequeñas bocas que se abren durante la temporada de lluvias o son abiertas por los mismos pescadores. Las investigaciones acerca de los manglares en México tienen un desarrollo alrededor de 40 años (López-Portillo y Ezcurra, 2002).

En cuanto a su delimitación los manglares han sufrido cambios a lo largo del tiempo, anteriormente estos boques fueron considerados como parte de la vegetación acuática y subacuática de México, como primera visión general (Rzedowski, 1978), con el paso del tiempo se ha ido estudiando su distribución y se han realizado y publicado mapas de su distribución y extensión (Flores *et al.*, 1971; Lot y Novelo, 1990; Tovilla-Hernández, 1994; López-Portillo y Ezcurra, 2002).

Geográficamente, los manglares se distribuyen siguiendo las características climáticas y fisiográficas de la costa. Presentándose en áreas donde la temperatura ambiental no es menor a los 20 °C y la oscilación de este parámetro no es mayor a 5 °C. En México, los manglares de la costa noroccidental y los del Caribe son menos extensos y menos desarrollados que los del Golfo de México y la costa sudoccidental. La costa del Pacífico, por su origen tectónico (una costa de colisión), es más accidentada y cuenta con acantilados y playas cortas bordeadas por montañas, y la plataforma continental de esta zona está ausente o es muy estrecha cuando se le compara con la costa del Golfo de México (que es una costa de arrastre), que cuenta con una llanura aluvial y una plataforma continental extensa (Carranza, Gutiérrez y Rodríguez, 1975).

El centro de origen y distribución de las especies de mangles es la región Indo-Malaya (Chapman, 1975). Para México se reportan seis especies y una

variación de la especie *C. erectus* (Rico-Gray, 1981; Tomlinson, 1986; López-Portillo y Ezcurra, 2002), como se muestra en el Cuadro 1. En México *R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans* y *C. erectus* se encuentran en categoría de especies amenazadas por la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (NOM-59-SEMARNAT-2010) por lo tanto su manejo debe de ser adecuado ya que podrían desaparecer, Diario Oficial de la Federación (DOF, 2010).

La CONABIO ha registrado los siguientes datos: Flores et al, 1971 reporto para México 1 420 000 hectáreas. FAO-UNEP, 1981 reporto 660 000 has. Snedaker, 1991 reporto 1 420 200 ha, sin embargo para el mismo año Tovilla-Hernández y Loa reportaron 660 445 has, SEMARNAT, 2003 reporto en 1994, 718 642 has, y en el año 2000 reporto 886 761 has, INEGI, 2002 serie III (FAO, 2007b) reportaron para 2002 un total de 882 032 has, y CONABIO en 2009 reporto 770 057 has, en 2010 reportaron 764 486 has de superficie de manglar con una exactitud global del 95% (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013).

Cuadro 1. Especies de manglar reportadas en México tomado de López-Portillo y Ezcurra (2002) modificado.

ESPECIE	FAMILIA	NOMBRE COMUN
<i>Rhizophora mangle</i> L. 1753	<i>Rhizophoraceae</i>	Mangle rojo
<i>Rhizophora harrisonii</i> Leechm.	<i>Rhizophoraceae</i>	Mangle amarillo
<i>Laguncularia racemosa</i> (L). Gaertn. 1805	<i>Combretaceae</i>	Mangle blanco, vara
<i>Avicennia germinans</i> Stearn. 1958	<i>Acanthaceae</i>	Mangle negro
<i>Conocarpus erectus</i> L.1753	<i>Combretaceae</i>	Botoncillo
<i>Conocarpus erectus</i> var. <i>Sericius</i>	<i>Combretaceae</i>	
<i>Avicennia bicolor</i> Standl. 1923	<i>Acanthaceae</i>	Saladillo

Para México los resultados han sido cada vez más alarmantes debido a que la cobertura y extensión de este ecosistema ha sido muy perturbado, y año con año en base a los registros se ha estado perdiendo más hectáreas de manglar, sin embargo gracias a programas de monitoreo de manglar y con la expansión de áreas naturales protegidas se ido restaurando parte de este ecosistema ya que están denominados como humedales costeros con gran importancia ecológica y económica (CONABIO, 2009; Rodríguez-Zúñiga et al., 2013).

La extensión y distribución de los manglares en México se han estimado con diferentes métodos y fuentes de información, entre 1753 y 2005 se reportaron superficies que van de 440 000 hasta 1 400 000 hectáreas (Ruíz-Luna, Acosta-Velázquez y Berlanga-Robles, 2008). De los datos más recientes se estiman 770 057 has. (CONABIO, 2009), de las cuales 66 374 has se distribuyen en el pacífico sur (Guerrero, Oaxaca y Chiapas), correspondiendo el 62.6% al estado de Chiapas (Romero-Berny, 2012; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013).

Siendo Chiapas uno de los estados con mayor cobertura y extensión de bosques de manglar de la república mexicana se ha clasificado sus costas desarrollando tres tipos fisiográficos de manglar (Agraz-Hernández *et al.*, 2006; Tovilla-Hernández *et al.*, 2007):

- Bosques de borde: comúnmente se encuentran rodeando los canales, esteros y lagunas costeras. Por lo regular, si en el terreno hay pendiente topográfica con constante influencia de mareas, se presenta una zonación en bandas compuesta por *Rhizophora* y/o *Laguncularia*, encontrando una posterior de *Avicennia* y finalmente una de *Conocarpus* y vegetación terrestre. Los valores promedios reportados para este tipo de bosque es de $17.9 \pm 2.9 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ de área basal, densidad de $5930 \pm 3005 \text{ arb}/\text{ha}^{-1}$ y altura de $8.2 \pm 1.1 \text{ m}$.
- Bosques ribereños: localizados en riberas, desembocaduras de ríos y canales deltaicos. Suelen ser los que poseen una estructura más desarrollada y mayor productividad primaria especialmente cuando las precipitaciones y aportes fluviales prevalecen sobre la evaporación, y la salinidad promedio 15 partes por mil (‰). La especie que por lo general domina este tipo de bosque es *R. mangle*. Los valores promedio reportados para estos bosques son de $41.3 \pm 8.8 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ de área basal, densidad de $1730 \pm 350 \text{ arb}/\text{ha}^{-1}$ y altura de $17.7 \pm 3.7 \text{ m}$.
- Bosques de manglar de cuenca: se concentran en los interiores del manglar de borde y ribereño. Tienen mayor variabilidad estructural en proporción a la distancia de los cuerpos de agua y la periodicidad de las inundaciones. Para México las especies pueden ser *L. racemosa*, *A. germinans* y *R. mangle*.

Valores promedio reportados para este tipo de bosque: área basal de 18.5 ± 1.6 m^2/ha^{-1} , densidad de 3580 ± 394 arb/ ha^{-1} y 9 ± 07 m de altura.

En relación a los trabajos realizados del manglar se han hecho estudios referidos a diferentes enfoques: evaluaciones acerca de la estructura del manglar (Pool, Snedaker y Lugo, 1977; Jiménez-Quiroz y Gonzales, 1996; Corella *et al.*, 2004; Salas-Roblero, 2006; Romero-Bermy y Tovilla-Hernández, 2009; Téllez, 2010; Agraz-Hernández *et al.*, 2011), en la zonación de manglares y su relación con los factores abióticos (Thom, 1967; Lot, Vásquez y Menéndez, 1975; López-Portillo y Ezcurra, 1989a, 1989b; Ramírez-García y Segura-Zamorano, 1994; Méndez y Jiménez, 2015), la productividad que se genera en estos ecosistemas (Day *et al.*, 1987; Flores-Verdugo, Day y Dueñas, 1987; Estrada-Durán, Cupal-Magaña y Cupal-Magaña, 2001; Arreola-Lizárraga, Flores-Verdugo y Ortega-Rubio, 2004; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2004) y el aprovechamiento de estos bosques (Tovilla-Hernández y De la Lanza-Espino, 1999; Valdez-Hernández, 2002; 2004).

Con enfoque hacia la relación de los manglares y las pesquerías (Yañez-Arancibia, Domínguez y Pauly, 1985; Páez-Osuna *et al.*, 2005; FAO, 2007a; Aburto *et al.*, 2008), en el análisis de la vegetación de manglar con el uso de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica y cambios de uso de suelo (De la Lanza-Espino *et al.*, 1993; Ramírez-García, López-Blanco y Ocaña, 1998; Ruíz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Hernández-Cornejo *et al.*, 2005; Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez, 2009; CONABIO, 2009; Kovacs *et al.*, 2010; Ruíz-Luna, Cervantes-Escobar y Berlanga-Robles, 2010; Berlanga-Robles *et al.*, 2011; Holland *et al.*, 2011) y menor información en torno al tema de los efectos de la extracción y tala de los árboles de manglar (Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero, 2009; Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011).

III. ANTECEDENTES

Ramírez-García y Segura-Zamorano (1994) realizaron un estudio en la Laguna Panzacola, Chiapas, de la vegetación del manglar y su ordenación, el cual consistió evaluar 14 transectos perpendiculares al borde de la laguna con 25 puntos de muestro en cada uno, con una distancia de 10 m. entre cada punto, con la finalidad de encontrar la agrupación de la vegetación referentes al área basa considerando este parámetro como estimador en la dominancia de la especie, y su ordenación en base a los parámetros ambientales en función a la distancia del borde la laguna. Lo que encontraron como resultado fue que conforme se alejan del borde de la laguna disminuye la dominancia de *R. mangle*, y se hace mayor este valor para *L. racemosa*, incluso otras especies que no son propias de este ecosistema como *Pachira aquatica*.

Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999) evaluaron la distribución del manglar en cuatro sistemas lagunares de Chiapas, con un total de 117 puntos de muestreo de 10 m² repartidos en 16 sitios. Realizaron análisis estadísticos como la ordenación de cuadrados el cual le permitió observar la variación de las especies con dos elementos principales: la salinidad y el aporte fluvial de los ríos, mostrando que influye en las alturas tanto de *R. mangle* como *L. racemosa* y en *A. germinans* no fue tan notorio el comportamiento, siendo inversamente proporcional lo que significa que a mayor salinidad menor es la altura de las primeras dos especies mencionadas.

Landero-Sánchez (2005) evaluó la estructura del bosque de manglar en la Laguna Chantuto, Reserva de la Biosfera de la Encrucijada Chiapas, en el cual delimitaron 10 unidades de muestreo de 0.1 ha, determinando la altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), número de árboles extraídos, muertes naturales y plántulas, así como valores de densidad, frecuencia y dominancia, donde se obtuvieron

bosques monoespecíficos de *L. racemosa* y *R. mangle*, bosques mixtos de *R. mangle* y *L. racemosa*, y *A. germinans* y *C. erectus*. Los mayores valores de densidad y dominancia relativa se contabilizaron en *R. mangle* y *L. racemosa*. Se registró un valor 15.63% de extracción en el sistema siendo *C. erectus* la más aprovechada. La mortalidad natural fue de 13.28%, siendo *L. racemosa* la de mayor mortalidad con 14.38%.

Basáñez-Muñoz, Olmedo-Pérez y Rojas-Mencio (2006) determinaron las especies y la estructura del manglar en el ejido Cerro de Tumulco, Veracruz, enfatizando el valor de importancia y el uso local del manglar. Los muestreos fueron realizados en cuadrantes de 50 x 2 de noviembre a diciembre en 2004, se identificaron 3 especies de manglar: *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*, siendo esta última la especie que presentó mayor altura con 12.07m de promedio general, también encontraron que en *A. germinans* el diámetro a la altura del pecho era mayor en esta especie con 28.52 cm, dicha especie representó con 116.9 el valor más alto en el Índice de Valor de Importancia. Además encontraron que la leña (24%), cercado de terrenos (23%), y materia prima para artes de pesca (23%) son los principales usos locales que se obtienen del recurso maderable del ecosistema del manglar.

Romero-Bermy y Tovilla-Hernández (2009) determinaron la estructura del manglar en el sistema lagunar costero Carretas-Pereyra, reserva de la Biosfera de La Encrucijada en Chiapas, mediante un inventario forestal de 25 parcelas, obteniendo una densidad de 2012 ± 364 árb/ha, siendo *L. racemosa* la más densa con un Índice de Valor de Importancia de 162.1, además encontraron 4 especies de manglar y 4 especies asociadas y otros atributos estructurales como son área basal 25.4 m/ha, altura 19.2 m y 54% de dosel, también determinó el Índice de Complejidad dando como resultado 24.8 teniendo un desarrollo estructural intermedio en comparación

con manglares de otras localidades y con valores bajos de área basal para manglares con altas densidades y de climas cálido-húmedos.

Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmontes y Salas-Roblero (2009) analizaron la estructura, composición, regeneración y extracción de la madera del manglar en áreas de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, con unidades de muestreo de 100 y 400 m². Encontraron 3 especies de manglar: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, además de otras especies asociadas a este ecosistema, con bosques de tipo ribereño, borde y de cuenca. La variación en la densidad fue de 1012 (ribereños) a 5078 (cuenca) fustes/ha⁻¹ en función al tipo de bosque, la altura promedio de los arboles fue de 8.3 m, y 7.8 cm de DAP promedio, también registraron valores de cobertura y área basal promedio con 7.2 m² y 7.3 m²/ha⁻¹ respectivamente, calcularon un Índice de complejidad promedio de 28.2. Además encontraron mayor dominancia de *R. mangle* en los sitios muestreados con un Índice de Valor de Importancia (IVI) de 168, seguida de *L. racemosa* y *A. germinans*. La mayor cantidad de individuos (68%) se concentró en categorías diamétricas de 5.1 a 10 cm de DAP. En general la extracción de madera se basó en arboles con DAP > a 10 cm, y en todos los sitios se registró regeneración con mayores densidades para *R. mangle* y *L. racemosa*.

Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez (2009) evaluaron geográficamente el uso de suelo y vegetación alrededor de la bahía de Chetumal, comparando imágenes satelitales Landsat TM de 1990 e imágenes de satélite SPOT del año 2005, los resultados se presentaron en 10 matrices de cambio en un integrándolas a un SIG para crear diez clases de uso de suelo y vegetación alrededor de la bahía. Siendo la vegetación de manglar de mayor pérdida de vegetación junto a la vegetación natural conformadas por selvas bajas y medianas sub perennifolias, también observaron perdida en la clase vegetación secundaria donde se encontraban las selvas las cuales han sido fragmentadas y ha habido perdida de los hábitats que brinda esta

vegetación. Además observaron que la parte suroeste de la bahía es donde existía mayor cambio de cobertura, en manglares y selvas conectadas a Belice, poniendo en riesgo el Corredor Biológico Mesoamericano.

También encontraron que había sitios con buen estado de conservación como algunas Áreas Naturales Protegidas, con vuelos aéreos en helicóptero se tomaron fotografías para validar el mapa de 2005, con las cuales detectaron 6 mil hectáreas de manglar muy perturbado a causa del huracán Deán, priorizando sus resultados para poder establecer políticas de conservación y manejo sobre esta región.

Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados (2011) analizaron el efecto de la extracción no controlada de la madera y la estructura de tamaños de la comunidad de manglares en Alvarado, Veracruz, muestreando 15 sitios donde obtuvieron la composición florística, altura y área basal. También analizaron en base a categorías diamétricas los efectos en la estructura de tamaños, definieron que los sitios donde tiene influencia los asentamientos humanos presentan cambios en la dominancia de la especie. El análisis por categorías de tamaños reveló que *L. racemosa* sufre en su regeneración debido a la extracción de sus individuos menores a 10 cm de diámetro de tallo, por lo que la especie podría encontrarse en riesgo.

Romero-Berny *et al* (2012) evaluaron la estructura y el cambio del paisaje en los manglares del Soconusco, caracterizaron la estructura de las comunidades de manglar en los sistemas estuarinos Gancho-Suchiate, Pozuelos-Murillo y Cabildo-Amatal, en Chiapas, también analizaron los cambios a nivel del paisaje durante el periodo 1994-2011, mediante herramientas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG's), sus resultados fueron: la estructura de los manglares en términos de su densidad (2,792 fustes ha⁻¹), área basal (36.5 m² ha⁻¹), altura (15.5 m), diámetro de copa (7.4 m²) e Índice de complejidad (24.8), mayor a la reportada en otras áreas del Pacífico mexicano.

Las especies con mayor valor de importancia relativa fueron *R. mangle* (29.68%) y *L. racemosa* (27.33%). La mayor densidad de árboles y tocones se

registró en comunidades con mayor dominancia de *C. erectus*, mientras la mayor densidad de plántulas se registró en comunidades monoespecíficas de *A. germinans*. Encontraron variables ambientales con perturbación de salinidad, nivel de inundación, densidad y área basal de tocones. La tasa anual de deforestación calculada fue de 1.05% para un periodo de 17 años, considerado como alto valor para las costas del pacífico, por lo que concluyo que la región costera del Soconusco sufre de varios impactos por factores antrópicos, teniendo como primer factor de reducción de la cobertura del manglar la expansión de la frontera agropecuaria por ausencia de un plan de manejo.

Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012) analizaron la estructura de los manglares de Chiapas y Oaxaca, encontraron diferencias en la dominancia fisionómica de los manglares, en Chiapas dominaron los manglares tipo ribereño mientras que en Oaxaca el dominio fisionómico fue de tipo borde. Estructuralmente los bosques de manglar de Chiapas presentaron valores más elevados (19.2 cm DAP, 45.2 m²ha⁻¹ de Área basal, 21.4 m de altura y 2,915 ind/ha⁻¹ de densidad), además encontraron mayor regeneración de plántulas de *R. mangle* en Chiapas y de *L. racemosa* en Oaxaca, con poca variación en los porcentajes de mortalidad (8 y 9%) entre entidades, y mayor cantidad de extracción en los rodales de Oaxaca (20.6%) que en los de Chiapas (16.4%).

También señalan que el mayor aporte del flujo de agua y precipitación han sido vital para el desarrollo de estructural de los manglares y su declaratoria como Biosfera permitiéndoles su mención a nivel nacional para su conservación y protección.

IV. OBJETIVO GENERAL

- Caracterizar la estructura de la vegetación del manglar y evaluar el impacto de la tala selectiva en los atributos estructurales así como el uso local y perturbación del arbolado en las unidades muestreadas del sistema lagunar Mar Muerto, Arriaga-Tonalá, Chiapas.

4.1 Objetivos específicos.

- Caracterizar la estructura de la vegetación en base los valores DAP, Altura, Área basal, Diámetro de copa, dominancia, frecuencia y densidad del manglar de Mar Muerto, en nueve localidades, Tonalá-Arriaga, Chiapas y correlacionarlos con los valores de los parámetros fisicoquímicos de temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto.
- Analizar el impacto de la extracción de madera en los bosques de este sistema e identificar los diferentes usos y el destino de la madera del manglar a nivel local.
- Evaluar la perturbación de las áreas de manglar de los municipios de Arriaga y Tonalá mediante imágenes satelitales y uso de SIG's.

V. HIPÓTESIS.

La tala de los árboles de mangle y la perturbación constante que sufre este ecosistema por factores naturales y antropogénicos ha provocado que se reduzca la extensión de estos bosques; además debido a la selección en la tala de la madera del manglar y a sus diversos usos por su categoría diamétrica se espera que su estructura se esté alterando provocando disminución en la densidad del arbolado, el área basal y su regeneración, sobre todo en aquellas áreas de manglar en donde los centros de la población son más cercanos por lo que la accesibilidad y facilidad en el acarreo de la madera es mayor que en los sitios más lejanos, el deterioro del ecosistema puede estar influenciada por la interacción directa entre el ecosistema y los asentamientos humanos y sus diferentes actividades cotidianas laborales y domésticas.

VI. ZONA DE ESTUDIO

6.1 Ubicación geográfica.

El sistema lagunar Mar Muerto (SLMM) se encuentra a los 16° 18' 36" y 15° 55' 48" de latitud norte y a los 94° 28' 48" y 93° 48' de longitud oeste; forma parte de Chiapas y Oaxaca (Figura 2), con una extensión de 68 310 has o 1 119 Km² (Arriaga *et al*, 1998; D.O.F., 2000), de las cuales 21 310 has corresponden al estado de Chiapas (Gilbert, 1997; D.O.F., 2000). El constante oleaje y vientos que se producen en este sistema hace que sus condiciones varíen, la boca de Tonalá con sus 1 500 m de longitud permite que la comunicación entre la laguna y el mar sea permanente (Cervantes-Castro, 1969).

Este sistema se encuentra situado en el Pacífico Sur y está referenciado como sitio prioritario de manglar con relevancia biológica y con necesidad de rehabilitación ecológica, identificado con la clave PS29 (Tovilla-Hernández, 2006; Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009; Tovilla-Hernández *et al.*, 2009).

6.2. Características físicas.

6.2.1 Fisiografía.

La Laguna del SLMM posee una longitud de 60 km de largo y 12 km de ancho aproximadamente, este sistema está dividido en tres secciones en su interior las cuales son conocidas localmente como Pampas, ubicándose la Pampa Paredón en el estado de Chiapas. Las profundidades de esta laguna varían de 0.5 a 6 m, y tiene una profundidad media de 1 m (CONGEASA, 1993). A lo largo de toda la laguna se puede encontrar bordes arenosos y lodosos los cuales pueden variar dependiendo del transporte litoral del área (Cervantes-Castro, 1969).

6.2.2 Geomorfología y Geología.

El SLMM pertenece a la unidad morfotectónica IX, con extensión de 300 km, la cual se extiende desde el Golfo de Tehuantepec y llega a la frontera de Guatemala (Carranza, Gutiérrez y Rodríguez, 1975), está localizada en la planicie costera

Ístmica-Chiapaneca, de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre de Chiapas (Carranza, Gutiérrez y Rodríguez, 1975; Álvarez-Borrego y Schwartzlose, 1979), la cual contiene una llanura costera amplia en desarrollo y un talud marcado levemente, la costa del SLMM está clasificada como una costa de colisión continental (Inman y Nordstron, 1971), además tectónicamente se encuentra afectada por la Placa de Cocos y la de América (Carranza, Gutiérrez y Rodríguez, 1975).

Asimismo las costas de este sitio son consideradas como costas secundarias, debido a la depositación marina, dando como resultado las costas, playas, islas, barras y costas de planicies aluviales. Contiene depósitos aluviales y costeros de la era del Cuaternario con rocas metamórficas (Shepard, 1967; Carranza, Gutiérrez y Rodríguez, 1975), además se sitúa en la unidad hidrogeológica del Pleistoceno y Reciente, presentando como características terrazas marinas, gravas, arenas y limos, junto con depósitos aluviales y lacustres, con una permeabilidad de media a alta (Huizar-Álvarez, 1993).

6.2.3 Suelo.

El tipo de suelo Cambisol es el que domina en el territorio del SLMM, por la consistencia del mismo, seguido de Regosol presente en suelos más delgados con materiales no consolidados. Tanto el agua que fluye en la temporada de lluvias como la acción de retención en otras temporadas son las que influyen para que estén presentes estos tipos de suelo con características físico-químicas propias en diferentes temporadas. En cuanto a la edafología se presenta como características un estrato de formación inicial superficial de arcilla inorgánica de color café olivo con plasticidad de media a alta hasta los 1.2 m, por debajo de este estrato se encuentra una combinación de arena y materiales finos con 86% y 14% de proporción respectivamente creando una formación secundaria clasificada como arena limosa de color gris verdoso con intrusión de conchas marinas, y en el estrato más profundo de 3 a 4.8 m, existe una capa de arena poco limosa con compacidad compacta de color gris verdosa con intrusión de conchas marinas (Gil-López y Sarmiento-Náfate, 2001).

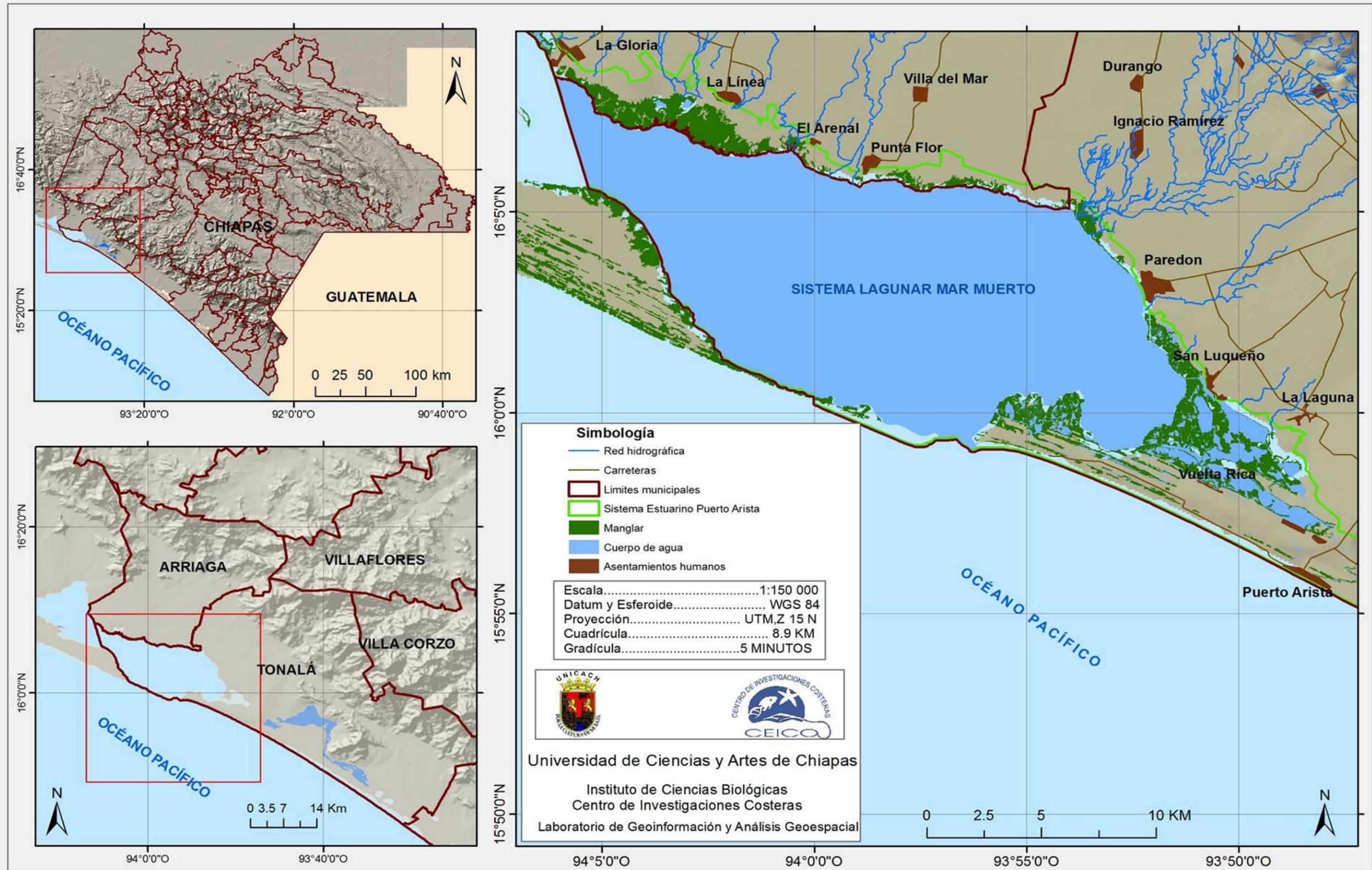


Figura 2. Ubicación del Sistema Lagunar Mar Muerto en el estado de Chiapas.

6.2.4 Clima.

Respecto a los factores climatológicos, en la Laguna se presenta un clima cálido–subhúmedo (Aw1), con una temperatura media anual mayor a 22°C, y con temperatura mayor a 18°C durante el mes más frío. La precipitación del mes más seco varía de entre 0 y 60 mm, en verano durante las lluvias el índice P/T es mayor de 55.3 y durante el invierno el porcentaje de lluvia va de 5 a 10.2% del total anual. La temporada de lluvias inicia durante el mes de julio y se extiende hasta el mes de octubre, con sequía intraestival entre los meses de julio y agosto, durante los meses de enero y febrero ocurren ligeras precipitaciones, el resto del año es seco (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009; Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009; Universidad Autónoma de Nayarit UAN, 2009).

6.2.5 Hidrología.

La laguna Mar Muerto está dividida en tres sub sistemas hidrológicos, conformados de la siguiente manera: el subsistema eurihalino situado en la parte más interna de la laguna característico por su alta turbidez, y grandes variaciones de salinidad, el subsistema marino que está en contacto directo con el mar a través de la Boca de Tonalá, posee mayor profundidad y menor variación de temperatura y salinidad, además de una baja turbidez y el subsistema de transición el cual constituye la parte media de la laguna y representa una unidad de transición entre los dos subsistemas antes mencionados (Ramírez, 2011).

Entre los principales afluentes que abastecen este sistema se encuentran los Ríos Cabrestrada, Guadalupe, Tapanatepec, Zanatenco, Novillero, Lagartero, Tiltepec, Riito, El Rosario y Las Arenas, la laguna pertenece a la región hidrológica N°23 con la clave “D” (D.O.F., 2000; UAN, 2009), también se pueden localizar arroyos estacionales los cuales se exhiben durante la época de lluvias (Gilbert, 1997; UAN, 2009).

En el estado de Chiapas el Río Zanatenco drena una cuenca de 157 km² con un volumen anual promedio de 107 millones de m³/seg y está controlado por una

presa, mientras que el Río Lagartero tiene su origen en la Sierra Madre de Chiapas con una longitud de 25 km, también el Río Tiltepec nace en la Sierra, inicia su trayectoria al sur de Tuxtla Gutiérrez en el municipio de Suchiapa su longitud es de 30 km aproximadamente (UAN, 2009; Secretaria de Pesca SEPESCA, 2016).

6.2.6 Oceanografía.

La variación de los parámetros físico-químicos en el SLMM está acorde con los periodos de secas o lluvias, así como la morfología lagunar. La salinidad se presenta con sus valores más altos en temporada seca y bajos en temporada de lluvia, los valores van de 13 a 90 ‰, de junio a octubre la salinidad es menor debido al aporte de agua de los ríos que incrementan su cauce por las lluvias y por las tormentas que se presentan, las salinidades con valores más altos se presenta de marzo a mayo llegando a ser un ambiente hipersalino variando de mayor a menor de la cabeza del estero hacia adentro respectivamente por la influencia de los nortes (Ocampo y Emilsson, 1974; UAN, 2009; Tapia-García *et al.*, 2011).

