



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA  
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS**

**GENERACIÓN DE PROPUESTAS PARA LA RECUPERACIÓN DE SITIOS DEGRADADOS  
DE MANGLAR EN TECOLUTLA, VERACRUZ, A PARTIR DE TÉCNICAS DE PERCEPCIÓN  
REMOTA Y DIAGNÓSTICO ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:  
LILIANA GARCÍA CALVA**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: M. en C. JOSÉ PEDRO RAMÍREZ GARCÍA ARMORA  
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DRA. PATRICIA MORENO CASASOLA BARCELÓ  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**DR. JORGE ALEJANDRO LÓPEZ PORTILLO GUZMÁN  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**MÉXICO, D.F. AGOSTO, 2014**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA  
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS**

**GENERACIÓN DE PROPUESTAS PARA LA RECUPERACIÓN DE SITIOS DEGRADADOS  
DE MANGLAR EN TECOLUTLA, VERACRUZ, A PARTIR DE TÉCNICAS DE PERCEPCIÓN  
REMOTA Y DIAGNÓSTICO ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:  
LILIANA GARCÍA CALVA**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: M. en C. JOSÉ PEDRO RAMÍREZ GARCÍA ARMORA  
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DRA. PATRICIA MORENO CASASOLA BARCELÓ  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**DR. JORGE ALEJANDRO LÓPEZ PORTILLO GUZMÁN  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**MÉXICO, D.F. AGOSTO, 2014**



Dr. Isidro Ávila Martínez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 7 de abril de 2014, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **GARCÍA CALVA LILIANA** con número de cuenta **94333594** con la tesis titulada **“Generación de propuestas para la recuperación de sitios degradados de manglar en Tecolutla, Veracruz, a partir de técnicas de percepción remota y diagnóstico estructural de la vegetación”**, realizada bajo la dirección del **M. EN C. JOSÉ PEDRO RAMÍREZ GARCÍA ARMORA**:

Presidente: DR. OSWALDO TÉLLEZ VALDÉS  
Vocal: DR. GUILLERMO IBARRA MANRÍQUEZ  
Secretario: DRA. PATRICIA MORENO CASASOLA BARCELÓ  
Suplente: DR. JORDAN KYRIL GOLUBOV FIGUEROA  
Suplente: DR. JORGE ALEJANDRO LÓPEZ PORTILLO GUZMÁN

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.



**ATENTAMENTE**  
**“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”**  
Cd. Universitaria, D.F., a 16 de junio de 2014.

*María del Coro Arizmendi Arriaga*

**DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA**  
**COORDINADORA DEL PROGRAMA**

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

## **Agradecimientos**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la manutención registrada con el número 262629.

A mi tutor principal: M. en C. José Pedro Ramírez García Armora y los miembros del comité tutor: Dra. Patricia Moreno Casasola Barceló y Dr. Jorge Alejandro López Portillo.

### **Agradecimientos personales**

A mis padres Jesús y Blanca, por su apoyo, ejemplo y motivación. Por siempre creer en mí y por su infinito amor. A mi hermana Claudia, por tu ayuda, ejemplo y risas contagiosas que siempre alegran cualquier sitio en el que te encuentres.

A Omar, por todo tu amor, paciencia y apoyo. Gracias por ayudarme a llegar hasta aquí y por tener sueños compartidos que aún faltan por realizarse.

Al M. en C. José Pedro Ramírez García Armora, por su interés, confianza, guía y tiempo en la realización de este trabajo pero sobretodo gracias por todo su apoyo durante este camino.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), por las facilidades otorgadas para el procesamiento de las imágenes satelitales utilizadas en este trabajo.

Al Dr. Agustín de Jesus Quiroz Flores, por la guía, el tiempo y dedicación invertidos en este proyecto. Gracias por compartir su conocimiento y experiencia.

A la M. en C. María Teresa Rodríguez Zúñiga, por su interés y colaboración en una parte muy importante de este trabajo.

Al Dr. Antonio Lot Helgueras, por su apoyo para la realización de las salidas al campo.

A Omar, Jazmín, Michel y Mari Carmen, por su valiosa ayuda en el trabajo de campo y por los momentos compartidos.

A los miembros de la Asociación Civil "Salvemos los humedales de Tecolutla", por su invaluable colaboración durante el trabajo de campo y por su interés en el bienestar de sus manglares.

A los Drs. Guillermo Ibarra Manriquez y Jordan Kyril Golubov Figueroa que a través de sus diferentes perspectivas me ayudaron a mejorar y enriquecer el manuscrito.

Dedicada a la memoria de la Dra. Martha Signoret Poillon.  
Por haber creído en mí y en este proyecto. Gracias por su guía, sus consejos y su ayuda pero  
sobretudo gracias por haber compartido un pequeño tiempo y espacio conmigo.



## Indice

I. Introducción .....	1
I.1 Justificación del trabajo .....	4
II. Objetivos.....	6
III. Antecedentes.....	7
III.1 Situación actual de los ecosistemas de manglar .....	7
III.2 Antecedentes de restauración en ecosistemas de manglar .....	10
III.3 Bases para la restauración de los manglares .....	13
III.4 Herramientas para el análisis espacial del territorio .....	14
III.4.1 Percepción remota .....	14
III.4.1 Índices espectrales de vegetación .....	21
III.4.2 Sistemas de Información Geográfica .....	22
III.4.3 Métricas del paisaje .....	22
III.4.4 Índices espaciales .....	23
III.5 Métodos para la evaluación de la estructura del manglar.....	23
IV. Materiales y métodos .....	25
IV.1 Ubicación del área de estudio y características generales.....	25
IV.2 Materiales.....	27
IV.3 Método .....	28
V. Resultados .....	34
V.1 Cambios en la cobertura vegetal y fragmentación .....	34
V.2 Zonificación del manglar de acuerdo a su nivel de conservación .....	36
V.3 Estructura general de la comunidad de manglar .....	41
V.4 Estructura del manglar por sitio .....	42
V.4.1 Estructura del manglar de los sitios estudiados por especie.....	43
V.4.2 Estructura de los sitios conservados, intermedios y perturbados.....	50
V.5 Regeneración natural.....	52
V.5.1 Regeneración de sitios conservados, intermedios y perturbados .....	53
V.6 Parámetros físico-químicos en agua .....	54
V.7 Parámetros físico-químicos en sedimentos .....	55
V.8 Variables estructurales y parámetros físico-químicos en agua y sedimentos.....	64
VI. Discusión.....	73
VI.1 Cambios en la cobertura del manglar y fragmentación del hábitat .....	73
VI. 2 Zonificación del manglar de acuerdo a su nivel de conservación .....	75
VI.3 Estructura general del bosque de manglar .....	76

VI. Estructura del bosque de manglar de cada uno de los sitios estudiados.....	79
VI.5 Regeneración natural.....	84
VI.6 Parámetros físico-químicos en agua .....	87
VI.7 Parámetros físico-químicos en sedimento.....	87
VI.8 Variables estructurales y parámetros físico-químicos en agua y sedimentos.....	94
VII. Propuestas de Restauración.....	97
VIII. Conclusiones.....	109
IX. Literatura citada .....	111

## Lista de figuras

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.....	25
Figura 2. Principales corrientes de agua en la región de estudio.....	26
Figura 3. Proceso de zonificación del manglar.....	29
Figura 4. Cambios en la cobertura de manglar.....	35
Figura 5. Zonificación del manglar por niveles de conservación y sitios estudiados.....	38
Figura 6. Densidad de tocones.....	43
Figura 7. Clases diamétricas para los sitios.....	49
Figura 8. Componentes principales de <i>A. germinans</i> y parámetros físico-químicos de agua.....	65
Figura 9. Componentes principales de <i>A. germinans</i> y parámetros físico-químicos de sedimentos.....	66
Figura 10. Componentes principales de <i>L. racemosa</i> y parámetros físico-químicos de agua.....	68
Figura 11. Componentes principales de <i>L. racemosa</i> y parámetros físico-químicos de sedimentos.....	69
Figura 12. Componentes principales de <i>R. mangle</i> y parámetros físico-químicos de agua.....	70
Figura 13. Componentes principales de <i>R. mangle</i> y parámetros físico-químicos de sedimentos.....	72
Figura 14. Disposición de las especies de una cerca viva.....	100
Figura 15. Frutos maduros de <i>Rhizophora mangle</i> .....	102
Figura 16. Disposición de la siembra en núcleos de vegetación.....	102
Figura 17. Apertura de canales.....	104
Figura 18. Zonas adecuadas para la siembra de mangles.....	105
Figura 19. Propágulos de <i>A. germinans</i> .....	107

## Lista de cuadros

Cuadro 1. Instrumentos legales que protegen los manglares en México.....	8
Cuadro 2. Métricas del paisaje.....	39
Cuadro 3. Coordenadas de los puntos estudiados y tipo fisonómico.....	40
Cuadro 4. Características estructurales de las especies de mangle.....	42
Cuadro 5. Estructura del manglar para cada sitio.....	44
Cuadro 6. Características estructurales de las especies de mangle por sitio.....	47
Cuadro 7. Características estructurales por niveles de conservación.....	51
Cuadro 8. Regeneración natural.....	52
Cuadro 9. Parámetros físico químicos del agua.....	54
Cuadro 10. Parámetros físico-químicos en sedimentos.....	62
Cuadro 11. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Estructura de <i>A. germinans</i> y parámetros físico químicos de agua.....	64
Cuadro 12. Explicación de cada factor. Estructura de <i>A. germinans</i> y parámetros físico químicos de agua.....	64
Cuadro 13. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Estructura de <i>A. germinans</i> y parámetros físico químicos de sedimento.....	65
Cuadro 14. Explicación de cada factor. Estructura de <i>A. germinans</i> y parámetros físico químicos de sedimento.....	65
Cuadro 15. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Estructura de <i>L. racemosa</i> y parámetros físico químicos de agua.....	67
Cuadro 16. Explicación de cada factor. Estructura de <i>L. racemosa</i> y parámetros físico químicos de agua.....	67
Cuadro 17. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Estructura de <i>L. racemosa</i> y parámetros físico químicos de sedimento.....	68

Cuadro 18. Explicación de cada factor. Estructura de <i>L. racemosa</i> y parámetros físico químicos de sedimento. ....	68
Cuadro 19. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Estructura de <i>R. mangle</i> y parámetros físico químicos de agua. ....	70
Cuadro 20. Explicación de cada factor. Estructura de <i>R. mangle</i> y parámetros físico químicos de agua. ....	70
Cuadro 21. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Estructura de <i>R. mangle</i> y parámetros físico químicos de sedimento.....	71
Cuadro 22. Explicación de cada factor. Estructura de <i>R. mangle</i> y parámetros físico químicos de sedimento. ....	71
Cuadro 23. Comparaciones estructurales de bosques de manglar en diferentes zonas geográficas.....	76
Cuadro 24. Porcentaje de nitrógeno y fósforo total.....	93

## Resumen

Actualmente, la pérdida y deterioro de los ecosistemas de manglar se ubica como uno de los principales problemas ambientales a nivel mundial. No obstante que, en la mayoría de los países que albergan este tipo de ecosistema, existen instrumentos legales y programas de manejo que ayudan a su conservación, las pérdidas continúan. México no ha sido la excepción. En 1980 los manglares mexicanos cubrían una superficie de 1,124,000 ha y para 2005 esta superficie se redujo a 872,000 ha. Los manglares de Tecolutla, Veracruz representan un claro ejemplo de la pérdida de cobertura a causa principalmente de la expansión de la frontera urbana y agropecuaria. El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado de conservación del manglar de Tecolutla, Veracruz, y generar algunas propuestas para la recuperación de los sitios degradados.

Para alcanzar este objetivo se estudiaron once sitios de manglar evaluando la estructura de la vegetación a través de las variables: especie, altura, diámetro a la altura del pecho (DAP) y cobertura. Se registraron las plántulas presentes y se determinó su edad Asimismo, en cada sitio se registró: potencial de hidrógeno (pH), potencial de óxido-reducción (Eh) y salinidad del agua, así como también se caracterizó el perfil de los sedimentos, en el primer metro de profundidad, distinguiendo entre superficie y fondo del mismo. Para ambos niveles de profundidad se determinó: pH, salinidad, textura, porcentaje de materia orgánica y porcentaje de nitrógeno y fósforo total. Se realizó un análisis espacial del manglar estudiado, a través de técnicas de percepción remota, en el cual fue posible diferenciar entre niveles de vigor de la vegetación. Esta diferenciación se enriqueció con un análisis visual tomando como base los parámetros estructurales y físico-químicos mencionados. La integración de estos factores permitió reconocer que el bosque de manglar de Tecolutla se presenta como un gradiente de conservación en el cual se distinguen bosques de manglar conservado, intermedio, perturbado y deforestado.

Las zonas conservadas presentaron las mayores coberturas y DAP, disminuyendo hacia las zonas intermedias y perturbadas. No se pudo establecer una relación lineal entre la altura y el nivel de conservación.

Se determinó que *L. racemosa* fue la especie dominante mientras que *A. germinans* fue la más vulnerable al haberse encontrado una baja densidad de sus individuos y nula regeneración.

Los resultados de los parámetros físico-químicos en agua y sedimento mostraron que el manglar perturbado y deforestado aún poseen características adecuadas capaces de sustentar vegetación de manglar.

Se identificaron cuatro sitios prioritarios para su recuperación y se propusieron algunas estrategias de restauración.

Por otro lado también se analizó el cambio en la cubierta vegetal de 1976 a 2006 y de 1976 a 2010 y se evaluó la fragmentación del hábitat en estos mismos periodos. Se encontró que de 1976 a 2006 se presentó una notable pérdida de cobertura, y una alta fragmentación del hábitat. En el periodo de 2006 a 2010 hubo una ganancia neta en la cubierta forestal y la fragmentación del paisaje se redujo.

## Abstract

Current situation, the deterioration and lost of the mangrove ecosystems are one of the main environmental problems in the world. Although, most of the countries that have this kind of ecosystem and have the legal instruments and programs to help to its conservation, the lost is still. Mexico is not the exception. In 1980 Mexican mangrove forest had a surface of 1,124,00 hectares, but in 2005 this land was reduced to 872,000 hectares. Mangroves of Tecolutla in Veracruz, represent a clear example of the lost of this land due to the increase of the urban frontier and the livestock and agricultural zones. The aim of this study was to first evaluate the conservation status of the mangrove forests in Tecolutla, Veracruz, and then develop some strategies to recover degraded areas.

Eleven mangrove sites were studied, in order to evaluate forest structure. In each site was recorded: species, height, diameter at breast height (DBH) and canopy cover. Seedlings species and age were also assessed. In each site was recorded: potential hydrogen (pH), redox potential (Eh) and salinity of the water. In like manner, the profile of the sediments was analyzed in the first meter deep, distinguishing between the surface and the bottom of the sediment. For both levels of deep, it was determinate: potential hydrogen, salinity, texture, the percentage of organic matter, and the total percentage of nitrogen and phosphorus. A spacial analysis of the studied mangrove was made, by remote perception techniques and it was possible to distinguish between levels of vegetation vigor. This last analysis was completed with a visual analysis, by taking the structural parameters and physico-chemical studies above mentioned as a based.

The integration of all this factors established that the mangrove forest of Tecolutla, is a gradient of conservation, in which it can be distinguished conserved mangrove forests, intermediate, disturbed and deforested areas.

The conserved areas showed the biggest covers and DBH. Disturbed forests showed the lowest covers and DBH. It could not be established a lineal relation between height and level of conservation.

It was found that *L. racemosa* was the dominant species while *A. germinans* species was the most vulnerable due to its low density population and zero regeneration.

The results of physico-chemical parameters in water and sediments, showed that disturbed and deforested mangrove still have the proper characteristic to sustain mangrove vegetation.

Four priority sites were identified to recover and some reforest strategies were proposed.

On the other hand, the changed on the vegetation cover and the habitat fragmentation of 1976 to 2006 and from 1976 up to 2010 were analyzed. The results showed that from 1976 up to 2006 a remarkable lost of cover and a very high fragmentation of the habitat was present. From 2006 to 2010 there was a net profit in the forest all cover and the fragmentation of the landscape was reduced.

## I. Introducción

El término manglar designa a un tipo de vegetación tolerante a la sal, que crece en suelos anegados ya sea permanente o temporalmente. Estos bosques se ubican dentro la zona intermareal, cerca de las desembocaduras de ríos o en bahías y lagunas salobres. La distribución biogeográfica de los manglares está asociada a cambios latitudinales en la temperatura. Así, al necesitar temperaturas mayores a 20°C y con oscilaciones no mayores a 5°C, los manglares quedan restringidos a la región tropical al límite con la subtropical entre los 25 y los 30° de latitud en ambos hemisferios (Ezcurra *et al.*, 2009). A nivel local su distribución depende de la geomorfología, del tipo de sustrato, el nivel de salinidad, los periodos de inundación y el relieve del terreno (López-Portillo y Ezcurra, 2002).