En esta laguna se presentan amplias variaciones de temperatura que van de 21.5 a 38.5 °C, dependiendo de la temporada o estación del año, también influye la batimetría y morfología del terreno así como la acción de los nortes tehuanos característicos de esta área. Durante el mes de diciembre se registra la temperatura más baja 21.5 °C y los valores promedio más bajos en los meses de noviembre a marzo, e incrementan en los meses de mayo a agosto teniendo el valor más alto en mayo con 38.5 °C (Monreal-Gómez y Salas-De León, 1998; Tapia-García *et al.*, 2011).

La laguna en general, muestra valores óptimos de Oxígeno Disuelto (OD) con promedio de 8.11 mg/L, aunque durante marzo se han registrado valores de >2 mg/L. Los valores de salinidad y OD están en relación inversamente proporcional, lo que significa que ha mayor salinidad menor es el OD y viceversa, en los meses en donde los nortes son más frecuentes este parámetro alcanza sus valores máximos (UAN, 2009). En cuanto al potencial de Hidrogeno (pH) el valor promedio es de 8.6, encontrándose valores bajos durante febrero a mayo teniendo valores de 7.5 a 8.5, a

causa de la excesiva acumulación de materia orgánica lo que da como resultado un incremento en la tasa de respiración, este factor no presenta significantes variaciones durante las temporadas del año, aunque si muestra una influencia negativa o disminución de su valor al comienzo de las lluvias. Para el SLMM en general, se puede decir que sus valores son levemente alcalinos y neutros (Guilbert-López, 1996; UAN, 2009).

6.2.7 Flora.

Dentro del sistema lagunar Mar Muerto se encuentran 3 grupos de flora los cuales se dividen de la siguiente manera:

- Algas: donde se encuentran tres géneros Florideophyceae representado por las especies *Hypnea spinella*, *Polysiphonia sonorensis*. Phaeophyceae representado por *Dictyota dichotoma*, *Hincksia mitchelliae*, y Ulvophyceae representado por *Acetabularia calyculus*, *Chaetomorpha brachygonia*, *Enteromorpha clathrata*, *E. flexuosa*, *E. lingulata* y *Ulva acanthophora*.
- Angiospermas monocotiledóneas: con especies representantes como *Aristida ternipes*, *Commelina erecta*, *Cyperus compressus*, *C. ligularis*, *Distichlis spicata*, *Jouvea pilosa*, *Lemna minuta*, *Maxillaria cucullata*, *Oriza latifolia*, *Thalia geniculata*, *Tillandsia dasyliriifolia*, *T. variabilis* y *T. concolor* esta última categorizada como especie amenazada no endémica.
- Angiospermas dicotiledóneas: representada por la especie *Acacia farnesiana*, *Ageratum houstonianum*, *Albizia niopoides*, *Amaranthus hybridus*, *Baccharis trinervis*, *Cabomba palaeformis*, *Cordia foliosa*, *Galeana pratensis*, *Helicteres baruensis*, *Ludwigia erecta*, *Maclura tinctoria*, *Melanthera aspera*, *Neptunia natans*, *Ruellia paniculata*, entre otras; se encuentra también una especie amenazada *Sapium macrocarpum* y 4 especies de manglar *Conocarpus erectus*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* de las cuales las últimas tres se encuentran sujetas a protección especial y la última endémica de este lugar (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009; Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009).

6.2.8 Fauna.

La fauna que se encuentra en el Sistema Lagunar Mar Muerto está dividida en invertebrados y vertebrados:

- Invertebrados: donde lo conforman algunas especies de los siguientes géneros: Artrópodos Coleoptera, Artrópodos Diptera, Malacostraca Decapoda, Secernentea. Peces Actinoptergios con las siguientes especies representativas: *Amphilophus macracanthus*, *Anableps dowei*, *Bagre panamensis*, *Caranx caballus*, *C. hipos*, *Cathorops dasycephalus*, *Centropomus robalito*, *Cichlasoma trimaculatum*, *Eucinostomus dowii*, *Gerres cinereus*, *Lutjanus guttatus*, *Mugil cephalus*, *M. curema*, *Sphyraena ensis*, *Tylosurus crocodilus*. Peces Elasmobranquios: *Himantura pacifica*, *Narcine entemedor*, *Urotrygon chilensis*. Algunas especies de anfibios del genero Anura y Gymnophiona. Reptiles del genero Squamata con especies representativas como *Agkistrodon bilineatus*, *Crotalus durissus* sujeta a protección especial, *Ctenosaura similis* especie amenazada, *Iguana iguana* sujeta a protección especial al igual que *Leptodeira annulata* y *Loxocemus bicolor*, entre otras. Reptiles testudines algunas especies son: *Kinosternon scorpioides*, *Rhinoclemmys pulcherrima*, *Staurotypus salvini*, etc. Aves representadas con los siguientes géneros: Anseriformes, Charadriiformes, Ciconiiformes, Falconiformes, Gruiformes, Passeriformes, Pelecaniformes, Psittaciformes y algunos mamíferos de los cuales *Potos flavus*, *Tursiops truncatus*, *Lepus flavigularis* y *Coendou mexicanus*, se encuentran amenazadas o en peligro de extinción (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009; Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009).

6.2.9 Principales actividades económicas en Arriaga y Tonalá.

Como principales actividades económicas en el municipio de Arriaga se encuentran: la agricultura, la ganadería, el aprovechamiento forestal, la pesca y caza, trabajos en industrias manufactureras, comercio al por mayor y al por menor y en diferentes servicios como los de: transportes, financieros, profesionales, técnicos y científicos, educativos, de desechos, de salud y de asistencia social, esparcimiento cultural y

deportivo, hoteleros, sectores agrupados por el principio de confidencialidad y otros servicios excepto actividades gubernamentales.

Mientras que para el municipio de Tonalá las actividades económicas se encuentran son las siguientes: agricultura, ganadería, el aprovechamiento forestal, la pesca y la caza, la minería, trabajos en industrias manufactureras, comercios al por mayor y al por menor, además de servicios de transportes, correos y almacenamiento, de información en medios masivos, financieros y de seguros, servicios inmobiliarios y de alquiler de muebles, profesionales, científicos y técnicos, de apoyo a los distintos negocios y manejo de desechos, de educación, de salud y asistencia social, de esparcimiento cultural y deportivo, hoteleros, actividades no gubernamentales, y sectores agrupados por el principios de confidencialidad Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI, 2017).

VII. MÉTODOS

7.1 Ubicación de las parcelas.

Los muestreos se realizaron durante el mes de julio de 2016, con un total de 20 unidades de muestreo (UM) con una superficie de 30 X 10 m (300 m²) determinado por la CONABIO, cada una delimitadas con hilo rafia, las cuales se establecieron en nueve localidades de las cuales cinco se ubicaron en el municipio de Tonalá y cuatro en Arriaga, ambos pertenecientes al estado de Chiapas, de esta forma, 10 parcelas se establecieron en zonas de manglar que se encontraban cercanos a las localidades y 10 se situaron lejanas a los asentamientos humanos, esto con la finalidad de obtener un contraste entre las áreas de manglar probablemente alteradas por acciones antropogénicas (cercanas), y las posiblemente conservadas (lejanas), permitiendo también obtener la estructura y composición de los bosques de manglar en la laguna Mar Muerto, las UM se eligieron previamente y ubicaron mediante el programa *Google earth*, posteriormente fueron georeferenciados en un GPS Garmin etrex (Figura 3).

Las parcelas cercanas a localidades correspondientes están marcadas con números nones mientras que las lejanas lo están con números pares, de esta manera, se comenzó con los muestreos en la Localidad de Vuelta Rica con las parcelas 1 y 2, posteriormente se fueron recorriendo numéricamente hasta llegar a al punto más lejano en la localidad de La Gloria.

7.2 Medición de los parámetros estructurales del manglar.

En cada UM, se contabilizó el arbolado numerando y marcando todos los árboles con pintura acrílica color negro, asimismo se registró el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) $> 0 = a$ 2.5 cm (Whittaker, 1975), y se identificaron las especies correspondientes en todas las parcelas, para la obtención de la densidad, frecuencia y dominancia de cada especie respecto al total del arbolado. Para obtener el DAP, se utilizó un vernier y cintas métricas. En *A. germinans*, *L. racemosa* y *C. erectus*, el DAP se tomó a una altura de 1.30 m. sobre el nivel del suelo, mientras que en

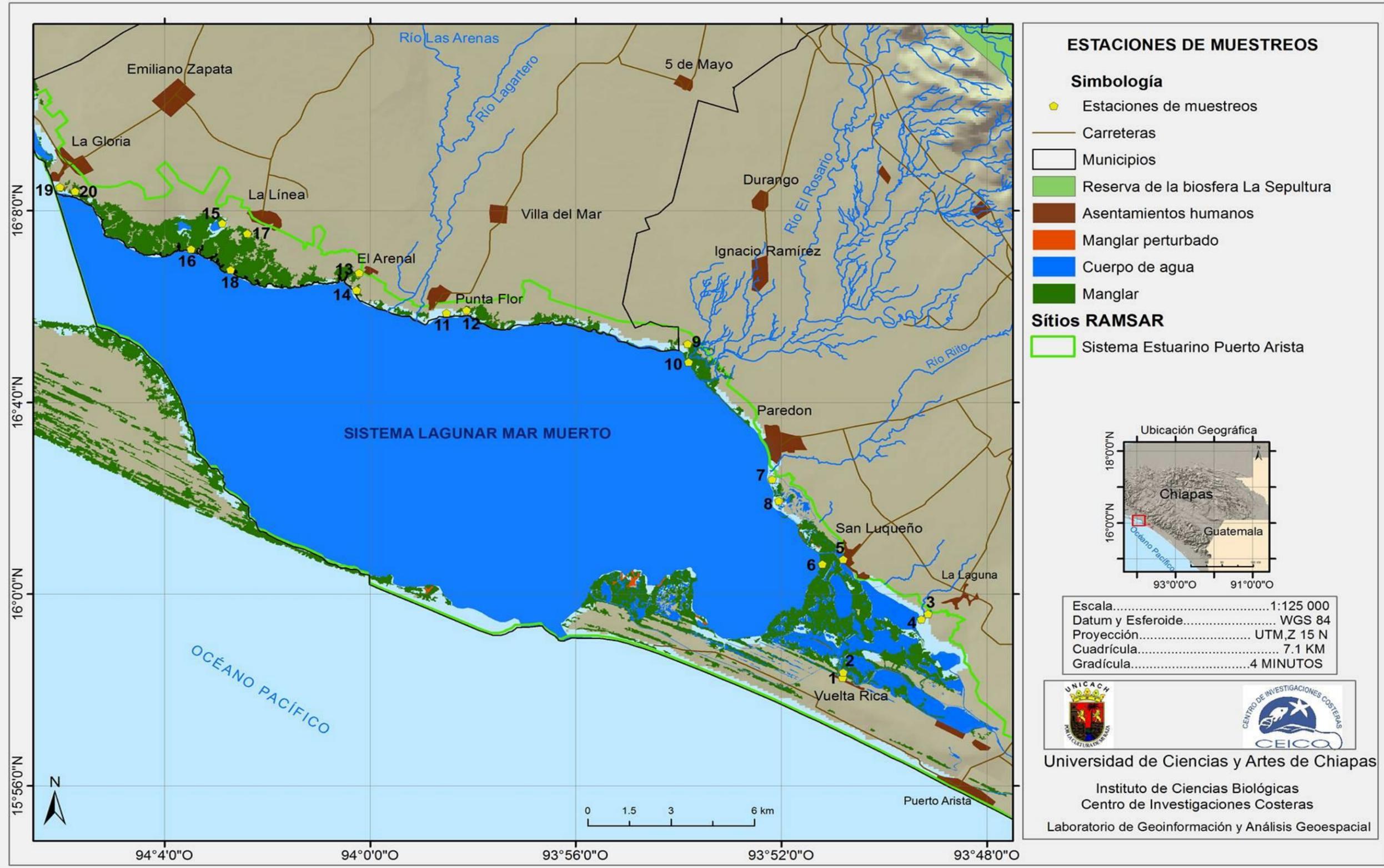


Figura 3. Localización de las 20 UM dentro del manglar en Sistema Lagunar Mar Muerto, Chiapas.

R. mangle el DAP fue tomado 30 cm por encima de la última raíz área, donde inicia el fuste (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1984; 1985). También se registró la condición del fuste de todos los arboles (Recto, Semi-recto y Torcido).

Se eligió el 25% del total de los arboles contabilizados al azar en todas las UM (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1985; Valdez-Hernández, 2002), considerándolos como una muestra representativa de todas las especies presentes en los sitios, a las que se les estimó la altura total y las distancias de cada árbol de su follaje para obtener el diámetro de copa usando la fórmula de elipse (Dawkins, 1958; Corella *et al.*, 2004) donde Diámetro de copa = π (eje a * eje b) / 4, la medición de altura y cobertura se realizó con un estadal de 4 m. de altura graduado y con cinta métrica respectivamente.

Dentro de cada UM se subdividió un cuadrante de 1m * 1m (1m²) al azar, para estimar la densidad de plántulas vivas, clasificándolas por especies y de acuerdo a su categoría de desarrollo (Tovilla-Hernández *et al.*, 2007; 2009):

- Tipo A: plántulas con desarrollo de hojas.
- Tipo B: plántulas con desarrollo de ramificaciones.
- Tipo C: con desarrollo de raíces aéreas y/o DAP de 2 a 2.4 cm.

La información estructural de los árboles de manglar se organizó en 5 categorías diamétricas (Corella *et al.*, 2004) ordenadas de la siguiente manera:

- Categoría 1: de 2.5 a 4.5 cm.
- Categoría 2: de 4.6 a 6.5 cm.
- Categoría 3: de 6.6 a 8.5 cm.
- Categoría 4: de 8.6 a 10.5 cm.
- Categoría 5: de > 0 = a 10.6 cm.

Es importante el uso de clases diamétricas con incremento progresivo debido a que la densidad de árboles decrece conforme aumenta la categoría, balanceando la distribución e integrantes por clase (Condit *et al.*, 1998).

Para la obtención del valor del área basal se utilizaron los valores de DAP, pero antes se realizó la conversión del valor a metros, posteriormente se realizó con la siguiente fórmula: $DAP^2/4*\pi/300*10\ 000$, donde DAP representa el diámetro de cada árbol, $\pi = 3.1416$, 300 que resulta de la superficie de cada UM y 10 000 que representa la superficie de la hectárea (Ramos-Durón *et al.*, 2004). El cálculo de los datos de densidad, frecuencia y dominancia relativa (Gentry, Keel y Spinzi, 1993) de cada especie se estimó usando las siguientes fórmulas: Densidad relativa = (número de individuos de una especie / número total de individuos de todas las especies)*100, Frecuencia relativa = (número de veces que ocurre una especie / número total de ocurrencias de todas las especies) * 100, y Dominancia relativa = (área basal total de una especie / área basal total de todas las especies) * 100.

Para cuantificar el valor ecológico del manglar de las UM se utilizaron dos índices: el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual evalúa la importancia de cada especie en el sistema, el cual se obtuvo mediante la suma de densidad, dominancia y frecuencia relativa de cada especie (Curtis y McIntosh, 1951; Müller y Ellenberg, 1974; Pool, Snedaker y Lugo, 1977). Y el Índice de complejidad, el cual conjunta los valores de diversidad, abundancia y estructura: la fórmula con la que se calculó fue $IC=HBDS/1000$, donde H= promedio de la altura del rodal de todos los árboles (m), B= promedio del área basal total (m^2 por 0.1 ha), D= promedio de la densidad (Número promedio de árboles por 0.1 ha) y S= número de total de especies (Holdridge *et al.*, 1971).

7.3 Medición de los parámetros físico-químicos.

Para cada UM se tomaron los siguientes datos *in situ*, temperatura, salinidad, pH, y oxígeno disuelto (OD), esto con la finalidad de conocer las características físico-químicas del terreno, destacando que los datos fueron tomados superficialmente y de manera aleatoria en cada uno de los sitios. El material que se utilizó para medir la salinidad fue un refractómetro marca ATAGO®, colocando gotas de agua en la lente del aparato, el agua tomada a nivel superficial ya que todos los sitios estaban inundados, para la medición de los otros tres parámetros se utilizó un YSI 55 DISSOLVED OXIGEN y un multiparámetros HACH HQ40d. Se realizaron gráficos

lineales para poder observar como fluctúan los parámetros a través de las UM y un Dendograma con ayuda del programa estadístico *R studio*, mediante el cual se podrá ver como las localidades o las UM están relacionadas entre sí, y ver si existe una correlación de estos parámetros con la estructura o distribución de las especies del manglar en SLMM.

7.4 Estimación de la extracción y tala selectiva.

Para la evaluación de la extracción se contabilizó los tocones de los árboles talados, se identificó la especie y también se midió la altura del tocón para realizar una representación de la cantidad de individuos talados respecto a la especie (Valdez-Hernández, 2002), a su vez, la información sirvió para la comparación de la densidad por categoría diamétrica de arbolado vivo y de tocones entre Unidades de muestreo cercanas y lejanas a población (Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011). La caracterización de UM cercanas y lejanas se realizó a través de imágenes satelitales del programa *Google earth* y con la evidencia tomada en campo durante el recorrido, lo que permitió delimitar las características de cada una (Cuadro 2), con la finalidad de encontrar relación de la influencia humana en la distribución categórica del manglar en función del DAP.

Cuadro 2. Características cualitativas para la identificación de unidades muestreadas cercanas y lejanas en el SLMM. SE: sin evidencia, X: evidencia mínima, XX: evidencia media, XXX: evidencia alta.

<u>CARACTERÍSTICA</u>	<u>CERCANAS</u>	<u>LEJANAS</u>
Presencia de casas a menos de 2 km	XXX	SE
Evidencia de corte de arboles	XXX	X
Presencia de desmontes	XXX	SE
Presencia de ganado	X	SE
Cercanía a vías fluviales	XX	XX

También se realizó un Dendograma que midió la similitud entre la especie y cantidad de madera extraída en relación a las nueve localidades muestreadas, usando el software estadístico *R studio*.

7.5 Obtención de datos sobre usos de manglar.

Para el conocimiento acerca del uso local del manglar se realizaron encuestas constituidas por ocho preguntas (Anexo 17) enfocadas a este tema (Basáñez-Muñoz, Olmedo-Pérez y Rojas-Mencio, 2006), dirigidas a personas con conocimiento del manglar y su uso, por lo tanto, se obtuvo un total de 40 encuestas, las cuales fueron aplicadas a cinco personas por cada localidad de las UM, cabe señalar que la localidad de El Arenal no fue incluida, ya que por cuestiones de accesibilidad no fue posible aplicar las encuestas.

De esta forma, la finalidad de dichas encuestas fue la de poder conocer en base a los juicios y experiencia de los pobladores la inercia que toma la extracción del manglar a nivel local, con estas encuestas se logró conocer los diferentes usos que le dan al manglar, el conocimiento que tienen sobre las especies existentes en el área, la parte o partes del manglar que más aprovechan, el destino de la madera talada, así como la actividad que realizan las personas encuestadas y el precio del recurso maderable que generan los arboles de mangle, los resultados se expresaron en porcentajes englobando los usos para todo el Sistema Lagunar.

7.6 Elaboración del mapa de superficie perturbada.

Se elaboró un mapa de la distribución del manglar utilizando como base la cartografía de los manglares de México escala 1:50 000 de la CONABIO 2015 (CONABIO, 2016), con el Software Arc Gis 10, complementando las áreas ya registradas de esta institución con otros polígonos de áreas que no registraron con nuevas imágenes de satélite (Landsat 8) del mismo año (2015) interpretadas en pantalla en el servidor de *Google earth*. Lo anterior se hizo a través de un recorte del mapa de manglares de CONABIO para el área muestreada.

El mapa recortado de manglares se sobrepuso en archivo “.kml” sobre las imágenes de *Google earth* donde se llevó a cabo la digitalización de las áreas de manglar perturbado del SLMM, posteriormente los datos de la superficie de los polígonos se traspasaron a una tabla de Excel y de esta forma se pudo obtener la superficie total de manglar perturbado y no perturbado.

VIII. RESULTADOS

8.1 Estructura forestal.

Se registró un total de 2 737 árboles de mangle en las 20 parcelas muestreadas de bosque tipo cuenca (1 520 fustes ha^{-1} ; AB: $8.52 \pm 4.28 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$, Altura: $4.59 \pm 1.24 \text{ m}$), correspondiendo el 75.66% (2 071 fustes) de arbolado vivo, el 12.09% (331 tocones) de árboles talados y el 12.23% (335 fustes) de arbolado muerto. Se encontraron cuatro especies de manglar: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*. Asimismo se obtuvo que *A. germinans* posee la mayor densidad (71.02%), mayor extracción (80.06%) y mayor muerte natural (72.53%) del total muestreado, seguida por *L. racemosa* (20.52%, 15.7%, 17.91%) y *R. mangle* (8.11%, 4.22%, 9.55%), mientras que para *C. erectus* se encontraron únicamente individuos vivos (0.33%). Los valores estructurales del manglar se presentan por especie y por UM en el Cuadro 3. El 35% de las UM del SLMM se componen por bosques monoespecíficos de *A. germinans*, mientras que en el 50% se registraron tres especies (45% *Ag*, *Lr*, *Rm* y 5% *Ag*, *Lr*, *Ce*), y en el 15% dos especies (10% *Ag*, *Rm* y 5% *Ag*, *Lr*).

De acuerdo al total de las especies se obtuvo la mayor concentración de individuos en la categoría 1 (2.5-4.5 cm DAP) equivalente al 60%, mientras que la categoría 4 (8.6-10.5 cm DAP) fue la que menor cantidad reflejó; en general para el SLMM, se muestra que de la categoría 1 a la 4 los valores van en orden descendente con un ligero incremento en la categoría 5 (Figura 4), observándose una distribución categórica en forma de “J invertida”. De esta forma, las tallas diamétricas encontrados por especie en la Laguna Mar Muerto simularon el mismo patrón categórico como en el general (Figura 5), a excepción de *C. erectus*, la cual concentró sus individuos en las primeras categorías con mayor densidad en la categoría 2 y sin representantes para las categorías 4 y 5.

En relación a las plántulas, se obtuvo un total de 229 individuos en los 20 sub cuadrantes ($5 725 \text{ ha}^{-1}$), de las cuales el 23.14% pertenecieron a *R. mangle* ($1 325 \text{ ha}^{-1}$), el 10.91% a *L. racemosa* (625 ha^{-1}) y el 65.93% para *A. germinans* ($3 775 \text{ ha}^{-1}$).

Cuadro 3. Atributos estructurales por Unidad Muestreada (UM) en SLMM. COMP: Composición, ASOC: Asociación, DAP: Diámetro a la Altura del Pecho, ABT: Área Basal Total, DC: Diámetro de Copa, DR: Dominancia Relativa, D: Densidad, DT: Densidad Total, IC: Índice de Complejidad, DTE: Dominante, ME: Monoespecífico, m: metros, cm: centímetros, m²: metros cuadrados, ha⁻¹: hectárea, ± ds: desviación estándar. Especies: Rm: *Rhizophora mangle*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Ag: *Avicennia germinans*, Ce: *Conocarpus erectus*. ---: datos no tomados por el método de muestreo (25%).

UM	COMP.	ASOC.	DAP cm		ABT m ² ha ⁻¹	Altura m		DC m		DR %	D (300 m ²)	DT (ha ⁻¹)	IC
			m	± ds		m	± ds	m	± ds				
1	MIXTO	Rm	6.5	3.9	4.96	7.85	2.1	8.97	3.2	44.92	52	333.33	3.45
		Lr	5.98	6	4.84	10	1.4	29.7	14.6	43.81	31		
		Ag	6.5	2.1	1.24	4.5	0	1.76	0	11.27	17		
2	MIXTO	Lr	3.56	7.3	6.10	6.7	3	7.2	4.95	21.44	111	563.33	5.74
		Rm	7.42	3.1	6.08	6.8	1.7	19.5	19.7	39.23	37		
		Ag	9.79	2	3.32	7.3	2.6	8.4	5.1	39.33	21		
3	DTE	Ag	4.66	1.9	4.2	4.9	1.2	10.3	10.13	88.39	83	310	3.18
		Ce	4.98	1.6	0.5	4.5	0.7	13.3	14.45	10.43	7		
		Lr	2.66	0.22	0.06	-----	-----	-----	-----	1.18	3		
4	DTE	Ag	6.71	1.6	3.72	6	1.5	11.2	3.5	71.66	42	230	2.39
		Lr	5.67	1	1.13	4.2	0	1.72	0	21.72	25		
		Rm	8.1	0.1	0.34	-----	-----	-----	-----	6.62	2		
5	DTE	Ag	9.6	4.7	12.57	5.2	1.29	18.5	23.3	98.50	59	203.33	2.12
		Rm	6.2	0	0.1	-----	-----	-----	-----	0.79	1		
		Lr	5.9	0	0.09	-----	-----	-----	-----	0.71	1		
6	DTE	Ag	8.41	5.5	14	5.6	1.61	9.2	9	87.16	60	306.66	3.15
		Rm	5.57	1.4	2.06	-----	-----	-----	-----	12.84	32		
		Ag	4.57	1.5	5.96	3.1	0.27	8.4	2.1	84.43	107		
7	DTE	Lr	5.4	0.8	1.03	2.8	0	4.9	0	14.61	18	420	4.26
		Rm	5.1	0	0.07	-----	-----	-----	-----	0.97	1		
		Lr	2.9	0.5	1.74	3.9	0.5	4.6	2.8	57.52	109		
8	MIXTO	Rm	3.14	0.3	0.81	3.5	0	9.4	0	26.81	42	556.66	5.63
		Ag	4.57	1	0.47	3.7	0.6	5	1.9	15.67	16		
		Ag	3.37	0.6	4.05	3.2	0.48	5	2.27	100	185		
9	ME	Ag	3.37	0.6	4.05	3.2	0.48	5	2.27	100	185	616.66	6.21
		Ag	7.18	4.9	13.69	4.2	1.18	8.6	4.67	93.19	89	370	3.77
10	DTE	Rm	5	0.4	1	-----	-----	-----	-----	6.81	22	370	3.77
		Ag	4.58	2	7.74	3.4	0.9	8.4	2.1	100	171		
11	ME	Ag	4.58	2	7.74	3.4	0.9	8.4	2.1	100	171	570	5.75
12	ME	Ag	4.76	1.4	9.84	4.5	0.8	5.5	2.3	100	179	596.66	6.03
13	ME	Ag	4.99	2	9.01	4.3	1.3	5.1	2.9	100	170	566.66	5.72
14	DTE	Ag	6.45	3	9.86	5	1.6	7.8	6	78.35	99	366.66	3.76
		Rm	9.6	4.4	2.58	-----	-----	-----	-----	20.54	9		
		Lr	4.85	2.5	0.14	-----	-----	-----	-----	1.11	2		
15	DTE	Ag	4.53	1.7	3.21	2.94	0.76	4	2.15	56.41	85	463.33	4.68
		Lr	4.3	0.6	2.48	-----	-----	-----	-----	43.59	54		
		Ag	5.23	2.3	8.34	4.4	1.3	5.5	2.6	67.58	109		
16	DTE	Lr	4.42	1.3	3.52	4.3	0.5	5.9	1.4	28.48	67	616.66	6.25
		Rm	4.53	0.4	0.49	5	0	9.3	0	3.94	9		
		Lr	3.1	0.9	2.76	4.7	0.75	3.7	2.1	49.41	116		
17	MIXTO	Ag	3.47	0.9	2.49	5.3	0.57	7.6	3.4	44.53	89	706.66	7.14
		Rm	4.25	0.6	0.34	-----	-----	-----	-----	6.06	7		
18	ME	Ag	4.27	2.2	5.67	3.9	1.1	5.1	2	100	154	513.33	5.18
19	ME	Ag	4.33	1.1	4.61	4.1	0.7	4.5	1.7	100	116	386.66	3.92
20	ME	Ag	4	1.2	3.24	4.2	0.8	5	3.13	100	128	426.66	4.32

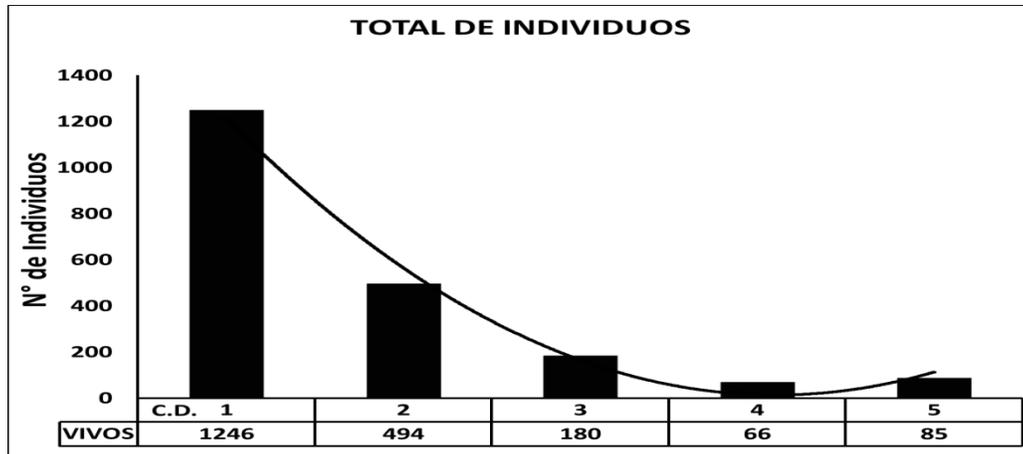


Figura 4. Distribución de la densidad Total de individuos por Categoría diamétrica (C.D.) con línea de tendencia del manglar vivo en el SLMM.

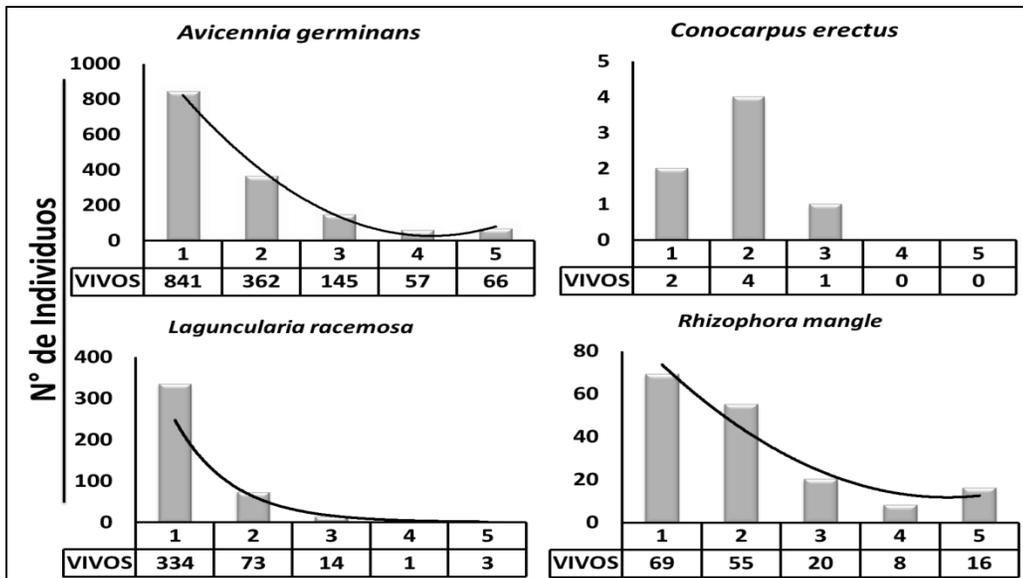


Figura 5. Distribución de la densidad total por especie y Categoría diamétrica (C.D.) con línea de tendencia del manglar vivo en el SLMM.

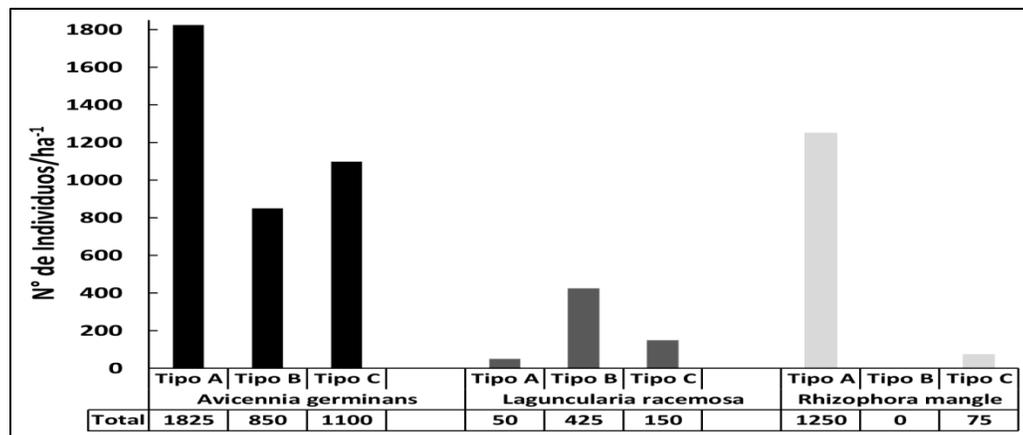


Figura 6. Distribución por hectárea de la densidad total de plántulas por especie y Tipo de desarrollo.

También, se obtuvo mayor densidad de plántulas con desarrollo tipo A ($3\ 125\ \text{ha}^{-1}$), seguido del desarrollo tipo C ($1\ 325\ \text{ha}^{-1}$) y menor en el desarrollo tipo B ($1\ 275\ \text{ha}^{-1}$). Por otro lado, *A. germinans* se presentó con los mayores registros para los tres tipos de desarrollo, mientras que *R. mangle* obtuvo mayor abundancia en el Tipo A y *L. racemosa* en el tipo B (Figura 6), cabe señalar que no se encontraron representantes de la especie *C. erectus* en ninguna UM.

En cuanto a la distribución del DAP por localidad (Figura 7), el cálculo del Límite de Control Superior (L.C.S.) alcanzó un valor de 9.64 cm, y el Límite de Control Inferior (L.C.I.) se estimó en 3.92 cm, la media poblacional del DAP de las nueve localidades fue de 6.78 cm. El único lugar donde el valor de la media se salió de los límites fue en Vuelta Rica (10.64 cm), encontrándose por encima del L.C.S, y en San Luqueño la media estuvo muy cerca de salirse (9.60 cm), caso contrario se encontró en Paredón (4.17 cm) con valor próximo al L.C.S. Se observa también en La Laguna (6.28 cm), Ignacio Ramírez (7.04 cm), El Arenal (6.4 cm) y La Línea (6.26 cm) los valores medios son similares a la media poblacional. Mientras que Punta Flor (5.51 cm) y La Gloria (5.19 cm) presentan valores más distantes respecto a la media.

Por otra parte, en la variación del DAP (Figura 8), puede observarse como en Vuelta Rica (29.28 cm), Ignacio Ramírez (26.14) y San Luqueño (25.51 cm) la media del rango están por encima del L.C.S (25.16 cm). También se observa que en Paredón (9.5 cm), Punta Flor (8.5 cm), y La Gloria (8.4 cm), la media se acerca al L.C.I. (6.59 cm), mientras que en La Línea (12.5), El Arenal (11.6 cm) y La Laguna (11.5 cm) el valor es más cercano al del rango medio de la población (15.5 cm).

La mayor área basal media se presentó en la especie *A. germinans* ($6.5 \pm 3.31\ \text{m}^2\text{ha}^{-1}$), teniendo una dominancia relativa total de 71.07%, y presencia del 100% de todos los sitios muestreados, con la dominancia más alta (100%) en las UM 9, 11, 12, 13, 18, 19 y 20 bosques monoespecíficos. Por otra parte *L. racemosa* ($1.92 \pm 1.6\ \text{m}^2\text{ha}^{-1}$) y *R. mangle* ($1.71 \pm 2.02\ \text{m}^2\text{ha}^{-1}$), se encontraron en 55% de las UM cada una, con una dominancia relativa total de 12.37% y 11.05% respectivamente, con la dominancia más alta de la primera en el sitio 8 (57.52%) y de la segunda en la UM 1

(44.92%). Los valores más bajos obtenidos fueron para *C. erectus* ($0.5 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), con dominancia de 0.29% y presencia de 5%, presente únicamente en la UM 3.

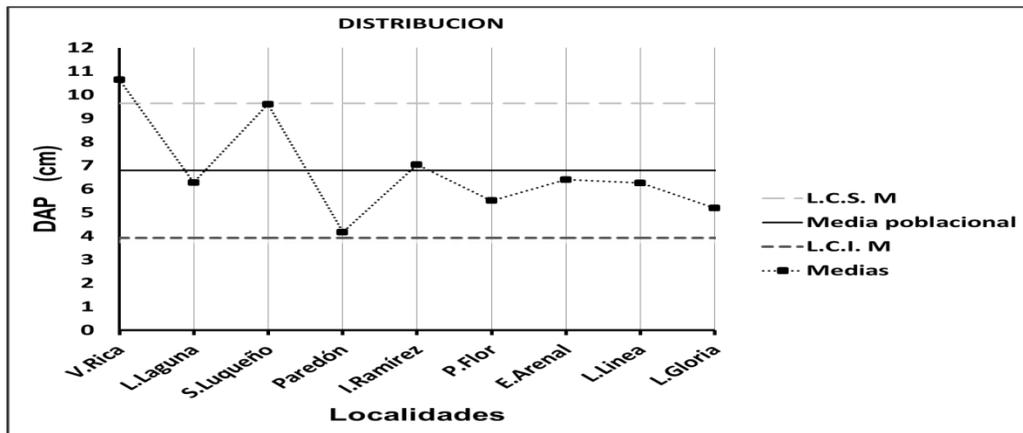


Figura 7. Distribución por localidad del Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) en centímetros (cm). Dónde: L.C.S. M: Limite de control superior de la media, L.C.I. M: Limite de control inferior de la media.

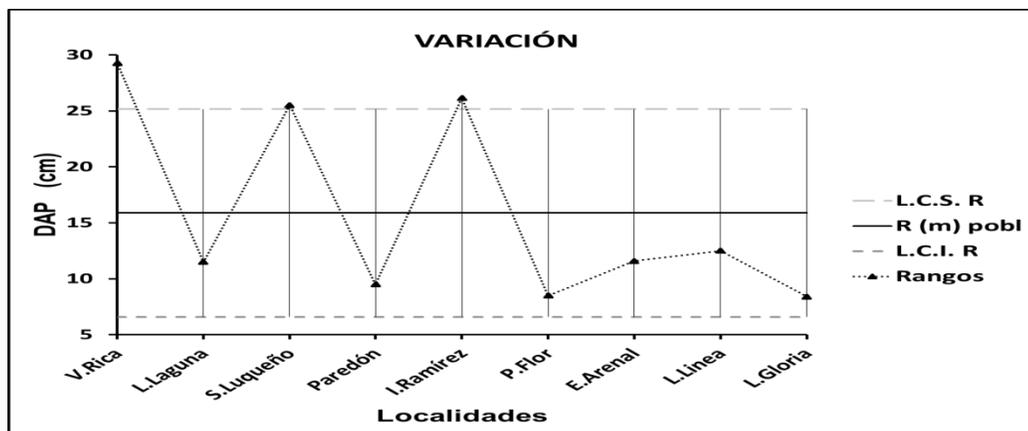


Figura 8. Variación por localidad del Diámetro a la Altura del Pecho (DAP). Dónde: cm: centímetros, L.C.S. R: Limite de control superior del rango, L.C.I. R: Limite de control inferior del rango.

La altura media presentada por *A. germinans*, *C. erectus*, *L. racemosa*, se agrupa alrededor de los 4 m (4.34, 4, 4.85 m respectivamente), mientras que *R. mangle* presenta una altura promedio mayor (6.9 m) y la altura mínima mayor (3.5 m). *A. germinans* es la especie que presenta un intervalo más amplio entre sus alturas (2-13 m) y *C. erectus* el menor (4-5 m), asimismo, tanto *R. mangle* como *L. racemosa* (12 m) obtuvieron la misma altura máxima (Figura 9a).

El diámetro de copa medio registrado para *A. germinans* fue de 6.64 m, con una mínima de 0.031 m y una máxima de 84.82 m, para *C. erectus* la media fue de

13.35 m, con mínima de 3.14 m y máxima de 23.56 m, en el caso de *L. racemosa* su diámetro de copa medio se estimó en 6.66 m, su mínima en 1.25 m y su máxima en 40.07 m, mientras que para *R. mangle* su media fue de 14.8 con mínima de 3.79 y máxima de 76.02 m (Figura 9b).

Para los registros de la condición del arbolado en SLMM se encontró que el 52.92% correspondía a arboles Rectos, mientras que el 38.09% pertenecían a arboles Semi-rectos, y el 8.06% a arboles Torcidos. El porcentaje de estos valores por UM se muestra en el Cuadro 4. Sobresaliendo las parcelas 2, 3, 4, 8, y 17 con mayor % de árboles rectos, las parcelas 12, 18, 19 y 20 con más arboles semi-rectos, las parcelas 1 y 5 con elevado % de árboles torcidos, y las parcelas 2, 8, 12, 15,17 y 20 con muy pocos arboles torcidos.

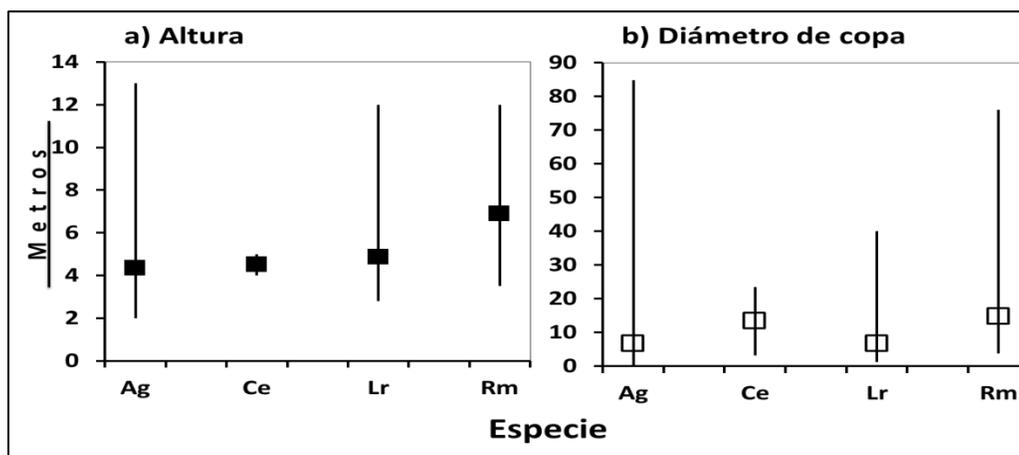


Figura 9. Valores máximos, mínimos y promedios de a) altura y b) diámetro de copa por especie. Especies: Ag *Avicennia germinans*, Ce: *Conocarpus erectus*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Rm: *Rhizophora mangle*.

Cuadro 4. Porcentaje del arbolado vivo total por unidad muestreada en función a su condición. Dónde: R: Rectos, SR: Semi-Rectos y T: Torcidos.

CONDICIÓN DEL ARBOLADO EN SISTEMA LAGUNAR MAR MUERTO				
Localidad	N° SITIO	R (%)	SR (%)	T (%)
Vuelta rica	1	39.72	30.13	30.13
Vuelta rica	2	82.17	14.72	3.1
La Laguna	3	71.23	16.43	12.32
La Laguna	4	60	26.66	13.33
San Luqueño	5	27.27	47.72	25
San Luqueño	6	48.05	45.45	6.49
Paredón	7	44.64	39.28	16.07
Paredón	8	67.47	31.70	0.81
Ignacio Ramírez	9	54.19	36.64	9.16

Ignacio Ramírez	10	51.19	44.04	4.76
Punta Flor	11	59.66	35.29	5.04
Punta Flor	12	41.83	55.55	2.61
El Arenal	13	57.14	39.49	3.36
El Arenal	14	53.48	37.20	9.30
La Línea	15	55.88	44.11	0
La Línea	16	42.01	44.97	13.01
La Línea	17	74.72	21.97	3.29
La Línea	18	25.53	57.44	17.02
La Gloria	19	44.90	50	9.09
La Gloria	20	19.11	79.41	1.47

8.1.2 Identificación y descripción de las comunidades de manglar.

En base a los valores obtenidos del IVI se pudo caracterizar tres grupos principales de manglar para los sitios muestreados clasificados como comunidades, y se describen de acuerdo al Análisis de agrupamiento jerárquico de Bray-Curtis (Figura 10). Los valores de Importancia relativos para las cuatro especies de manglar por tipo de comunidad se presentan en el Cuadro 5. La descripción por cada tipo de comunidad y sus valores correspondientes se muestran a continuación:

- **Comunidad Tipo I:** en este tipo de comunidad se agruparon tres UM (1, 2 y 8), siendo *L. racemosa* la especie con mayor Valor de Importancia Relativo (137.93 VIR, Dominancia 40.92%). Sin embargo, en la UM 1 el IVI y la dominancia fueron mayores para *R. mangle* (135.33 IVI, Dominancia 44.92%).
- **Comunidad Tipo II:** para esta comunidad se agruparon 13 UM, en donde *A. germinans* fue la especie con los valores más altos de VIR y de Dominancia (290.98 VIR, Dominancia 97.13%). Se observaron tres subgrupos marcados, el primero lo conformaron las UM 6, 10 (*Ag, Rm*) y 14 (*Ag, Rm, Lr*) donde *A. germinans* fue dominante pero con presencia y con valores de IVI muy bajos de *R. mangle* (75.2, 42.5, 41.5 respectivamente) y *L. racemosa* (5.8). El segundo subgrupo lo formaron UM con bosques monoespecíficos de *A. germinans* (300 IVI), con excepción de la UM 5, donde se encontró *L. racemosa* y *R. mangle* con valores mínimos de IVI (5.3 ambas). Para el tercer subgrupo formado por dos UM, persistió la gran dominancia de *A. germinans*, se encontraron con

valores ligeramente mayores en la UM 3 a *C. erectus* (29.6 IVI) y en la UM 7 a *L. racemosa* (IVI 37.8).

- **Comunidad Tipo III:** agrupó cuatro UM, donde se presentó *A. germinans* como especie dominante y con mayor VIR (167.89 VIR, Dominancia 60.04 %). Esta comunidad se encuentra dividida en dos subgrupos, UM 4 y 16, 15 y 17, haciéndose presente en las cuatro *L. racemosa* (121.14 VIR, Dominancia 35.8 %) con una dominancia y VIR más bajos que los de *A. germinans*.

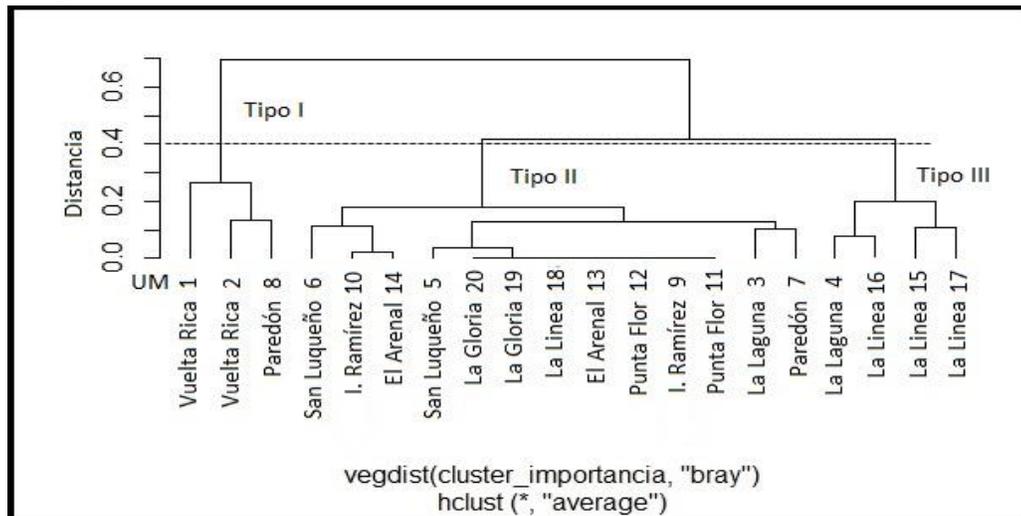


Figura 10. Agrupamiento jerárquico de las Unidades muestradas (UM) para la clasificación de tipo de comunidades con distancia de Bray-Curtis, basados en los valores de IVI. Línea punteada indica la distancia de corte.

Cuadro 5. Valores de Importancia Relativos por Tipo de comunidad de cada especie. VIR: Valor de Importancia Relativo. Especies: Ag: *Avicennia germinans*, Ce: *Conocarpus erectus*, Lr: *Laguncularia racemosa* y Rm: *Rhizophora mangle*.

Comunidad/Especies	DENSIDAD %	DOMINANCIA %	FRECUENCIA %	VIR %
Tipo I				
Ag	14.86	22.09	14.86	49.35
Lr	52.36	40.92	52.36	137.93
Rm	32.77	36.98	32.77	112.69
Tipo II				
Ag	96.92	97.13	96.92	290.98
Ce	0.95	1.04	0.95	2.96
Lr	1.79	1.65	1.79	5.24
Rm	0.31	0.18	0.31	0.81
Tipo III				
Ag	53.92	60.04	53.92	167.89
Lr	42.67	35.8	42.67	121.14
Rm	3.4	4.16	3.4	10.96

8.1.3. Patrones estructurales por tipo de comunidad.

Los valores estructurales generales obtenidos por tipo de comunidad y por especie se describen a continuación en el Cuadro 6. Respecto a la densidad media de fustes/ha⁻¹ se observa variación entre los tres tipos de comunidad, siendo la comunidad tipo III la de mayor densidad (1 681 fustes/ha⁻¹) y la tipo II la de menor (1 450 fustes/ha⁻¹), también se observa mayor densidad de individuos en las comunidades I y III para las categorías 1 y 2, en las categorías 3, 4 y 5 los valores son semejantes en los tres tipos de comunidad, con excepción de la categoría 5 en la comunidad tipo III la cual presenta la menor densidad en los grosores más grandes (Figura 11a).

Cuadro 6. Comparativa de los valores estructurales promedio registrados por tipo de comunidad de los diferentes atributos estructurales. AB: Área Basal, ha⁻¹: hectárea, m: metros, ±: desviación estándar.

ATRIBUTO ESTRUCTURAL	TIPO DE COMUNIDAD		
	Promedio		
Densidad	TIPO I	TIPO II	TIPO III
Fustes/ha ⁻¹	1 615	1 450	1 681
Plántulas/ha ⁻¹	2 791	1 207	1 728
Tocones/ha ⁻¹	122	198	186
Muertos/ha ⁻¹	289	175	111
AB (m²/ha⁻¹)	9.86 ±6.32	8.62 ±4.28	7.2 ±3.44
Altura (m)	6.76 ±1.97	5 ±1.1	5.34 ±1.39
Diámetro de copa (m)	9.53 ±6.36	10.76 ±7.47	7.97 ±2.88

En relación al arbolado talado, se observa una pequeña similitud de la distribución de la densidad para las comunidades II (198 fustes/ha⁻¹) y III (186 fustes/ha⁻¹) con la mayor cantidad de tocones, por otro lado la comunidad tipo I (122 fustes/ha⁻¹) fue la que menor cantidad presentó (Figura 11b). Por otra parte en la distribución de la densidad del arbolado muerto muestra diferencias entre los tipos de comunidad I (289 fustes/ha⁻¹) siendo la que mayor cantidad de árboles obtuvo y la tipo II (175 fustes/ha⁻¹) respecto a la comunidad tipo I (111 fustes/ha⁻¹) que fue la que presentó menor cantidad de árboles muertos. Además se observó como la muerte

natural afecta severamente las categorías 1 y 2 con menos recurrencia en las categorías 4 y 5 (Figura 11c).

La distribución por comunidad de las plántulas presentó variación entre las comunidades tipo I ($2\,791\text{ ha}^{-1}$) y tipo III ($1\,728\text{ ha}^{-1}$), con amplia diferencia respecto a la comunidad tipo II ($1\,207\text{ ha}^{-1}$) la cual presentó la menor densidad, también se observa como en los tres tipos de comunidad abundan las plántulas con desarrollo tipo A, mientras que los tipos de desarrollo B es menor para la comunidad tipo III y el desarrollo tipo C presenta abundancia similar en los tres tipos de comunidad (Figura 11d).

El área basal promedio ($\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$) obtuvo su valor más bajo en la comunidad tipo III ($7.2 \pm 3.44\text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$) y el más alto en la comunidad tipo I ($9.86 \pm 6.32\text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$), se puede observar una proporción ascendente entre el AB y el aumento de categoría diamétrica (Figura 12).

Los valores de altura medios por tipo de comunidad presentaron poca variación entre las comunidades II (5 ± 1.1) y III (5.34 ± 1.39) cuyas alturas fueron las más bajas, en la comunidad tipo I (6.76 ± 1.97) se presentó la mayor altura media (Figura 13a). En general, se observó una aparente relación entre la altura y el incremento de la categoría diamétrica.

El valor mayor de diámetro de copa promedio se presentó en la comunidad tipo II (10.76 ± 7.47) y el menor en la comunidad tipo III (7.97 ± 2.88), se observó una tendencia en el aumento de copa con el de la categoría diamétrica, incrementándose de manera abrupta en la categoría 5 (Figura 13b).

El valor promedio de Índice de Complejidad (IC) para todo el SLMM dio como resultado 4.63, entre los tres tipos de comunidad hubo poca variación respecto a esta estimación. La comunidad tipo I presentó el valor promedio mayor (4.94), mientras que para la comunidad tipo III (4.84) el valor disminuyó levemente, en tanto que el valor menor se presentó en la comunidad tipo II (4.395)

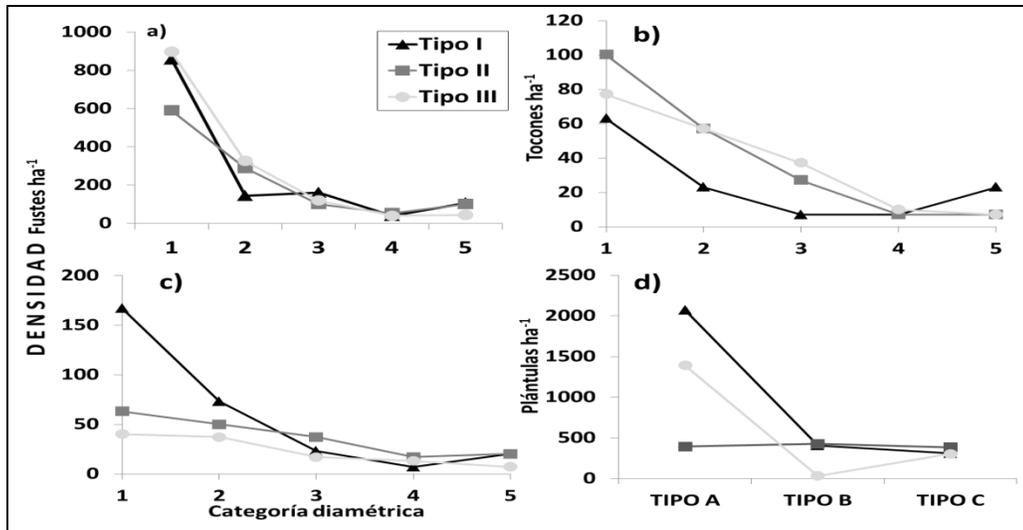


Figura 11. Distribución de la densidad media por hectárea del arbolado a) vivo, b) talado, y c) muerto por categoría diamétrica y por tipo de comunidad, así como el de d) plántulas por tipo de desarrollo y tipo de comunidad.

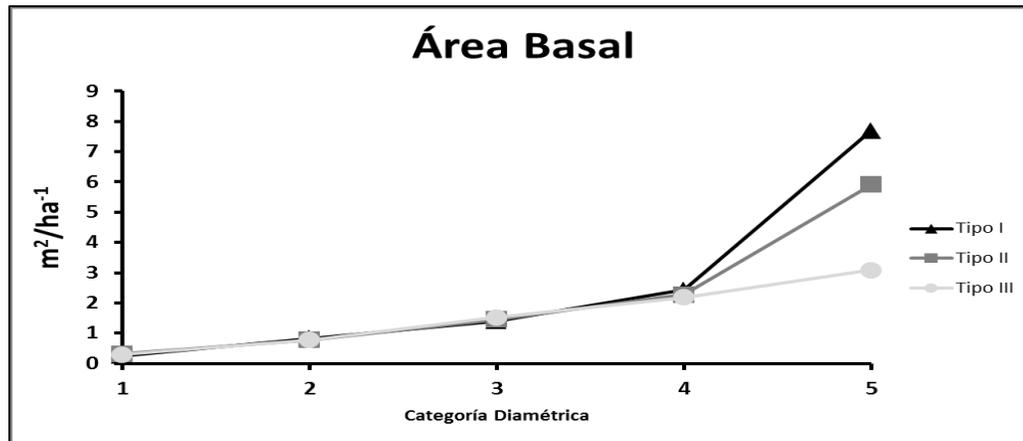


Figura 12. Distribución por hectárea del área basal promedio por tipo de comunidad y categoría diamétrica.

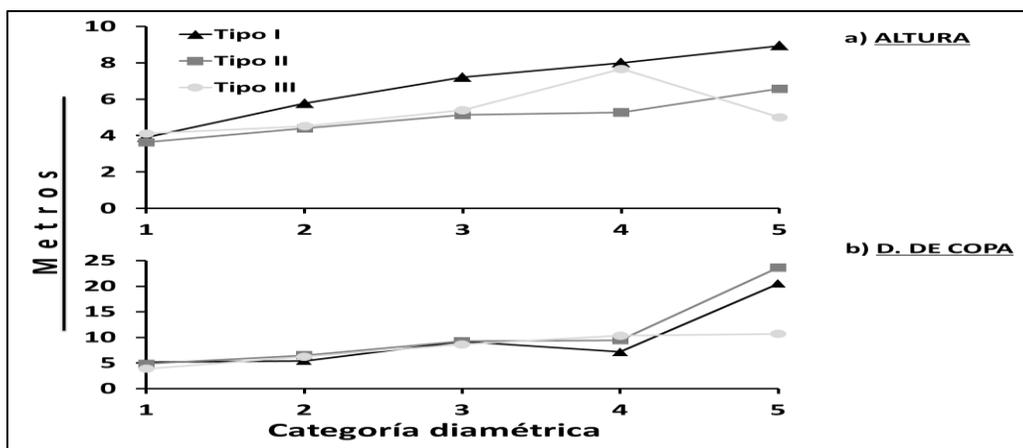


Figura 13. Distribución de la a) altura y del b) diámetro de copa promedio por categoría diamétrica y por tipo de comunidad.

8.2 Evaluación de los Parámetros físico-químicos.

Los resultados obtenidos de la medición de los cuatro parámetros físico-químicos determinaron variabilidad a lo largo de las 20 UM y se presentan en el Anexo 1. En la UM 19 se registró la salinidad mayor (44 ‰) y en la UM 2 la menor (31 ‰), mientras que la temperatura varío de los 28 a los 39 °C (UM 1 y 9 respectivamente), por otro lado el OD obtuvo su valor más alto (4.73 mg/L) en la UM 16 y el más bajo (0.22 mg/L) en la UM 10, en cuanto al pH sus valores fueron de 6.1 a 8.4 (UM 4 y 5), los promedio generales registrados fueron los siguientes: Salinidad: 37.2 ‰, Temperatura: 33.18 °C, OD: 3.06mg/L y pH: 7.27.

A partir de estos registros se pudo analizar mediante graficas de dispersión la correlación existente entre los parámetros (Figura 14), donde se muestra una significancia mayor de correlación entre los valores de salinidad y de temperatura ($R^2 = 0.5556$), mientras que la correlación entre salinidad y OD ($R^2 = 1E-05$), salinidad y pH ($R^2 = 0.0254$), y pH y OD ($R^2 = 0.3103$) fue mínima o nula.

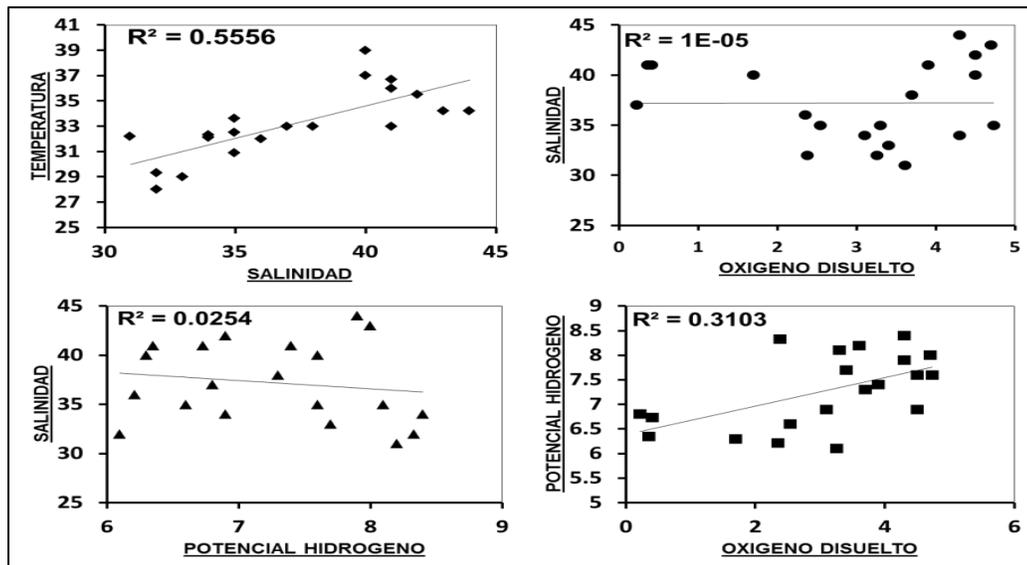


Figura 14. Correlación de los parámetros ambientales con los valores registrados en las 20 Unidades muestreadas del SLMM.