En una escala mundial, los manglares son ecosistemas raros que apenas cubren cerca de 152,000 km<sup>2</sup>, superficie menor al 1% de todos los bosques tropicales (Field, 1996) y al 0.4% del total de los bosques, los cuáles cubren cerca de 39,520,000 km<sup>2</sup> (FAO, 2006). Aproximadamente 100 países poseen estos ecosistemas en sus costas. Los más relevantes son Indonesia, Brasil, Australia y Nigeria que albergan cerca del 40% del área total de este tipo de ecosistema (Groombridge y Jenkins, 2002).

Los bosques de manglar constituyen ecosistemas únicos e irremplazables por su alta biodiversidad, productividad y porque prestan invaluable servicios ambientales a las comunidades que habitan sus alrededores (Constanza *et al.*, 1989; Barbier, 2000). Ubicados en la interfase tierra-mar, los manglares poseen una gran heterogeneidad espacial. Las tres dimensiones estructurales del hábitat, los sedimentos inundados periódicamente y los complejos canales y pozos que se establecen entre sus raíces crean las condiciones adecuadas para dar abrigo a innumerables especies, mientras que las altas tasas de producción primaria aseguran una fuente rica de los nutrientes indispensables para su desarrollo. Así, estos bosques proveen hábitat y refugio para una gran diversidad de fauna incluyendo especies en peligro de extinción, endémicas y migratorias (Van Lavieren *et al.*, 2013).

Los bosques de mangle son utilizados como hábitat de apoyo para las pesquerías debido a que son zonas de alimentación, refugio y crecimiento de etapas juveniles de algunos crustáceos y peces (Ellison *et al.*, 1996). Por cientos de años los manglares han representado una fuente de recursos para las sociedades que habitan sus alrededores, desde alimento y combustible hasta componentes bio-activos para la industria de los taninos y la farmacéutica (Barbier, 2000). Asimismo, son indispensables en la protección de las costas contra la erosión por oleaje y vientos durante las tormentas y huracanes, salvaguardando la integridad ecológica de otros ecosistemas ligados a ellos en complejas interdependencias (Flores-Verdugo, 1989). En la industria de la construcción los árboles de mangle se utilizan como material para puntales de las cimbras, en la fabricación de artes de pesca como los tapos, en la elaboración de espigas y puntales para la locomoción de pequeñas embarcaciones en zonas someras de las lagunas costeras y esteros (Acharya, 2002; Valdez-Hernández, 2002; Cházaro 2005).

Por otro lado, los manglares cumplen un papel importante en los ciclos del carbono, nitrógeno y azufre por lo que contribuyen al retraso del calentamiento global. También, actúan como filtro biológico al retener y procesar algunos agentes contaminantes provenientes de las zonas agrícolas. Ayudan en la captación y filtración de agua hacia los mantos freáticos, el mantenimiento de la línea de costa, entre otros (Cházaro 2005; Rivera-Monroy *et al.*, 2007).

Paradójicamente, a nivel mundial estos ecosistemas han sufrido una notable reducción en su cobertura. Así, para 1980, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) estimó una superficie de manglar de cerca de 19.8 millones de hectáreas, para el año 2005 esta superficie se redujo a 15.2 millones de hectáreas es decir, se perdió cerca del 23% en sólo veinte años (FAO, 2007).

México no ha sido la excepción a estas pérdidas. En el periodo de 1980 a 2005, la FAO (2007) estimó una tasa de pérdida anual entre 1.3 y 1.5% de su superficie. La Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) calculó una tasa de deforestación del 1.3%, en el periodo de 1986 a 2001. El Instituto Nacional de Ecología (INE), por su parte la estimó, en el periodo de 1976 y 2000, en 2.5%. La tasa de pérdida exacta aún se desconoce, sin embargo, en 2005 esta última institución informó que, de seguir con el ritmo de deforestación, del 2.5% mencionado, en sólo 25 años se habría perdido cerca de un 50% de nuestros bosques de manglar (INE, 2005).

Es evidente que, por sí solas, las acciones encaminadas hacia la conservación y protección de estos ecosistemas, como la creación de áreas naturales protegidas o sitios Ramsar, no han sido suficientes para contener con su creciente deterioro y/o pérdida. Se necesita de políticas y acciones encaminadas a revertir las condiciones adversas que modifican, desfavorablemente, su estructura y función. Este tipo de manejo es lo que actualmente se conoce como Restauración Ecológica (RE) y que la Society for Ecological Restoration, SER (2004) ha definido como: “el proceso de asistencia para restablecer un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido”.

El incremento de la intensidad y frecuencia en el deterioro y degradación de los ecosistemas de manglar puede revertirse con un adecuado manejo dirigido hacia su recuperación (Bosire *et al.*, 2008). Recuperar estos ecosistemas quiere decir devolverles su capacidad de mantener su estructura y función, sus recursos bióticos y abióticos que hacen posible su desarrollo sin ayuda o subsidio adicional, sus interacciones con ecosistemas contiguos en términos de flujos bióticos y abióticos e interacciones culturales y devolverles su capacidad de resiliencia para afrontar sus límites normales de estrés y alteración ambiental (SER, 2004).

La restauración de los manglares sólo ha recibido atención recientemente (Lewis, 1999) y se ha enfocado principalmente en la reforestación y, en algunos pocos casos, en la restauración de la hidrología del sitio (Elster, 2000; Flores-Verdugo *et al.*, 2007). Los éxitos cosechados son pocos ya que la mayor parte de los trabajos tienden, por un lado, a relegar a un segundo plano las causas de pérdida de cobertura (Hashim *et al.*, 2010) y por el otro, a



ignorar los procesos de recuperación natural que todos los ecosistemas poseen (Lewis, 2005). Por lo que Cintron-Molero (1992) y Kamali y Hashim (2011) recomiendan que, en cualquier plan de restauración de este tipo de ecosistema, primero, se deben determinar las causas de disturbio que impiden la regeneración natural y proyectar la manera de remover estos factores antes de encaminarse en cualquier práctica de restauración. El siguiente paso es establecer si, una vez removidos los factores de estrés, en el sitio existe el reclutamiento natural de plántulas. Sólo si no ocurre la regeneración natural se debe considerar implementar acciones para su recuperación (Ellison, 2000; Lewis, 2005). Los bosques de manglar pueden “auto-repararse” siempre y cuando el hidoperíodo no haya sido modificado y si la disponibilidad de propágulos y plántulas que se dispersan por el agua de bosques de manglar adyacentes no se ha limitado o bloqueado (Cintron-Molero, 1992; Kamali y Hashim, 2011).

En proyectos de restauración de manglares es frecuente observar las limitantes que se tienen en cuanto a la identificación de áreas potenciales para su recuperación (Ellison, 2000). Lo que conduce a que muchos de estos trabajos dirijan sus esfuerzos y su inversión capital en la creación de viveros y directamente en la siembra de mangles incluso en áreas donde no ha existido este tipo de ecosistema (Lewis, 2005).

Una alternativa para la identificación de zonas aptas para su recuperación lo puede constituir el conocimiento de la estructura del manglar ya que los efectos de los disturbios pueden modificar la estructura de los bosques, disminuyendo la diversidad y la riqueza de éste, lo que se traduce en una menor cantidad de árboles, troncos más delgados, menor cantidad de flores, propágulos y plántulas (Tovilla-Hernández y Orihuela, 2002). Además, ya que la estructura de la vegetación tiene implicaciones directas sobre la composición, densidad y organización de las comunidades de fauna, especialmente de las aves (Carrascal, 1987), y en el caso de los bosques de manglar también sobre las comunidades de moluscos, peces y crustáceos, su conocimiento también ayuda a establecer posibles afectaciones en las cadenas tróficas y los impactos negativos sobre el bienestar de las comunidades que dependen directamente de las pesquerías (Lugo, 1999; Tovilla-Hernández y Orihuela, 2002). Por otra parte, la determinación de la estructura del manglar permite la comparación de unidades de vegetación similares, el conocimiento de su estado de conservación y tomar en última instancia las mejores opciones de manejo, ya sea para su aprovechamiento sostenible o con fines de preservación según corresponda (Tovilla-Hernández y Orihuela, 2002).

Dada la extensión y accesibilidad a este tipo de ecosistemas, el trabajo de campo resulta poco rentable ya que consume demasiado tiempo y los costos son elevados, por lo que el uso de técnicas de percepción remota para el análisis de estos sistemas ha ido incrementando su desarrollo a nivel mundial (Nayak *et al.*, 2001), de hecho, desde la década de 1990, diversos investigadores ya hacen énfasis en la conveniencia de utilizarlos para la evaluación de las características cualitativas y cuantitativas de estos ecosistemas (Field *et al.*, 1998; Nurkin, 1994; Blasco *et al.*, 1996; Simberloff, 2000). Los sensores remotos pueden jugar un papel muy importante y efectivo en la evaluación y monitoreo de la dinámica de la cobertura de manglar. Si bien el análisis de los datos obtenidos a través de estos sensores no reemplaza la investigación de campo, si provee de información complementaria rápida y eficientemente

(Giri *et al.*, 2007). El uso de datos provenientes de sensores remotos ofrece muchas ventajas incluyendo: cobertura sinóptica, costos bajos en la adquisición de datos satelitales, e inclusive algunos de ellos gratuitos, disponibilidad de datos satelitales históricos, entre otros. Además, con los recientes avances en el hardware y software empleados para el procesamiento de imágenes satelitales se ha incrementado la utilidad de este tipo de dato, a escala local, regional o global, en la evaluación del grado de fragmentación de un hábitat, el nivel de deforestación, en la detección de probables zonas para el desarrollo económico y urbanización, sitios para áreas protegidas y corredores biológicos o para restauración (Islam *et al.*, 1997; Dwivedi *et al.*, 1999; Blasco *et al.*, 2001; Nayak *et al.*, 2001).

En este mismo contexto, los sistemas de información geográfica (SIG) constituyen herramientas poderosas que ayudan a la identificación del problema, generación y evaluación de alternativas de solución y a la comprensión integral de un territorio dado, mediante la interacción de las dimensiones ambiental, cultural, económica, social y espacial (Bosque y García, 2000).

### *Situación actual del ecosistema de manglar de Tecolutla, Veracruz*

El Estado de Veracruz cuenta con una extensión de manglar de 36,237 ha, de las cuales solamente 1,741 ha se encuentran bajo algún régimen de protección. En 2009, la CONABIO identificó 81 sitios prioritarios para la rehabilitación de manglar, entre ellos se encuentran los manglares pertenecientes al municipio de Tecolutla, Veracruz.

En los manglares de Tecolutla, la falta de planes apropiados para el manejo y uso del suelo ha provocado la deforestación de las zonas de manglar principalmente para la expansión de la frontera agrícola y pecuaria. Asimismo, en la zona existe la extracción selectiva de madera de mangle, de la especie *Laguncularia racemosa*, para la construcción y producción de leña y carbón (Durán-Hernández, 2008). Indirectamente el bosque manglar de la región es impactado negativamente, a través de la contaminación por el uso de agroquímicos, aguas residuales y el rompimiento de ductos de petróleo con su consecuente efecto dañino en todo el ecosistema: árboles, fauna asociada, microorganismos, suelo y agua (Durán-Hernández, 2008).

De seguir con esta tendencia, en unas pocas décadas, los servicios ambientales que ofrece el bosque de manglar se verán comprometidos así como el bienestar de los pobladores que habitan sus alrededores.

#### *1.1 Justificación del trabajo*

Al igual que cualquier ecosistema, los manglares de Tecolutla están formados por componentes biofísicos (agua, suelo), biológicos (flora, fauna) y antropocéntricos (socioeconómicos, culturales, institucionales), que están interrelacionados y en equilibrio entre sí, de tal manera que al afectarse uno de ellos, se produce un desbalance que pone en peligro todo el sistema.

La destrucción de la cubierta vegetal de la región, a consecuencia de las actividades antrópicas en este sitio, ocasiona alteraciones climáticas, fenómenos de erosión hídrica y el

desgaste de los recursos suelo, fauna, vegetación y agua y a pesar de que los vínculos entre el bienestar humano y los ecosistemas de manglar no se conocen a fondo, para una gran variedad de contextos socio-económicos, y para múltiples escalas desde lo global hasta lo local, el deterioro del manglar pone en riesgo el bienestar de sus habitantes y de las zonas aledañas, además de la biodiversidad del lugar.

De continuar la presión sobre el ecosistema de manglar de Tecolutla, será imposible la provisión de servicios tales como: amortiguación de los efectos de las tormentas tropicales y huracanes, la formación de suelo y control de la erosión de la línea costera, exportación de nutrientes, captación de agua, entre otros. En una escala local, la merma de estos servicios conllevaría la pérdida de las fuentes de ingresos de los pobladores que obtienen de la pesca y el turismo, la degradación de las tierras fértiles afectando las fuentes de trabajo y de alimentos para muchos habitantes de la región. Asimismo, la tala inmoderada del manglar acabará por agotar las fuentes de recursos maderables indispensables para la economía de los habitantes del lugar. A nivel regional, puede llevar a una pérdida de biodiversidad al desaparecer los remanentes de manglar, además de los impactos negativos de los huracanes, sobre la región.

Los recursos naturales (agua, suelo, biodiversidad) de los manglares son renovables siempre y cuando se logre un adecuado manejo de ellos. La situación actual de los manglares de Tecolutla requiere acciones encaminadas a devolverles una porción significativa de su composición, estructura y función para asegurar su continuidad en tiempo y espacio. Por lo que en el presente trabajo se planteó la realización de un diagnóstico ambiental de los manglares de Tecolutla mediante la determinación de la estructura forestal y algunos parámetros físico-químicos de agua y sedimento que sirva de base para la ubicación de sitios prioritarios para su recuperación y proponer algunas estrategias para este fin.

## **II. Objetivos**

### *Objetivo general*

Evaluar el estado de conservación del manglar de Tecolutla, Veracruz, y generar algunas propuestas para la recuperación de sitios degradados.

### *Objetivos particulares*

1. Determinar y analizar cambios en la cobertura del manglar a partir de técnicas de percepción remota.
2. Evaluar la fragmentación del hábitat a partir de técnicas de percepción remota.
3. Caracterizar la estructura de las comunidades arbóreas de manglar a lo largo de un gradiente de conservación.
4. Identificar cambios en el gradiente de conservación en parámetros físico-químicos claves del agua y sedimento.
5. Identificar zonas prioritarias para su recuperación a través de técnicas de percepción remota, diagnóstico estructural de la vegetación y la caracterización físico-química del sedimento.

### III. Antecedentes

#### *III.1 Situación actual de los ecosistemas de manglar*

No obstante el valor ecológico y social de los bosques de manglar, a nivel mundial se ha observado una notable reducción en su cobertura. En 1980, la FAO estimó que este tipo de bosques ocupaba una superficie de cerca de 18.8 millones de hectáreas. De 1980 a 2005 se anunció la pérdida de una quinta parte de esta superficie (3.6 millones de hectáreas) y se consideró que los bosques remanentes presentan algún nivel de deterioro (FAO, 2007).

Las mayores pérdidas, dentro de este período, ocurrieron en Asia, con más de 1.9 millones de hectáreas destruidas. A nivel internacional, Indonesia, México, Pakistán, Papua Nueva Guinea y Panamá registraron las mayores pérdidas de manglar durante los años de la década de 1980. En este grupo de países desaparecieron cerca de un millón de hectáreas, una extensión comparable a la superficie de Jamaica (FAO, 2007).

Si bien, las causas de pérdida pueden variar substancialmente entre regiones y países, la acuicultura ha sido el mayor detonador para la conversión de tierras de manglar y aún hoy representa una de las grandes amenazas a nivel mundial para estos ecosistemas (Van Lavieren *et al.*, 2013). En 2001 el reporte de la FAO estimó que cerca del 38% de las pérdidas globales de manglar fueron debidas a la camaronicultura, mientras que un 14% se debió a otras formas de acuicultura. Además, con casi la mitad de la población mundial viviendo dentro de las líneas costeras la degradación y contaminación de los manglares se ha ido esparciendo (FAO, 2007).

En el caso del continente Asiático, en la década de 1980, la destrucción principal se debió al auge del camarón en el mercado internacional, lo que condujo a aclarar masivamente estos bosques para convertirlos en estanques camaronícolas (Spalding *et al.*, 2010; Cavalcanti-Maia *et al.*, 2014). Posteriormente los cambios de uso de suelo para espacios destinados a la infraestructura turística y su impacto, el acelerado crecimiento poblacional, la contaminación y su efecto de degradación y deterioro sobre los recursos naturales han contribuido a su pérdida y deterioro (Van Lavieren *et al.*, 2013).

En el continente Africano, en 1980, los manglares cubrían más de 3.6 millones de hectáreas. Actualmente se estima que su superficie es de 3.2 millones de hectáreas (Van Lavieren *et al.*, 2013). La causa principal es la conversión de tierras a uso agrícola, además, junto con la deforestación del manglar, su degradación se ve agravada debido a actividades de explotación petrolera y de minería.