En base a lo anterior, se utilizaron los valores de salinidad y temperatura para realizar una clasificación jerárquica de la UM con distancia euclidiana con la finalidad de encontrar relación con la distribución y/o composición del manglar, por medio de esto, se obtuvieron dos diferentes tipos de condiciones o agrupaciones (Figura 15),

las cuales se describen a continuación, los valores por cada tipo se muestran en el Cuadro 7:

- Tipo I:** Este grupo se conformó por UM de bosques monoespecíficos de *A. germinans* (excepto UM 14), de acuerdo con la clasificación por tipo de comunidad (Figura 10), todas las UM de este grupo pertenecen a la comunidad manglar Tipo II, además los promedios de salinidad (41.5 ‰) y temperatura (35.7°C) fueron los más elevados, mientras que el pH promedio fue el menor (7.15) y el OD obtuvo un valor medio de 3.05 mg/L.

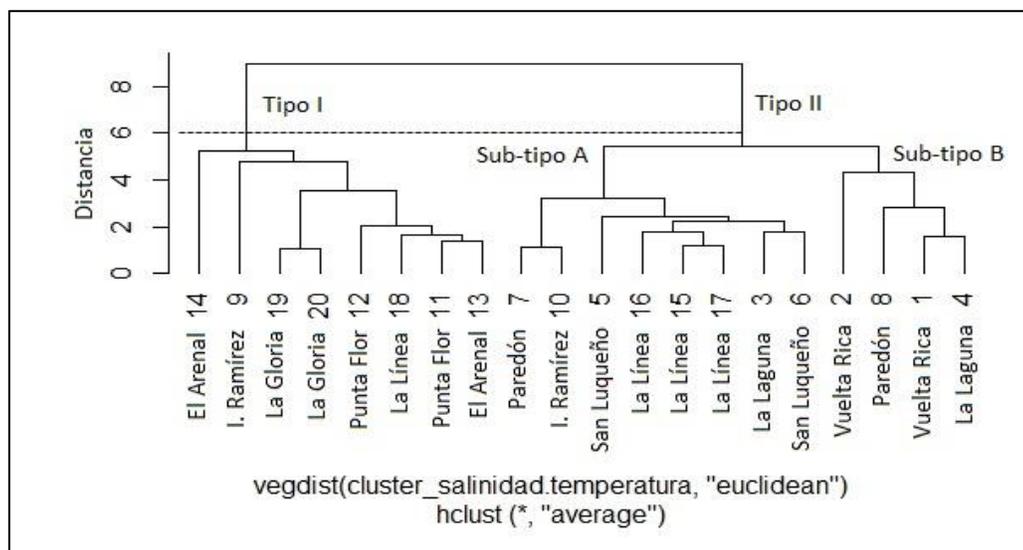


Figura 15. Diagrama de agrupamiento jerárquico de las 20 unidades muestradas en función a los valores de salinidad y temperatura registrados. Línea punteada indica distancia del corte.

- Tipo II. Sub-tipo A:** Este grupo se compuso por UM de bosque mixtos y dominantes, con la característica de compartir las UM 15, 16 y 17, las cuales pertenecen a la comunidad de manglar Tipo III en la que se observa un estrecho dominio de *A. germinans*, sobre *L. racemosa* y *R. mangle*, los valores promedios de salinidad (35.5 ‰) y temperatura (32.43°C) disminuyeron en comparación a los obtenidos en el Tipo I, mientras se observa un ligero aumento en el pH (7.24), y el valor promedio más bajo de OD (3.03 mg/L).
- Tipo II. Sub-tipo B:** Grupo integrado por UM con bosques dominantes, y similar distribución de estas con la comunidad de manglar Tipo I (excepto

UM 4), donde la especie dominante fue *L. racemosa* seguida de *R. mangle*, y menor dominio de *A. germinans*. En este grupo se registraron los valores promedios más bajos de salinidad (32 ‰) y temperatura (29.63°C), y más altos tanto de pH (7.58) como de OD (3.16 mg/L).

Cuadro 7. Valores de Salinidad: S, Temperatura: T, Oxígeno Disuelto: OD, y Potencial Hidrogeno: pH, por Tipos. Dónde: ‰: partes por mil, °C: grados Centígrados, mg/L: miligramos/Litros. Valor total para el Sistema Lagunar Mar Muerto (SLMM).

		PROMEDIO			
		S (‰)	T (°C)	OD (mg/L)	pH
TIPO I		41.50	35.70	3.05	7.15
TIPO II	Sub-tipo A	35.50	32.43	3.03	7.24
	Sub-tipo B	32	29.63	3.16	7.58
SLMM					
Promedio Total		37.2	33.18	3.06	7.27

8.3 Extracción y tala selectiva del manglar.

Se obtuvo un registro total de 331 árboles talados (555 tocones ha⁻¹) en las 20 UM de Tonalá-Arriaga, en general, la tala selectiva del manglar mostro preferencia en las categorías diamétricas 1 (272 tocones ha⁻¹) y 2 (157 tocones ha⁻¹) con un porcentaje de extracción de 49% y 28.28% respectivamente, y densidades de tala menores en las categorías 3 (78 tocones ha⁻¹) con porcentaje de 14.05%, 4 (25 tocones ha⁻¹) con porcentaje 4.50%, y 5 (23 tocones ha⁻¹) con el menor porcentaje 4.14% (Figura 16). La altura promedio total de los tocones en *A. germinans* y *L. racemosa* rondo alrededor del medio metro (0.67 y 0.49 m respectivamente), y para *R. mangle* la altura encontrada fue mayor (1.18 m por encima de la última raíz).

La especie con mayor extracción fue *A. germinans* (442 tocones ha⁻¹), con tala selectiva en las categorías 1 (212 tocones ha⁻¹) y 2 (130 tocones ha⁻¹) y menor en la categoría 5 (15 tocones ha⁻¹), seguida de *L. racemosa* (87 tocones ha⁻¹) la cual presentó tala selectiva en la categoría 1 (53 tocones ha⁻¹) además, no se obtuvo registros de extracción de esta especie para la categoría 5. Asimismo, el menor registro de extracción fue para *R. mangle* (26 tocones ha⁻¹), y la tala selectiva de esta especie se presentó en la categoría 5 (8 tocones ha⁻¹).

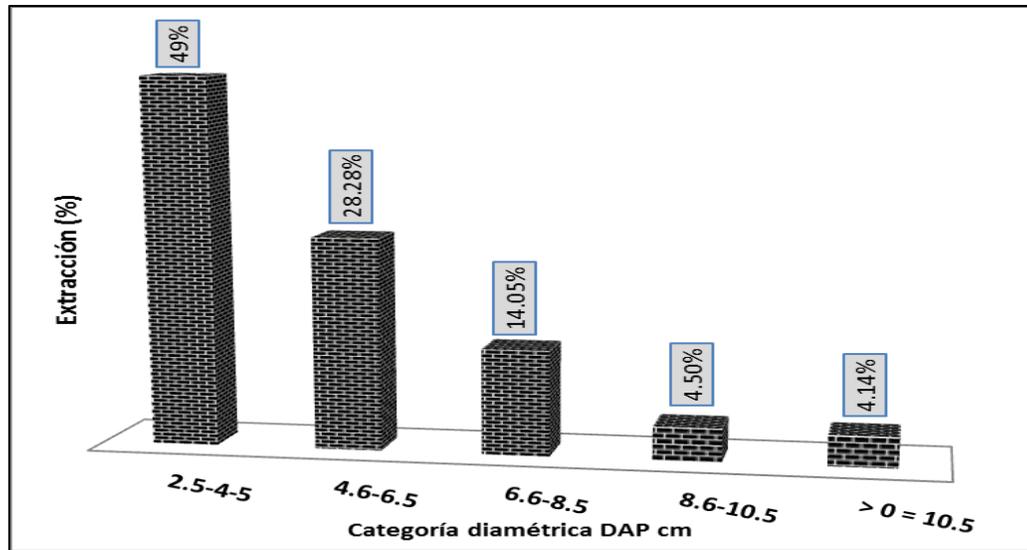


Figura 16. Porcentaje de extracción en base a la cantidad de tocones por hectárea registrados en las 20 Unidades muestreadas por categoría diamétrica.

La relación de la distribución de la densidad del arbolado entre unidades cercanas y lejanas (Figura 17) mediante regresiones lineales (R^2), mostró una mejor correlación entre la densidad de individuos y su distribución por categorías diamétricas en UM lejanas que en las cercanas (Cuadro 8). En base a este valor, *A. germinans* (Figura 17a) obtuvo una elevada correlación para los sitios lejanos ($R^2=0.8326$) con una distribución tipo J invertida, mientras que para los sitios cercanos, el valor de correlación fue más bajo ($R^2=0.7511$). Para *L. racemosa* (Figura 17b), los valores de correlación por sitios se asemejan ($R^2=0.6516$ y $R^2=0.6765$), con un ajuste mayor para los sitios lejanos aunque con poca diferencia, indicando un patrón de distribución similar para ambos sitios con pendiente hacia las categorías mayores.

Mientras que en *R. mangle* (Figura 17c), la diferencia entre sitios fue más notoria, en los sitios cercanos se observa una correlación casi lineal y el valor más bajo ($R^2=0.6058$) con una distribución casi sin pendiente, mientras que para los sitios lejanos aumentó significativamente la correlación ($R^2=0.7616$) con distribución tipo J invertida. Asimismo, se obtuvo una extracción del 69% (369 tocones ha^{-1}) en las UM cercanas; la comparación de la distribución por categoría diamétrica de densidad de árboles vivos y de tocones por especie entre UM cercanas y lejanas se muestra en la Figura 17.

Cuadro 8. Valor del coeficiente de determinación (R^2) del ajuste de regresiones lineales por especie entre sitios cercanos y lejanos.

Especie	COEFICIENTE DE DETERMINACIÓN	
	SITIOS CERCANOS	SITIOS LEJANOS
	R^2	R^2
<i>Avicennia germinans</i>	<u>0.7511</u>	<u>0.8326</u>
<i>Laguncularia racemosa</i>	<u>0.6515</u>	<u>0.6765</u>
<i>Rhizophora mangle</i>	<u>0.6058</u>	<u>0.7616</u>

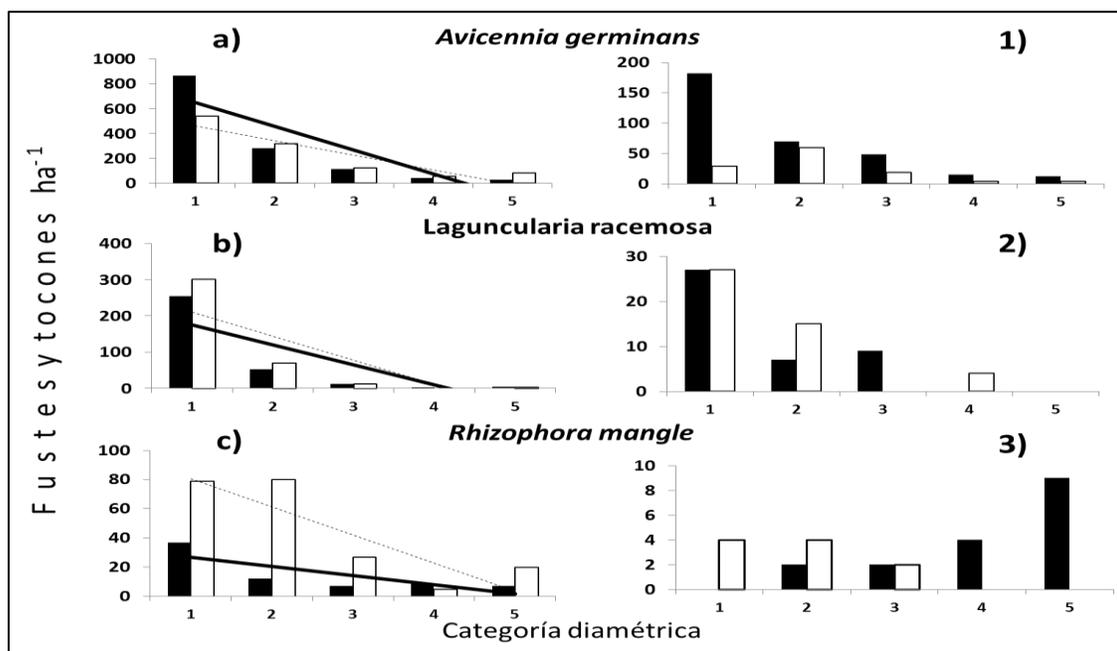


Figura 17. Distribución de la densidad del arbolado vivo (a, b y c, ----) y de tocones (1, 2 y 3, —) con líneas de regresión, por especie y categoría diamétrica en UM cercanas ■ y lejanas □.

En cuanto a la distribución de los tocones, *A. germinans* (Figura 17.1) fue la única especie que en todas las categorías la densidad es mayor para los sitios cercanos, con amplia diferencia en la categoría 1. En *L. racemosa* (Figura 17.2) fue mayor la densidad de tocones de la categoría 2 y 4 en UM lejanas y mayor para los sitios cercanos en la categoría 3, además en ambos sitios el número de tocones para la categoría 1 fue el mismo (27 tocones ha⁻¹). Por su parte *R. mangle* (Figura 17.3) obtuvo más densidad de tocones en la categoría 1 y 2 en UM lejanas, igualdad de tocones en la categoría 3 y una notable diferencia en la categoría 4 y 5 ya que fue mayor el número de tocones registrados en UM cercanas al mismo tiempo que no se encontraron tocones para estas categorías en UM lejanas.

8.3.1 Extracción por localidad muestreada.

Respecto a la evaluación de la extracción de madera del manglar por localidad en función a la similitud de especie y cantidad (Figura 18), se obtuvieron dos grupos los cuales se describen a continuación:

- **Grupo I:** lo conforman: Vuelta Rica (Ag: 2, Lr: 12, Rm: 9) y Paredón (Ag: 8, Lr: 13, Rm 2), presentaron extracción en las tres especies, con mayor incidencia en *L. racemosa*.
- **Grupo II:** integrado por: La Línea (Ag: 45, Lr: 20), Ignacio Ramírez (Ag: 33, Rm: 2), Punta Flor (Ag: 52), El Arenal (Ag: 41), La Gloria (42), La Laguna (Ag: 24, Lr: 7) y San Luqueño (Ag: 18, Rm (1), las cuales se asemejan por la tala única o excesiva de *A. germinas*, sin embargo, estas dos últimas formaron un subgrupo debido a que la cantidad de extracción es mayor a la del grupo I y menor a las cinco primeras localidades mencionadas para el grupo II.

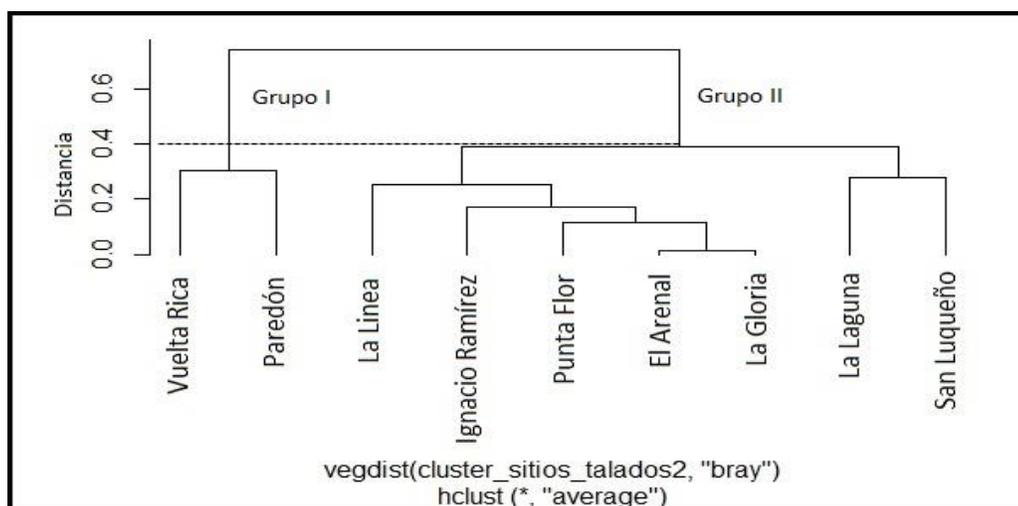


Figura 18. Dendrograma de la tala selectiva del manglar por localidad. En base a la cantidad de extracción y tipo de especie extraída. Línea punteada indica distancia del corte.

8.4 Uso local del manglar en Arriaga-Tonalá.

De acuerdo a los resultados obtenidos con las encuestas realizadas a las personas en las localidades de Arriaga y Tonalá se obtuvo lo siguiente: en cuanto al conocimiento de las especies de manglar presentes para cada localidad el 100% de

los habitantes ubican a cada una de ellas por su nombre común, además en Vuelta Rica también ubican a la especie *Avicennia bicolor*.

Como especie más utilizada a nivel local, en función a las respuestas de los encuestados, se obtuvo a *Conocarpus erectus* con el mayor aprovechamiento o uso (31%), mientras que *Laguncularia racemosa* (26%) y *Rhizophora mangle* (25%) presentaron resultados similares, en tanto que, *Avicennia germinans* fue la especie con menor uso local.

Respecto a la parte del árbol de manglar que mas se utiliza en las localidades encuestadas (Figura 19a), se encontro que el tallo (75%) es el que mayor aprovechamiento tiene, seguido de las ramas (20.93%) y en menor frecuencia de uso la corteza (2%) y la raíz (2%).

En cuanto al uso de la madera del árbol de manglar (Figura 19b), se obtuvo lo siguiente: la pesca y la utilizacion de trampas asi como las varas útiles para palanquear los cayucos de los pescadores (42%) obtuvieron el mayor porcentaje de acuerdo al destino que se le brinda, seguido por el uso en la construccion de galeras, casas y palapas (24%), tambien utilizan el recurso maderable para leña (16%) y para el cercado (10%), y en menor proporcion como medicina (4%) y venta (4%).

De acuerdo a las encuestas personales brindadas por Augusto Salazar Enrique integrante de la cooperativa seccion adelante del Mar Muerto, San Luqueño y por Manuel de Jesus Rosales Torres integrante de la cooperativa seccion Santa Brigida, La Gloria, el valor por tallo (fuste) de mangle es de \$10.00 / \$15.00 M.N. mientras que el precio por carreta de leña es de \$250.00 a \$350.00 M.N.

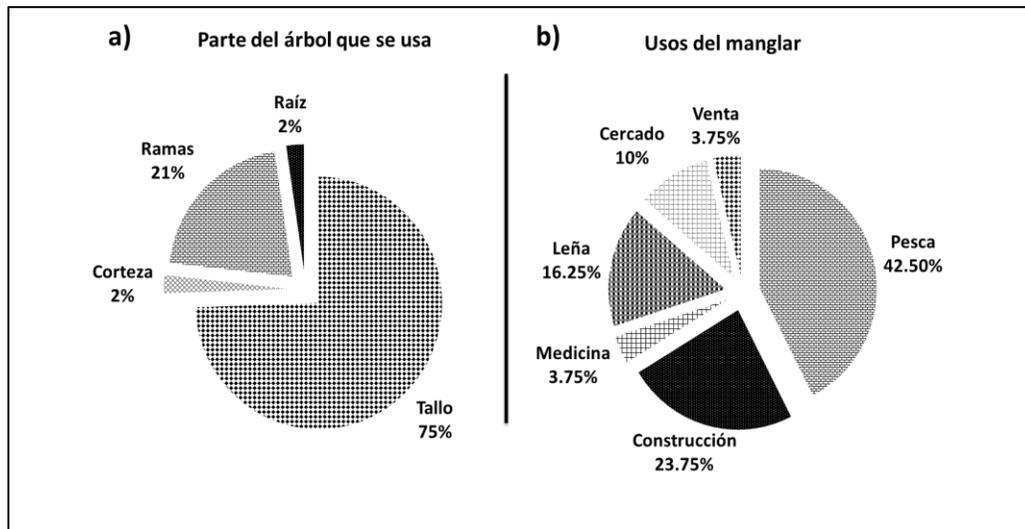


Figura 19. a) Porcentaje (%) de a) parte más utilizada del árbol y b) los diferentes usos que le dan al manglar en base a las encuestas realizadas en 8 localidades del SLMM.

8.5 Superficie perturbada.

La CONABIO (2016) delimito en su cartografía con imágenes de 2015 un total de 44 poligonos de areas de manglar perturbado resultando un total de **11.616** has de manglar perturbado en el ecosistema costero del Sistema Lagunar Mar Muerto en los municipios de Tonalá-Arriaga. Las imágenes áreas de la vegetacion de manglar perturbada con ayuda de las imágenes de 2015 del satelite Landsat (8) de los dos municipios mencionados los cuales se localizaron con ayuda del programa *Google earth* y fueron ubicadas de forma satelital mediante el trazado de poligonos de áreas en esta condición a escala 1:125,000 en el Laboratorio de Geoinformación y Analisis Geoespacial del Centro de Investigaciones Costeras (CEICO) Tonalá, Chiapas, mediante lo cual se obtuvieron siete poligonos mas, con un total del **19.996** has perturbadas de manglar . A esto se le añadió los sitios delimitados por la cartografía de la CONABIO del año 2015, las cuales dieron como resultado un total de **31.62** has de manglar perturbado (Figura 20) y 3 202.1 de manglar sano, dando un total de **0.95%** de superficie de manglar dañado para un solo año.

Durante los recorridos de campo se observaron y fotografiaron algunos agentes de perturbación en las localidades muestreadas cercanas a las áreas del manglar tales como estanques para cultivo de camarón, basura, extracción y uso local de la madera del manglar, las imágenes se presentan en los anexos.

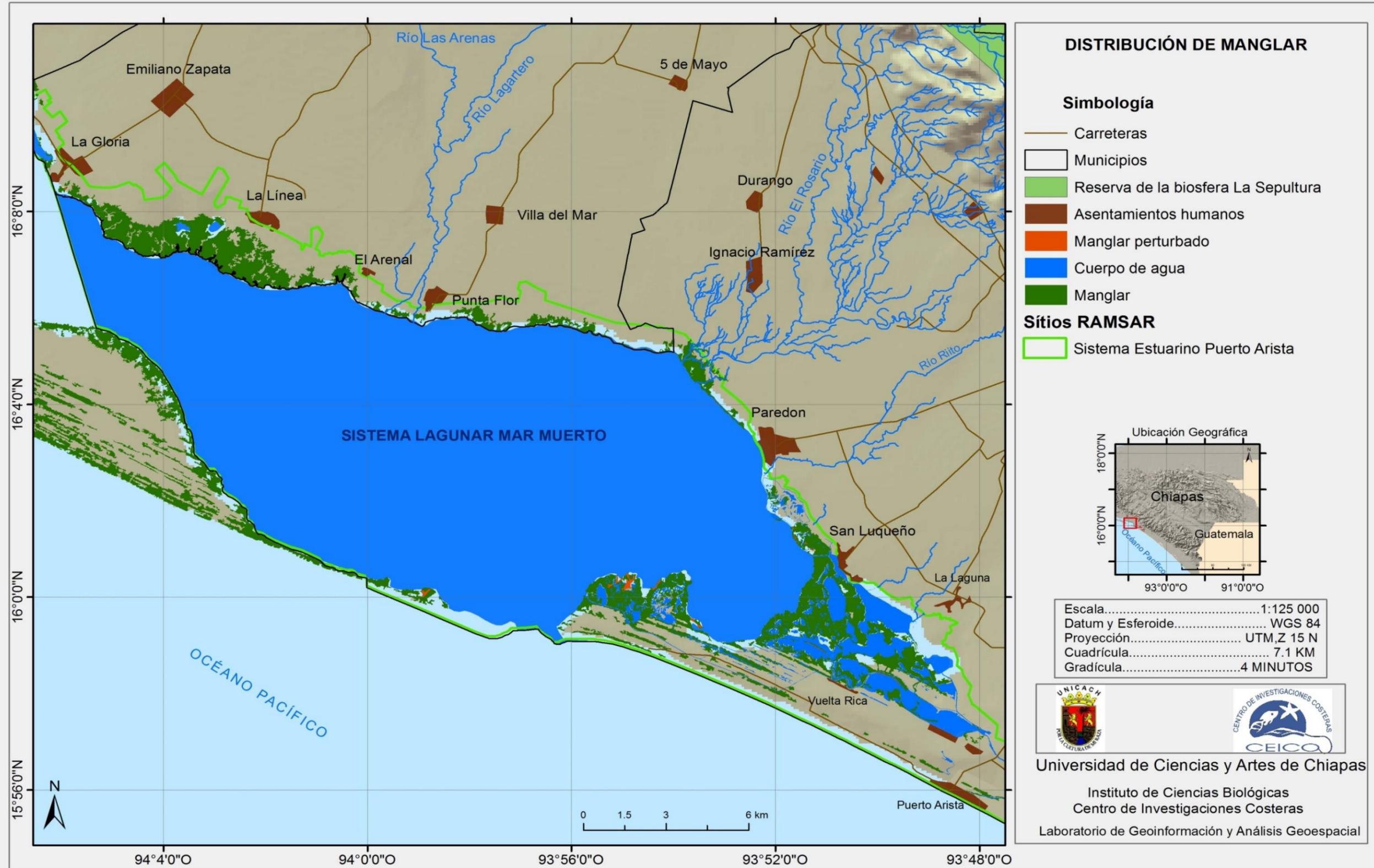


Figura 20. Delimitación de las áreas perturbadas de manglar en Sistema Lagunar Mar Muerto, Arriaga-Tonalá, Chiapas.

IX. DISCUSION.

En este estudio, a manera general, se puede observar una clara dominancia de la especie *Avicennia germinans*, con presencia y mayor dominancia en algunos sitios para *Laguncularia racemosa* en bosques de manglar tipo cuenca. Estructuralmente los arboles de manglar del sistema estudiado presentan valores bajos comparados con otros sitios del estado de Chiapas, además de esto, se obtuvo también una escena alarmante en cuanto al daño reflejado para las áreas del manglar, tanto en los registros obtenidos a través de los muestreos como lo observado en el mapa, a pesar del conocimiento sobre la importancia y problemática que actualmente enfrentan tanto las especies de manglar como el propio ecosistema, a nivel local, el uso y extracción de la madera de este entorno se continúa realizando.

9.1 Estructura forestal del manglar.

Respecto a las especies de manglar encontrados en este estudio, Thom (1967; 1982) y López-Portillo y Ezcurra (1989) señalan que la distribución de cada especie o dominancia de estas en ciertas áreas se debe a variables como los periodos de inundación, la salinidad y la geomorfología del sitio, donde alcanzan su desarrollo óptimo al grado de establecer bosques monoespecíficos o asociarse con otras especies.

A través del análisis de agrupamiento (Figura 10) basado en el IVI, se obtuvieron tres tipos de comunidad de manglar, en los que se observaron rodales monoespecíficos de *A. germinans* en las UM 9, 11, 12, 13, 18, 19 y 20, pertenecientes a la comunidad Tipo II (Anexo 2), esta especie presenta dominio en áreas propensas a hipersalinidad y aridez (Lugo y Snedaker, 1974; Jiménez, 1994; Ayerdis, 1995), algunos autores (Gallegos y Gómez, 1989; Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo, 1999; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012) registraron *A. germinans* como especie dominante y con mayor IVI en La Laguna Mar Muerto en respuesta a las altas concentraciones salinas del área.

Por otro lado, en la comunidad Tipo I el dominio fue para *L. racemosa* cuyo desarrollo es mayor en áreas con aportes elevados de sedimento y con tendencia a formar rodales mixtos (Zapata, 1980), situación también observada en la comunidad Tipo III aunque el mayor IVI para esta comunidad fue de *A. germinans*. La imagen aérea del Anexo 3 exhibe la interacción de las tres especies en la localidad de Vuelta Rica, Tonalá y en el Anexo 4 en La Línea, Arriaga. Tovilla-Hernández *et al* (2007; 2009) registraron en los estados de Chiapas y Oaxaca bosques de *L. racemosa* con alto nivel de desarrollo estructural, sin embargo, para el Pacífico mexicano Jiménez y Soto (1985) y McGowan (2010) reportaron rareza de bosques monoespecíficos para esta especie, asimismo Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999) observaron bosques juveniles de *L. racemosa* en las lagunas costeras de Chiapas y la considero como especie indicadora de perturbación, debido a su establecimiento en zonas dañadas, sin embargo posee una tendencia de desplazamiento en sus etapas de plántulas y juveniles provocada por *A. germinans* cuya adaptación a condiciones hipersalinas es mejor, además posee un alto grado de reclutamiento en sus primeras etapas (Pinto-Nolla, 1999).

Entretanto, *R. mangle* presento el mayor IVI únicamente en la UM 1, esta especie domina las zonas con largos periodos de inundación y constante influencia de mareas (Lugo y Snedaker, 1974; Cintrón *et al.*, 1978; Tomlinson 1986; Ayerdis *et al.*, 1995), condiciones observadas en este rodal (Anexo 5). Del mismo modo, se ha descrito a *C. erectus* como especie que se encuentra en zonas con influencia costera pero rara vez ocupan el espacios inundados por el mar (Cintrón *et al.*, 1978; Carrillo-Bastos *et al.*, 2008), lo que revelaría la presencia mínima de esta especie en este estudio, debido a que la mayoría de los sitios muestreados se encontraban parcialmente inundados.

El Método de Control de Chart empleado en el análisis de distribución y variación del DAP (método de control de variables), generalmente es usado en ingeniería, es una herramienta útil para conocer la fluctuación y comportamiento de estas variables dentro de un sistema, en general se observó una distribución y variación del DAP (Figura 7 y 8) mayores en las localidades ubicadas hacia el

sureste de la laguna, y menores hacia las localidades del noreste, situación que se discutirá más adelante.