Los manglares de América, cubrían, en 1980, 5,173,079 ha principalmente en México, con 1,124,000 ha, Brasil, con 1,050,000 ha y Cuba, con 537,000 ha. Para el año 2005 esta superficie se había reducido a 4,240,648 ha, es decir, casi un millón de hectáreas fueron destruidas a causa de la conversión de tierras para el desarrollo de la acuicultura. (FAO, 2007).

En el caso específico de México, de acuerdo con una estimación de la FAO (2007), en 1980 los manglares abarcaban una superficie de 1,124,000 ha. Para 1990 se habían reducido a 985,600 ha, es decir una pérdida de 13,840 ha. Diez años más tarde la tendencia continuaba quedando una superficie de 885,000 ha; es decir, 10,060 ha destruidas en 10 años. Sin embargo, para el año 2005 la pérdida fue aún mayor, 13,000 ha destruidas en sólo cinco años.

En 2013, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) dio a conocer, que la superficie de manglar en México, para el año 2010, era de 764,486 hectáreas, distribuidas en 17 Estados que cuentan con litoral (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). Las fuentes de deterioro y pérdida del manglar son muy variadas y dependen de cada región, Estado y Municipio. Sin embargo, las perturbaciones principales en México son la construcción de infraestructura turística, sustitución por campos de cultivo y potreros, camaronicultura, asentamientos humanos y actividad petrolera (Van Lavieren *et al.*, 2013). Por otro lado, los fenómenos naturales como los huracanes añaden cada año un área adicional a la superficie de manglar destruida. Hay que recordar que México se encuentra dentro de cuatro de las seis regiones generatrices de ciclones en el mundo, por lo que es altamente propenso a estos fenómenos, principalmente en el territorio de Tehuantepec, Región Oriental del Mar Caribe, Sonda de Campeche y Región Oriental del Atlántico (SMN, 2010).

No obstante estas cifras alarmantes de pérdida de manglar, los últimos estudios sugieren la recuperación de estos bosques y cambios positivos en la percepción de la importancia de los bosques de manglar. Cada vez más se incrementa el número de estudios que ponen de manifiesto los beneficios que proveen estos ecosistemas a la sociedad y gracias a éstos muchos países han adoptado normas de manejo que aseguran tanto la conservación como la recuperación de estos ecosistemas (Van Lavieren *et al.*, 2013).

En México los ecosistemas de manglar y las especies que lo componen se encuentran protegidos por leyes, reglamentos y normas oficiales. En el cuadro 1, se presentan los instrumentos legales que aseguran la protección y conservación de los bosques de manglar.

**Cuadro 1. Instrumentos legales que protegen los manglares en México.**

Instrumento legal	Descripción
Norma ecológica NOM-ECOL-059/2010	Las especies de mangle se encuentran en categoría de amenazadas (SEMARNAT, 2010).
Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección del Ambiente (LGEEPA) Artículo 28	“...se requiere autorización en materia de impacto ambiental para obras y actividades en zonas de manglar.” (LGEEPA, 2007).
Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable Artículo 13	“...las áreas de manglar...son zonas de conservación sometidas a un régimen de protección y aprovechamiento restringido, siempre que no se ponga en riesgo su suelo, calidad del agua y biodiversidad” (DOF, 2003).

Instrumento legal	Descripción
Código Penal para el Distrito Federal en materia de Fuero Común y para toda la República en materia de Fuero Federal	Establece sanciones por: "...por provocar incendios, destruir, desecar, rellenar, talar, desmontar, cambiar el uso del suelo y realizar aprovechamiento forestal en manglares, sin autorización." (DOF, 2006).
Ley General de Vida Silvestre Artículo 60 TER	Se prohíbe "...la remoción, relleno, transplante, poda, o cualquier obra o actividad que afecte la integralidad del flujo hidrológico del manglar; del ecosistema y su zona de influencia...." (SEMARNAT, 2007).
Ley General de Vida Silvestre Artículo 99	"...Las obras y actividades de aprovechamiento no extractivo que se lleven a cabo en manglares, deberán sujetarse a las disposiciones previstas por el artículo 28 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente." (SEMARNAT, 2007).
Norma ecológica NOM-022-SEMARNAT-2003	Establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar." (SEMARNAT, 2003).

Aunada a estas acciones de protección actualmente el 51.9% de la superficie de manglar se encuentra decretada como Área Natural Protegida (ANP) Federal. El 21.5% está dentro de sistemas de áreas protegidas estatales. La superficie total de manglar bajo protección es del 73.1% (558,690 ha) (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013).

Por otro lado, de los 134 sitios Ramsar, que México posee, 30 de ellos coinciden con zonas de manglar. Por lo que nuestro país se ha comprometido a desarrollar programas de conservación en dichas áreas. La superficie de manglar en estos sitios es de 522,397 ha que representan el 68.3% de la superficie total de cobertura de manglar en México (CONABIO, 2009).

En 2007 y 2008, la CONABIO realizó dos talleres para la identificación de sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. En estos talleres se reunieron especialistas en el tema de diferentes instituciones académicas, gubernamentales y no gubernamentales. Los sitios prioritarios de manglar se identificaron a partir de criterios relacionados con su valor biológico, las amenazas que enfrentan, agentes de destrucción y/o perturbación, los criterios de oportunidad de conservación (por relevancia biológica) y de rehabilitación, además de criterios del sistema de protección actual en México (CONABIO, 2009). En estas reuniones se lograron identificar 81 sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. En la región del Golfo de México se identificó como sitio prioritario los manglares de Tecolutla Veracruz.

### III.2 Antecedentes de restauración en ecosistemas de manglar

En los últimos años, se ha observado un incremento en el conocimiento del estado de los ecosistemas de manglar, por lo que su restauración ha cobrado fuerza en todo el mundo. Así, desde mediados del siglo pasado, han surgido varios estudios sobre la restauración de estos ecosistemas (Field, 1996). Algunos de ellos son: Lewis (1982, 1990, 1999, 2000); Cintron-Molero (1992); Field (1996,1998); Turner y Lewis (1997); Brockmeyer *et al.* (1997); Milano (1999), Ellison (2000). Asimismo, el Atlas Mundial de los Manglares (Spalding *et al.*, 2010) tiene documentado 384,000 ha bajo algún proyecto de restauración.

No obstante, la creciente preocupación por recuperar las áreas degradadas de manglar, hoy en día aún son escasos los programas de restauración que garanticen su éxito debido a dos causas principales: 1) son pocos los programas con una base científica que consideren por un lado, la dinámica intrínseca de estos ecosistemas y por otro, la inmersión social en la que se desenvuelven y 2) los altos costos que genera su recuperación (Lewis, 2005).

La restauración de estos ecosistemas se ha basado principalmente en su reforestación para actividades silvícolas por lo que su principal objetivo ha sido el de recrear, en un corto plazo, funciones con valor antropocéntrico como la producción de madera, protección de costas, estabilización de suelos, pesquerías, entre otros (Moberg y Rönnbäck, 2003). Un ejemplo de ello los constituyen Tailandia, Malasia e Indonesia, países con una gran tradición en la implementación de técnicas silvícolas de sus manglares, que data desde inicios del siglo XIX (Noakes, 1951). En América, países como Ecuador y Venezuela, la producción maderable se dirige a satisfacer demandas regionales e internacionales de postes, carbón y madera aserrada. Específicamente, Venezuela, desde 1976 posee un plan de manejo de manglares cuyo objetivo es la producción de madera para aserraderos, durmientes, postes y viguetas (Luna, 1976; Luna, 1983).

En México, el primer trabajo relacionado con el bosque de manglar, desde un punto de vista de aprovechamiento forestal, data de 1927 con el comercio de la madera del mangle *Laguncularia racemosa*, en el Estado de Nayarit. En 2005, en este mismo Estado en las localidades de San Blas y Mexcaltitán se estimó una ganancia anual de 0.4 a 1.6 millones de pesos por la venta autorizada de la madera de esta especie (Sanjurjo y Welsch, 2005). En 2012, la Comisión Nacional Forestal, CONAFOR, impartió el Curso-Taller titulado “Silvicultura del ecosistema de manglar. Aprovechamiento y uso múltiple de los bosques de mangles” y el cual tuvo como objetivo “estudiar técnicas y buenas prácticas que se aplican a las masas forestales, en este caso al manglar, para obtener de ellas una producción continua y sostenible de bienes y servicios demandados por la sociedad”.

El establecimiento de prácticas silvícolas en áreas de manglar es una de las mejores formas de asegurar el aprovechamiento sostenible de sus recursos. El principal ejemplo de silvicultura sostenible lo constituye la Reserva Forestal de Manglar, Matang, en Malasia. Dentro de sus más de 40,000 ha, se ha hecho un uso sostenible de sus recursos



forestales de manglar por más de un siglo y hasta hoy su producción sigue teniendo un alto valor comercial, al mismo tiempo que asegura la continua satisfacción de la demanda de los recursos maderables y la preservación de este ecosistema. El sistema silvícola empleado está basado en la tala rotativa de áreas de manglar que han alcanzado 30 años y cuando es necesario se realiza una reforestación intensa dos años después de la tala (MTCC, 2009).

Con respecto a la reforestación con fines tanto sociales como ecológicos Snedaker y Aráujo (2000) citan a Davis (1940) como uno de los pioneros en la reforestación de manglares por medio de propágulos en Florida, Estados Unidos. Por otra parte, destaca el trabajo realizado en la República de Kiribati por parte de su gobierno y la Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar (ISME, por sus siglas en inglés). Juntos han desarrollado un método de reforestación único y que ha demostrado ser muy exitoso. Se trata de plantar grupos de tres propágulos de la especie *Rhizophora stylosa* en áreas de 25x25 cm o de 50x50 cm a lo largo de la línea costera entre el nivel promedio del agua y el promedio del nivel más alto (Baba, 2011). Con esta técnica, en Ananau Causeway, se registró la supervivencia del 90% de las plántulas un año después de ser plantadas y tres años después más del 50% continuaban vivas. Además, con la reforestación se observó un incremento en los niveles de los sedimentos y ahora los mangles han formado una barrera de árboles que ya producen flores y frutos (Suzuki *et al.*, 2009).

Otro trabajo importante es la reforestación de 160,000 ha en Bangladesh, con el fin de incrementar los niveles de suelo para fines agrícolas. Esta plantación se realizó sólo con la especie *Sonneratia apétala*. En 2001, Blasco *et al.* estimaron la supervivencia del 50% de la superficie reforestada, las pérdidas se debieron principalmente a ciclones y brotes de plaga de insectos.

En América Latina, en países como Colombia, Cuba y Panamá se han realizado diversos esfuerzos para reforestar con manglares (Field, 1996; Sánchez-Páez *et al.*, 2000). En México, son escasos los proyectos de reforestación (y restauración) de manglares que han sido documentados. Un ejemplo, lo constituye la restauración de áreas alteradas de manglar con la especie *Rhizophora mangle* mediante siembra directa de hipocótilos y plántulas, en la costa de Chiapas (Reyes y Tovilla-Hernández, 2002). Otro ejemplo es el proyecto que actualmente desarrolla la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) titulado “Restauración del manglar mediante la regeneración natural y reforestación en la Laguna La Cerca, Tlacotalpan, Veracruz” (Cruz-Terán, 2008). Asimismo, debido al gran deterioro de los bosques de manglar, a causa del desarrollo de infraestructura hotelera, en el Estado de Quintan Roo, desde 2007 la organización Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM) comenzó a producir plantas de mangle en su Vivero Forestal Rivera Maya. En 2008, con la participación de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), la CONAFOR, el parque Xcaret y el parque Xplor, el CINVESTAV unidad Mérida, la organización Amigos de Sian Ka’an, el H. Ayuntamiento de Benito Juárez y algunas empresas privadas, la organización FFCM dirigió la primera jornada de reforestación de mangles del Área Natural Protegida Manglares en Laguna de Nichupté. Esta actividad logró el establecimiento de 27,000 plantas de la especie *R. mangle*. Hasta la fecha se estima una supervivencia del 84.9%. Cabe mencionar que este proyecto

participó, en 2010, en el programa federal “Iniciativa México” donde quedó como uno de los mejores proyectos recibidos lo que le valió el apoyo económico para sus actividades y con el cual han logrado reforestar 58 ha en este sitio (FFCM, 2014).

Por otro lado, a nivel mundial las prácticas de forestación se han ido esparciendo poco a poco, así se tienen casos en el Sureste de Asia, Florida y el Medio Oriente. El caso más llamativo ha sido la forestación 120,000 ha en Bangladesh con el fin de proteger a las comunidades y propiedades de los embates de los ciclones y tormentas tropicales. La superficie forestada representa el 29% del total del área de manglar que posee Bangladesh (Moberg y Rönnbäck, 2003).

Pinto da Cunha y Neves (2001) realizaron la forestación, con *Avicennia schaueriana*, de un área de manglar degradada en Brasil, después de 106 días se tuvo una supervivencia del 100%.

En nuestro país, destaca el trabajo realizado por Benítez-Pardo en la Bahía de Navachiste, en el Estado de Sinaloa. El objetivo de este proyecto fue determinar las condiciones más adecuadas para la formación artificial de nuevas áreas de manglar en isletas de dragado con las especies *R. mangle* y *Avicennia germinans* (Benítez-Pardo, 2007).

A nivel internacional, la reforestación y forestación de manglares se ha realizado, comúnmente, con diferentes especies del género *Rhizophora*, por lo que la literatura es escasa en cuanto a la reforestación/forestación con especies distintas (Elster, 2000).

Si bien la reforestación de los manglares, es una actividad que conduce a su recuperación, muchos de estos proyectos no alcanzan ni las metas ni los objetivos propuestos, ya que esta práctica se realiza sin antes evaluar las causas de pérdida del bosque y sus posibilidades de recuperación natural. Esto lleva a pérdidas de grandes inversiones económicas, de tiempo y esfuerzo (Lewis, 1999; Lewis, 2005; Kirui *et al.*, 2008).

En el caso de la forestación, es frecuente que las marismas se propongan como sitios adecuados para la siembra de mangles, aún cuando se sabe que el periodo de inundaciones, que presentan estos lugares, es más frecuente de lo que el manglar puede tolerar lo que lleva a muchos fracasos en este tipo de proyectos. Erftemeijer y Lewis (2000) han comentado que plantar mangles en las marismas es más conversión que restauración de hábitat. El problema con la forestación es sembrar árboles donde antes no había y por lo tanto donde se carece de los factores ambientales adecuados para su desarrollo (Lewis, 2005).

Poner en práctica un proyecto de reforestación, o de forestación, requiere de una adecuada planificación que tenga como base un conocimiento de los parámetros hidrológicos, el patrón de intensidad del oleaje, de la clasificación y química de los sedimentos y del conocimiento de la presencia y/o ausencia de factores de disturbio (Calderón *et al.*, 2009).

Algunos trabajos de restauración de manglares, que incluyen otras prácticas además de la reforestación son:

En Cuba, la fuerte presión que existe en el cambio de uso de suelo para el desarrollo turístico ha tenido un impacto negativo sobre los patrones hidrológicos de sus bosques de manglar. Debido a esto, en 1984 se iniciaron actividades de rehabilitación hidrológica y programas de regeneración natural y asistida (Capote-Fuentes, 2003). En el trabajo de Bosire *et al.* (2003), se determinó que la regeneración natural de mangles en sitios perturbados es posible siempre y cuando se apoye con la reestructuración hidrodinámica. El trabajo de Milano (2000), en Florida, Estados Unidos, demostró que es posible la estabilización de islas artificiales a través de muros de rocas en combinación con la siembra de mangles.

En México destaca el trabajo realizado en AquaNova-Boca Cegada, en Nayarit, en donde 60 ha de manglar fueron afectadas por el bloque temporal de las zonas con influencia de mareas. En este sitio se llevó a cabo la rehabilitación ecológica y la reforestación asistida (Flores-Verdugo *et al.*, 1995). En la Laguna de Términos, Campeche, en 2004 comenzó un programa de restauración hidrológica a través de la construcción de canales artificiales, la reforestación de 14 ha y la forestación de 4 ha. Para 2007 se tenía registrado una supervivencia del 92% en las áreas reforestadas y del 90% en las zonas forestadas (Agraz-Hernández *et al.*, 2007).

Como parte del Programa de Restauración Ambiental y Fortalecimiento al Desarrollo Regional en la microcuenca costera de Chabihau, Yucatán, durante el periodo 2004–2006 se realizaron actividades de restauración que incluyeron el desazolve de manantiales, la construcción de un vivero de mangle y pruebas de reforestación de manglar en la ciénaga (Febles-Patrón *et al.*, 2009).

En 1985, en el Ejido de Francisco Villa, Estado de Nayarit, se registró una alta mortandad de grandes extensiones de mangle debido principalmente a: 1) los cambios de los patrones hidrológicos en la laguna de Agua Brava por la apertura del canal de Cuautla en el año de 1976; 2) disminución de los afluentes de agua dulce aguas arriba de la cuenca hidrográfica debido a las actividades humanas como la construcción de obras hidráulicas como presas hidroeléctricas en la parte alta de la cuenca y 3) azolvamiento y degradación del sistema lagunar. En 2007, como parte del Plan de Acción Regional para la Restauración de los Manglares de Nayarit, se inició la rehabilitación hidrológica de los esteros del lugar a través de la apertura de canales. Para el año 2009, el Ejido contaba con 3,976 m de canales rehabilitados en su flujo hidrológico (CONAFOR-REINO UNIDO, s/f). Un aspecto a destacar es que a partir de 2004, la Comisión Nacional Forestal, CONAFOR, realiza periódicamente proyectos de conservación y restauración de manglares (CONAFOR, 2014).

### *III.3 Bases para la restauración de los manglares*

Los manglares presentan estrategias de supervivencia que les confieren una gran capacidad de recuperación después de alteraciones drásticas al ecosistema; la experiencia documentada por

varios autores demuestra que cuando desaparece el factor tensionante los manglares pueden recuperar su cobertura vegetal (Wolanski *et al.*, 1992; Saenger, 2002; Bosire *et al.*, 2008). Por lo que antes de comenzar cualquier proyecto de restauración de estos ecosistemas es importante remover las causas de deterioro y evaluar su autorecuperación. Sólo si la recuperación natural no se lleva a cabo es aconsejable iniciar un proceso de restauración (Lewis, 2005).

La restauración de manglares debe comenzar por la realización de un diagnóstico ambiental integral, en el cual se contemple la estructura forestal, parámetros químicos, físicos y biológicos en agua y sedimento, la determinación de la hidrología y la microtopografía del lugar, la evaluación del reclutamiento natural de plántulas y/o propágulos y la determinación de las actividades que impactan al ecosistema.

Los alcances del presente trabajo contemplaron el diagnóstico de la estructura forestal, parámetros físico-químicos en agua y sedimento, la regeneración natural de cada uno de los sitios estudiados y la cuantificación de la tala del bosque.

### *III.4 Herramientas para el análisis espacial del territorio*

#### *III.4.1 Percepción remota*

La Percepción remota (PR) es una herramienta poderosa que ha servido para conocer, identificar, clasificar, inventariar, planificar y gestionar una gran variedad de ecosistemas y tipos de vegetación, entre ellos el manglar (Interián y Álvarez, 2005; Vega, 2006). Sin embargo, no se debe tener la idea errónea de que la PR brinda toda la información de la superficie terrestre. La PR es sólo una herramienta más que proporciona parte de la información necesaria para algún estudio específico. En este sentido los trabajos de campo son indispensables en la integración adecuada de las observaciones satelitales (Jensen, 2007).

La PR o teledetección, puede definirse como: “la técnica o conjunto de técnicas que permite obtener información a través del análisis de datos adquiridos mediante un dispositivo, el cual no está en contacto directo con el objeto, área o fenómeno que se está investigando” (Lillesand y Kiefer, 1994). Un sistema de percepción remota está constituido por tres elementos principales (Martínez-Muñoz y Díaz-Ponce, 2005):

1. Una fuente de energía, la cual puede ser generada por el mismo sensor, como el radar y lidar, o la energía electromagnética proveniente del sol.
2. Un sensor, montado sobre una plataforma espacial, que es un instrumento capaz de ver o captar las relaciones espectrales y espaciales de objetos y materiales observables. Los sensores detectan sólo una parte de la escena denominada campo instantáneo de visión (CIV) y el cuál está determinado por la resolución espacial del sensor y por la altura a la que orbita el satélite. Existen varios tipos de sensores que detectan diferentes formas de energía

como: gravedad, magnetismo, ondas de radio, pero los más utilizados son los sensores que detectan la radiación o energía electromagnética (REM).

3. Objeto observado, se trata de la cubierta terrestre, vegetación, agua, suelos o construcciones humanas. El objeto observado recibe la señal energética procedente de la fuente, y la refleja o emite de acuerdo a sus características físicas.

El fundamento principal de la teledetección está basado en la interacción de estos tres elementos de la siguiente forma: la radiación electromagnética emitida por la fuente de iluminación incide directamente sobre los objetos presentes en la superficie terrestre y de acuerdo con las características de dichos objetos la energía puede ser absorbida, transmitida o reflejada (Lillesand y Kiefer, 1994). La energía reflejada se le conoce como albedo o reflectancia y se puede definir en función de su longitud de onda o frecuencia, las cuales son organizadas en una serie de bandas en donde la radiación electromagnética manifiesta un comportamiento similar, lo que se conoce como espectro electromagnético (Jensen, 2000).

Las siguientes son la serie de bandas espectrales más frecuentemente utilizadas en el área de teledetección (Chuvienco, 2002):

- Espectro visible. Zona del espectro electromagnético que va desde los 400 a los 700 nm de longitud de onda (0.4 a 0.7  $\mu\text{m}$ ). En esta región se distinguen tres bandas elementales que se denominan: azul (0.4 a 0.5  $\mu\text{m}$ ), verde (0.5 a 0.6  $\mu\text{m}$ ) y rojo (0.6 a 0.7  $\mu\text{m}$ ).
- Infrarrojo cercano. Corre de los 0.7  $\mu\text{m}$  a 1.3  $\mu\text{m}$ . Esta banda es de especial importancia por su capacidad para discriminar masas vegetales y concentraciones de humedad.
- Infrarrojo medio. Comprende de 1.3 a 8  $\mu\text{m}$ . Esta banda es especialmente importante en la detección de sitios de alta temperatura como volcanes o incendios.
- Infrarrojo lejano o térmico. Esta banda, que se extiende de los 8 a 14  $\mu\text{m}$ , detecta el calor proveniente de la mayoría de las cubiertas terrestres.
- Microondas. A partir de 1 mm. De gran interés por ser un tipo de energía transparente a la cubierta nubosa.

El valor de la reflectancia de los objetos presentes en la superficie terrestre varía de acuerdo a las características propias de cada elemento u objeto. Así, la vegetación presenta valores altos de reflectancia en el infrarrojo cercano y medio, mientras que los cuerpos de agua muestran valores cercanos a cero en la misma frecuencia. A esta característica, propia de cada objeto, se le conoce como respuesta espectral (CCRS, 2007). La definición detallada de la respuesta espectral de un objeto en diferentes longitudes de onda o frecuencia permite definir su firma espectral, la cuál es propia de cada objeto y permite diferenciarlo de un grupo de elementos parecidos (Chuvienco, 2002). La firma espectral es uno de los elementos cuyo análisis conduce a la interpretación de la información de las imágenes satelitales (Janssen y Bakker, 2001).

A nivel mundial existen varios proyectos dedicados exclusivamente a la observación de los recursos terrestres como por ejemplo (Chuvienco, 2002): el programa LANDSAT, el

programa Indian Remote Sensing Satellite (IRS), y el SPOT, el cual, debido a que se utilizaron imágenes SPOT para la realización del presente trabajo, se detalla un poco más a continuación:

El programa SPOT (Systeme Provatoire d'Observation de la Terre) fue desarrollado en Francia, con la colaboración de Bélgica y Suecia. Desde 1986 se han lanzado cinco satélites SPOT, proporcionando imágenes de media y alta resolución de la superficie de la Tierra. Cada satélite está equipado con dos sensores idénticos; los cuales operan en forma totalmente independiente. Estos dos sensores permiten obtener imágenes en dos modalidades: pancromática y multi-banda (verde, rojo e infrarrojo cercano) con una resolución de 10 y 20 m respectivamente (Bakker, 2001). El SPOT 5 se lanzó en 2002, este satélite adquiere información en cinco bandas espectrales: pancromático, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio y puede proporcionar imágenes de 5 o 2.5 m en modo pancromático y 10 m en multi-espectral (CCRS, 2007).

### *Imagen de satélite*

Una imagen de satélite es un grupo de valores digitales asociados con la brillantez que tienen los elementos presentes en el campo instantáneo de visión (CIV) del sensor y que en la imagen se denominan pixel (picture element, en inglés). El valor de cada pixel se guarda, como un Nivel Digital (ND), que corresponde a una longitud de onda específica, dentro de un arreglo matricial de M columnas por N renglones dependiendo de la posición de cada pixel dentro del CIV (Sabins, 1986). A cada banda del sensor le corresponde una matriz; por lo que las imágenes captadas por sensores pancromáticos, que miden la reflectancia de energía en una amplia parte del espectro electromagnético y que poseen una única banda, están constituidas por una sola matriz y son imágenes representadas en blanco y negro. Mientras que las imágenes multispectrales, captadas mediante un sensor digital que mide la reflectancia en muchas bandas, está constituida por tantas matrices como bandas tenga. Los distintos valores de reflectancia se combinan para crear imágenes de color (Jensen, 2005).

Dada su característica digital, es posible identificar diferentes elementos en una imagen a partir de su respuesta espectral. Así, se pueden identificar cuerpos de agua, zonas urbanas y forestales, cultivos, caminos, etc. A este proceso se le conoce como clasificación y puede llevarse a cabo en dos modalidades: clasificación supervisada y no supervisada. La clasificación es un proceso en el cual se catalogan a los píxeles en un número finito de clases individuales, categorías o datos basándose en sus ND y bandas. Si un pixel satisface un criterio es asignado a la clase que le corresponde según el criterio utilizado (Pouncey *et al.*, 1999).

En la clasificación supervisada el usuario proporciona una descripción estadística para definir clases de cobertura esperadas en la imagen, es decir que las coberturas o elementos son identificados a priori a través de trabajo de campo (Chuvieco, 2002).

El proceso de clasificación no supervisada está basado en la identificación de patrones, de brillantez en la imagen y en la agrupación de éstos en una misma clase por medio de la aplicación de algoritmos automatizados que se encuentran en los programas de

tratamiento digital de imágenes. En una clasificación no supervisada, la identidad de tipos de cobertura a ser clasificados no es conocida de antemano ya que no se tiene o se cuenta con pocos datos de control de campo. En este caso, la computadora necesita agrupar píxeles con características similares en grupos o clusters, únicos de acuerdo con criterios determinados estadísticamente (Jähne, 1991). Uno de los algoritmos de clasificación no supervisada más usados se denomina "ISODATA", que es el acrónimo de las palabras en inglés Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique (Tou y Gonzalez, 1974). Este método utiliza las distancias espectrales en el conjunto de datos e iterativamente clasifica los píxeles, redefine los criterios en cada clase, y clasifica los píxeles nuevamente. Así, los patrones de distancia espectral en los datos emergen gradualmente.

Para realizar una clasificación mediante ISODATA, generalmente se especifican los siguientes parámetros (ERDAS Field Guide, 2010):

N: El proceso de ISODATA comienza por determinar un número N arbitrario de grupos. El usuario decide el número de N grupos que van a hacer utilizados.

T: Un valor de convergencia, que es el máximo porcentaje de píxeles a cuyos valores de clase se les permite permanecer sin cambios entre iteraciones.

M: El máximo número de iteraciones a realizarse.

Los pasos del algoritmo son:

- a) La localización inicial, para comenzar la agrupación, es situada en las zonas de mayor reflectancia.
- b) Los píxeles se asignan al grupo más cercano.
- c) Los clúster se asocian o disgregan o borran en función de la máxima distancia de clase o del número mínimo de píxeles ocupados por una clase.
- d) Se repiten los pasos b y c hasta que el cambio entre una iteración y otra sea mínimo.

La clasificación no supervisada puede no coincidir con la realidad, esto debido a que los rangos para clasificar los píxeles pueden agrupar información muy diferente, como diferentes tipos de vegetación. Por lo que se recomienda complementar este tipo de clasificación con la supervisada o bien con el análisis visual de la imagen, en donde el analista combina y reclasifica los grupos resultantes en asociaciones de píxeles que representen la realidad del paisaje (ERDAS Field Guide, 2010).

A continuación se detalla el proceso de análisis visual de una imagen, el cuál fue utilizado en el presente trabajo.

El análisis visual se define como un acto visual de interpretación, identificación y/o medición de objetos de la superficie terrestre en una imagen satelital o de fotografía aérea (Howard, 1991). La interpretación visual se basa en la capacidad del hombre de relacionar

colores y patrones en una imagen donde se presentan rasgos de la superficie terrestre (Janssen y Bakker, 2001). Este análisis es de suma utilidad después de realizar una clasificación no supervisada ya que a través de él se pueden combinar los resultados obtenidos de dicha clasificación con las experiencias producidas en campo logrando un resultado mucho más cercano a la realidad (Chuvieco, 2002).

### *Elementos de interpretación*

Las características presentes en una imagen son llamadas elementos de interpretación (Janssen y Bakker, 2001). Estos elementos son: tono, color, tamaño, forma, textura, sombra y patrón (Howard, 1991). A continuación se detalla el tono y color, que fueron los elementos utilizados en este trabajo:

#### *Tono*

Se refiere al brillo relativo de los objetos en una imagen en escala de grises. Las variaciones tonales son elementos muy importantes en la interpretación y es uno de los principales criterios de la interpretación visual. La expresión tonal de los objetos en la imagen está directamente relacionada con la cantidad de energía reflejada por la superficie. Los distintos tipos de rocas, suelos, vegetación presentan diferentes tonos. Las variaciones en la condición de humedad también se reflejan como diferencias tonales: un incremento en la humedad origina tonos de gris más oscuros.

#### *Color*

La ventaja del color sobre el tono es que el ojo humano es mucho más sensible a las variaciones cromáticas frente a las variaciones de intensidad luminosa. Además, debido a la posibilidad de mezclar varias bandas del espectro en una composición de color, el color resulta ser un elemento básico para la interpretación visual de las imágenes satelitales. El ojo humano percibe longitudes de onda entre 400 y 700 nm, separando la energía recibida en tres componentes que son los denominados colores primarios: azul, verde y rojo, a partir de los cuales se puede generar cualquier otro color. El monitor de los ordenadores presenta tres canales (rojo, verde y azul); cuando desplegamos una sola banda del espectro, la misma señal se introduce por los tres canales y se despliega una imagen en grises. Mientras que si realizamos una composición en color, los datos de las tres bandas utilizadas son introducidos en cada uno de los tres canales del monitor, de forma que se reproducen multitud de colores en los píxeles como producto de la combinación de los valores de intensidad de cada una de las tres bandas para cada píxel (Chuvieco, 2002).

En principio, cualquier combinación de bandas puede ser utilizada en una composición en color. Solo la experiencia y el área de aplicación o el tema que se esté trabajando, puede ayudarnos a elegir qué bandas utilizar para realizar una interpretación. Una composición de color natural, es aquella en la que se asigna al canal rojo del monitor la imagen captada por un sensor en longitudes de onda correspondientes al rojo del espectro



electromagnético, al canal verde del monitor la imagen captada en longitudes de onda correspondientes al verde y por último al canal azul, la imagen de longitud de onda del azul. Una elección muy utilizada es la composición en falso color, que consiste en la asignación a los canales rojo, verde y azul del monitor las bandas correspondientes al infrarrojo cercano, infrarrojo medio y rojo del espectro electromagnético, respectivamente. Ésta suele llamarse “falso color infrarrojo” pues los colores resultantes en la imagen son similares a los de las fotografías obtenidas con film infrarrojo color. Al asignar el color rojo del monitor a la banda del Infrarrojo cercano resulta que todos los tonos del rojo, desde el rojo muy oscuro hasta el rosado pálido corresponden a vegetación. Los tonos más oscuros se relacionan con la presencia de vegetación arbórea densa y vigorosa, los tonos más pálidos corresponden a la vegetación con algún grado de estrés o poco densa. El celeste corresponde al suelo desnudo, seco, áreas rocosas o zonas urbanas (Chuvienco, 2002). El azul oscuro a negro, agua clara en cursos o cuerpos de agua. Los colores verde a verde azulados corresponden a parcelas aradas o suelos descubiertos con mayor o menor contenido de humedad (Janssen y Bakker, 2001).

Por otro lado se encuentra el tamaño de los objetos en una imagen satelital y el cual está en función de la escala y de otros objetos adyacentes. La forma se refiere a la forma del perímetro de los objetos y a menudo ayuda a determinar el carácter de los objetos (áreas de construcción, carreteras, cultivos, entre otros (Janssen y Bakker, 2001). La textura se refiere al arreglo y frecuencia del cambio tonal en un área en particular de la imagen, visualmente se manifiesta como la rugosidad o suavidad de los tonos de grises (Chuvienco, 2002). La sombra es la obscuridad en un área o espacio debido a que los rayos de una fuente de energía, generalmente el sol, no llegan a ella por la interposición de un cuerpo opaco. Finalmente el patrón se refiere a la distribución espacial de los objetos (tanto naturales como construidos), a la repetición de formas cada cierto espacio (Howard, 1991).