Los atributos estructurales se comparan con algunas áreas del estado de Chiapas, con representantes de cada una de las regiones del manglar de México y con otros países de América Central y Latina en el Cuadro 9. Los valores estructurales obtenidos son similares a los manglares de la Joya-Buenavista (Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012) y los de Peñitas, Nicaragua (Ayerdis, 1995). El desarrollo estructural de los manglares en el Sistema Lagunar Mar Muerto de Arriaga-Tonalá fue bajo en relación al tipo fisionómico, afectado por un alto grado de perturbación y reflejado en la estimación de los valores generales obtenidos para el Índice de Complejidad, densidad, área basal, altura y diámetro de copa.

En cuanto a la estimación de la densidad total del arbolado vivo ($1\ 520\ \text{ind/ha}^{-1}$), es menor a lo reportado anteriormente para el SLMM ($2\ 758\ \text{ind/ha}^{-1}$), y también para otras áreas de manglares en la costa Pacífica de Chiapas, como los de la región de la Encrucijada: Carretas-Pereyra ($2\ 995\ \text{ind/ha}^{-1}$), el Castaño-Chantuto ($2\ 774\ \text{ind/ha}^{-1}$), y los del Soconusco ($2\ 792\ \text{ind/ha}^{-1}$), Huayate-Panzacola ($2\ 352\ \text{ind/ha}^{-1}$), y ligeramente mayor en relación al valor de la densidad de La Joya Buena-Vista ($1\ 444\ \text{ind/ha}^{-1}$) perteneciente a la región istmo de Tehuantepec misma a la del SLMM. También es menor a la registrada en la Región Pacífico Centro, Colima en la Laguna Juluápan ($2\ 312\ \text{ind/ha}^{-1}$) y que la del manglar del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo PNNCRySB ($2\ 100\ \text{ind/ha}^{-1}$), cabe resaltar que en Oaxaca, representando la Región Pacífico Sur y la región ístmica del mismo estado en Salina Cruz-Puerto Ángel la densidad ($6\ 030\ \text{ind/ha}^{-1}$) es mucho mayor que en los manglares de Mar Muerto Arriaga-Tonalá (Cuadro 9).

Las mayores densidades registradas en las categorías más chicas de los manglar del SLMM son indicativos de bosques de primera madurez (Valdez-Hernández, 2004; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012), especialmente los de la comunidad Tipo I y III, que presentaron la mayoría de sus individuos en la categoría 1 (Figura 5 y Figura 11a).

Cuadro 9. Atributos estructurales del manglar de Arriaga-Tonalá, Chiapas, de otras áreas del estado de Chiapas, Regiones de Manglar de México y otros países. * Oaxaca-Chiapas, Región Pacífico Norte (RPN), Región Pacífico Centro (RPC), Región Golfo de México (RGM), Región Península de Yucatán (RPY), Región Pacífico Sur (RPS), Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRySB). Especie (sp). Ag: *Avicennia germinans*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Rm: *Rhizophora mangle*, Ce: *Conocarpus erectus*, Rh: *Rhizophora Harrisonii*, Pa: *Paquira aquatica*. Valor de Importancia (VI), Índice de Complejidad (IC), Área Basal (AB), Altura (A), Diámetro de Copa (DC), f: fustes, ha⁻¹: hectárea, m: metros, Diámetro a la altura del pecho en cm (DAP).

LUGAR	VI Sp	IC	D (f/ha ⁻¹)	AB (m ² /ha ⁻¹)	A (m)	DC (m)
CHIAPAS						
Arriaga-Tonalá ¹	Ag>Lr>Rm>Ce	4.63	1520	8.52	4.59	7.77
*SLMM ²	Ag>Ce>Rm	7.5	2758	9.4	5.9	11.6
La Joya-Buena Vista ²	Ag>Lr>Rm	5.7	1444	7.7	5.8	9.7
Carretas-Pereyra ²	Rm>Lr>Ag	25.7	2995	35.9	17.5	27
El Castaño-Chantuto ²	Lr>Rm>Ag>Ce	33.1	2774	40.3	18.2	16
Huayate-Panzacola ²	Rm>Lr>Pa>Ag>Rh	41.3	2352	45	21.9	21.1
Soconusco ²	Rm>Lr>Ag>Ce>Pa	24.8	2792	36.5	15.5	7.4
MÉXICO						
RPN Baja California Sur El conchalito ³	Ag>Lr	0.2	720	0.4	3.5	-----
RPC Colima Laguna Juluápan ⁴	Lr>Rm	0.6	2312	6.73	5.65	-----
RGM Veracruz, Sistema Lagunar Alvarado ⁵	Ag>Lr>Rm	----	590.8	22.8	10.1	-----
RPY Yucatán, Reserva de la Biosfera Riá Celestún ⁶	Rm>Ag>Lr	----	1900	30.36	8.4	-----
RPS Oaxaca, Salina Cruz – Puerto Ángel ²	Lr>Rm>Ce	28.45	6030	47.25	15.25	22.53
OTROS PAÍSES						
NICARAGUA , Peñitas ⁷	Ag>Lr>Rm	4.2	1526	9.3	5.9	-----
PANAMÁ , Isla de cañas ⁸	Rm	7.7	950	18	9.6	-----
COLOMBIA , PNNCRySB Ciénega de Cholón ⁹	Rm>Ag	----	2100	4.94 DAP	3.42	-----

¹ Este estudio, ² Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012), ³ Gonzales (2002), ⁴ Jiménez-Quiroz y Gonzales (1996), ⁵ Vázquez-Lule *et al* (2012), ⁶ Zaldívar-Jiménez *et al* (2010), ⁷ Ayerdis (1995), ⁸ Rodríguez, Chang y Goti (2012), ⁹ Valle, Osorno y Gil (2011).

Si bien, este atributo puede representar el grado de madurez forestal o edad del bosque, también hay otros factores tales como el impacto, las variaciones en los parámetros ambientales, la composición misma del bosque, la competencia, hervivoría y espacio que condicionan el incremento o descenso de este carácter estructural (López-Portillo y Ezcurra, 1989a; Ayerdis, 1995; Romero-Berny *et al.*,

2012). En sitios como la Joya-Buenavista Chiapas, el Conchalito Baja California Sur, Laguna Juluápan Colima, Peñitas Nicaragua, e Isla de Cañas Panamá, las bajas densidades combinadas con los valores mínimos de AB, altura, e IC, indican deterioro del manglar relacionada con factores antropogénicos, por lo tanto los valores estructurales de los manglares del SLMM indican un estado malo de salud en la vegetación del manglar en consecuencia de una alta presión sobre su territorio y recursos; contrario a esto, en el Sistema Lagunar Alvarado, Veracruz (SLAV), la baja densidad y sus atributos estructurales mayores a los mencionados, reflejan rodales de *A. germinans* en buen estado e impacto notorio sobre *L. racemosa* (Vázquez-Lule *et al.*, 2012).

Respecto a la condición, el 52.92% son arboles rectos, característica de un buen desarrollo (Carrillo-Bastos *et al.*, 2008) en contraste, el arbolado semi-recto (39.09%) y torcido (8.06%), podría ser causado por la acción de los vientos de tormentas y huracanes (Jiménez-Quiroz y González, 1996), estos fenómenos ocurren con mayor frecuencia en el Caribe y repercuten tanto en la condición del árbol como en su propia altura (Pool, Snedaker y Lugo, 1977; Jiménez-Quiroz y González, 1996), sin embargo, la inclinación en el fuste podría deberse a la competencia entre árboles, al tener altura bajas (4.59 m. promedio), consiguen mayor extensión de su copa y logran mejor captación de la luz solar para generar la fotosíntesis, beneficiando su desarrollo y supervivencia.

Un atributo estructural de mucha relevancia es el Área Basal (AB), el cual cuantifica el espacio que ocupa el fuste del árbol en el territorio (hectárea), y suele incrementarse de árboles juveniles a longevos o en este caso, en el aumento de categoría diamétrica (Figura 12), y es inversamente proporcional a los valores de la densidad (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1985; Corella *et al.*, 2004), además de ser un buen indicador de la biomasa forestal (Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012; Romero-Berny *et al.*, 2012). En este estudio se encontró la mayor AB en la comunidad tipo I, dominada por *L. racemosa*; Jiménez-Quiroz y Gonzales (1996) le atribuyen la dominancia de esta especie al tipo fisionómico (cuenca) y al alto grado

de dispersión de sus propágulos hacia el interior del bosque producido por el flujo de las mareas (Rabinowitz, 1978), área donde incrementa su tasa de reclutamiento.

El AB promedio obtenida en este estudio ($8.52 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$) es parecida a la reportada anteriormente para el SLMM ($9.4 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$) y en la Joya-Buenavista ($7.7 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), así como en Laguna Juluápan, Colima ($6.73 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), y peñitas, Nicaragua ($9.3 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), y mayor en lo descrito para El conchalito, BCS ($0.4 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), también se observan valores de AB superiores en Carretas-Pereyra ($35.9 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), Soconusco ($36.5 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), El Castaño-Chantuto ($40.3 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), y Huayate-Panzacola ($45 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), de igual forma en SLAV ($22.8 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), en Riá Celestún, Yucatán ($30.36 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$) y Salina Cruz-Puerto Ángel, Oaxaca ($47.25 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), y también es mayor este valor en Isla de cañas, Panamá ($18 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$) Cuadro 9.

La altura promedio (4.59 m) de los manglares registrada es menor a la reportada por Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012), que obtuvieron un promedio de 5.9 m, y ligeramente mayor a lo obtenido por Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999) con 4.51 m. para el SLMM; valor bajo en comparación con las alturas registradas para otras áreas del estado de Chiapas y del País (Cuadro 9). Además se observa un bajo desarrollo horizontal de la copa (7.77 m.). Cintrón y Schaeffer-Novelli (1985) apuntan una estrecha relación proporcional de la altura y diámetro de copa con el DAP; López-Portillo y Ezcurra (1989a) señalan que el tamaño de la cobertura del dosel de cada individuo en territorio determinado establece una medida de éxito ecológico para cada especie dentro de una comunidad, de forma que mide la capacidad de cierta especie de ocupar el máximo espacio respecto a sus competidores. Una combinación en conjunto de densidad mínima, poca altura y baja cobertura del dosel, expresaría alta presión en el área, cualidades presentes de los atributos encontrados en el SLMM de este estudio.

En el Cuadro 9, se observa como en el noreste del estado de Chiapas las alturas son menores (4.59, 5.9 y 5.8 m), de modo que conforme se va descendiendo hacia el sureste del estado a partir de Carretas-Pereyra (17.5 m) este valor aumenta o varía ligeramente, (18.2, 21.9 y 15.5 m). Este mismo patrón se observa en la comparativa por regiones presentando la altura más baja en el norte del país en El

conchalito, BCS (3.5 m), con un aumento leve en Laguna Juluápan, Colima (5.65 m) y mayor para el sureste del país, en Salina Cruz-Puerto Ángel, Oaxaca (15.25 m).

Romero-Berny *et al* (2012) indican que esta variación podría darse por el flujo de aportes de agua dulce (que contribuyen mayormente en las UM del municipio de Tonalá, Chiapas. Figura 3), así como por la influencia del clima respecto al patrón longitudinal, como se mencionó anteriormente, la altura y el DAP mantienen una constante relación en los manglares, estos factores pueden contribuir con la distribución del DAP y sus variaciones observadas con el método de control de variables, ya que las UM de la comunidad tipo I se encuentran hacia el sureste del área muestreada. Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999), señalan la misma variación de noreste a sureste del estado, añadiendo que la baja altura puede deberse también a la tolerancia de cada especie a los cambios de salinidad y a las altas concentraciones de cloro y sodio, lo cual afecta los mecanismos de la planta halófitas en la concentración del fósforo lo que conlleva a tener efectos adversos en su crecimiento (Maas y Nieman, 1978; Clough, 1984).

El valor bajo de D. de Copa obtenido puede atribuirse a la dominancia de *A. germinans* y de *L. racemosa*, especies con follajes estrechos (Jiménez, 2000; Romero-Berny *et al.*, 2012) en contraste con *R. mangle* cuyas copas son más extensas pero presentan menor frecuencia en este estudio, también influyó en gran medida la elevada densidad de árboles con DAP > a 10 cm (Figura 4), con desarrollo de copa menor. Los manglares han desarrollado estrategias ante el impacto de huracanes modificando sus atributos estructurales (Milbrandt, Greenawalt y Bortone, 2006). Carrillo-Bastos *et al* (2008) encontraron achaparramiento y extensión de copa en *R. mangle* brindándoles soporte frente a vientos de huracanes, además encontraron mayor perturbación en árboles con fustes rectos y altos en *C. erectus*.

La densidad de Plántulas registrada es de 5 726 ha⁻¹, diferente a lo reportado por Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012) en SLMM (<1000 ha⁻¹). Respecto a lo obtenido en este trabajo, el mayor porcentaje se presentó en plántulas con desarrollo Tipo A (54.57%) con edad de entre 9 y 15 meses (Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero, 2009; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012), además

se encontró mayor frecuencia de *A. germinans* en los tres tipos de desarrollo, seguida de *R. mangle*, ambas especies presentan mayor resistencia y adaptación a inundación periódica y a la salinidad, a menudo desplazan reclutas de *L. racemosa* (Jiménez-Quiroz y Gonzales, 1996).

En ecosistemas de manglar, por lo regular, la densidad de plántulas con desarrollo tipo A es alta, y disminuye conforme su crecimiento a causa de la competencia por nutrientes y terreno, las plántulas con desarrollo tipo C son menos frecuentes y son las que mayor esperanza de vida poseen (Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero, 2009; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012). Pinto-Nolla (1999) apunta que la especie con mayor éxito de plántulas establecidas en el primer año bien pudiera ser *A. germinans*, esta circunstancia se observó en el registro de plántulas ya que esta especie presentó el mayor número de individuos con desarrollo Tipo A ($1\ 825\ ha^{-1}$) en este estudio (Figura 6), señalando además que también puede deberse a la dominancia de la especie. Romero-Berny *et al* (2012) encontró mayor número de plántulas en doseles cerrado especialmente en bosques con VIR más altos de *A. germinans*.

Jiménez (1988) reporta éxito en un establecimiento en 24 meses de monitoreo de siete ind/m^2 , en base a esto, para este estudio se reportarían rodales con regeneración limitada UM 12, 20, 9, 19, 10, 16, 6 y 15 ($1-5\ ind/m^2$) y rodales con excelente regeneración UM 3, 1 y 4 ($32-36\ ind/m^2$), esta circunstancia fue registrada anteriormente por Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012), quienes atribuyen un potencial de regeneración bajo para los manglares del SLMM causado por el uso y desviación de agua dulce, afectando esta condición principalmente durante la época de sequía. Existen factores como la cobertura del dosel (Ellison y Farnsworth, 1993; Farnsworth y Ellison, 1996), la depredación (Clarke y Myerscough, 1993) y la capacidad de dispersión de los propágulos (Jiménez y Sauter, 1991) que no se midieron y contribuyen con la baja capacidad de regeneración y reclutamiento en el manglar, así como la competencia interespecífica y la sedimentación (Vargas, 2015).

El hidroperíodo, su recurrencia, la microtopografía (elevación) y la distancia del cuerpo de agua respecto al manglar son parámetros importantes para el

reclutamiento, algunos autores tales como Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero (2009), Duke (1990; 2001) y Krauss *et al* (2008) afirman que el número de plántulas varía de acuerdo a la temporadas secas y lluviosas.

En otra perspectiva, Milena *et al* (2015) señalan que altas densidades de manglar con categorías menores, más allá de mostrar buena regeneración podrían ser indicador de alta perturbación por extracción, causada por la remoción y apertura del dosel, sin embargo, esta apertura de claros puede afectar el proceso de germinación y causar muerte de plántulas (Duke, 2001). De igual forma, la apertura de brechas y canales usadas normalmente para la ganadería, la agricultura y/o acuicultura, que modifican el flujo del agua y altera el hidropériodo en áreas de manglar influyen en la aparición de *L. racemosa* como especie pionera, dichas acciones se relacionan con zonas perturbadas de este ecosistema (Thom, 1969; Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo, 1999).

En este estudio se registró en la comunidad tipo II la mayor cantidad de tocones (198 tocones ha⁻¹), la menor densidad de plántulas (1,207 ha⁻¹) y la menor densidad de arbolado (1,450 ind/ha⁻¹) Cuadro 6., corroborando la planteado por distintos autores (Pool, Snedaker y Lugo, 1977; Schaeffer-Novelli y Cintrón, 1986; Tomlinson, 1986; Obiri, Lawes y Mukolwe, 2002; Walters, 2005; Berger *et al.*, 2006; Lawes, Griffiths y Boudreau, 2007; Alongi y de Carvalho, 2008; Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011; Romero-Berny *et al.*, 2012; Milena *et al.*, 2015), que sugieren una disminución de los atributos del manglar a causa de la extracción, parámetros ambientales y factores-fisicoquímicos.

Contrario a la perturbación por acciones antropogénicas, la muerte de la vegetación en los bosques por causas naturales funciona como un agente regulador permitiendo de forma simultanea la renovación continua (Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012). La muerte natural (MN) registrada en este estudio comprende mayores densidades en las primeras dos categorías (2.5-6.5 cm de DAP) para los tres tipos de comunidad (Figura 11c), siendo considerablemente mayor para la comunidad tipo I (433 ind ha⁻¹), sin embargo esta comunidad presento los valores de AB (9.86 m²ha⁻¹) y altura (6.76) mayores (Figura 12 y 13a), Jiménez *et al* (1985),

señalan baja tasa de mortalidad de manglar maduro al igual que en arboles tropicales El porcentaje de MN obtenido en este estudio (12.33%) fue notablemente diferente a los registros de Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012) en SLMM (3.9%), además, reportaron mayor MN en los manglares de Chiapas que en los de Oaxaca, con mayores porcentajes en El Gancho (25.2%) y Pozuelos-Murillo (24.3%).

El incremento de la mortalidad por causas naturales se ha relacionado con escarabajos y moluscos descortezadores (Sánchez *et al.*, 2009; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012), senescencia, hervívoros, enfermedades endémicas y por la competencia intraespecífica (Jiménez *et al.*, 1985; Romero-Berny *et al.*, 2012). Así como por fenómenos meteorológicos (huracanes y tormentas), con alcances de mortalidad masiva en función a la categoría del evento (Guzmán y Menéndez, 2006). En el estado de Chiapas, estos fenómenos no son tan recurrentes, sin embargo dichos eventos han aumentado durante las últimas dos décadas en el Pacífico (Rosengaus, Jiménez y Vásquez, 2002). En mayo de 2013, el huracán Bárbara, categoría 1 en escala Saffir-Simpson, catalogado como el evento meteorológico más importante del mes Sistema Nacional Meteorológico (SMN, 2013; CONAGUA, 2013a), derribo arboles de manglar en las localidades muestreadas, según pobladores de la misma área, con vientos estimados de 110km/hra alcanzando hasta los 150km/hra (CONAGUA, 2013b).

El valor de Índice de Complejidad promedio para el SLMM fue bajo (4.63), teniendo como referencia el valor de IC mínimo en El Conchalito, BCS (0.2) y el máximo en Huayate-Panzacola, Chiapas (41.3) como se observa en el Cuadro 9. Los manglares de tipo cuenca, ecológicamente son menos complejos que los de tipo ribereño, estos últimos presentan IC altos en los manglares del Pacífico (Pool, Snedaker y Lugo, 1977; Jiménez y Soto, 1985; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012; Romero-Berny *et al.*, 2012), esto se debe a que en los de tipo cuenca el terreno es menos favorable para el desarrollo de las especies y son más susceptibles a la extracción (Pool, Snedaker y Lugo, 1977; Marmillot *et al.*, 2004).

De acuerdo a Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012), el bajo IC obtenido en este estudio revelaría que el manglar de Mar muerto está en constante

regeneración, además de estar sujetos a extracción e impacto. Asimismo se ha observado que en la parte del Istmo de Tehuantepec el impacto de la agricultura a causa de la apropiación de los aportes de los ríos deteriora la estructura de los manglares, sustituyendo bosques de manglar maduro por rodales arbustivos. El IC es considerado indicador directo de estado de conservación según el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives D'Andreis (INVEMAR, 2003), y se aplica en la comparación estructural de los manglares a nivel regional (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1984, 1985). McElhinny *et al* (2005) han cuestionado este método ya que el aumento en especies asociadas incrementa el índice más que cualquier atributo estructural, lo que podría subestimar o sobreestimar la complejidad del rodal (Ramírez-Gonzales, 2006; Romero-Berny *et al.*, 2012).

9.2 Parámetros ambientales y su relación con el manglar.

En base a los valores promedio de los cuatro parámetros ambientales registrados, se encontraron similitudes en cuanto a la caracterización antes hecha para la Laguna Mar Muerto por la Universidad Autónoma de Nayarit UAN (2009) y Tapia-García *et al* (2011), con valores correspondientes al principio de temporada de lluvias y al mes de junio, donde los valores máximos de salinidad y temperatura comienzan a disminuir a causa del inicio de este fenómeno estacional. Los valores promedios obtenidos en los manglares del SLMM fueron de 37.2 ‰ de salinidad, 33.18 °C de temperatura, 3.06 mg/L de Oxígeno Disuelto (OD), y 7.27 de potencial Hidrogeno (pH).

Los valores de pH obtenidos no mostraron una correlación en la distribución de las UM al igual que el OD, por lo tanto estos factores no influyeron en la distribución de las comunidades de manglar, su composición o dominancia de alguna especie, no obstante los valores promedios de ambos parámetros indican, para el pH un valor neutro ligeramente básico, agua libres de contaminantes y estables para la continuación de los procesos biológicos y ecológicos (Méndez y Jiménez, 2015), Novelo (2008) señala que por lo regular los suelos de los manglares son básicos y pueden volverse ácidos cuando hay una sustitución o cambio de uso de suelo por actividades agrícolas, así mismo Travieso-Bello (2000) indica que los suelos básicos aportan nutrientes, alimento y sustrato a microorganismos esenciales en la cadena

alimenticia de muchas especies de cangrejos, camarones y peces con gran importancia comercial; por otro lado el OD presento valores bajos en algunos sitios menores a 1 mg/L; habría que poner total énfasis con este parámetro ya que está relacionado con la presencia de fosforo del agua elemento considerado vital para la proliferación y subsistencia de la vida acuática sobre todo con los fosfatos (Méndez y Jiménez, 2015), sin embargo Martínez (2006) señala que el aumento de este elemento conlleva una disminución de OD, por el incremento de las tasas metabólicas creando una posibilidad de eutrofización, a pesar de esto, López-Portillo y Ezcurra (2002) indican que las especies de manglar poseen adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permite ocupar lugares sujetos frecuentemente a hipersalinidad y anoxia (Tomlinson, 1986).

Del conjunto de variables registradas alrededor de las 20 UM, la salinidad y la temperatura mostraron un nivel de correlación positiva ($R^2=5556$) con el incremento de sus valores (Figura 14), mayor relación en comparación con el OD y el pH, Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999) indican una interacción entre el sistema hidrológico y la geomorfología del sitio, que afecta el tipo de suelo, la elevación del sustrato, el cauce y cantidad de agua a nivel local que repercute directamente con los niveles de salinidad, a su vez este parámetro incide directamente con el tipo de manglar y su fisionomía (Thom, 1967; López-Portillo y Ezcurra, 1989b; Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo, 1999), posicionándolo como un factor determinante para la comprensión de la estructura y composición de la vegetación del manglar.

Tanto la salinidad como la temperatura obtenidas con el diagrama de agrupamiento jerárquico con distancia euclidiana (Figura 15) presentaron correlación con la distribución de los tipos de comunidad y con la dominancia de la especie (Figura 10) en razón a los dos tipos de condiciones, en el subtipo II, con especies dominantes como *L. racemosa* y *R. mangle*, la salinidad y la temperatura fue menor (Cuadro 7), debido a que estas especies están más adaptadas a estas condiciones así como a una mayor influencia de inundación (Pool, Snedaker y Lugo, 1977; Cintrón *et al.*, 1978), mientras que en las del tipo I predominan sitios con bosques

monoespecíficos de *A. germinans*, especie que se caracteriza por su alta fidelidad a las altas concentraciones salinas (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1985), al igual que los reportes de Cintrón *et al* (1978) en Puerto Rico, Soto y Jiménez (1982) en Costa Rica y Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999) en los manglares de la costa de Chiapas.

En el Cuadro 6 se observan los valores estructurales de los tipos de comunidad de manglar basados en el IVI (Figura 10), las agrupaciones de las UM fueron similares a las del agrupamiento de rodales por parámetros (Figura 15) caracterizadas por bosques monoespecíficos y dominantes de *A. germinans* donde se observa una relación entre la mayor salinidad 41.5 ‰ y la menor altura 5 m. La altura es un atributo estructural que puede tener una influencia directa con la tolerancia de la salinidad de cada especie y este parámetro se encuentra modificado por el aporte de agua continental de cada sitio (Soto y Jiménez, 1982). Montes-Cartas, Castillo-Arguero y López-Portillo (1999) señalan que el aumento del flujo de agua en los manglares puede ser la diferencia entre un manglar estructuralmente desarrollado a uno hipersalino achaparrado. En el Cuadro 7 se muestra la menor salinidad en el Tipo II subtipo B (32 ‰), cuyos rodales pertenecen a la comunidad de manglar Tipo I con mayor altura (6.76), dominados por *R. mangle* y *L. racemosa*, especies que se han descrito por su adaptación a salinidad menores, beneficiadas por mayor aporte de agua continental (Figura 3).

Diferentes autores han encontrado correlación entre los parámetros fisicoquímicos con la estructura y composición de los rodales en bosques de manglar (Thom, 1967; Lugo y Snedaker, 1974; Lot, Vásquez y Menéndez, 1975; López-Portillo y Ezcurra, 1989a; Ukpong, 2000; Romero-Berny *et al.*, 2012), tales como la salinidad, hidroperíodo, temperatura, precipitación y pH, no obstante Ramírez-García y Segura-Zamorano (1994) y Méndez y Jiménez (2015) encontraron una relación más estrecha entre la composición de las especies con los gradientes latitudinales y longitudinales, sin embargo, los segundos autores no encontraron ninguna relación aparente entre la variación de los parámetros fisicoquímicos y la composición de los manglares.

Por circunstancias económicas no se consideraron otras variables como el hidroperíodo, niveles de inundación y marea, microtopografía, concentraciones de nutrientes (nitratos y fosfatos) precipitación entre otras, (Adams, 1963; Snedaker, 1982; Nickerson y Thibodeau, 1985), además señalan que son variables importantes, las cuales influyen directamente con la especiación y las características estructurales de la vegetación del manglar así como también en el estado de salud del área, o como indicadores de perturbación.

9.3 Extracción y tala selectiva.

El porcentaje de extracción obtenido en este estudio para Sistema Lagunar Mar Muerto fue de 12.09% cifra mayor a lo registrado por Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012) quienes reportaron 7.8%, evidencia clara de la presión constante que sufre este ecosistema por causa humana. Tovilla-Hernández *et al* (2007, 2010) señalan que el incremento de esta acción antropogénica conduce a una mayor mortalidad, además priorizaron la zona istmo de Tehuantepec debido a las bajas precipitaciones y constante uso del agua de los arroyos, situación que coincide ya que en su reporte registraron una mortalidad de 3.9% y en este estudio se encontró 12.23% de arbolado muerto. En comparación con las áreas del estado de Chiapas se obtuvo menor extracción que en la Joya-Buenavista (15.3%), y mayor que los manglares de Castaño-Chantuto (9.8%), Carretas-Pereyra (7.8%), Huayate-Panzacola (5.9%) y presenta un promedio menor de extracción reportado para todo el estado 16.42% (Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012). También se encontró un valor más alto que en el SLA, Veracruz 10.5% (Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011) y menor que en el estado de Oaxaca 20.06% (Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012). El porcentaje de extracción obtenido para los manglares de Arriaga-Tonalá (12.23%) está ligeramente arriba del nivel aceptable para la conservación (12%) y para un aprovechamiento forestal sustentable (FAO, 1994; Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero, 2009).

En cuanto a los tipos de comunidad, el mayor registro de tocones (198 tocones ha⁻¹) se concentró en la comunidad Tipo II así como lo valores menores de

densidad ($1\ 450$ fustes ha^{-1}), altura (5 m), registro de plántulas ($1\ 207\text{ha}^{-1}$) y un valor intermedio de AB (8.62 m^2ha^{-1}). En contraste, la comunidad Tipo I presento menor extracción (122 tocones ha^{-1}) la mayor AB (9.86 m^2ha^{-1}), mayor altura (6.76 m) más plántulas ($2\ 791\text{ha}^{-1}$) y un valor intermedio de densidad ($1\ 615$ fustes ha^{-1}) Cuadro 6. Romero-Berny *et al* (2012) encontraron mayor correlación entre los valores de densidad y AB asociadas con la extracción, la cantidad de plántulas encontradas puede ser indicador de perturbación por extracción, ya que Singh (1998) y Alongi y de Carvalho (2008) le atribuyen la disminución de este atributo a la tala selectiva, actividad que causa compactación del suelo, eliminación del banco semillero y modificación de la estructura del manglar, repercutiendo considerablemente en la regeneración natural. La alta densidad de la comunidad III ($1\ 681$ fustes ha^{-1}) y su valor más bajo de AB (7.2 m^2ha^{-1}) y densidad de plántulas ($1\ 728\text{ha}^{-1}$), en comparación con las comunidades I y II son el reflejo de una cantidad elevada de individuos juveniles (Figura 11a).

En este estudio la extracción de madera fue selectiva y se concentró hacia las primeras tres categorías (2.5 - 8.5 cm de DAP) con un 91.33% , siendo los fustes de menor grosor los más explotados (Figura 16). Tovilla-Hernández y De la Lanza-Espino (1999) reportaron extracción selectiva sobre categorías diamétricas de 5 - 20 cm de DAP en el estado de Guerrero, México, de igual forma Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados (2011) reportaron más extracción de árboles con diámetros de 5 - 25 cm en SLA, Veracruz, Alongi y De Carvalho (2008) encontraron extracción de madera de manglar de 5 - 15 cm de DAP en el sureste asiático, En Chiapas, Romero-Berny *et al* (2012) reportaron mayor extracción en las primeras dos categorías diamétricas de 2 - 12.5 cm de DAP. Por otro lado, en los manglares del Caribe Mexicano, Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero (2009) encontró una extracción del 68% en arboles con fustes mayores a 10 cm en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo. La selectividad en cuanto al grosor de la madera extraída está en función al destino correspondiente (Tovilla-Hernández y De la Lanza-Espino, 1999).