### *Análisis multi-temporal con imágenes satelitales*

Uno de los aportes más destacados de la PR al estudio de la cobertura vegetal es su capacidad para seguir procesos que involucran cambios ya sean debidos al ciclo estacional de las cubiertas, a catástrofes naturales o a alteraciones de tipo humano (Bragachini *et al.*, 2006). En este tipo de estudio se evalúan los cambios que sufren las coberturas vegetales ya sea en ganancia o pérdida de área, como consecuencia de un fenómeno natural o de origen antrópico. En la mayor parte de los casos, la detección de cambios se realiza comparando, pixel a pixel, los niveles digitales de las distintas imágenes, lo que involucra que ambas imágenes deben llenar requisitos de ajustes tales como: georreferenciación, orto-rectificación, mismas etiquetas de clases, etc. Estos ajustes permiten realizar el estudio y facilitan una comparación objetiva (Fernández-Prieto, 2002). Otros métodos son: detección de cambios usando compuesto multi-fechas, álgebra de imágenes, detección de cambios multi-fecha usando una máscara binaria aplicada a la fecha 2, entre otros (Chuvienco, 2002).

## *Percepción remota aplicada a estudios de manglar*

Los sensores remotos pueden jugar un papel muy importante y efectivo en la evaluación y monitoreo de la dinámica de la cobertura de manglar, ya que dada su extensión y accesibilidad a este tipo de ecosistemas el trabajo de campo resulta poco rentable, consumiendo demasiado tiempo y elevando costos (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2011). Algunos de los trabajos de evaluación cuantitativa y cualitativa utilizando PR en estudios de manglar son:

Srinivasa *et al.* (2012) utilizan imágenes LANDSAT TM para identificar “hot spots” y áreas bien manejadas del manglar en Tamil Nadu, India. Por su parte Jensen *et al.* (1991) utilizaron imágenes SPOT multiespectrales para evaluar las características del manglar del sureste de Florida. Green *et al.* (1998) revisaron 28 estudios realizados en bosques de manglar en todo el mundo, que fueron publicados entre 1979 y 1995, de los cuales 13 trabajos utilizaron datos provenientes del sensor TM (*thematic mapper*) del satélite Landsat. El mapeo e inventarios de manglares con imágenes SPOT (Aschbacher *et al.*, 1995; Rasolofoharino *et al.*, 1998; Gang y Agatsiva 1992).

En el estudio conducido por Giri *et al.* (2007) se analizan datos satelitales multi-temporales con el fin de monitorear la deforestación y degradación de dichos ecosistemas. Islam *et al.* (1997) utilizan la percepción remota para detectar el cambio en la cobertura de los manglares de Bangladesh. Bhattarai y Giri (2011) realizan una evaluación de la cobertura del manglar, utilizando imágenes LANDSAT, en la región del Pacífico. Beland *et al.* (2006) apoyándose en imágenes de satélite descubrieron que en el periodo de 1986 a 1992 se perdieron 440 ha de manglar en distrito de Xuan Thuy, Tailandia, mientras que de 1992 a 2001 se restauraron 441 ha. Wang *et al.* (2003) efectuaron un estudio de detección de cambios en la cobertura de manglar, en Tanzania, en el periodo de 1990 a 2000 utilizando tres imágenes Landsat de 1990, 1998 y 2000. Otros estudios que cuantifican la pérdida de manglar mediante PR son: India (Satyanarayan *et al.*, 2001); Tailandia (Ratanasermpong *et al.*, 2000); Sri Lanka (Dahdouh-Guebas, 2002); Kenia (Kairo *et al.*, 2002); Ghana (Coleman *et al.*, 2004), entre otros.

En nuestro país ya se cuenta con varios trabajos que utilizan percepción remota para el estudio de los ecosistemas de manglar:

Ramírez-García *et al.* (1998) evaluaron el nivel de deforestación y amplitud del manglar de Boca del Río Santiago, México, a través del análisis retrospectivo de la cobertura utilizando imágenes LANDSAT TM. El estudio de Berlanga-Robles y Ruíz-Luna (2002) analiza las tendencias de cambio de la cobertura de manglar de sistemas lagunares de Nayarit y Sinaloa. Asimismo, Rodríguez-Zúñiga (2000) realiza una evaluación de la deforestación de los manglares de Celestún y Río Lagartos mediante percepción remota. Vázquez-Lule *et al.* (2012) analizan cambios temporales en la cobertura del manglar del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz. Archer *et al.* (2003), evaluaron el estatus histórico del bosque de manglar del sistema estuarino Teacapán en el Pacífico Mexicano, utilizando imágenes Landsat TM y ETM+ de los años 1986, 1993, 1999 y 2001.

### III.4.1 Índices espectrales de vegetación

Los índices de vegetación (IV), son transformaciones (operaciones) realizadas a las imágenes satelitales con el fin de extraer información sobre la vegetación como el índice de área foliar (IAF), la biomasa, la producción primaria o la cobertura aérea. Los índices de vegetación permiten entre otras cosas (Jensen, 2007):

- Mejorar la discriminación entre el suelo y la vegetación.
- Disminuyen el efecto del relieve (pendiente y orientación) en la caracterización espectral de distintas cubiertas de suelo.
- Normalizar o modelar los efectos del ángulo de incidencia del sol, el ángulo de inclinación del satélite y el efecto atmosférico.

Entre sus objetivos destacan (Torres-Rojas, 2011):

- Discriminación espacial y temporal de las diferencias de la vegetación.
- Realización de perfiles fenológicos.

Los IV están basados en el comportamiento espectral de la vegetación. Así, la vegetación sana presenta un alto contraste entre las bandas visibles, especialmente la banda roja (0.6 a 0.7  $\mu\text{m}$ ), y la del infrarrojo cercano (0.7  $\mu\text{m}$  a 1.3  $\text{mm}$ ). Esto es debido a que los pigmentos de las hojas (clorofilas, xantofilas y carotenos) absorben la mayor parte de la energía dentro de la región visible del espectro electromagnético y reflejan en forma mínima el infrarrojo cercano, presentando dos picos de absorbancia en las bandas azul y roja y dos de reflectancia, uno en la banda verde y otro en el infrarrojo cercano y medio (Chuvieco, 2002). Estos contrastes forman la base para la definición de los índices de vegetación como función de la radiación de las bandas visibles e infrarrojo cercano. Chuvieco (1996) señala que cuando la vegetación sufre algún tipo de estrés, su reflectancia, en el infrarrojo cercano, será inferior y su absorbancia en el rojo también disminuirá por lo que el contraste entre ambas bandas será mucho menor en relación con una vegetación sana de gran vigor. En resumen, a mayor contraste entre las bandas infrarrojo y rojo, mayor vigor vegetal mientras que los valores bajos de esta relación indican una vegetación enferma o senescente (Soría-Ruiz y Granados-Ramírez, 2005).

Existen diversos índices de vegetación los cuales tienen en común el uso de los valores de reflectancia y absorción en las zonas espectrales del rojo e infrarrojo cercano. Los más comunes son (Eastman, 2006): Índice de Vegetación de Cociente de Bandas o Ratio Vegetation Index, Cociente Simple o Simple Ratio Vegetation Index (RVI), Índice de vegetación ajustado por efecto del suelo (SAVI) y el Índice normalizado de diferencia de vegetación (NDVI, por sus siglas en inglés).

El NDVI toma un valor entre -1 y 1. Con su uso se disminuye los problemas de iluminación variable y los problemas de división entre cero. Este índice se calcula como:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{IR}-\text{R}}{\text{IR}+\text{R}}$$

donde:

IR: Infrarrojo cercano

R: Rojo

### III.4.2 Sistemas de Información Geográfica

Un Sistema de Información Geográfica (SIG) es un conjunto de herramientas para el análisis y el manejo de la información espacial de fenómenos localizados sobre la superficie de la tierra (Roldán *et al.*, 2003). Desde el punto de vista operativo, los SIG son una tecnología de información con la cual se pueden capturar, almacenar, gestionar, manipular y representar gráficamente datos de naturaleza espacial o geográfica en formato digital. Esto implica que la información que albergan posee referencia geográfica por lo que todas las variables que describen un territorio pueden relacionarse mutuamente de distintas maneras. Desde el punto de vista teórico, los SIG forman un campo interdisciplinario que reúne muchas áreas diversas como ciencia de la computación, geografía, cartografía, ingeniería y planificación territorial (Adam y Gangopadhyay, 1997).

### III.4.3 Métricas del paisaje

Las métricas del paisaje pueden constituir una herramienta útil de planeación cuando es posible establecer relaciones significativas entre las características de la estructura del paisaje y su función. Estas métricas miden las propiedades geométricas de los elementos del paisaje y sus posiciones y distribuciones relativas. Los índices del paisaje contribuyen al entendimiento de los procesos ecológicos permitiendo la construcción de modelos y la evaluación comparativa de alternativas de planeación entre distintas configuraciones paisajísticas, la misma área en distintos momentos temporales o la definición de escenarios futuros (Subirós *et al.*, 2006). El establecimiento de las relaciones entre la estructura y la función de los paisajes puede ayudar a predecir los impactos de las actividades de manejo sobre los sistemas ecológicos (Botequilha *et al.*, 2006).

Estos índices son aplicables a un triple nivel (Botequilha *et al.*, 2006):

- A nivel de fragmento (*patch level*). Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente. Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cuál es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.
- A nivel de clase (*class level*). Los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso de suelo, hábitat, etc. Es el nivel apropiado para calcular la superficie que ocupa una determinada cobertura del suelo, como podrían ser los bosques.

- A nivel de paisaje (*landscape level*). Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez. El resultado nos informa del grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

Aunque las métricas del paisaje se pueden calcular mediante operaciones matemáticas manuales hay varios programas disponibles para generar las métricas de los paisajes (Aguilera, 2006). En este trabajo se utilizó el software Fragstats, el cual es un programa de acceso libre disponible en la red. Fragstats fue creado el año 1995 por el Dr. Kevin McGarigal y Barbara-Marks de la Universidad Estatal de Oregón. Funciona esencialmente en formato raster y es considerado el programa más completo por lo que se refiere a la diversidad y capacidad para desarrollar cálculos métricos (Subirós *et al.*, 2006).

#### *III.4.4 Índices espaciales*

Dentro de las métricas del paisaje destacan los índices, algoritmos y otros indicadores cuantitativos que permiten evaluar patrones espaciales de coberturas y usos del suelo (McGarigal y Marks, 1995). La fragmentación y la conectividad son dos de los indicadores más utilizados para poder evaluar el estado de los hábitats naturales. La conectividad de los hábitats se puede definir como aquella característica que facilita el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético y otros flujos ecológicos. La conectividad disminuye cuando la fragmentación avanza (Crooks y Sanjayan, 2006).

La fragmentación es un proceso por el cual grandes extensiones continuas de vegetación se convierten en un conjunto de fragmentos pequeños y aislados (Haila, 2002). Generalmente, la formación de estos pequeños fragmentos se da como resultado de nuestras actividades, en especial el cambio de uso de suelo, aunque también la naturaleza puede influir directamente en la fragmentación de los hábitats (Forman, 1995). En el caso de los ecosistemas de manglar, éstos presentan una distribución naturalmente fragmentada, por lo que la evaluación de este indicador se refiere a la fragmentación derivada de nuestras actividades. La fragmentación se considera una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad y de las funciones ecológicas de los ecosistemas (Forman, 1995). Por ello existe un creciente interés en analizar la fragmentación de los ecosistemas y en los últimos años se han desarrollado o adaptado varios índices para cuantificarla (Bogaert *et al.*, 2004).

#### *III.5 Métodos para la evaluación de la estructura del manglar*

La estructura de la vegetación puede ser definida como la organización en el espacio, de los individuos que componen un tipo de vegetación o comunidad vegetal. Por lo general, los bosques se caracterizan por su estructura particular, que puede ser muy variable entre un tipo forestal y otro. La estructura vertical, indica el ordenamiento de la vegetación en estratos o doseles, para ello se utiliza el parámetro altura que junto con la cobertura permite un análisis complementario de la dominancia energética según la disposición vertical. La estructura horizontal, se refiere a la ordenación de los individuos y de las especies en el plano horizontal.

El ordenamiento horizontal se analiza a través de la densidad, la abundancia, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la cobertura, entre otros y la estructura cuantitativa, se puede expresar como densidad, frecuencia, valor de importancia o producción a través de peso seco del material (Rangel y Velázquez, 1997).

En el caso de los bosques de manglar son diversos los factores que afectan su estructura y productividad, entre los que se incluyen a la hidrología, la dinámica de nutrientes, el tipo de sedimentos y la salinidad del suelo (Lugo *et al.*, 1988). El conocimiento de la estructura del manglar puede proporcionar información importante sobre los efectos de los disturbios, ya que éstos pueden modificar la estructura de los bosques, disminuyendo su diversidad y riqueza; lo que se traduce en menor cantidad de árboles, troncos más delgados, menor cantidad de flores, propágulos y plántulas, es decir se traduce en cambios en la estructura vegetal (Tovilla-Hernández y Orihuela, 2002).

La estructura de la vegetación tiene implicaciones directas sobre la composición, densidad y organización de las comunidades de fauna, especialmente de las aves, y en el caso de los bosques de manglar también sobre las comunidades de moluscos, peces y crustáceos (Lugo *et al.*, 1999). La determinación de la estructura del manglar permite la comparación de unidades de vegetación similares, el conocimiento de su estado de conservación y la toma en última instancia de las mejores opciones de manejo, ya sea para su aprovechamiento sostenible o con fines de preservación según corresponda.

En la actualidad, existen diversos métodos para evaluar la estructura del manglar, en este trabajo se utilizó el método de cuadrantes o parcelas, el cual consiste en registrar los árboles dentro de los cuadrantes. El tamaño de las parcelas se establece en función de la vegetación y la uniformidad del bosque, sin embargo se debe considerar un mínimo de 20 a 30 árboles por parcela y deben orientarse perpendicularmente a los gradientes ambientales (Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon, 1999).

## IV. Materiales y métodos

### IV.1 Ubicación del área de estudio y características generales

La zona de estudio se encuentra ubicada en el norte del Estado de Veracruz (figura 1A) entre las coordenadas UTM 2256236 y 2274807 Latitud Norte y 694670 y 712433 Longitud Oeste. Abarca la franja costera donde se distribuye el manglar del municipio de Tecolutla (figura 1C). Desde el punto de vista hidrológico, esta zona pertenece a la región hidrológica número 27 (figura 1B) de la Región Norte de Veracruz (CSVA, 2013). La zona de estudio posee una superficie aproximada de 1,350.48 ha y una longitud de 23.4 km.

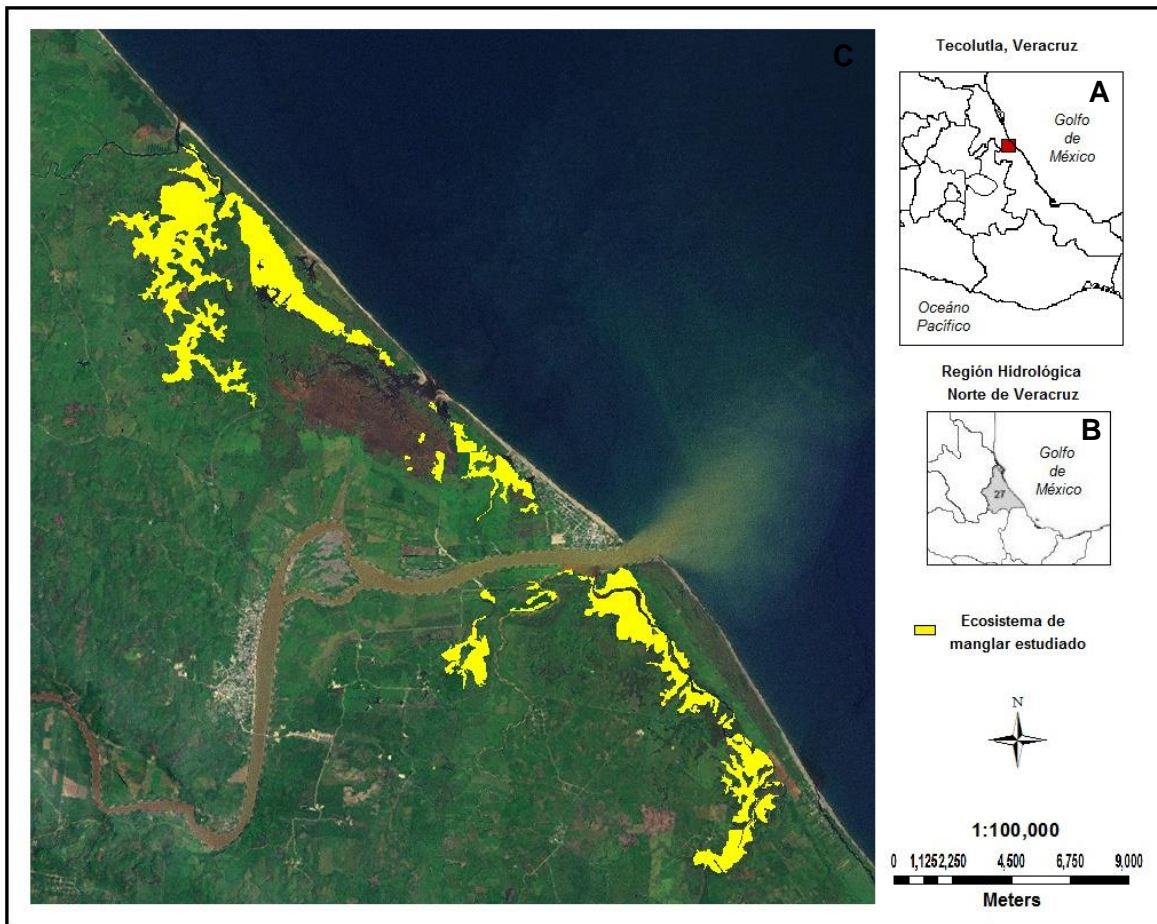


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

### Hidrología

La principal corriente de agua en la zona de estudio es el río Tecolutla el cual se origina en la Sierra Norte de Puebla, en los distritos de Acatlán, Huauchinango, Teziutlán y Zacatlán. A lo largo de su cauce el río toma varios nombres como arroyo Zapata, río Coyuca, río Apulco y finalmente río Tecolutla. Los afluentes principales de esta corriente son los ríos Xiucayucan,



Tehuantepec y Laxaxalpan. El río Tecolutla se conecta con diferentes arroyos y esteros entre los que destacan los esteros El Silencio, El Negro y Larios, figura 2 (Pereyra-Díaz y Pérez-Sesma, 2006). De acuerdo a López-Portillo *et al.* (2009) el río Tecolutla es uno de los ríos mejor conservados del Estado de Veracruz.



**Figura 2. Principales corrientes de agua en la región de estudio.**

### *Mareas*

El tipo de mareas en el litoral del Estado de Veracruz es diurno o mixto, su amplitud fluctúa entre 0.5 y 0.7 m y se debe principalmente a la interacción entre la onda mareal y la topografía dominante de cada lugar, así como a las fases lunares-solares (SEMAR, 2013).

Las tablas numéricas de predicción de mareas de la Secretaría de Marina, (SEMAR, 2013), indican que los meses en que se registran las pleamares máximas son octubre y noviembre (de 0.71 m a 0.75 m), y las bajamares mínimas en junio y julio (de 0.56 a 0.63 m), para Veracruz y Antón Lizardo.



## *Clima*

Según la clasificación climática de Köppen modificada por García (1964), el clima que predomina en la zona, es Am(f), cálido húmedo con lluvias en verano. La temperatura media anual es mayor a los 22°C; para el mes más frío es superior a los 18°C. Esta región presenta dos periodos de lluvia, de mayo a octubre con una fluctuación de entre 900 y 1200 mm y de noviembre a abril, de 300 a 350 mm (López-Portillo *et al.*, 2009).

## *Suelos*

El tipo de suelo predominante es el Luvisol. Este tipo de suelo se desarrolla sobre materiales no consolidados, en este caso materiales aluviales provenientes del río Tecolutla. Dentro de la región también son comunes los Vertisoles, Regosoles, los suelos Feozem, Cambisol, Fluvisol y Gleysol. Comúnmente el manglar se establece en el suelo de tipo Gleysol (suelo pantanoso). Éste es un tipo de suelo que se encuentra en zonas donde se acumula y estanca el agua la mayor parte del año y se caracteriza por presentar, en su zona de saturación con agua, colores grises, azulosos o verdosos (IUSS, 2007, INEGI, 2009).

## *Fauna*

El manglar es el hogar de numerosas especies de fauna como *Cardiosoma guanhumi* (cangrejo azul), *Iguana iguana* (iguana verde), *Lepidochelys kempi* (tortugas lora), *Crocodylus acutus* (cocodrilo de río), *Lepisosteus osseus* (pejelagarto o catán), *Enhydra lutris* (nutria), *Geothlypis flavovelata* (mascarita de Altamira) entre otros (López-Portillo *et al.*, 2009).

## *Vegetación*

Las especies de mangle presentes son *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*, las cuatro se encuentran en la categoría de Especies Amenazadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2010 (López-Portillo *et al.*, 2009).

## *IV.2 Materiales*

Los materiales utilizados fueron una fotografía aérea del año 1976 y dos imágenes del satélite SPOT 5, de los años 2006 y 2010. Tanto la fotografía como las imágenes fueron proporcionadas por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO. Su procesamiento se realizó, en las instalaciones de esta Comisión, con el software ArcGis 10 y con la guía y supervisión de la M. en C. María Teresa Rodríguez Zúñiga, encargada del Departamento de Percepción Remota de CONABIO. La fotografía de 1976 tiene una resolución de 10 m. Las imágenes SPOT 5 tienen una resolución de 10 m y se trabajaron en formato raster. La fecha de adquisición de éstas es el 19 de mayo de 2006 y el 13 de octubre de 2010.

### IV.3 Método

#### *Estimación de la tasa de pérdida del manglar*

Se realizó una comparación de las imágenes previamente clasificadas y corregidas por parte de la CONABIO. El requisito fue que las imágenes tuvieran la misma leyenda temática para las tres fechas utilizadas (1976, 2006 y 2010), con el propósito de que fueran realmente comparables. A partir de esto, se generó una tabla multi-temporal de cambios, en donde se presentan las transiciones que se producen entre los periodos 1976-2006, 1976-2010 y 2006-2010. Las transiciones en la cobertura de manglar se determinaron con base en los totales de superficie para cada año. De tal forma que si:

S1 = Superficie de manglar en 1976

S2 = Superficie de manglar en 2006

S3 = Superficie de manglar en 2010

S4 = superficie pérdida de 1976 a 2006

$$S4 = S2 - S1$$

S5 = Superficie pérdida de 1976 a 2010

$$S5 = S3 - S1$$

S6 = Superficie pérdida de 2006 a 2010

$$S6 = S3 - S2$$

#### *Evaluación de la fragmentación del bosque de manglar*

La fragmentación del manglar se evaluó de acuerdo con Pielou (1977), relacionando el tamaño, número y dispersión de los parches, mediante la siguiente expresión:

$$IF = \frac{A_h}{N \times R_c}$$

donde:

IF = Fragmentación del hábitat

A<sub>h</sub> = Superficie total del hábitat

N = Número de parches del hábitat

R<sub>c</sub> = Dispersión de parches (R<sub>c</sub>) = 2dc (λ/π)

dc distancia media desde un parche (centroide) hasta el parche más cercano

λ densidad media de parches (número de parches por cada 100 ha)

R<sub>c</sub> = 1 al azar

R<sub>c</sub> < 1 agregada

R<sub>c</sub> > 1 regular

Unidades: adimensional

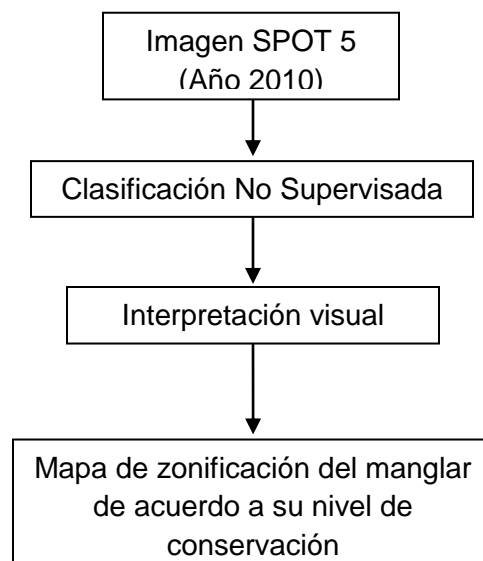
Este índice de fragmentación es inversamente proporcional al grado de fragmentación de la clase (Gurrutxaga, 2003). El software utilizado fue Fragstats.

### *Identificación de zonas prioritarias para su recuperación*

Esta etapa consistió de dos fases: la fase de análisis espacial utilizando técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica y la fase de trabajo de campo. A continuación se detalla cada una de ellas.

### *Fase de análisis espacial*

En la figura 3 se muestran los pasos seguidos para la realización del mapa de zonificación de acuerdo al nivel de conservación del bosque de manglar:



**Figura 3. Proceso de zonificación del manglar en sitios de acuerdo a su nivel de conservación.**

Para zonificar el bosque de manglar en áreas prioritarias para su recuperación se procedió de la siguiente forma: la diferenciación entre diversos estados de conservación de manglar se realizó a partir de una clasificación no supervisada de la imagen del año 2010. El software utilizado fue ERDAS Imagine, igualmente con licencia de la CONABIO y en sus instalaciones. En la clasificación no supervisada se utilizó el algoritmo “ISODATA”, partiendo de 20 clases, las cuales se fueron reduciendo tras un análisis de interpretación visual utilizando una composición en falso color con las bandas 3, 4 y 2. La base de esta interpretación fue el nivel de desarrollo estructural, la regeneración natural, evidencia de impacto antrópico (número de tocones) y firma espectral. Para ello se prosiguió de la siguiente forma: los datos de DAP, altura, cobertura y edad de plántulas (altura de las plántulas en el caso de *C. erectus*, recordando que aún no existe un estudio sobre la determinación de la edad de sus plántulas) se ordenaron de forma descendente y se obtuvieron los cuartiles de cada uno de estos parámetros, los valores por encima del cuartil número tres se les asignó el valor de cuatro los que estuvieron por arriba del cuartil número dos el valor de tres, por arriba del cuartil número 1

el valor de dos y por debajo de éste el valor de uno. En el caso de los datos del número de tocones, éstos se ordenaron de forma ascendente y se prosiguió de la forma mencionada. La firma espectral de color rojo oscuro se le asignó valor de cuatro, al rojo medio el valor de tres, al rojo pálido el de dos y al rosa el de uno.

A cada uno de los sitios estudiados se le asignó el valor de estos parámetros y se hizo su suma, este resultado fue la base para clasificar el manglar de Tecolutla en niveles de conservación. De esta manera, a la estructura forestal mejor desarrollada, plántulas más grandes y evidencia escasa de tala (número de tocones), se le asignó la categoría de “manglar conservado”. En esta categoría o clase se introdujeron los pixeles con tonalidades de rojo iguales a la tonalidad del pixel del punto de muestreo con las características anteriores. Los sitios estudiados que presentaron características intermedias en cuanto a su estructura, regeneración y número de tocones se les asignó la categoría de “manglar intermedio”. A esta categoría se añadieron los pixeles de tonalidades similares. La categoría de “manglar perturbado” fueron los sitios con valores bajos en las características mencionadas. Los pixeles con las tonalidades iguales a estos sitios se añadieron a esta clase. La clase de “manglar deforestado” correspondió a los sitios evaluados que fueron manglar pero se talaron para la creación de zonas agropecuarias. A esta categoría se incorporaron los pixeles con las tonalidades iguales a los potreros estudiados.

Por otro lado, se evaluó un sitio de selva baja inundable y se georreferenciaron puntos de vegetación diferente a manglar como: parches de vegetación dominados por helechos y por la especie *Hibiscus sp* (majahua) y vegetación inundable como los tulares. A estos sitios se les asignó la categoría de “otra vegetación”. A estos puntos se añadieron los pixeles que en la imagen presentaron las mismas tonalidades y las de color azul.

La caracterización de cada una de estas clases de manglar se realizó a partir de la evaluación de las métricas del paisaje con el software Fragstats.

### *Fase de campo*

Consistió en dos salidas al campo. La primera se realizó en el mes de marzo y la segunda en mayo de 2013, por lo que se tuvieron datos tanto de la temporada de máxima como de la mínima precipitación. Fue la etapa de diagnóstico del ecosistema de manglar y la cual permitió ubicar los sitios prioritarios para su recuperación y definir las herramientas de restauración más adecuadas. Para ello, se determinó la estructura del manglar, algunos parámetros físico-químicos, de agua y sedimento, y la estructura básica de plántulas (regeneración natural).

La selección de los sitios muestreados se realizó a partir de un plano de información relacionado con lo cerrado del dosel, porcentaje de cubierta vegetal (CV), el cual se creó a partir del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Giri *et al.*, 2007). El porcentaje de CV, se calculó entonces como:

$$\% CV = \frac{NDVI - NDVI_{suelo}}{NDVI_{veg} - NDVI_{suelo}} \times 100$$

donde:

% CV = porcentaje de la cubierta vegetal.

NDVI = el mapa que contiene los valores de este índice.

NDVI<sub>suelo</sub> = el valor del NDVI de un pixel que represente suelo descubierto.

NDVI<sub>veg</sub> = el valor del NDVI de un pixel que represente abundante vegetación.

A partir de este mapa se escogieron sitios con coberturas mayores al 75%, con coberturas intermedias, entre 50 y 75%, sitios con porcentaje de cubierta vegetal menor a 50% pero mayor a 30% y sitios con cubierta vegetal menor al 30%.

En estos sitios el trabajo de campo consistió en la evaluación de la estructura de la comunidad de manglar, por el método de cuadrantes (Cox, 1976; Barreiro y Signoret, 1999). El tamaño de cada cuadrante fue de 20x20 m de acuerdo con Mueller-Dombois y Ellenberg (1974) y Ramos *et al.* (2004) y cada uno se dividió en cuatro sub-cuadrantes para facilitar el muestreo. Dentro de cada cuadrante se tomaron los siguientes datos de acuerdo a Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon (1999) y Snedaker y Snedaker (1984):

1. Diámetro del árbol a la altura del pecho (DAP): se midió el diámetro del tronco, con ayuda de una cinta métrica, a la altura del pecho (1.3 m).
2. Altura: se tomó la distancia de la base del árbol a la cima de la copa, con ayuda de un clisímetro Haglof EC II.
3. Cobertura (AC): se estimó midiendo los dos radios perpendiculares de la proyección de la base de la copa sobre el terreno mediante la siguiente expresión:

$$AC = \pi \times a \times b$$

donde:

*a* = semieje mayor.

*b* = semieje menor.

4. Área basal (AB): el área basal se calculó como:

$$AB = \pi \times r^2$$

donde:

$$r = \frac{DAP}{2}$$

Además de estas características estructurales en cada sitio se determinó la regeneración natural. Para ello, se trazaron tres cuadros de 1x1 m, en las zonas de regeneración natural, y se evaluó:

1. Altura de las plántulas.

2. Densidad.
3. Número de nodos.

Con los datos de número de nodos se estimó la edad de las plántulas de acuerdo a Duarte *et al.* (1999); Argüello-Velázquez (2012) y Mogollón (2012). La edad se determinó como el número total de nodos entre el número de nodos que produce la especie en cuestión en un año. Para el caso de *Rhizophora mangle*, el número de nodos es 7, para *Avicennia germinans* es de 3 y para *L. racemosa* es de 5.

#### *Parámetros físico-químicos en agua*

En cada uno de los sitios se cavaron tres pozos con una distancia de aproximadamente 5 m entre cada uno de ellos y con una profundidad de 70 cm a 1 m, dependiendo de las características del terreno. Los pozos se dejaron llenar de agua en contacto con el sedimento y en cada uno se registraron, por triplicado, las siguientes variables físico-químicas:

1. Salinidad: se determinó con un analizador YSI pH100 (0.1 ups).
2. Temperatura: se determinó con un analizador YSI pH100 ( $\pm 0.1^\circ\text{C}$ ).
3. Potencial de hidrógeno (pH): se determinó con un analizador YSI pH100 ( $\pm 0.1$  pH).
4. Potencial óxido-reducción (Eh): se determinó con un analizador YSI pH100 ( $\pm 20$  mV).

#### *Parámetros físico-químicos en sedimento*

En cada pozo se tomaron dos muestras de sedimento, una de la superficie (de 0 a 20 cm de profundidad) y otra del fondo (de 50 a 70 cm), dando un total de seis muestras de sedimento por cada sitio muestreado.

Las muestras se almacenaron en bolsas plásticas y se mantuvieron en lugares frescos hasta su procesamiento en el laboratorio de Vegetación Acuática del Instituto de Biología, de la Universidad Nacional Autónoma de México bajo la guía del Dr. Agustín Quiroz. Las muestras se secaron a  $60^\circ\text{C}$ . Una vez secas se molieron y tamizaron a través de un tamiz de luz de 2 mm (Richardson *et al.*, 1978). Para cada muestra se determinó por duplicado: pH, textura, porcentaje de salinidad, de materia orgánica, de nitrógeno total (Ntk) y de fósforo total (Ptk).