Respecto a la división de UM en base a la cercanía con asentamientos humanos principalmente (Cuadro 2), se obtuvo una significancia mayor en el patrón de distribución del DAP y la densidad con mayores niveles de correlación promedio en las UM lejanas ($R^2=0.7569$) que en las UM cercanas ($R^2=0.6694$), este valor también fue mayor en UM lejanas para las tres especies (Cuadro 8, Figura 17a, b, c). La distribución diamétrica que se obtuvo para las especies *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* presento la forma de una “J” invertida, que además de ser la distribución categórica normal en bosques de manglar (Rollet, 1978; Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011), también puede relacionarse con la recuperación de esta vegetación tras un aprovechamiento frecuente selectivo de la madera de manglar, con la abundancia mayor hacia las primeras categorías (Mosquera, Robledo y Asprilla, 2007), como lo observado en *A. germinans*.

Asimismo se observaron diferencias en las categorías de extracción entre especies, tanto *A. germinans* como *L. racemosa* presentaron preferencia sobre las primeras dos categorías (2.5-6.5 cm de DAP), y las cantidades mayores se registraron en las UM cercanas (Figura 17. 1, 2, 3), no obstante este patrón fue menos notorio en *L. racemosa* que presento resultados de extracción similares e incluso mayores en UM lejanas sobre la categoría 2 y 4 (Figura 17. 2). Obiri, Lawes y Mukolwe (2002) y Lawes, Griffiths y Boudreau (2007) resaltan que la extracción de madera de manglar de una o varias especies a pequeña escala en individuos de tallas menores a 10 cm de DAP puede provocar hasta una extinción del recurso aprovechado ya que esta acción perjudica su regeneración, basado en esto habría que poner atención en los resultados generales (Figura 16) así como en las especies *A. germinans* (Figura 17.1) y *L. racemosa* (Figura 17.2). La caracterización por categorías diamétricas de una comunidad de manglar permite el reconocimiento del impacto por extracción de la madera del ecosistema (Boudreau *et al.*, 2005). No obstante, Boudreau *et al* (2005), López *et al* (2006), Lawes, Griffiths y Boudreau (2007) y Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados (2011) indican que un ecosistema de manglar con densidades mayores de sus juveniles se encontraría en un estado estable teóricamente, mientras que el declive de la comunidad de juveniles podría ser un indicador de problemas de regeneración;

Milena *et al* (2015) añade que los efectos de extracción también podrían presentarse en rodales con proliferación de juveniles y un declive en el arbolado adulto. Sobre la extracción en *R. mangle* (Figura 15. 3), se concentró en las categorías diamétricas 4 y 5 (>8.6 cm DAP), además presento mayor relación en su efecto con el patrón de distribución en las UM cercanas ($R^2=0.6058$) que en las lejanas ($R^2=0.7616$), Valdez-Hernández (2004) propone un manejo forestal en manglares de *L. racemosa*, con cosechas anuales en 1 417 m³ y turnos establecidos de 8 a 16 años, con la finalidad de mantener a salvo el arbolado juvenil y beneficiar el ecosistema colaborando con la integridad y regeneración del manglar.

Por otro lado, se encontró diferencia referente a la preferencia de especies, en este estudio la mayor extracción sucedió sobre *A. germinans*, situación lógica al ser la especie con más IVI (218.38) y presencia (100%), Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012) reportaron para Chiapas extracción sobre la especie *L. racemosa* (48.4%), seguida de *C. erectus* (27.5%) y menor *R. mangle* (20.6%), para Oaxaca la extracción siguió siendo preferente sobre *L. racemosa* (59.2%) pero fue mayor para *R. mangle* (29.7) que *C. erectus* (10.4%), mientras que Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados (2011) reportaron para el SLA, Veracruz mayor extracción sobre la especie *L. racemosa*. Especies como *A. germinans* y *R. mangle* han sido catalogadas como recursos maderable poco apreciado comercialmente (Sánchez *et al.*, 2005), Dahdouh *et al* (2000) señalan que especies que habitualmente no son utilizadas como las mencionadas anteriormente, podrían comenzar a ser explotadas como recurso alternativo a reducir la población “cortable” de *L. racemosa* y de *C. erectus*, esta última es una especie sobreexplotada en los manglares del sur del Pacífico mexicano (Tovilla-Hernández y De la Lanza-Espino, 1999). La extracción y aprovechamiento de la madera de manglar sin ningún tipo de control puede afectar severamente los componentes estructurales de este ecosistema, la presión en el corte sobre el arbolado de esta vegetación puede alterar la dominancia de la especie en el rodal (Walters, 2005, Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011), y reflejarse en la disminución de sus valores estructurales (Alongi y De Carvalho, 2008; Romero-Berny *et al.*, 2012).

Por medio de la agrupación jerárquica basado en los valores de extracción selectiva por localidad se conformaron dos grupos marcados, teniendo como característica en el Grupo II la tala selectiva sobre *A. germinans* y en el Grupo I el corte del arbolado de *L. racemosa* y *R. mangle* (Figura 18), estas diferencias obedecen a la composición de los rodales y a la asociación entre las especies de cada localidad muestreada. El Grupo I formado por las localidades Vuelta Rica (Anexo 6) y La Laguna (Anexo 7) exhibe favoritismo sobre *L. racemosa* (25 tocones), seguido de *R. mangle* (11 tocones) y menor en *A. germinans* (10 tocones), condición que se esclarece al observar la composición mixta de los rodales (1, 2, 7 y 8) pertenecientes a las localidades, con presencia de cuatro especies de manglar y dominancia mayor para *L. racemosa* (Cuadro 3), mientras que en el Grupo II formado por las localidades la preferencia es notable sobre *A. germinans* (Anexo 8), cuya composición de los bosques lo conforman rodales monoespecíficos de esta especie en La Línea (UM 15, 16, 17, 18), Ignacio Ramírez (UM 9, 10), Punta Flor (UM 11, 12), El Arenal (UM 13, 14), La Gloria (UM 19 y 20), y bosques dominantes en La Laguna (UM 3, 4) y San Luqueño (UM 5, 6). A nivel local en este estudio se observó extracción de la madera de manglar asociado a la composición misma del bosque, lógicamente las personas aprovechan lo que tienen a su alcance, posiblemente con otra ubicación de las parcelas en otras áreas aumentaría la cantidad de extracción sobre *L. racemosa* y *C. erectus*, ya que los resultados obtenidos en a través del monitoreo no coinciden con los comentarios de las personas encuestadas especialmente con la especie más usada que se discutirá más adelante en el apartado de usos.

Autores como Barbier y Strand (1998), Dahdouh *et al* (2000), Hernández - Cornejo *et al* (2005) y Berger *et al* (2006) mencionan que la extracción selectiva por especie y talla diamétrica puede complicar el manejo de los manglares en el futuro. En lugares como Malasia (Watson, 1928; Noakes, 1951), Tanzania (Grant, 1938) y Venezuela (Luna, 1978) se utiliza la tala selectiva en arboles con fustes mayores a 15cm de DAP, con la finalidad de satisfacer la demanda regional e internacional de carbón, madera aserrada y postes en especies de *Rhizophora*. En general, la extracción de la madera de manglar en las localidades del SLMM de cualquier

especie en sus etapas juveniles podría deteriorar el ecosistema con daños irreparables, no obstante, la mayoría de las personas encuestadas coincidieron en que el acto del aprovechamiento de la madera del manglar a nivel local es temporal y realizada por gente que ocasionalmente se quedan sin empleo.

Otro aspecto importante a considerar consecuente de la tala selectiva e irracional es la posible sustitución del suelo por otra especie; López-Portillo y Ezcurra (1989b) encontraron en rodales talados dominantes de *A. germinans* un remplazo por *Batis marítima*, en la Laguna de Mecoacán, observaron la capacidad de esta especie de habitar suelos lodosos y como se establece en las áreas manglar extraído por la exclusión de *Avicennia*, por lo tanto, los efectos de la tala selectiva del manglar podría desencadenar una serie de modificaciones del propio manglar y de los cohabitantes.

9.4 Uso local del manglar en SLMM.

El conocimiento de *Avicennia bicolor*, para los habitantes de la localidad Vuelta Rica se debe a que la especie posee pequeños bosques cercanos a esta región, situada junto al municipio de Pijijiápan donde proliferan rodales densos de esta especie y estructura más desarrollada, además la especie cuenta con registros únicamente para el estado de Chiapas (Nettel *et al.*, 2008; Rodríguez-Zuñiga *et al.*, 2013), recientemente Santamaría-Damián *et al* (2016) encontró registro de esta especie en el SLMM, en el municipio de Paredón, Chiapas.

De acuerdo a las encuestas las personas seleccionan la madera de *C. erectus* (31%), *L. racemosa* (26%) y *R. mangle* (25%) con menor preferencia sobre *A. germinans* (17%). Sánchez *et al* (2005) apuntan que especies como *R. mangle* y *L. racemosa* son comercialmente más apreciadas que *A. germinans*, mientras que el uso de *C. erectus* está más relacionado con la cercanía de asentamiento humanos costeros y la accesibilidad a los sitios donde se desarrolla. De igual forma, Tovilla-Hernández y De la Lanza-Espino (1999), FAO (2008) y Galmiche y Solana (2011) hacen referencia que en México *R. mangle* y *L. racemosa* son la especies más explotadas, mientras que el uso de *A. germinans* es menor, sin embargo Tovilla-

Hernández *et al* (n/d) mencionan que en los últimos 20 años esta especie está siendo utilizada en comunidades costeras del estado de Tabasco, asimismo Galmiche y Solana (2011) señalan que los destinos de la madera de *A. germinans* es destinada para la construcción y vías de ferrocarril y usadas como tablas y tablones.

Respecto a la parte que más se utiliza del árbol de manglar se obtuvieron resultados similares a los de Basáñez-Muñoz, Olmedo-Pérez y Rojas-Mencio (2006) en Veracruz, donde registraron mayor uso del tallo (45%) y ramas (44%) y menor en la corteza (11%), en este estudio se encontró mayor uso de tallo (75%), seguido de ramas (21%) y menor para la corteza (2%) y la raíz (2%). En Puerto Rico, Chapman (1976), Little y Wadsworth (1964) y Uphof (1968) han reportado el uso de la madera de *A. germinans* como fuente de combustible, como material de construcción y como postes de bajo costo, además mencionan el uso de la corteza para la extracción de taninos, mientras que las ramas y la raíz han sido utilizadas para tratamientos ulceras, hemorroides y diarrea, las infusiones de la corteza de *L. racemosa* son uso medicinal como astringentes y tónicos, mientras que *R. mangle* se usa más para cercado y postes (Jiménez y Lugo, 2000).

En cuanto a los usos, Basáñez-Muñoz, Olmedo-Pérez y Rojas-Mencio (2006) reportaron que el destino de la madera de manglar en la pesca y combustible (leña) es consecuencia del bajo costo y a la cercanía del lugar con cuerpos de agua. En efecto, en este estudio se observó mayor destino en actividades relacionadas con la pesca (42%), debido a que la profundidad del estero es baja con promedio de 1m motivo por el cual para lancheros y pescadores les facilita más utilizar varas resistentes de manglar como palancas en vez de un motor que pudiera atascarse. En los sitios muestreados se logró observar los distintos usos que le dan a la madera del manglar, en San Luqueño usan este recurso en la pesca como postes para poner trasmallos (Anexo 9), en la Gloria como postes para galeras (Anexo 10), en Punta Flor y La Linea la usan como postes para asegurar las lanchas (Anexo 11), para cercos en Punta Flor (Anexo 12) y son usadas para palancas y como postes para asegurar lanchas en paredón (Anexo 13). Si bien, fue mayor el porcentaje de destino hacia construcción de casas, galeras y palapas (24%) que como leña (16%), un

indicativo de claro uso hacia este detino podría ser la explotación de arbolado juvenil (<8cm DAP), medidas usadas comúnmente para esta actividad.

De acuerdo con los resultados de las encuestas y los registros obtenidos en las UM alrededor de las Localidades de manglar del SLMM en Arriaga y Tonalá, Chiapas, se observó una interacción entre los asentamientos humanos aledaños y la comunidad vegetal del manglar, manteniendo el uso de sus recursos maderables y acuáticos, de esta forma Boudreau *et al* (2005) apuntan que el destino de este recurso está en función al grosor de su fuste así como a las principales actividades que realizan las personas cercanas a los bosques de manglar.

La prohibición total en la legislación del uso del manglar es una técnica que ha fracasado en la conservación y protección de este ecosistema (Glaser, Berger y Macedo, 2003; Hussain y Badola, 2010) ya que los recursos que ofrecen ha sido parte de mucha de la cultura de los pueblos costeros aledaños a esta vegetación desde tiempos remotos (Valdez-Hernández, 2004), además Suman (1994) menciona que existen comunidades donde su única fuente de alimento y sustento son los manglares, por lo que al aplicar leyes de prohibición se perjudicarían la parte humana.

Por tal motivo diferentes autores han propuesto un plan de manejo para esta vegetación, Suman (1994) en manglares de Centroamérica; Tovilla-Hernández *et al* (n/d) en Tabasco, la OIMT (2003) en Honduras, Valdez-Hernández (2004) en los manglares de Nayarit, Carmona, Morales y Rodríguez (2004) en Veracruz y Valle, Osorno y Gil (2011) en el Caribe Colombiano, llevando a cabo programas de legislación, participación y capacitación social, plantaciones y viveros. Valdez-Hernández (2004) ha planteado como alternativa un Plan de manejo del recurso maderable del ecosistema del manglar a través de tiempos de corta (8 y 16 años) y áreas extensas de reforestación; mientras que Carmona, Morales y Rodríguez (2004) ha conseguido concesiones de áreas de manglar a través de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) para elaborar un plan de manejo durante 25 años con fines de investigación, conservación y educación, es muy importante que dentro del plan de manejo se considere la protección de las tallas

menores y evitar la selección de la extracción en categorías menores ya que es vital para garantizar la estabilidad de las primeras categorías y determinar el futuro del ecosistema.

No obstante el plan de manejo puede presentar algunas debilidades, ya que Tovilla-Hernández *et al* (n/d) ha encontrado problemas con esta propuesta ya que la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Secretaría de Energía, Recursos Naturales y Protección Ambiental (SERNAPAN) han destinado recursos monetarios para la creación de viveros y reforestación de los manglares en Tabasco en reiteradas ocasiones sin obtener buenos resultados, a causa de un mal seguimiento por parte de las instituciones y un fallido manejo de los recursos asignados, fracasando totalmente con los objetivos. Suman (1994) añade que la legislación debe enfocarse tanto de manera directa (extracción) como indirecta (calidad y flujo de agua de cuencas hidrológicas), ya que ambas son amenazas constantes sin regulaciones. Por tal motivo el planteamiento e implementación de un plan de manejo hacia este ecosistema es incuestionable e imprescindible tomando en cuenta que la sostenibilidad de la biosfera mejorara y beneficiara al ecosistema y los asentamientos humanos, algunas acciones para maximizar la eficacia el trabajo de los tres sectores se presentan en la Figura 21.

Los manglares son ecosistemas complejos y vulnerables por lo que su conservación debe incluir el sector gubernamental quien apoya con el recurso económico, junto con la participación de instituciones o especialistas que comanden estos programas con estudios previos para elegir la especie adecuada en base a las condiciones del área (salinidad, hidroperíodo, entre otras), y el apoyo de la parte social, ya que a fin de cuentas ellos son los más beneficiados, de esta forma sería factible realizar un estudio de valor económico de los manglares regionalizado para respaldar el apoyo por parte de las comunidades también deben abarcarse aspectos de cuidado del agua de las cuencas, principalmente la de ríos ya que muchas veces no es considerada y es un factor que puede alterar el estado de los manglares, con el entendimiento que el aprovechamiento y conservación del manglar es una actividad que tiene que ser considerada a largo plazo.

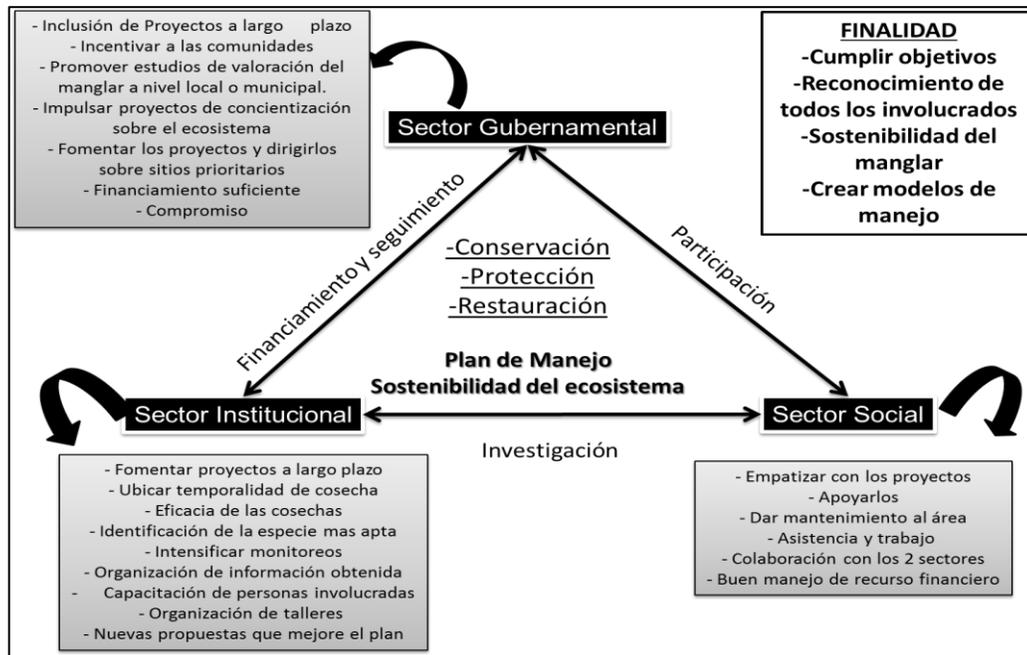


Figura 21. Acciones conjuntas por sector para maximizar un plan de manejo de manglares sugeridas por Tovilla-Hernández *et al* (n/d) y Carmona, Morales y Rodríguez (2004).

9.5 Área perturbada y agentes de perturbación.

En este estudio se calculó un total de 31.62 has de manglar perturbado para el manglar de los municipios de Arriaga y Tonalá (Figura 20), ubicados dentro del SLMM, resaltando el uso sobre una base de cartografía (CONABIO 2015) previamente establecida y una delimitación de estas áreas sobre la cobertura del manglar proyectada (sin cambios de uso de suelo).

En el Cuadro 10 se observa la cantidad de superficie perturbada en algunos sitios de manglar, a nivel mundial este ecosistema ha perdido un total de 46,000 has en un periodo de 25 años (FAO, 2007b), mientras que en México se han perdido 10,000 has en cinco años (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013), y actualmente el país posee una superficie total 770 057 has (Acosta-Velázquez *et al.*, 2010).

Los estudios de perturbación a menor nivel territorial de las áreas del manglar a través de mapas obtenidos por medio de imágenes satelitales (Landsat TM y Spot) integrados en un SIG (Sistema de Información Geográfica) han manifestado degradación de la superficie de esta vegetación. Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez (2009) calcularon un total de 4 340 has de manglar perturbado en la Bahía de

Chetumal, Quintana Roo en un periodo de 15 años, causado principalmente por el incremento de zonas agrícolas, pecuarias y asentamientos humanos, cabe mencionar que en 2005, tras los vuelos de validación encontraron alrededor de 6 000 has perturbadas causadas por el Huracán Dean (2007), del mismo modo Vázquez-Lule *et al* (2012) detecto un total de 5 700 has de manglar perturbado a lo largo de 33 años por el cambio de uso del suelo en su cobertura principalmente por áreas de pastizal y ganadería (ramoneo y pastoreo), actividades que disminuyen la cobertura y la degradan a consecuencia de la perdida de frutos, semillas y follajes, y el maltrato de plántulas y juveniles que afectan la regeneración, por otra parte una buena aplicación en el manejo del manglar reduce las pérdidas a pesar del transcurso de los años como lo evaluado por Carvajal (2010) en Lagunas de Chacahua, Oaxaca, área federal protegida, quien encontró un total de 16 has dañadas en un periodo de 21 años además ha reportado áreas de recuperación.

En Chiapas, la superficie estimada actual de los manglares es de 41 540 has (Acosta-Velázquez *et al.*, 2010) y la CONABIO ha determinado un total de 7 625 has perturbadas en un periodo de transición de 38 años (Rodríguez-Zuñiga *et al.*, 2013) causadas principalmente por el secuestro del agua de los ríos en las cuencas para fines agrícolas, también por la extracción selectiva y por los efectos de los vientos de tormentas huracanes (Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012); de igual forma para los manglares del Soconusco Romero-Berny *et al* (2015) reporto 509 has perturbadas ocasionadas por la cercanía e interacción con las fronteras agrícolas, además de la extracción excesiva de *L. racemosa* y *C. erectus*, el desazolve y dragado para la pesca, y el paso del Huracán Barbará (2007), generando parches en el manglar indicativos de procesos de fragmentación (McGarigal, 2002).

Entre los agentes de perturbación más comunes se encuentra la camaronicultura con influencia directa en la destrucción de manglares y marismas (Valiela, Bowen y York, 2001; Páez-Osuna, 2005), la contaminación y mal uso de aguas continentales (Clough, 1984), la sobreexplotación de las especies del manglar (Carmona, Morales y Rodríguez, 2004; CONANP, 2014), el uso de fertilizantes y pesticidas en suelos adyacentes al manglar (Novelo, 2008), los derrames de petróleo

e infraestructura petrolera (Zavala, 1988; López-Portillo y Ezcurra, 2002), las modificaciones hidrológicas (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; López-Portillo y Ezcurra, 2002; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012), los incendios (CONANP, 2014), la extracción selectiva de los árboles de manglar (Tovilla-Hernández y De la Lanza-Espino, 1999; Tovilla-Hernández, Orihuela-Belmonte y Salas-Roblero, 2009; Romero-Berny *et al.*, 20012; Tovilla-Hernández y Romero-Berny, 2012; Rodríguez-Zúñiga, Ramírez-García y Gutiérrez-Granados, 2011), el cambio de uso de suelo de los sitios del manglar por la agricultura y ganadería (Moreno *et al.*, 2002; Rodríguez-Zúñiga, 2002) y desarrollo e infraestructura portuaria y crecimiento urbano (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Valiela, Bowen y York, 2001; Díaz-Gallegos, Jean y Velázquez, 2008; Hiraes-Cota *et al.*, 2010; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013), así como por sucesos meteorológicos (huracanes y tormentas) (Tovilla-Hernández y Orihuela-Belmonte, 2004; Carrillo-Bastos *et al.*, 2008; Islebe *et al.*, 2009).

A través de los recorridos de campo se observaron algunos agentes como dragados y cultivos de camarón en Punta Flor (Anexo 14), extracción de especies de manglar en todos los sitios (Anexo 6, 7 y 8), desmontes en La Laguna (Anexo 15), desechos domésticos (Basura) en San Luqueño, Paredón, Punta Flor y La Gloria (Anexo 16), y el paso del Huracán Barbará (2013) que según comentarios de los habitantes de las localidades cercanas impacto fuertemente en el área degradando algunos sitios, el conocimiento local se ha considerado vital para confirmar e identificar agentes de deforestación de los manglares (Kovacs, 2000).

Estas actividades contribuyen con la formación de parches y fragmentación de las áreas de manglar (Díaz-Gallegos *et al.*, 2008; Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez, 2009; Acosta-Velázquez *et al.*, 2010; Romero-Berny *et al.*, 2015) y enrarecen las áreas conservadas (Islebe *et al.*, 2009) provocando una disminución del territorio de humedales costeros teniendo como resultado la degradación de hábitat de las especies (arbóreas/faunística) y la reducción del sustento y calidad de vida de los asentamientos costeros, que dependen de los recursos que ofrece (peces y crustáceos) con alto valor comercial, para satisfacer sus necesidades (D'Croz y Kwiecinski, 1980).

Cuadro 10. Superficie de manglar perturbado (SMP) en distintas áreas y diferentes periodos con agentes de perturbación identificados.

Manglar	SMP (ha)	Periodo (año)	Agentes de perturbación
Mundo ¹	46,000	1980-2005	Fragmentación, Camaronicultura, Contaminación, Sobreexplotación, Fertilizantes, pesticidas derrame de petróleo, Modificaciones hidrológicas, Incendios, Extracción de especies, Cambio de uso de suelo, Sucesos meteorológicos.
México ²	10,000	2005-2010	Extracción de especies, Cambio de uso de suelo, Sucesos meteorológicos.
Bahía de Chetumal, Quintana Roo ³	4,340	1990-2005	Huracán Dean, Incremento de zonas agrícolas, pecuarias y asentamientos humanos
SLA, Veracruz ⁴	5,700	1973-2006	Incremento áreas de pastizal, Ganadería
Lagunas de Chacahua, Oaxaca ⁵	16	1986-2007	Avance en las actividades pecuarias sobre los humedales.
Estado de Chiapas ²	7,625	1972-2010	Tormentas y vientos, Uso agrícola del agua, Extracción
Soconusco, Chiapas ⁶	509	1994-2011	Frontera agrícola, Extracción forestal, Tarquinas y huracanes
SLMM Arriaga-Tonalá ⁷	31.62	2015	Desmontes, Extracción, Contaminación, Dragados, Granjas de camarón

¹FAO (2007b); ²Rodríguez-Zúñiga *et al* (2013); ³Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez (2009); ⁴Vázquez-Lule *et al* (2012); ⁵Carbajal (2010); ⁶Romero-Berny *et al* (2015); ⁷Este estudio.

La realización del mapa reforzó este trabajo, ya que se observaron patrones (hidrológicos especialmente) que ayudaron para el entendimiento de la estructura forestal de los manglares evaluados, no obstante hubieron factores que no fueron evaluados en la pérdida de superficie (cambio de uso de suelo) que podrían incrementar el área dañada, de esta manera, la evaluación en la aplicación de un plan de manejo para el área del SLMM debe ser considerada debido a que el sistema lagunar se encuentra catalogado como sitio prioritario con relevancia ecológica y necesidad de rehabilitación con identificador PS29, (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009; Tovilla-Hernández y Vázquez-Lule, 2009; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013), además de

conformarse por los sitios RAMSAR de Puerto Arista (n°1823) y Boca del Cielo (n°1770) designados a partir del 2008 (RAMSAR, 2017). El periodo de recuperación de los manglares no ha sido evaluado totalmente, sin embargo Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez (2009) y Díaz-Gallegos *et al* (2012) estiman que el periodo de recuperación en los manglares podría tardar alrededor de 10 años.

La confiabilidad de los mapas en la evaluación de las áreas perturbadas y el cambio de uso de suelo ha sido ampliamente abordada por Jean, Díaz-Gallegos y Pérez (2003) y Acosta-Velázquez *et al* (2010), y son clave en el reconocimiento de agentes perturbadores y degradación de ecosistemas, con fundamentos y bases para reforzar la implementación de un plan de manejo de los ecosistemas del manglar.

X. CONCLUSIONES.

En base a los resultados obtenidos en la evaluación de las características estructurales y fisicoquímicas de los manglares del Sistema Lagunar Mar Muerto por medio de los monitoreos en campo así como la implementación del conocimiento del sector social adyacente y el uso de los SIG's permitieron complementar este trabajo y abordarlo desde distintos enfoques y a la vez integrarlos por sus distintos vínculos; para llegar a las siguientes conclusiones:

- Los manglares se encuentran constituidos por *A. germinans*, *L. racemosa*, *R. mangle* y *C. erectus*, y se distribuyen en tres asociaciones vegetales en relación al valor de importancia obtenido, comunidad mixta de *L. racemosa* y *R. mangle*, comunidad dominante de *A. germinans* con rodales monoespecíficos, y comunidad mixta de *A. germinans* y *L. racemosa*, *C. erectus* fue la especie con menor IVI con pocos representantes en una sola parcela.
- La distribución categórica de la densidad por especies y en general presentan el mismo patrón de distribución (J invertida), lo que indica mayor abundancia de las tallas de DAP más chicas y menos en las categorías superiores indicando una etapa temprana de desarrollo.
- La distribución y variación del DAP tiene influencia en relación al patrón longitudinal local y al aporte de flujo de agua continental, siendo mayores hacia el sur de la laguna donde la contribución de los ríos es mayor.
- Las densidades promedio mayores por comunidad se dieron de la siguiente manera: de árboles vivos se concentró la comunidad con bosques mixtos de *A. germinans* y *L. racemosa*, de plántulas se encontró en la comunidad mixta de *L. racemosa* y *R. mangle*, de tocones se centralizó en la comunidad dominante de *A. germinans*, y de arbolado muerto lo obtuvo la comunidad mixta de *L. racemosa* y *R. mangle*.
- El área basal media mayor se presentó en rodales de *A. germinans* y el menor en *C. erectus*. La altura promedio mayor fue para *R. mangle* y la menor para

C. erectus. El diámetro de copa promedio mayor se encontró en *R. mangle* y el menor en *A. germinans*.

- Las variables estructurales indican un nivel de complejidad bajo para los manglares evaluados (IC=4.63), con un ligero incremento en rodales de *L. racemosa* y *R. mangle* (4.94) y el menor en rodales dominantes y monoespecíficos de *A. germinans* (IC=4.39).
- La salinidad y la temperatura son los parámetros con mayor correlación con la distribución y establecimiento de las especies de manglar, en los sitios con mayor salinidad *A. germinans* fue la especie dominante y los sitios más salobres sobresalieron *L. racemosa* y *R. mangle*.
- En general la extracción fue selectiva hacia las primeras categorías de DAP (<8.5 cm).
- Los sitios cercanos presentaron mayor cantidad de extracción que en los lejanos sobre todo para *L. racemosa*, sin embargo el problema se centraliza en la tala de *A. germinans* y *L. racemosa* hacia sus primeras categorías situación que podría impactar en la regeneración natural.
- La extracción por localidad es selectiva en base a la disponibilidad del recurso, siendo la especie más dañada *A. germinans* por su dominio y presencia en el Sistema lagunar.
- La hipótesis se acepta debido a que la comunidad II con la mayor extracción reflejó reducción en su densidad, área basal y potencial de regeneración (Plántulas).
- La parte del manglar más utilizada es el tallo en consecuencia de sus múltiples destinos como la construcción (Galeras, soleras, postes) y la pesca (Tapos y postes para mallas), además de su bajo costo comercial.
- La utilización del árbol de manglar como fuente de combustible (leña) y en la pesca (palancas) podría ser la causa del aprovechamiento de las tallas menores del recurso maderable.
- La tala de los árboles del manglar en torno al SLMM es esencial en la realización de las actividades acostumbradas por las comunidades aledañas al ecosistema.