Para determinar el pH, previa rehidratación con agua desmineralizada con una relación 1:4, se siguió el método de International Soil Reference and Information Centre (ISRIC, 1995). El potenciómetro utilizado fue: Orion modelo EA 940. La textura se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Black, 1975) y las clases texturales se establecieron de acuerdo al triángulo de textura según el United States Department of Agriculture (Porta *et al.*, 1994). La salinidad se determinó de acuerdo con Black (1975). El refractómetro utilizado fue: ATAGO modelo 3M. La materia orgánica se determinó por el método de Walkley y Black (Walkley y Black, 1934). El porcentaje de nitrógeno total se determinó por el método Kjeldahl modificado por Bremner (1965). El porcentaje de fósforo total se cuantificó por el método de

digestión por vía húmeda, el digestor utilizado fue Tecator modelo 1007 y cuantificación colorimétrica por la técnica del ácido ascórbico (Soil Testing, 1980).

### *Análisis estadístico*

El análisis estadístico se llevó a cabo usando el software estadístico Statistica v10. Se determinó la estadística descriptiva de cada una de las variables referentes a la estructura y parámetros físico-químicos de agua y sedimento. Se probó normalidad de todos los datos medidos con la prueba Shapiro-Wilk sin embargo, los datos presentaron una distribución no normal, por lo que se utilizó estadística no paramétrica.

Para determinar diferencias significativas se utilizó la prueba de rangos de Kruskal-Wallis. A los resultados significativos les siguió la prueba Z de Kruskal-Wallis para la identificación de contrastes importantes. Todos los análisis tuvieron una significancia de  $p \leq 0.05$ . Se calcularon coeficientes de correlación de Spearman para evaluar la correlación entre los parámetros de estructura, y de sedimentos, y niveles de conservación. Se realizó un análisis de componentes principales para observar las relaciones entre la estructura de la vegetación y las variables de agua y sedimento para ello se utilizó el software STATGRAPHICS (Centurion XV, Version 15.1.02).

## V. Resultados

### *V.1 Cambios en la cobertura vegetal y fragmentación*

En 1976 la superficie de manglar era de 1,360.57 ha, distribuidas en 37 parches, el parche más extenso contaba con un área de 26.64 ha y el más pequeño con una superficie menor a 1 ha (0.64 ha). Para 2006, las áreas de manglar se habían reducido y ocupaban una extensión de 1,082 ha distribuidas en 109 parches. El parche más extenso era de 92.83 ha y el más pequeño de 0.4 ha. Para 2010, la extensión del manglar aumentó a 1350.48 ha distribuidas en 36 parches con un área mínima de 0.65 ha y máxima de 91 ha.

Del año 1976 al año 2006, se habían perdido 574.67 ha, el 42.23% de la superficie original en 1976. Sin embargo, también hubo una ganancia en la cobertura de manglar, ésta aumentó 296.41 ha. La continuidad en el hábitat disminuyó ya que de los 37 parches de manglar que se tenían en 1976, en 2006 la parcelación o fragmentación incrementó en 294.59%, 109 parches de vegetación.

Del año 2006 a 2010, la cobertura de manglar incrementó en 24.76%, es decir, se ganaron 432 ha, sin embargo, también hubo una pérdida de 163.83 ha. El incremento del área redujo el número de parches en un 66.97%, ya que de los 109 fragmentos de manglar en 2006 éstos se redujeron a 36 para 2010. En el periodo de 1976 a 2010, la extensión del manglar se redujo en 0.74% (se perdieron 320.61 ha y se ganaron 310.53 ha).

### *Fragmentación*

El índice de fragmentación presenta una relación inversamente proporcional al grado de fragmentación, por lo que la mayor parcelación se dio en 2006, con un IF = 13.84, quedando fragmentado el manglar en 109 parches. De 2006 a 2010, el índice cambió de 13.84 a 49.15, lo que sugiere un aumento en la continuidad del hábitat, esto también se puede observar en la reducción del número de parches de 2006 a 2010, la cual pasó de 109 a 36 parches. La menor fragmentación se dio en el año 2010, IF = 49.15.



En la figura 4 se muestra la distribución espacial, de las áreas de manglar pérdidas y ganadas para los periodos de 1976 a 2006 (figura 4A), 2006 a 2010 (figura 4B) y de 1976 a 2010 (figura 4C), respectivamente.

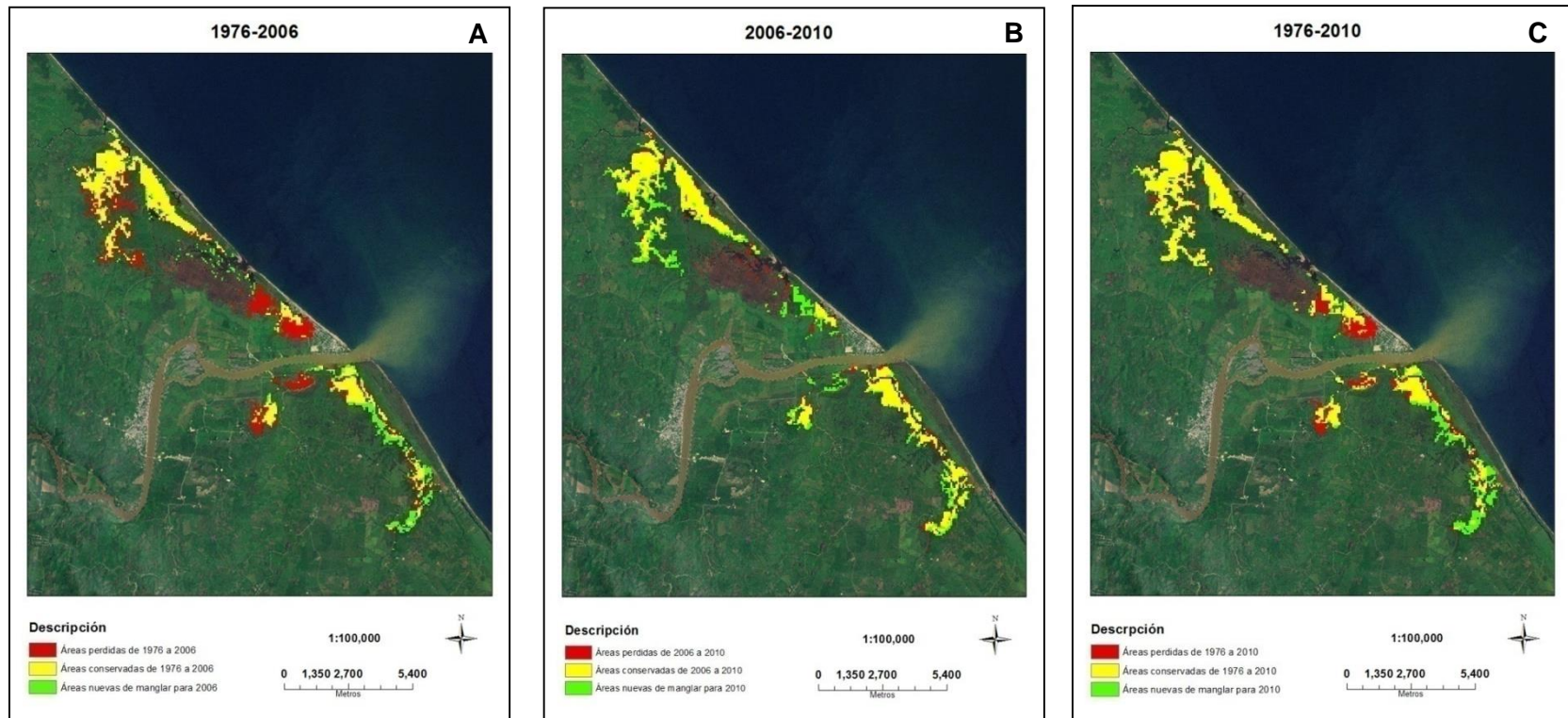


Figura 4. Cambios en la cobertura de manglar.

## *V.2 Zonificación del manglar de acuerdo a su nivel de conservación*

En la figura 5A se muestra el mapa con la zonificación, de acuerdo al nivel de conservación, del manglar y en el cuadro 2 se presentan los valores de las métricas del paisaje para cada una de las clases y a partir de las cuales se hizo la siguiente caracterización:

El bosque de manglar de Tecolutla, Veracruz, está constituido por áreas conservadas, a las cuales se les llamó C, áreas en proceso de recuperación (manglar intermedio) llamadas I, áreas perturbadas, nombradas P y zonas que ya han sido deforestadas, D.

Las áreas conservadas correspondieron a zonas de vegetación arbórea densa y vigorosa son los manglares relativamente mejor desarrollados (de acuerdo a su firma espectral en la imagen satelital de 2010). Estos bosques presentaron los diámetros de mayor grosor, las mayores alturas y coberturas (cuadro 7), así como una mayor regeneración natural (cuadro 8) y escasa evidencia de tala de los mangles (medida en número de tocones encontrados para cada sitio estudiado), figura 6. La extensión de las áreas conservadas fue de 243.09 ha, distribuidas en 1657 parches y se caracterizaron por ser fragmentos de vegetación de diversos tamaños lo que se puede observar por la diferencia entre el valor del índice  $AREA\_MN = 0.15$  y el  $AREA\_AM = 11.57$ . Las formas de los parches más pequeños fueron más bien compactas ( $SHAPE\_AM = 5.69$ ), no obstante los elementos más extensos tuvieron formas alargadas ( $SHAPE\_CV = 54.67$ ) y por lo tanto áreas internas pequeñas en comparación con su perímetro ( $PARA\_AM = 1410.42$ ). Sus formas alargadas permiten que estos fragmentos se encuentren bien conectados entre sí ( $ENN\_MN = 29.63$ ), sobre todo en la parte sur de Tecolutla donde se localizaron la mayor cantidad de áreas conservadas. Además, como se puede observar en la figura 5A el manglar conservado se encuentra generalmente rodeado de parches de manglar intermedio o perturbado, lo cual favorece la dispersión de las especies y la conservación de estas áreas. Esta configuración espacial puede tener impactos positivos en programas de conservación y restauración. Así, la implementación de estos programas en sitios perturbados o intermedios puede ayudar a incrementar el área interna de los fragmentos conservados favoreciendo no sólo los servicios ambientales que provee el manglar sino también mejorando la calidad de hábitat para las especies.

En lo que respecta a las áreas de manglar intermedio, estas zonas presentaron una firma espectral más tenue que las áreas conservadas y tuvieron diámetros, alturas, coberturas (cuadro 7) y regeneración natural inferiores a la clase anterior (cuadro 8), además de que tuvieron una relativa mayor evidencia de tala con respecto de la clase de manglar conservado (figura 6). Estas áreas abarcaron una superficie de 213.74 ha, distribuidas en 1979 fragmentos. En promedio fueron parches menores a 1 ha ( $AREA\_MN = 0.11$ ), sin embargo, al igual que la clase anterior, estos fragmentos presentaron una gran variabilidad en cuanto a su superficie ( $AREA\_CV = 511.61$ ). Además, este nivel de conservación presentó la mayor relación perímetro-área, en comparación con las otras clases ( $PARA\_AM = 1805.37$ ), sin embargo, ya que se encuentra rodeando las áreas conservadas, se puede decir que estas últimas son el

área interna de los fragmentos intermedios. El manglar intermedio, se encontró dispersado en todo el paisaje (CLUMPY = 0.47) y fue la clase mejor conectada entre sí (ENN\_MN = 27.21).

El manglar perturbado correspondió a vegetación con un vigor más bajo con respecto a las clases de manglar anteriores, poca cobertura del dosel, fustes delgados, alturas (cuadro 7) y regeneración natural inferiores a las clases de manglar conservado e intermedio (cuadro 8), además de la evidencia más alta de tala (sitios con el mayor número de tocones), figura 6. Esta clase fue la más extensa con 573.36 ha distribuidas en 1353 parches de vegetación. Como se puede observar en la figura 5A estas zonas se localizaron, principalmente al norte de la ciudad de Tecolutla. El manglar perturbado presentó el segundo valor más bajo en cuanto a la relación perímetro-área (PARA\_AM = 833.89) por lo que, en comparación con las clase de manglar conservado e intermedio, fueron parches más grandes en cuanto a su extensión (AREA\_AM = 62.66).

El manglar deforestado correspondió a una firma espectral de colores rosados, sin estructura ni regeneración, donde la tala terminó por desaparecer la cubierta vegetal. Fue la clase menos extensa con 63.38 ha. Generalmente estas áreas fueron (o son) de uso agropecuario y por lo mismo sus áreas presentaron la configuración más compacta (SHAPE\_AM = 2.87) y las que se acercaron más a una distribución agregada (CLUMPY = 0.67).

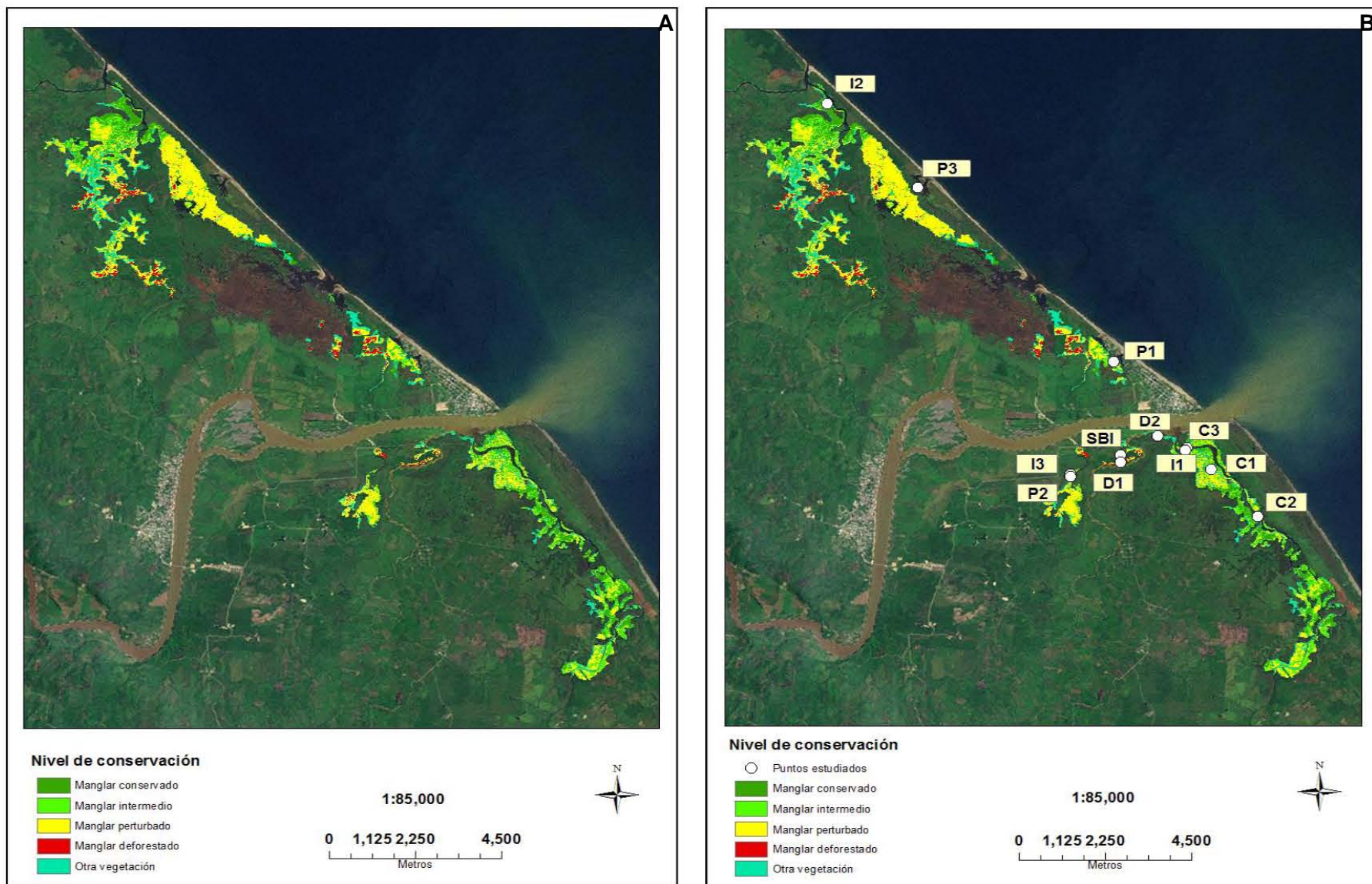


Figura 5. Zonificación del manglar por niveles de conservación y sitios estudiados.