- La realización del mapa permitió la detección de 31.6 hectáreas perturbadas del manglar en los dos municipios evaluados.
- A través de los recorridos se pudieron observar agentes de perturbación en las áreas del manglar como estanques para cultivos de camarón, dragados, contaminación por desechos (basura), extracción, desmontes y el paso de un huracán (Barbará 2007), indicativos de que el ecosistema se encuentra bajo presión antropogénica y natural.
- La pérdida de recursos maderables por la ampliación de terrenos para la agricultura, ganadería y asentamientos humanos (cambio de uso de suelo) no fue contemplada en este estudio, y no fue posible realizar una comparación con otras áreas perturbadas por lo tanto se considera que el valor del total de áreas con deterioro para el SLMM en ambas entidades puede aumentar.
- El establecimiento de un plan de manejo que involucre a toda la comunidad es vital ya que los niveles de extracción se encuentra por arriba de lo sugerido por la FAO, a pesar de estar considerado como sitio prioritario para la conservación y restauración del manglar y ser un sitio RAMSAR.
- La mitigación de la fragmentación de los bosques de manglar requiere de la cooperación de los sectores implicados el gubernamental, el institucional y especialmente el social (comunitario, ejidal o municipal) así como la extensión en el manejo del agua desde las cuencas correspondientes que muchas veces es ignorado.
- La reducción de los manglares causados por el desarrollo urbano y sus diferentes actividades podrían conducir a un desequilibrio ecológico que afectara a las comunidades aledañas, el sector pesquero y el ambiental.
- La frecuencia del impacto generado hacia los bosques de manglar y su fragilidad ponen entredicho los reglamentos actuales y el seguimiento de estos para su conservación, y tomando en cuenta los múltiples beneficios y funciones que nos ofrecen bien se pudieran considerar como el ecosistema del planeta más importante, por lo que el cuidado y restauración de manglar no se pueden poner a discusión.

XI. PROPUESTAS Y RECOMENDACIONES.

- Controlar la extracción de madera principalmente en las categorías menores y en los sitios más deforestados.
- Priorizar la superficie perturbada como áreas para restauración.
- Realizar a futuro estudios dirigidos al sector pesquero (financiero) y las cuencas (calidad del agua de afluentes) para incluirlos en el plan de manejo.
- Intensificar un plan de manejo sustentable (restauración, viveros, cosechas, concesiones, plantaciones secundarias nativas, silvicultura) para un mejor aprovechamiento de los recursos de esta vegetación.
- Implementar talleres, pláticas y cursos dirigidos a los ejidos o comunidades enfatizando la importancia del manglar para concientizar y simpatizar con ellos hacia la restauración de la vegetación.
- Elaborar un mapa de cambio de uso de suelo que incluya más fechas de análisis, para detallar la pérdida, detectar los principales agentes de deforestación, y cuantificar la tasa de deforestación.

XII. REFERENCIAS DOCUMENTALES.

- Aburto Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J. y Sala, E. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. Universidad de Stanford. Stanford, CA, Julio, 29. PNAS. *Environmental sciences*. 105(30): 10456-10459.
- Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J.R., Rodríguez-Zúñiga, M.T., Cerdeira-Estrada, S., Troche-Souza, C., Cruz, I., Ressler, R. y Jiménez-Rosenberg, R. 2010. Aplicaciones de Percepción Remota en el Inventario y Monitoreo de Ecosistemas Costeros en México. XIV International SELPER Symposium. Guanajuato, Mexico. ISBN 978 607-441-100-3.
- Adams, D.A. 1963. Factors influencing vascular plant zonation in North Carolina salt marshes. *Ecology*. 44(3): 445-456.
- Agraz-Hernández, C.M. 1999. Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Agraz-Hernández, C.M., Noriega-Trejo, R., López-Portillo, J., Flores-Verdugo, F.J. y Jiménez-Zacarías, J.J. 2006. Guía de campo. Identificación de los manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche.
- Agraz-Hernández, C.M., García-Zaragoza, C., Iriarte-Vivar, S., Flores-Verdugo, F.J. y Moreno-Casasola, P. 2011. Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*. 19: 273-293.
- Alongi, D.M. y De Carvalho, N.A. 2008. The effect of small scale logging on stand characteristics and soil biogeochemistry in mangrove forests of Timor Leste. *Forest Ecology and Management*. 255:1359-1366.
- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C.A. y Mitchelson Jacob, G. 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean and Coastal Management*. 46: 583-600.
- Álvarez-Borrego, S. y Schwartzlose, R.A. 1979. Masas de agua del Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 6 (1 y 2): 43-63.
- Ángeles, G., López-Portillo, J. y Ortega, E.F. 2002. Functional anatomy of the secondary xylem of roots of *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (*Combretaceae*). *Trees. Structure and Function*. 16:338-345.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Flores-Verdugo, F.J. y Ortega-Rubio, A. 2004. Structure and litter fall of an arid mangrove stand of the Gulf of California, Mexico. *Aquatic Botany*. 79: 134-143.

- Arriaga, C.L., Vázquez, D.E., González, C.J., Jiménez, R.R, Muñoz L.E, y Aguilar, S.V. 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. <http://www.conabio.gob.mx>. Consultado el 10 agosto 2016.
- Ayerdis, R.N., Sigcha, B., Otárola, S., Ferreira, E., y Pérez, J. 1995. Tamaño de muestra para estimar densidades de especies en un manglar: caso de Peñitas-Salinas Grandes, León, Nicaragua. *Catie*, Turrialba, Costa Rica.
- Barbier, E.B. y Strand, I. 1998. Valuing mangrove-fishery linkages. A case study of Campeche, Mexico. *Environmental and resource economics*. 12:151-166.
- Barbier, E.B. 2000. Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological economics*. 35(1): 47-61.
- Basáñez-Muñoz, A.J., Olmedo-Pérez, G. y Rojas-Mencio, P. 2006. Características estructurales y usos del manglar en el ejido Cerro de Tumulco, Tuxpan, Veracruz. México. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana, Campus Tuxpan. *Revista UDO Agrícola*. 6(1): 114-120.
- Bennet, E.L. y Reynolds, C.J. 1993. The value of a mangrove area in Sarawak. *Biodiversity and Conservation*. 2: 359-375.
- Berger, U., Adams, M., Grimm, V. y Hildenbrandt, H. 2006. Modelling secondary succession of Neotropical mangroves: causes and consequences of growth reduction in pioneer species, Perspectives in Plant Ecology. *Evolution and Systematics*. 7: 243-252.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruíz-Luna, A. 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of Northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*. 3(18): 514-522.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruíz-Luna, A., Bocco, G. y Vekerdy, Z. 2011. Spatial analysis of the impact of shrimp culture on the coastal wetlands on the Northern coast of Sinaloa. *Ocean and Coastal Management*. 54: 535-543.
- Boudreau, S., Lawes, M.J., Piper, S.E. y Phadima, L.J. 2005. Subsistence harvesting of pole-size understory species from Ongoye Forest Reserve, South Africa: species preference, harvest intensity, and social correlates. *Forest Ecology and Management*. 216: 149-165.
- Carbajal Evaristo, S.S. (2010). Estudio de la estructura, composición y modificación antrópica de los manglares del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Guerrero, México.
- Carmona Díaz, G., Morales Mávil, J.E. y Rodríguez Luna, E. 2004. Plan de manejo para el manglar de Sontecomapan, Catemaco, Veracruz, México: una estrategia para la conservación de sus recursos naturales. *Madera y Bosques*. Número especial 2: 5-23.

- Carranza Edwards, A., Gutiérrez Estrada, M. y Rodríguez Torres, R. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. 2(1): 81-88.
- Carrillo-Bastos, A., Elizalde-Rendón, E.M., Torrescano-Valle, N. y Flores-Ortiz, G. 2008. Adaptación ante disturbios naturales, Manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. Recursos genéticos forestales. *Foresta veracruzana*. 10(1): 31-38.
- Cervantes-Castro, D. 1969. Estabilidad del acceso a la Laguna del Mar Muerto, Chiapas, México. En: **A. Ayala-Castañares y F.B. Phleger** (Eds.). Lagunas Costeras un Simposio. México. Pp. 367-376.
- Chapman, V.J. 1975. Mangrove biogeography. En: **G.E. Walsh, S.C. Snedaker y H.T. Teas** (Eds.). Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves. Universidad de Florida. Gainesville. Pp. 3-22.
- Chapman, V.J. 1976. Mangrove vegetation. Vaduz, Lichtenstein.
- CICEANA. Saber más... Percepción remota. Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norte América, A.C. Ciudad de México.
- Cintrón, M.G., Lugo, A.E., Pool, D.J. y Morris, G., 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*. 10: 110-121.
- Cintrón, M.G. y Schaeffer-Novelli, Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. En: **S. C. Snedaker and J. G. Snedaker** (Eds.). The mangrove ecosystem: research methods. UNESCO. Paris, Francia. Pp. 91-113.
- Cintrón, M.G y Schaeffer-Novelli, Y. 1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia interamericana*. 25: 4-15.
- Clarke, P.J. y Myerscough, P.J. 1993. The intertidal distribution of the grey mangrove (*Avicennia marina*) in southeastern Australia: The effects of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment and survival. *Australian Journal of Ecology*. 18: 307-315.
- Clough, B.F. 1984. Growth and salt balance of the mangroves *Avicennia marina* of the Southeastern Australia: The effects of physical condition, interspecific competition and predation on propagule establishment and survival. *Australian Journal Ecology*. 18: 307-313.
- CONABIO. 2006. Capital natural y bienestar social. Comisión Nacional Para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, D.F., México.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONABIO. 2016. Distribución de los manglares en México "2015", escala 1:50000. Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.

- CONAGUA. 2013a. Reporte del Clima en México. Comisión Nacional del Agua. Servicio Nacional Meteorológico. Reinaldo Pascual Ramírez Ed. Mayo 2013.
- CONAGUA. 2013b. Barbará toca tierra como huracán categoría I. Comisión Nacional del Agua. Comunicado de Prensa N° 272-13. México, D.F. Mayo 29, 2013.
- CONANP. 2009. Humedales de México. La convención RAMSAR en México. Comisión Nacional de Áreas Nacionales Protegidas http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/humedales6.php. Consultado el 12 de agosto 2015.
- CONANP. 2014. Programa de manejo Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté. México. Comisión Nacional de Áreas Protegidas.
- Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S.P. y Foster, R.B. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist*. 152:495-509.
- CONGEASA. 1993. Caracterización biológica pesquera del camarón en la Laguna Oriental, Occidental, Inferior y marismas del Estado de Oaxaca. Oaxaca, México: Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Jaltepec de la Mar, Salina Cruz, Oaxaca, México.
- Constanza, R., Farber, S., y Maxwell, J. 1989. Valuation and Management of Wetland Ecosystems. *Ecological Economics*. 1(4): 335-359.
- Corella, J.F., Valdéz-Hernández, J.I., Cetina, V.M., González, F.V., Trinidad, A.S. y Aguirre, R.J. 2004. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México*. 90(26): 73-102.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., y Raskin, R.G. 2016. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. 1997. The Globalization and Environment Reader.
- CSERGE. 1993. Mexico Forestry Conservation Sector Review: Sub-study of economic valuation of forest. *Centre for Social and Economic Research of the Global Environment*. Reino Unido.
- Curtis, J.T. y McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the parried-forest border region of Wisconsin. *Ecology*. 32: 476-496.
- Dahdouh Guebas, F., Mathenge, C., Kairo, J. G. y Koedam, N. 2000. Utilization of mangrove wood products around Midas Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*. 54:513-527.
- Dawkins, H.C. 1958. The management of natural tropical high-forest with special reference to Uganda. Institute Paper No 34. Imperial Forestry Institute, Oxford.

- Day, J.W., Conner, W.H., Ley Lou, F., Day, R.H. y Machado-Navarro, A. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Términos, Mexico. *Aquatic Botany*. 27(3): 267-284.
- D'Croz, L. y Kwiecinski, B. 1980. Contribución de los manglares a las pesquerías de la Bahía de Panamá. *Revista de Biología Tropical*. 28(1): 13-29.
- De la Lanza-Espino, G., Ramírez-García, P.A., Thomas, Y.F. y Alcántara, A.R. 1993. La vegetación de manglar en la laguna de Términos, Campeche, evaluación preliminar a través de imágenes LANDSAT. *Hidrobiológica*. 3(2): 29-39.
- Díaz-Gallegos, J.R., Jean François, M. y Velázquez Montes, A. 2008. Monitoreo de los patrones de deforestación en el corredor biológico mesoamericano, México. Asociación Interciencia Caracas, Venezuela. *Interciencia*. 12(33): 882-890.
- Díaz-Gallegos, J.R. y Acosta-Velázquez, J. 2009. Tendencias en la transformación del uso de suelo y la vegetación aledaña. En: **Espinoza-Avalos J. Islebe G. A. y Hernández-Arana, H.A.** (Eds.). El sistema ecológico de la Bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del mar Caribe. ECOSUR. Chetumal, Quintana Roo, México. Pp. 226-237.
- Díaz-Gallegos, J.R., Acosta-Velásquez, J., Rodríguez-Zúñiga, M.T, Cruz, I., Vásquez-Lule, A., Troche, C., Uribe, A., Ressler, A. y Jiménez, R. 2012. The mangroves forests of Mexico: Transformation, Conservation and Threats. En: **Thangadurai, D., C. A. Busso, L.G. Abarca Arenas, S. Jayabalan** (Eds.). *Frontiers in Biodiversity Studies*. I.K. International Publishing House. Pvt. Ltd. Pp. 258:290.
- Dixon, J.A. y Lal, P.N. 1994. The Management of Coastal Wetlands: Economic Analysis of Combined Ecologic-Economic Systems. En: **P. Dasgupta y K. Göran-Mäler** (Eds.). *The Environment and emerging development issues* Oxford University Press. Pp. 399-424.
- D.O.F. 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis: México. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. Pp. 85.
- D.O.F. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-59-SEMARNAT-2010. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 30 de Diciembre de 2010. Disponible en: http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/pdf/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf (Fecha de acceso: 17 de Junio de 2016).
- Duke, N.C. 1990. Phenological trends with a latitude in the mangrove tree *Avicennia marina*. *Journal Ecology*. 78(1): 113-133.
- Duke, N.C. 2001. Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. *Wetlands Ecology and Management*. 9: 257-269.
- Ellis, G.M. y Fisher, A.C. 1987. Valuing environment as input. *Journal of Environmental Management*. 25: 149-156.

- Ellison, A.M. y Farnsworth, J. 1993. Seedling survivorship, growth and response to disturbance in Belizean mangal. *American Journal of Botany*. 80(10): 1137-1145.
- Elster, C. 2000. Reason for forestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*. 131:201-214.
- Estrada-Durán, G., Cupul-Magaña, F.G. y Cupul-Magaña, A.L. 2001. Aspectos de la estructura y producción de hojarasca del bosque de manglar del Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco. *Ciencia y Mar*. 15: 3-12.
- Farnsworth, E.J. y Ellison, A.M. 1996. Sun-shade adaptability of the red mangrove, *Rhizophora mangle* (*Rhizophoraceae*): Changes through ontogeny at several levels of biological organization. *American Journal of Botany*. 83: 1131-1143.
- Farnsworth, E.J. y Ellison, A.M. 1997. The global conservation status of mangroves. *Ambio*. 26: 328-334.
- FAO. 1994. Directrices para la ordenación de los manglares. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- FAO. 2007a. Fisheries and Aquaculture Department. The State of World Fisheries and Aquaculture 2006. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- FAO. 2007b. The world's mangroves 1980-2005. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Forestry Paper. Roma, Italia.
- FAO. 2008. Loss of mangroves alarming. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia. <http://www.fao.org/newsroom/en/news/2008/1000776/index.html>. Consultado el 07 de noviembre de 2016.
- Field, C. 1996. La restauración de ecosistemas de manglar. ISME Y OIMT Ed. Pp. 278.
- Flores, M.G., Jiménez, J., Madrigal, X., Moncayo, F. y Takaki, F. 1971. Memorias del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos. México.
- Flores-Verdugo, F.J., Day, J.W. y Dueñas, R.B. 1987. Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series*. 35: 83-90.
- Flores-Verdugo, F.J., Gonzales-Farías, F., Zamorano, D.S. y Ramírez, P.G. 1992. Mangrove Ecosystem of the Pacific Coast of Mexico: distribution structure litter fall and detritus dynamics. Coastal Plants Communities of Latin America. *Academic Press, Inc*. 269-288.
- Flores-Verdugo, F.J., Agraz-Hernández, C.M. y Martínez-Cordero, F.J. 1995. Programa de reforestación de mangles por el desarrollo acuícola de AquaNova-Boca Cegada, Nayarit: Evaluación ecológica integral y medidas de mitigación. Anteproyecto. Unidad

Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, CIAD y Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

- Flores-Verdugo, F.J., Agraz-Hernández, C.M., y Benítez-Pardo, D. 2006. Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. Estrategia para el Manejo Costero Integral: El Enfoque Municipal. Pp. 1093-1110.
- Franco, L.J., Cruz, G.A., Rocha, A.R., Navarrete, N.S., Flores, G.M., Kato, E.M., Sánchez, S.C., Abarca, L.A. y Bedia, C.S. 1989. Manual de Ecología. Ed. Trillas. México.
- Gallegos, M.M. y Gómez, S.A. 1989. Análisis estructural del manglar de la laguna costera Mar Muerto, Chiapas, México. AMEZCUA L. F., 1989. Res. III Congr. Venezolano sobre Ciencias del Mar. Pp. 45.
- Galmiche, T.A. y Solana, N.V. 2011. El contexto de vulnerabilidad de las poblaciones costeras y valores asignados al manglar en Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco, Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco y Petróleos Mexicanos, México.
- Gentry, A.H., Keel, S. y Spinzi, L. 1993. Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay. *Conservation Biology*. 7(1): 66-73.
- Gilbert, D.J. 1997. Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Aquat. Sci.*54: 969-977.
- Gil-López, H.A. y Sarmiento-Náfate, S. 2001. Algunos aspectos biológicos y pesqueros de las jaibas (*Callinectes spp.*) en el sistema lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas. Doc. Técnico. SAGARPA. INP. CRIP Salina Cruz, Oaxaca.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., y Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global ecology and Biogeography*. 20: 154-159.
- Glaser, M., Berger, U. y Macedo, R. 2003. Local vulnerability as an advantage: mangrove forest management in Pará state, north Brazil, under conditions of illegality. *Regional Environmental Change*. 3:162-172.
- Grant, D.K.S. 1938. Mangrove woods of Tanganyika Territory, their silviculture and dependent industries. *Tanganyika Notes and Records*. 5: 5-16.
- Guilbert-López, E.A., 1996. Análisis sedimentológico y su correlación faunística de la laguna de Mar Muerto, Oaxaca, México, Tesis profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Guzmán, J.M. y Menéndez, L. 2006. Huracanes y bosques de Manglar. En: **Leda Menéndez Carrera y José Manuel Guzmán Menéndez** (Eds.). Ecosistemas de manglar en el archipiélago cubano. Academia La Habana. Estudios y experiencias enfocados en su gestión. Pp. 300-303.
- Heald, E.J., y Odum, W.E. 1970. The contribution of mangrove swamps to Florida fisheries. In Proceedings of the Gulf and Caribbean. *Fisheries Institute*. 22:130-135.

- Hernández-Cornejo, R., Koedam, N., Ruíz-Luna, A., Troell, M. 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.
- Hirales-Cota, M., Espinoza-Avalos, J., Schmook, B., Ruiz-Luna, A., y Ramos-Reyes, R. 2010. Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México. *Ciencias marinas*. 36(2): 147-159.
- Hogarth, P.J. 2015. The biology of mangroves and seagrasses. 3a. Edic. Oxford University Press, USA.
- Holdridge, L.R., Grenke, W.C., Hathaway, W.H., Liang, T. y Tosi, J.A. 1971. Forest environments in tropical life zones: A pilot study. Pergamon. Reino Unido.
- Holland, T.L., Mariscal, R.J., Davidson, A.R. y Cardillé, J. 2011. Landscape changes in a coastal system undergoing tourism development: implications for Barra de Navidad Lagoon, Jalisco, Mexico. *Investigaciones Geográficas*. 74: 7-18.
- Huizar-Álvarez, R. 1993. Simulación matemática del sistema acuífero de Chalco-Amecameca, México. *Geofísica Internacional*. 32 pp.
- Hussain, S.A. y Badola, R. 2010. Valuing mangrove benefits: contribution of mangrove forests to local livelihoods in Bhitarkanika Conservation Area, east coast of India. *Wetlands Ecology and Management*. 18:321-331.
- Hutchings, P. y Saenger, P. 1987. Ecology of mangroves. En: **Presh-Nash, D.L., y Nee, M.**, Flora de Veracruz. University of Queensland, 1984. 41: 104-110.
- Inman, D.L. y Nordstron, C.E. 1971. On the tectonic and morphologic classification of coasts. *The Journal of geology*. 79(1): 1-21.
- INEGI. 2017. INSTITUTO NACIONAL DE GEOGRAFIA Y ESTADISTICA. www.inegi.gob.mx. Consultado el 19 Febrero de 2017.
- INVEMAR. 2003. Formulación y diseño del sistema de gestión de indicadores ambientales marinos y costeros de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives D'Andreis. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Santa Martha, Colombia.
- Islebe, A.G., Tuz-Novelo, M., Weissenberger, H., Torrescano-Valle, N. y Valdez-Hernández, M. 2009. Efectos del Impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* [en línea]. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49711999001>. Consultado el 20 de abril de 2016.
- Izarralde, R.C., Rosenberg, E.J. y Lal, R. 2001. Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration, monitoring, and degraded lands. *Advances in Agronomy. Issues of science*. 70: 1-75.

- Jean François, M., Díaz-Gallegos, J.R. y Pérez, V.A. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. *Investigaciones Geográficas*. 51: 53-72.
- Jiménez, J.A.R. y Soto, R. 1985. Patrones regionales en la estructura y composición florística de los manglares de la costa Pacífica de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 33 (1): 25-37.
- Jiménez, J.A.R. y Sauter, K. 1991. Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. *Estuaries*. 14(1): 49-56.
- Jiménez, J.A.R. 1994. Los manglares del Pacífico Centroamericano. Fundación UNA Edit. Heredia. Costa Rica.
- Jiménez, J.A.R. y Lugo, A.E. 2000. *Avicennia germinans* (L) L. En: **Francis, John K.; Lowe, Carol A** (Eds.). Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Trabanino, Salvador, traductor. 2000Gen. Tech. Rep. IITF-15. Río Piedras, Puerto Rico: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. Pp. 59-64.
- Jiménez, J.A.R. 2000. *Rhizophora mangle* L. En: **Francis, John K.; Lowe, Carol A** (Eds.). Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Trabanino, Salvador, traductor. 2000Gen. Tech. Rep. IITF-15. Río Piedras, Puerto Rico: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. Pp. 450-455.
- Jiménez, J.A.R. 1988. The dynamics of *Rhizophora racemosa* Meyer, forests on the Pacific coast of Costa Rica. *Brenesia*. 30: 1-12.
- Jiménez-Quiroz, M.C. y González, F.O. 1996. Análisis de la estructura del manglar de la laguna de Juluápan, Colima, México. *Ciencia Pesquera*. 12: 76-84.
- Kangas, P.C. 2002. Estructura del bosque de manglar en el río Sittee, Belice. Maryland: Programa de Manejo en Recursos Naturales. Universidad de Maryland.
- Kovacs, J.M. 1999. Assessing mangrove use at the local scale. *Landscape and Urban Planning*. 43(4): 201-208.
- Kovacs, J.M. 2000. Perceptions of environmental change in a tropical coastal wetland. *Land Degrad. Develop.* 11: 209–220.
- Kovacs, J.M., Flores de Santiago, F., Bastien, J. y Lafrance, P. 2010. An assessment of mangroves in Guinea, West Africa, using a field and remote sensing based approach. *Wetlands*. 30: 773-782.
- Krauss, W.K., Lovelock, C.E., McKee, L.K., López Hoffman, L. Ewel, L.M., y Sousa, W.L. 2008. Environmental driver in mangroves establishment and early development. A review. *Aquatic Botany*. 89: 105-129.

- Lal, P.N. 1990. Conservation or Conversion of Mangroves in Fiji. Occasional Paper II. East-West Environment and Policy Institute. Honolulu, EE.UU.
- Landero-Sánchez, J.A. 2005. Estructura del manglar, en el sistema lagunar de Chantuto, Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. Informe final de servicio social, Universidad Autónoma Metropolitana, división de ciencias biológicas y de la salud Departamento el hombre y su ambiente. México, D.F.
- 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.
- Little, E.L., Jr. y Wadsworth, F.H. 1964. Common trees of Puerto Rico and the Virgin Islands. Agric. Handb. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- López Hoffman, L., Monroe, I.E., Narváez, E., Martínez Ramos, M. y Ackerly, D.D. 2006. Sustainability of mangrove harvesting: how do harvesters perceptions differ from ecological analysis. *Ecology and Society*. 11-14. Disponible en: <www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art14/>
- López-Portillo, J.A. y Ezcurra, E.J. 1989a. Response of three mangroves to salinity in two geoforms. *Functional Ecology*. 3: 355-61.
- López-Portillo, J.A. y Ezcurra, E.J. 1989b. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacán, Mexico. *Biotropica*. 21(2): 107-114.
- López-Portillo J. A. y Ezcurra E. J. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y bosques*. Número especial: 27-51.
- Lot Helgueras, A., Vásquez Yañez, C. y Menéndez, F.L. 1975. Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf of Mexico. En: **Snedaker S. C. y Teas H. T.** (Eds.). Proceeding of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves, University of Florida. Gainesville, Florida. Estados Unidos de Norteamérica. Pp. 52-61.
- Lot Helgueras, A. y Novelo, A. 1990. Forested wetlands of Mexico. En: **A.E. Lugo: M. Brinson y S. Brown** (Eds.). Ecosystems of the world: Forested wetlands. Elsevier, Amsterdam, Holanda. Pp. 287-298.
- Lugo, A.E. y Snedaker, S.C. 1974. The ecology of mangroves. Annual review of ecology and systematics. Pp. 39-64.
- Luna Lugo, A. 1976. Manejo de manglares en Venezuela. Boletín No. 50. Instituto Forestal Latinoamericano de Investigación y Capacitación. Mérida, Venezuela. Pp. 41-56.
- Lynne, G.D., Gren, I.M. y Prochaska, F.J. 1981. Economic Valuation of Marsh Areas Marine Production Processes. *Journal of Environmental Economics and Management*. 8: 175-186.

- Maas, E.V y Niemann, H. 1978. Physiology of plant tolerance to salinity: Crop Tolerance to Suboptimal land Conditions. A Special Publication 32. Madison, Wisconsin.
- Mas, J. F. 1999. Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*. 20: 139-152.
- MacNae, W. 1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific Region. *Advances in marine biology*. 6-13.
- Marmillod, D., Cajina, O., Paniagua, C. y Sediles, E. 2004. Elementos técnicos, económicos y sociales para el manejo forestal de los manglares en el Pacífico norte de Nicaragua. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Martínez-Muñoz, J. 2005. Conceptos de percepción remota. En: **Julio Martínez Muñoz y Alejandro Díaz Ponce** (Eds.). PERCEPCION REMOTA: "Fundamentos de teledetección espacial". CONAGUA. México. Pp. 7-19.
- Martínez, O. 2006. Determinación de la calidad fisicoquímica del agua del Canal de Chiquimulilla en la Reserva de Usos Múltiples Monterrico. Guatemala.
- McElhinny, C., Gibbons P., Brack C., y Bauhus J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest ecology and management*. 218: 1-24.
- McGarigal, K. (2002). Landscape pattern metrics. Universidad de Massachusetts. Recuperado de www.umass.edu/landeco/pubs/pubs
- McGowan, T., Cunningham, S.L., Guzmán, H.M., Mair, J.M., Guevara, J.M. y Betts, T. 2010. Mangrove forests composition and structure in Las Perlas Archipelago, Pacific Panama. *Revista de Biología Tropical*. 58: 859-867.
- Méndez, C. y Jiménez, J. 2015. Análisis de la asociación entre la estructura y composición de la comunidad vegetal de manglar, y los parámetros físico-químicos del agua en la Bahía La Graciosa, Izabal, Guatemala. Instituto de investigaciones químicas y biológicas. Universidad de San Carlos de Guatemala. *Revista Científica*. 25(1): 50-64.
- Milbrandt, E.C., Greenawalt B.J.M. y Bortone, S.A. 2006. Impact and response of southwest Florida mangroves to the 2004 hurricane season. *Estuaries and Coasts*. 29(6): 979-984.
- Milena Agudelo, C., Bolívar, J., Polanía, J., Urrego, L.E., Yepes, A. y Sierra, A. 2015. Estructura y composición florística de los manglares de la bahía de Cispatá, Caribe colombiano. Universidad de Costa Rica. San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 63 (15): 1137-1147.
- Mitsch, W.J. Y Gosselink, J. 1986. WETLANDS. Van Nostrand Reinhold. New York. Pp. 539.

- Monreal-Gómez, M.A. y Salas-De León, D.A. 1998. Dinámica y estructura termohalina. En: **M. Tapia-García** (Eds.) El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México. Pp. 13-26.
- Montes-Cartas, C.G., Castillo-Arguero, S. y López-Portillo, J.A. 1999. Distribución del manglar en cuatro sistemas lagunares en la costa de Chiapas, México. *Bol. Soc. Bol.* 4: 25-34.
- Moreno, E., Guerrero, A., Gutiérrez, M.C., Ortoz, C.A. y Palma, D.J. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de Carbono. *Madera y Bosques*. Número especial: 115-128.
- Moreno-Casasola, P., Rojas, J.L.G., Zárate, D.L., Ortiz, M.A.P., Lara, A.L.L. y Saavedra, T.V. 2002. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques*. Número Especial: 61-68.
- Mosquera, L., Robledo, D. y Asprilla, A. 2007. Diversidad florística de dos zonas de bosques tropical húmedo en el municipio de Alto Baudó, Choco-Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. 12(1): 75-90.
- Müeller Dumbois, D. y Ellenberg, H. 1974. Aims and methods in vegetation ecology. Wiley, New York. USA.
- Nettel, A., Dodd, R.S., Afzal Rafii, Z. y Tovilla-Hernández, C. 2008. Genetic diversity enhanced by ancient introgression and secondary contact in East Pacific Black mangroves. *Molecular Ecology*. 17: 2680-2690.
- Nickerson, N.H. y Thibodeau, F.R. 1985. Association between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry*. 1:183-192.
- Noakes, D.S.P. 1951. Notes on the silviculture of the mangrove forests of Matang, Perak. *The Malayan Forester*. 14: 183-196.
- Novelo, R.A. 2008. Plantas acuáticas de la Reserva de Biósfera Pantanos de Centla. México: UNAM, Pp. 206.
- Obiri, J., Lawes, M. y Mukolwe, M. 2002. The dynamics and sustainable use of high-value tree species of the coastal Pondoland forests of the Eastern Cape Province, South Africa. *Forest Ecology and Management*. 166:131-148.
- Ocampo, R.E. y Emilsson, I. 1974. Investigaciones sobre el tipo hidrológico de las lagunas litorales la Joya-Buenavista. UNAM. *Anales del Instituto de Geofísica*. 20: 21-36.
- OIMT. 2003. Manejando Manglares. Promangle. Organización Internacional de Madera Tropical. Actualidad Forestal Tropical. Pp. 9.
- Olson, D.M., Dinertin, E., Cintrón, G. y Lolster, P. 1996. A Conservation Assessment of Mangrove Ecosystems of Latin America and the Caribbean. WWF, Washington D.C.
- Ong, J.E. 1982. Mangroves and aquaculture in Malaysia. *Ambio*. 11: 252-257.

- Orihuela-Belmonte, D.E., Tovilla-Hernández, C. Vester, M.E.F. y Álvarez-Legorreta, T. 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. Instituto de Ecología A.C. *Maderas y Bosques*. Número especial 2(10): 45-61.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environmental Management*. 28(1):131-140.
- Páez-Osuna, F. 2005. Retos y perspectivas de la camaronicultura en la zona costera. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. 1: 21-31.
- Pinto-Nolla, F. 1999. Sucesión y fisonomía de los manglares de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. (Suplemento especial). 23: 141-161.
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., Farnsworth, E.J., Fernando, E.S., Kathiresan, K., Koedam, N.E., Livingstone, S.R., Miyagi, T., Moore, G.E., Nam, V.N., Ong, J.E., Primavera, J.H., Salmo III, S.G., Sanciangco, J.C., Sukardjo, S., Wang, Y. y Wan Hong Yong, J. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic area of global concern. PLoS ONE 5(4). <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0011911>. Consultado el 23 de junio 2015.
- Pool, D.J., Snedaker, S.C. y Lugo, A.E. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica*. 9(3): 195-212.
- Rabinowitz, D.R. 1978. Dispersal properties size of mangroves propagules. *Biotropica*. 10: 47-59.
- Ramírez-García, P. y Segura-Zamorano, D. 1994. Ordenación de la vegetación de manglar de la laguna Panzacola, Chiapas. Departamento de botánica, Lab. De Vegetación Acuática. Instituto de Biología .UAMI, UNAM. *Series Grandes Temas de la Hidrobiología: Los Sistemas Litorales*. 2: 105-113.
- Ramírez-García, P., López-Blanco, J. y Ocaña, D. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, México, by means of supervised classification using Landsat TM image. *Forest Ecology and Management*. 105: 217-229.
- Ramírez-González, A. 2006. Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Ramírez, L.M. 2011. Los pagos por servicios ambientales hidrológicos: más allá de la conservación pasiva de los bosques. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*. 2: 3.
- Ramos-Durón, F.J., Quiróz-Flores, A.J., Ramírez-García, P.A. y Lot Helgueras, A. 2004. Manual de hidrobotánica. Muestreo y análisis de la vegetación acuática. AGT. México D.F., México.

- RAMSAR. 2017. Sitios con Relevancia Ecológica. Disponible en: <https://www.ramsar.org/es/acerca-de/humedales-de-importancia-internacional-los-sitios-ramsar-0>. Consultado el: 25 junio de 2017.
- Rico-Gray, V. 1979. El manglar de la laguna de la Mancha, Ver. Estructura y productividad neta. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rico-Gray, V. 1981. "*Rhizophora harrisonii* (*Rhizophoraceae*) un nuevo registro para las costas de México". *Boletín de la sociedad Botánica de México*. 41: 163-165.
- Rico-Gray, V. y Palacios, M. 1996. Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la Ciénega del NW de Campeche, México. *Acta Botánica Mexicana*. 34: 53-61.
- Robertson, A.J. y Duke, D.C. 1990. Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia. Spatial and Temporal Patterns in densities, biomass, and community structure. *Marine Ecology*. 104: 369-379.
- Rodríguez, E. A., Chang J. C. y Goti I. 2012. Características estructurales del bosque de *Rhizophora mangle* L. en el Refugio de Vida Silvestre Isla de Cañas, Los Santos, Panamá. *Tecnociencia*. 14(1): 81-102.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T. 2002. Manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Ver. México: Influencia de algunos procesos físicos, biológicos y antropogénicos, en su distribución y estructura. Facultad de ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- 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.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A.D., Márquez-Mendoza, J.D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Cruz-López, M.I., Ressler, R., Uribe-Martínez, A., Cerdeira-Estrada, S., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J.R., Jiménez-Rosemberg, R., Fueyo Mac Donald, L. y Galindo-Leal, C. 2013. Manglares de México/Extensión, distribución, y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Rollet, B. 1978. Description, functioning and evolution of tropical forest ecosystems. 5. Organization. UNESCO. Tropical forest. Paris, Francia.
- Romero-Berny, E.I. y Tovilla-Hernández, C. 2009. Estructura del manglar en el Sistema lagunar costero de Carretas-Pereyra, Reserva de la biósfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Rev. Ciencias UNICACH. LACANDONIA*. 3(1): 19-28.
- Romero-Berny, E.I., Tovilla-Hernández, C., Inge Schmook, B., Torrescano-Valle, N. y Acosta-Velázquez, J. 2012. Manglares del Soconusco, Chiapas: estructura y cambios a nivel de paisaje. ECOSUR. Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. Tapachula, Chiapas, México.

- Romero-Berny, E.I., Acosta-Velázquez, J., Tovilla-Hernández, C., Schmook, B. y Gómez-Ortega, R. 2015. Cambios de cobertura y fragmentación de manglares en la región del Soconusco, Chiapas, México, 1994-2011. ISSN 1011-484X, enero-junio 2015. *Revista Geográfica de América Central*. 54: 153-169.
- Romo-León, J.R., Van Leuween, W.J.D. y Castellanos Villegas, A. 2012. Percepción remota para el análisis de la distribución y cambio de uso de suelo en zonas áridas y semi áridas. Dinámicas locales del cambio ambiental global. Sección I. Dinámica de uso y cobertura del suelo. Pp. 32.
- Rosengaus, M.M., Jiménez, E.M. y Vásquez, C.M.T. 2002. Atlas climatológico de ciclones tropicales en México. Centro Nacional de Prevención de Desastres-Secretaría de Gobernación. México D.F., México.
- Ruitenbeek, H.J. 1994. Modelling ecology-wide linkages in mangroves: Economic evidence for promoting conservation in Bintuini Bay, Indonesia. *Ecological Economics*. 10(3): 233-247.
- Ruíz-Luna, A. y Berlanga-Robles, C.A. 1999. Modifications in coverage patterns and land use in the landscape around the Huizache-Caimanero lagoon system, Sinaloa, Mexico: a multitemporal analysis LANDSAT images. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 49: 37-44.
- Ruíz-Luna, A., Acosta-Velázquez, J. y Berlanga-Robles, C.A. 2008. On the reliability of the data of the extent of mangroves: a case of study in Mexico. *Ocean and coastal management*. 51: 342-351.
- Ruíz-Luna, A., Cervantes-Escobar, A. y Berlanga-Robles, C.A. 2010. Assessing distribution patterns, extent, and current condition of Northwest Mexico mangroves. *Wetlands*. 30 (4): 717-723.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. En: **Limusa** (Eds.). México. Pp. 432.
- Salas-Roblero, R.L. 2006. Estructura forestal de un manglar en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas. UACH. Chapingo, Estado de México, México.
- Sánchez Alférez, A.S., Álvarez León, R., Godoy Bueno, S., López, C. y Pinzón Florián, O.P. 2009. Aspectos fitosanitarios de los manglares del Urabá Antioqueño, Caribe Colombiano. *Pan-American Journal of Aquatic Science*. 4(3): 339-346.
- Sánchez, O. y Escalante, S. 2000. El Jardín Botánico Doctor Alfredo Barrera Marín. En: **O. Sánchez y G. Islebe** (Eds.). El Jardín Botánico Doctor Alfredo Barrera Marín: fundamentos y estudios particulares. San Cristóbal de las Casas, México. El Colegio de la Frontera Sur y CONABIO. Pp. 191.
- Sánchez Páez, H., Ulloa Delgado, G., Tavera Escobar, H., y Gil Torres, W. 2005. Plan de manejo integral de los manglares de la zona de uso sostenible del sector estuarino de la Bahía de Cispatá departamento de Córdoba-Colombia. Bogotá: OIMT, CVS, CONIF, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

- Sanjurjo-Rivera, E. y Welsh-Casas, S. 2002. Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. Instituto Nacional de Ecología. México, México. *Gaceta ecológica*. 74: 55-68.
- Santamaría-Damián, S., Romero-Berny, E.I., Tovilla-Hernández, C., Gallegos-Martínez, M.E. y De la Presa-Pérez, J.C. 2016. Nuevos registros del mangle centroamericano *Avicennia bicolor* Standl. (*Acanthaceae*) en la costa pacífica del sureste mexicano con notas sobre su distribución y estatus de conservación. *LACANDONIA*. 10(2): 19-24.
- Schaeffer-Novelli, Y. y Cintrón, G. 1986. Guía para estudio de Áreas de manguezal. Estructura, Función e flora. *Caribbean Ecological Research*. Pp 150.
- Scholander, P.F., Van Dam, L. y Scholander, S.L. 1955. Gas exchange in the roots of mangroves. *American Journal of Botany*. 42: 92-98.
- SEMARNAT. 2010. Estrategia Nacional para la atención de humedales costeros en particular los ecosistemas de manglar. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Dirección de Integración Regional. Dirección General de Política Ambiental e Integración Regional y Sectorial, SEMARNAT. Taller de Dunas Costeras y Humedales: futuro y conservación. 2-4 de Septiembre. Los Cabos, Baja California Sur, México. [http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/04%20Gustavo%20Perez%20Estrategia%20de%20Manglares%20\(2\).pdf](http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/04%20Gustavo%20Perez%20Estrategia%20de%20Manglares%20(2).pdf). Consultado el 12 de Junio de 2016.
- SEPESCA. 2016. SECRETARIA DE PESCA Y ACUACULTURA. www.pesca.chiapas.gob.mx Informe: 1991. Consultado el 09 de Noviembre de 2016.
- Shepard, F.P. 1967. Submarine Geology, Harper and Row. New York.
- Singh, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*. 10: 989-1003.
- Singh, S.P. 1998. Chronic disturbance: a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*. 25: 1-12.
- Smith, T.J. 1992. Estructura forestal. En: **Robertson A.I. y D. M. Alongi** (Eds.). Los Ecosistemas de Manglares Tropicales. Estudios Estuarinos Costeros. Unión Americana de Geofísica. Washington, D.C. Pp.101-136.
- Snedaker, S.C. 1982. Mangrove species zonation why? En: **Sen D.N and Rajpurohit** (Eds.). Tasks for Vegetation Science: The Hague.
- SMN. 2013. Chiapas temporada de huracanes. SISTEMA METEOROLOGICO NACIONAL. <https://aguapasada.wordpress.com/2013/05/29/29-mayo-2013-el-huracan-barbara-ingreso-por-chiapas/>. Consultado el 17 de octubre de 2015.
- Soto, R. y Jiménez, J.A.R. 1982. Análisis fisionómico y estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*. 30: 161-168.

- Spalding, M.D., Blasco, F. y Field, C. 1997. World Mangrove Atlas. The international society for mangrove ecosystems. Okinawa, Japan. Pp. 178.
- Spalding, M., Kainuma, M., y Collins, L. 2010. World atlas of mangroves. Malta: Earth scan, London, England.
- Spaninks, F. y Beukering, V.P. 1997. Economic Valuation of Mangrove Ecosystems: Potential and Limitations. CREED. Working Paper 14, International Institute for Environmental Development, Amsterdam.
- Suman, D.O. 1994. El ecosistema del manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación. Rosenstein School of Atmospheric Science and the Tinker Foundation, EU.
- Tapia-García, M., García-Abad, M.C., Penagos-García, F.E., Moreno-Ruíz, J.L., Juárez-Hernández, L.G., Ramírez-Gutiérrez, J.M. y Herrera-Olayo D. 2011. Subsistemas hidrológicos de la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *LACANDONIA*. 5(1): 97-112.
- Téllez, G.C.P. 2010. Caracterización dasonómica del bosque de mangles en el estero Palo Verde, Laguna de Cuyutlán, Colima. UACH. Chapingo, Estado de México, México.
- Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*. 55: 301-334.
- Thom, B.G. 1982. Mangrove ecology a geomorphological perspective. En: **B.F. Clough** (Eds.). *Mangrove Ecosystems in Australia*. Australian National University Press, Canberra. Pp. 3-17.
- Thornton, C., Shannahan, M. y Williams, J. 2003. From wetland to wastelands: Impacts of Shrimp Farming. *Society of Wetland Scientist Bulletin*. 48-53.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 413.
- Tomlinson, P.B. 1994. *The botany of mangroves*. Cambridge tropical biology series. Cambridge university press. Cambridge, Reino Unido.
- Tovilla-Hernández, C. 1994. Mangles. En: **De la Lanza, E., G. y C Cáceres M.** (Eds.). *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad de Baja California.
- Tovilla-Hernández, C. y De la Lanza-Espino, G. 1999. Ecología, producción y aprovechamiento del mangle *C. erectus* L., en Barra de Tecoaapa, Guerrero, México. *Biotropica* 31(1): 121-134.
- Tovilla-Hernández, C., De la Lanza-Espino, G. y Orihuela-Belmonte, E. 2001. Impact of logging on a mangrove swamp in south Mexico: cost-benefit analysis. *Revista de Biología Tropical*. 49(2): 571-580.

- Tovilla-Hernández, C y Orihuela-Belmonte, E. 2004. Impacto del Huracán Rosa sobre los manglares de la costa norte de Nayarit, México. *Madera y Bosques*. Número especial 2: 63-75.
- Tovilla-Hernández, C. 2006. Propuesta para la Conservación, manejo y restauración en los bosques de manglar de la costa de Chiapas. Laboratorio de Ecología de Manglares y Zona Costera, El Colegio de La Frontera Sur, ECOSUR. Tapachula Chiapas, México.
- Tovilla-Hernández, C., De la Presa-Pérez, J.C., Salas-Roblero, R.L., Romero-Berny, E.I., Ovalle-Estrada, F., Gómez-Ortega, R., Hernández-Sandoval, J., Cruz-Montes, E. y Hernández-Guzmán, A. 2007. Inventario forestal de los bosques de manglar de la costa de Chiapas. ECOSUR/COCYTECH. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Tovilla-Hernández, C., Orihuela-Belmonte, E. y Salas-Roblero, R.L. 2009. Estructura, Composición, Regeneración y Extracción de madera de los bosques de manglar. En: **J. Espinoza-Avalos, G.A. Islebe y H.A. Hernández-Arana** (Eds.). El Sistema Ecológico de la Bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe. ECOSUR. Pp. 45-60.
- Tovilla-Hernández, C., Ovalle-Estrada, F., Presa-Pérez, C., De la coaut, J.I. y Cruz-Montes, G.C. Estado actual del bosque de mangle en laguna de Mecoacán Tabasco. Implicaciones socioeconómicas del uso del recurso. Reporte. Pp. 61.
- Tovilla-Hernández, C. y Vázquez-Lule, A.D. 2009. Caracterización del sitio de manglar Mar Muerto, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Tovilla-Hernández, C., Aguilar, E., Mora, S., Cuevas-Fernández, M.L. y Aguilar-Sierra, V. 2009. Criterios para la selección del sitio de manglar Mar Muerto, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Tovilla-Hernández, C., De la Presa, P.J.C., Ovalle-Estrada, F. y Cruz, M.E. 2010. Segundo Informe del Proyecto: Inventario y monitoreo del estado actual de los bosques de manglar de Chiapas y Oaxaca. ECOSUR. Pp. 109.
- Tovilla-Hernández, C. y Romero-Berny, E.I. 2012. Diagnóstico estructural de los manglares de Chiapas y Oaxaca. En: **A. J. Sánchez, X. Chiappa-Carrara y R. Brito-Pérez** (Eds.). Recursos acuáticos costeros del sureste. CONACYT-CONCIYTEY/UNAM. Mérida, Yucatán, México. Pp. 257-279.
- Travieso-Bello, A.C. 2000 Biodiversidad del paisaje costero de La Mancha, Actopán, Xalapa, Veracruz: Instituto de Ecología.

- Twilley, R.R. 1998. Mangroves wetlands. En: **Mesina y Connor W.** (Eds.). Southern forested wetlands: Ecology and management. CRC Press. Boca Ratón, Florida. USA. Pp. 445-473.
- UAN. 2009. Regionalización en base a indicadores ambientales en cuatro áreas marinas de México. Informe Final. UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NAYARIT Tepic, Nayarit. Pp. 85.
- Ukpong, I.E. 2000. Ecological classification of Nigerian mangroves using soil nutrient gradients analyses. *Wetlands Ecology and Management*. 8: 263-272.
- Uphof, J.C. 1968. Dictionary of economic plants. Germany: Verlag von J. Cramer. Pp. 591.
- Valdez-Hernández, J.I. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit costa Pacífico de México. *Madera y Bosques*. Número especial: 115-118.
- Valdez-Hernández, J.I. 2004. Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. Instituto de Ecología A.C. *Madera y Bosques*. Número especial (2): 93-104.
- Valiela, I., Bowen, J.L. y York, J.K. 2001. Mangrove forest: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience*. 51: 807-815.
- Valle, G.A., Osorno Arango, A. y Gil Agudelo, D.L. 2011. Estructura y Regeneración del Bosque de Manglar de la Ciénaga de Cholón, Isla Barú, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigación Marina Costera*. 40(1): 115-130.
- Vargas Fonseca, E. 2015. Capacidad de regeneración natural del bosque de manglar del Estero Tortuga, Osa, Puntarenas, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*. 63(1): 209-218.
- Vázquez-Lule, A.D., Ramírez-García, P., Díaz-Gallegos, J.R., Acosta-Velásquez, J. y Rodríguez-Zúñiga, M.T. 2012. Detección de cambios de usos de suelo y estructura vegetal en los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. En: **Alberto J. Sánchez, Xavier Chiappa-Carrara, Roberto Brito Pérez** (Eds.). Recursos acuáticos costeros del sureste. México. Pp. 181-200.
- Villarreal, M. L., Van Leeuwen, W. J. D. y Romo-León, J. R. 2012. Mapping and monitoring riparian vegetation distribution, structure and composition with regression tree models and post-classification change metrics. *International Journal of Remote Sensing*. 33: 4266-4290.
- Walters, B.B. 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecology and Management*. 206:331-348.
- Watson, J.D. 1928. Mangrove forests of the Malay Peninsula. Fraser and Neave, Malayan *Forest Records, Singapore*. 6: 275.
- White, P.S. y Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En: **Pickett S. T. y White P. S.** (Eds.). The ecology of natural disturbance and patch

dynamics. Academic Press. San Diego, California, Estados Unidos de Norteamérica. Pp. 3-9.

Whittaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. 2 Ed. New York, McMillan Publishing. U.S.A. Pp. 385.

Windevoxhel, N.J. 1993. Valoración económica parcial de los manglares de la Región II, Nicaragua. Tesis de posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.

Yañez-Arancibia, A., Domínguez, A.L.L., y Pauly, D. 1985. Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons. En: **Yañez-Arancibia, A.** (Eds.). *Towards an Ecosystem Integration*. UNAM Press, D.F. Mexico.

Yañez-Arancibia, A., Zarate-Lomelí, D., Rojas-Galaviz, J., y Villalobos-Zapata, G. 1994. Estudio de Declaratoria como Área Ecológica de Protección de Flora y Fauna Silvestre de la Laguna de Términos, Campeche. D.O. En: **Suman.** (Eds.). *El Ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: Su Manejo y Conservación*. New York. *Rosenstein School of Marine and Atmospheric Science*. University of Miami, Florida and the Tinker Foundation.

Yañez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L., Rojas, J.L., Zárate, L.D.J., Villalobos, Z.G.J. y Sánchez, G.P. 1999. *Integrating science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of Mexico*. *Ocean and coastal management*. 42(2-4): 319-344.

Zaldívar-Jiménez, M.A., Herrera-Silveira, J.A., Teutli-Hernández, C., Comin, F.A., Andrade, J.L., Coronado-Molina, C. y Pérez-Ceballos, R. 2010. *Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatán Peninsula*. *Ecological Restoration*. 28(3): 333-342.

Zavala, J. 1988. Regionalización natural de la zona petrolera de Tabasco. Casos de estudio. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. División Regional Tabasco. Gobierno del estado de Tabasco. 1ª ed. Villahermosa, Tabasco. Pp. 220.

XIII. ANEXOS.

1. Tabla de valores registrados *in situ* de los parámetros fisicoquímicos en las 20 Unidades Muestreadas (UM). Dónde: salinidad ‰: partes por mil, temperatura °C: Grados Centígrados, Oxígeno disuelto mg/L: miligramo/Litro.

MUNICIPIO	Localidad	(UM	‰	°C	mg/L	(pH)
TONALÁ	Vuelta Rica	1	32	28	2.38	8.33
	Vuelta Rica	2	31	32.2	3.61	8.2
	La Laguna	3	36	32	2.35	6.21
	La Laguna	4	32	29.3	3.26	6.1
	San Luqueño	5	34	32.1	4.3	8.4
	San Luqueño	6	35	30.9	3.3	8.1
	Paredón	7	38	33	3.7	7.3
	Paredón	8	33	29	3.4	7.7
	I. Ramírez	9	40	39	1.7	6.3
	I. Ramírez	10	37	33	0.22	6.8
ARRIAGA	Punta Flor	11	41	36	3.9	7.4
	Punta Flor	12	40	37	4.5	7.6
	El Arenal	13	41	36.7	0.36	6.35
	El Arenal	14	41	33	0.41	6.73
	La Línea	15	34	32.3	3.1	6.9
	La Línea	16	35	33.6	4.73	7.6
	La Línea	17	35	32.5	2.54	6.6
	La Línea	18	42	35.5	4.5	6.9
	La Gloria	19	44	34.2	4.3	7.9
	La Gloria	20	43	34.2	4.7	8

2. Fotografía aérea vertical de los manglares de la Localidad la Gloria, Arriaga. Bosques monoespecíficos de *Avicennia germinans*.



Foto: José Reyes Díaz Gallegos.

CONABIO/SEMAR

Año: 2008.

Latitud: 16.8.4092

Longitud: 94.5.7082

Altura: 178 m.

UM: 20

3. Fotografía aérea vertical de Interacción de especies de manglar en la localidad de Vuelta Rica, Tonalá.



Foto: José Reyes Díaz Gallegos.
CONABIO/SEMAR
Año: 2008.
Latitud: 16.0.6272
Longitud: 93.51.1037
Altura: 169 m.
UM: 2

4. Fotografía aérea vertical de la interacción de especies de manglar en la localidad de La Línea, Arriaga.



Foto: José Reyes Díaz Gallegos.
CONABIO/SEMAR
Año: 2008.
Latitud: 16.7.3091
Longitud: 94.3.4746
Altura: 169 m.
UM: 15 y 17.

5. Dominancia de *Rhizophora mangle*, sitio con mayor inundación.



Foto: Alan Mauri Díaz López.
Año: 2015
Localidad: Vuelta Rica
UM: 1.

6. Manglar talado en la localidad de Vuelta Rica, Tonalá, Chiapas. *Rhizophora mangle*.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015. UM: 1 y 2.

7. Manglar talado en la Localidad de La Laguna, Tonalá, Chiapas. *Laguncularia racemosa* y *A. germinans*.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015. UM: 4 y 3.

8. Manglar talado en la localidad Punta Flor, Arriaga, Chiapas. *Avicennia germinans*.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015. UM: 11 y 12.

9. Madera de manglar utilizada en la pesca como postes para poner trasmallos en la localidad de San Luqueño, Tonalá, Chiapas.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

10. Madera de manglar utilizada como postes para galeras en la localidad de La Gloria, Arriaga, Chiapas.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

11. Madera de manglar utilizada como postes para asegurar lanchas en las localidades de Punta Flor y La Línea, Arriaga, Chiapas.



Punta Flor



La Línea

Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

12. Madera de manglar utilizada como postes para cercos en la localidad de Punta Flor Arriaga, Chiapas.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

13. Madera de manglar usada para palancas y como postes para asegurar lanchas en la localidad de Paredón, Tonalá, Chiapas.

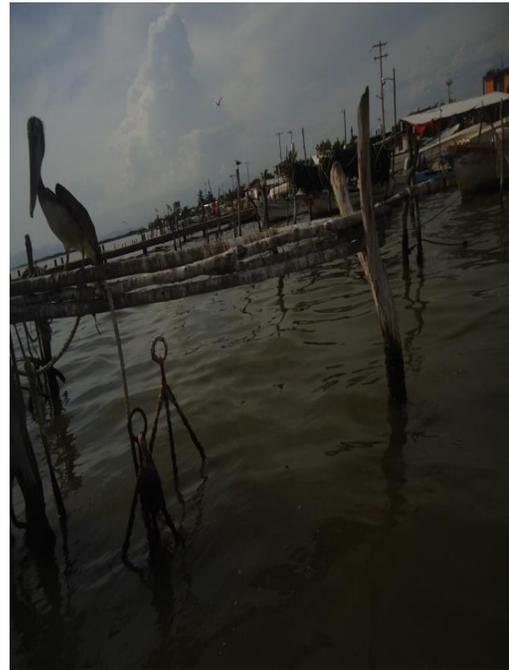


Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

14. Dragado y estanques para cultivo de camarón en Punta Flor, Arriaga, Chiapas.

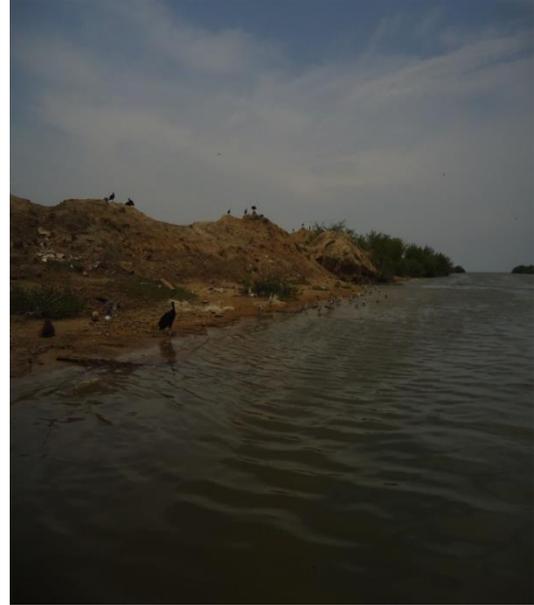


Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

15. Desmonte de manglar en la localidad de La Laguna, Tonalá, Chiapas.



Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

16. Contaminación por desechos domésticos en manglar de San Luqueño y Paredón, Tonalá, Chiapas y en Punta Flor y La Gloria, Arriaga, Chiapas.

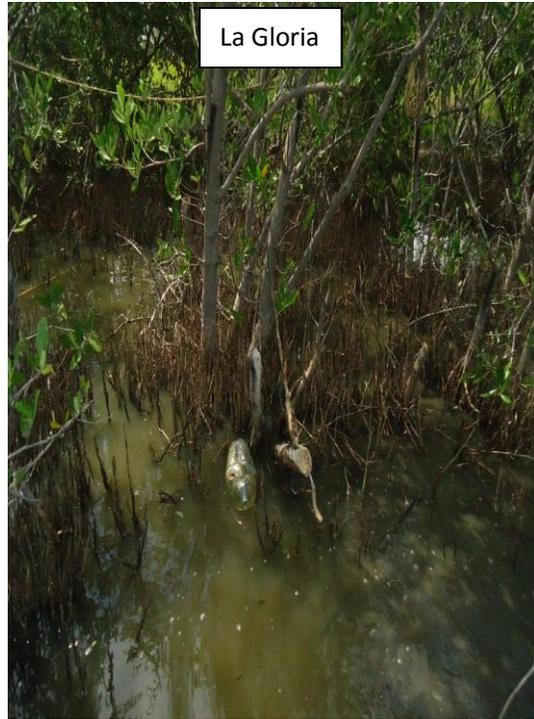


Foto: Alan Mauri Díaz López. Año: 2015.

17. Encuestas aplicadas sobre el uso local del manglar.



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS.
CENTRO DE INVESTIGACIONES COSTERAS



ENCUESTA SOBRE USO LOCAL DE MANGLARES

NOMBRE DE LA COOPERATIVA:

_____.

FECHA: _____.

NOMBRE: _____.

LUGAR: _____.

¿CUANTAS TIPOS DE MANGLE CONOCE?

ROJO _____ NEGRO _____ BLANCO _____ BOTONCILLO _____

¿CUAL TIPO DE MANGLE UTILIZA MAS?

ROJO _____ NEGRO _____ BLANCO _____ BOTONCILLO _____

¿QUE PARTE DEL MANGLE SE UTILIZAN REGULARMENTE?

TALLO _____ CORTEZA _____ RAMAS _____

¿ALGUNA OTRA PARTE? _____

¿CUÁL ES EL USO QUE SE LE DA A LA MADERA DE MANGLE?

PESCA _____ CERCADO _____ VENTA _____ CONSTRUCCION _____ LEÑA _____
MEDICINA _____ MUEBLES _____.

¿OTROS USOS? _____

¿EL USO ES LOCAL O TIENE ALGUN OTRO DESTINO?

_____.

¿ES SU PRINCIPAL ACTIVIDAD LA EXTRACCION DE MANGLEO TIENE OTRA?

_____.

¿OBTIENE ALGUNA GANANCIA DEL USO DEL MANGLE? ¿CUANTO?

15 de Marzo de 2017