**Cuadro 2. Métricas del paisaje a nivel de clase para las cuatro clases de manglar y otra vegetación presentes en la zona de estudio.**

Métrica del paisaje	Manglar conservado	Manglar intermedio	Manglar perturbado	Manglar deforestado	Otra vegetación en área de manglar
CA (ha)	243.09	213.74	573.36	63.38	255.55
PLAND (%)	18.02	15.84	42.50	4.70	18.94
NP	1657	1979	1353	407	1964
AREA_MN (ha)	0.15	0.11	0.42	0.16	0.13
AREA_AM (ha)	11.57	2.94	62.66	1.75	6.22
AREA_CV (ha)	882.44	511.69	1211.89	319.77	684.25
SHAPE_AM	5.69	4.71	6.26	2.87	4.28
SHAPE_CV	54.67	60.13	65.10	44.95	49.52
PARA_AM	1410.42	1805.37	833.89	1297.25	1503.42
ENN_MN	29.63	27.21	29.20	60.61	30.81
CLUMPY	0.58	0.47	0.64	0.67	0.54

Donde CA área que ocupa cada clase de vegetación dentro de la zona de estudio; PLAND superficie por clase; NP número de parches de cada clase; AREA\_MN área promedio que ocupa cada clase; AREA\_AM área promedio de cada clase excluyendo los parches de vegetación más extensos; AREA\_CV coeficiente de variación entre los parches más extensos y los más pequeños (entre mayor el índice mayor variabilidad en la superficie); SHAPE\_AM forma promedio de cada clase excluyendo los parches más extensos (entre mayor es este índice más compleja es la forma si el índice tiende a 1 más compacta es la forma) y SHAPE\_CV coeficiente de variación de la forma entre los parches más extensos y los más pequeños; PARA\_AM relación perímetro-área (valores más altos representan un mayor efecto de borde, valores bajos representan una mayor área interna); ENN\_MN distancia al parche más cercano de la misma clase (valores altos representan una mayor distancia) y CLUMPY índice de agregación ( $-1 < \text{CLUMPY} < 1$ ;  $-1$  desagregado, 0 al azar y 1 agregado) (McGarigal y Marks, 1995).



## Zonas estudiadas

La estructura forestal y las medidas de los parámetros físico-químicos se evaluaron en 12 puntos, los cuales se muestran en la figura 5B y sus características generales se presentan en el cuadro 3.

La primera salida al campo correspondió a la temporada de menor precipitación, en el mes de marzo de 2013 y se estudiaron los siguientes puntos: el primer punto, se encuentra ubicado al norte del centro de Tecolutla, detrás de un estero que desemboca al mar, en época de menor precipitación la boca se cierra. Corresponde a un manglar tipo cuenca, con una clasificación de perturbado. A este sitio se le llamó P1 (perturbado 1). Los puntos D1 y D2, (deforestado 1 y 2, respectivamente), correspondieron a manglar deforestado, sin embargo, anteriormente estos sitios fueron manglar ribereño. Se llega al punto D1 por el estero El Negro y D2 está ubicado frente a la ciudad de Tecolutla, cruzando el río. Los siguientes dos puntos fueron el sitio conocido localmente como El Salón del Silencio y La Silveña y, a éstos se les llamó I3 y P2 (intermedio 3 y perturbado 2, respectivamente). Se llega a ellos por el estero La Silveña. Ambos son de tipo ribereño. Adicionalmente se encontró un parche de selva baja inundable (SBI), sus coordenadas se muestran en el cuadro 3. La selva baja inundable se excluyó del análisis por tratarse de una vegetación diferente al manglar.

La segunda salida al campo correspondió a la época de mayor precipitación y se estudiaron los siguientes puntos: el punto intermedio 2 (I2) se encuentra cercano al sitio conocido, localmente como Boca Lima, fue el sitio estudiado más al norte de la ciudad de Tecolutla, aproximadamente a 12 km de ésta. Correspondió a un manglar de tipo cuenca. El siguiente punto más alejado del centro de Tecolutla es el sitio conocido como Laguna de Manterola y para este trabajo se le llamó P3 ya que es un sitio perturbado. Se encuentra aproximadamente a 9 km al norte de la ciudad. P3 es un manglar de tipo cuenca. Los puntos C3 e I1, fueron nombrados así por ser un sitio conservado y el otro intermedio, respectivamente. El sitio C3 se encuentra cercano al río Tecolutla y el I1 está ubicado sobre el estero Larios. Ambos son de tipo ribereño. El punto C1 correspondió al sitio conocido como La Cueva del Pirata. Es un manglar tipo ribereño y se le atribuyó la categoría de manglar conservado. Finalmente el sitio C2, se caracterizó porque dentro de su extensión se encontró el curso de un pequeño arroyo. Este sitio se encuentra sobre el Estero Larios. Corresponde a un manglar ribereño en la categoría de conservado.

**Cuadro 3. Coordenadas de los puntos estudiados y tipo fisonómico.**

Sitio	Latitud Norte	Longitud Oeste	Tipo fisonómico	Clase de conservación
C1	20°27'40.56"	96°59'58.96"	Ribereño	Conservado
C2	20°26'56.47"	96°59'17.06"	Ribereño	Conservado
C3	20°28'00.55"	97°00'20.54"	Ribereño	Conservado

Sitio	Latitud Norte	Longitud Oeste	Tipo fisonómico	Clase de conservación
I1	20°27'58.35"	97°00'21.67"	Ribereño	Intermedio
I2	20°33'21.09"	97°05'40.24"	Cuenca	Intermedio
I3	20°27'34.85"	97°02'05.44"	Ribereño	Intermedio
P1	20°29'20.85"	97°01'24.96"	Cuenca	Perturbado
P2	20°27'37.25"	97°02'05.06"	Ribereño	Perturbado
P3	20°32'03.87"	97°04'19.25"	Cuenca	Perturbado
D1	20°27'47.45"	97°01'20.46"	N/A	Deforestado
D2	20°28'11.68"	97°00'46.86"	N/A	Deforestado
SBI	20°27'54.47"	97°01'20.17"	N/A	N/A

(N/A no aplica la descripción. En el caso de Po1 y Po2 no se contó con datos de estructura)

### V.3 Estructura general de la comunidad de manglar

En los 9 sitios estudiados, correspondientes a manglar, las especies de mangle presentes fueron *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*. En los sitios I3 y P2 se encontró a la especie *P. aquatica* como parte de la comunidad. La densidad de individuos, para la comunidad de manglar de Tecolutla, fue de 3,309 árboles ha<sup>-1</sup>, con un área basal total de 22.89 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. El DAP promedio ( $\pm$  EE) fue de 7.57  $\pm$  0.08 cm, la altura fue de 7  $\pm$  0.15 m y la cobertura de 4.6  $\pm$  0.2 m<sup>2</sup>. En general, los bosques de manglar, estuvieron dominados por *L. racemosa*, en un 69.78%, seguido de *R. mangle* con un 11.82% y la dominancia relativa de las especies *A. germinans* y *C. erectus* correspondió al 10.32 y 8.07%, respectivamente.

En el cuadro 4 se presentan las características estructurales de la comunidad de manglar de Tecolutla y el análisis de varianza. La especie con el promedio mayor de DAP ( $\pm$  EE), 13.26  $\pm$  0.74 cm, fue *C. erectus*, sin embargo, ésta presentó la menor altura y cobertura, además de que fue la especie con menor densidad.

Por otro lado, *L. racemosa* fue la especie con mayor altura, con un promedio de 7.24  $\pm$  0.08 m, y con individuos desde 2 hasta 25 m. *L. racemosa* presentó el menor DAP de 6.81  $\pm$  0.14 cm, sin embargo, dada su alta densidad de individuos, en esta especie se registró la mayor área basal. Para la especie *R. mangle* se registró un DAP mínimo de 3.5 cm y máximo de 30 cm; alturas desde los 2.4 m hasta los 13.5 m, mientras que *A. germinans* presentó un DAP, promedio, de 10.96  $\pm$  0.87 cm, con individuos desde 2.5 hasta 45 cm y alturas entre 1.85 m

hasta 16.5 m. En esta última especie se registró la segunda densidad más baja con 170.45 árboles ha<sup>-1</sup>, sin embargo, dado el grosor de sus fustes, fue la segunda con mayor área basal. Las mayores coberturas correspondieron tanto, a *R. mangle* como, a *A. germinans*. En el caso de *L. racemosa* su cobertura mínima fue de 0.003 m<sup>2</sup> y máximo de 90.74 m<sup>2</sup>.

**Cuadro 4. Características estructurales de las especies de mangle, de Tecolutla.**

Especie	Densidad árboles ha <sup>-1</sup>	Área basal m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	DAP cm (±EE)	Altura m (±EE)	Cobertura m <sup>2</sup> (±EE)
<i>A. germinans</i>	170.46	2.36	10.96 ± 0.87 <sup>b</sup>	6.51 ± 0.36 <sup>bc</sup>	10.01 ± 1.08 <sup>a</sup>
<i>C. erectus</i>	115.91	1.84	13.26 ± 0.74 <sup>b</sup>	3.59 ± 0.15 <sup>a</sup>	2.43 ± 0.54 <sup>c</sup>
<i>L. racemosa</i>	2843.18	3.09	6.81 ± 0.14 <sup>a</sup>	7.24 ± 0.08 <sup>b</sup>	3.24 ± 0.15 <sup>c</sup>
<i>R. mangle</i>	179	0.52	12.76 ± 0.61 <sup>b</sup>	5.88 ± 0.25 <sup>c</sup>	22.32 ± 1.57 <sup>b</sup>

± EE= error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Con el análisis de varianza se determinó que existen diferencias significativas entre los DAP de las especies de mangle (KW-H<sub>3,1456</sub> = 199.24). *L. racemosa*, la especie con los valores más bajos de diámetro (6.81 cm en promedio), fue diferente del resto de las especies de mangle. Por el contrario, *A. germinans*, *C. erectus* y *R. mangle* no presentaron diferencias significativas entre sus DAP.

Para la altura también se presentaron diferencias significativas entre las especies (KW-H<sub>3,1456</sub> = 118.92). *C. erectus*, al haber sido la especie más baja fue diferente del resto. Por su parte, la altura promedio de *A. germinans* fue similar a las de *L. racemosa* y *R. mangle*, mientras que estas dos últimas presentaron diferencias significativas entre sus alturas.

En lo que respecta a la cobertura, *R. mangle* y *A. germinans*, las especies con mayor amplitud de copa, fueron diferentes al resto y entre ellas mismas (KW-H<sub>3,1456</sub> = 269.98). Por otro lado, las coberturas de *C. erectus* y *L. racemosa* no presentaron diferencias significativas.

#### V.4 Estructura del manglar por sitio

En el cuadro 5 se presentan los resultados de la estructura forestal del manglar para cada sitio evaluado. La estructura registrada para los sitios de manglar fue muy variada. La densidad presentó un mínimo de 500 árboles ha<sup>-1</sup>, en el sitio I1 y un máximo de 18,300 árboles ha<sup>-1</sup> en P3. El área basal mínima se registró en el sitio I1 con un valor de 7.11 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> y la máxima fue en el sitio C1 con un valor de 45.4 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Como se puede observar, en el cuadro 5 la especie dominante para la mayoría de los sitios fue *L. racemosa*.



### *Diámetro a la altura del pecho (DAP)*

En lo que respecta al DAP, en general se trató de sitios con diámetros menores a 15 cm. Se presentaron diferencias significativas ( $KW-H_{8,1463} = 599.53$ ) entre los DAP de cada uno de los sitios estudiados (cuadro 5). C1 presentó el máximo valor de DAP de 23 cm destacándose del resto de los sitios y el sitio P3 el mínimo de 4.9 cm. por lo cual también se diferenció de los demás.

### *Altura*

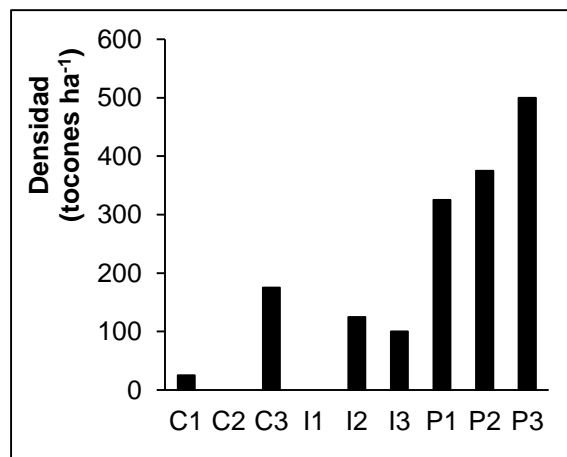
La altura presentó un máximo de 9.27 m en I3. El mínimo, de 3.56 m, se presentó en P1 debido a que los árboles se encontraron creciendo de manera horizontal. Las diferencias significativas en la altura de los sitios ( $KW-H_{8,1463} = 207.29$ ) ocurrieron entre I3 y los sitios con alturas menores a los 8 m. C2 fue diferente del resto de los sitios, cuadro 5.

### *Cobertura*

Los sitios con menor cobertura fueron P1 y P3, con 2.38 y 1.18 m<sup>2</sup>, respectivamente. La mayor cobertura se registró en I1, con 27.92 m<sup>2</sup>. Este factor también mostró diferencias significativas entre los sitios ( $KW-H_{8,1463} = 760.24$ ). Así, los sitios C1, C2 e I1 tuvieron coberturas, promedio, mayores a 20 m<sup>2</sup> y se diferenciaron del resto de los sitios, mientras que la cobertura del sitio P1 sólo fue semejante a la de P3 (cuadro 5).

### *Tocones*

Con excepción del sitio P1 todos los tocones encontrados fueron de la especie *L. racemosa*. El DAP promedio ( $\pm$  EE) fue de  $8.5 \pm 0.7$  cm. Los sitios con la mayor densidad de tocones fueron P3 con 500 tocones ha<sup>-1</sup>, P2 con 375 y P1 con 325 tocones ha<sup>-1</sup> (figura 6). En los sitios C2 e I1 no se encontraron tocones.



**Figura 6. Densidad de tocones.**

**Cuadro 5. Estructura del manglar para cada sitio.**

Sitio	Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	DAP (cm ± EE)	Altura (m ± EE)	Cobertura (m <sup>2</sup> ± EE)	Especie dominante
C1	650	45.4	23.23 ± 3.74 <sup>a</sup>	8.15 ± 0.54 <sup>ab</sup>	23.79 ± 3.55 <sup>a</sup>	<i>L. racemosa</i>
C2	750	22.14	17.13 ± 1.68 <sup>b</sup>	6.75 ± 0.48 <sup>bcd</sup>	22.82 ± 2.52 <sup>a</sup>	<i>R. mangle</i>
C3	3000	33.94	11.18 ± 0.4 <sup>d</sup>	5.88 ± 0.19 <sup>d</sup>	7.51 ± 0.58 <sup>b</sup>	<i>L. racemosa</i>
I1	500	7.11	12.8 ± 0.95 <sup>bcd</sup>	5.04 ± 0.32 <sup>cde</sup>	27.92 ± 2.99 <sup>a</sup>	<i>R. mangle</i>
I2	4700	31.23	8.44 ± 0.27 <sup>e</sup>	6.65 ± 0.21 <sup>bcd</sup>	8.01 ± 0.6 <sup>b</sup>	<i>L. racemosa</i>
I3	4500	30.66	8.2 ± 0.34 <sup>e</sup>	9.27 ± 0.32 <sup>a</sup>	4.39 ± 0.37 <sup>cd</sup>	<i>L. racemosa</i>
P1	1400	24.14	14.13 ± 0.6 <sup>bc</sup>	3.56 ± 1.02 <sup>e</sup>	2.38 ± 0.49 <sup>de</sup>	<i>C. erectus</i>
P2	2800	24.07	8.82 ± 0.52 <sup>e</sup>	7.43 ± 2.65 <sup>b</sup>	6.27 ± 0.7 <sup>bc</sup>	<i>L. racemosa</i>
P3	18300	38.96	4.92 ± 0.06 <sup>f</sup>	6.92 ± 0.08 <sup>bc</sup>	1.18 ± 0.04 <sup>e</sup>	<i>L. racemosa</i>

Letras diferentes indican diferencias significativas.

#### V.4.1 Estructura del manglar de los sitios estudiados por especie

La especie *C. erectus* sólo se encontró en los cuadrantes P1 y P3 pero fue en este primer sitio en el que se registró la densidad más alta, 1175 árboles ha<sup>-1</sup>, (cuadro 6). *A. germinans*, presentó una baja densidad de individuos, comparada con el resto de las especies, sólo en I2 alcanzó la densidad de 1400 árboles ha<sup>-1</sup>. En el caso de *L. racemosa*, esta especie se encontró en casi todos los sitios estudiados, con excepción de los sitios C2 e I1 y como se puede observar en el cuadro 6 la mayor densidad de individuos fue en el sitio P3. Las bajas densidades de *R. mangle*, en comparación con las otras tres especies pueden estar relacionadas con el carácter de borde de esta especie así como con el tamaño y ubicación de los cuadrantes evaluados.

#### *Avicennia germinans*

La especie *A. germinans* se encontró en los sitios C1, C2, I2, I3 y P2 y. La densidad más baja fue de 25 árboles ha<sup>-1</sup>; en C1, la densidad más alta fue en I2 (1400 árboles ha<sup>-1</sup>). En general la dominancia relativa de *A. germinans*, en los sitios registrados, fue menor a 3%, sólo en C2 e I2 fue superior a 30%. Se encontraron diferencias significativas en el DAP, altura y cobertura de esta especie entre cada uno de los sitios en donde se registró (KW-H<sub>4,75</sub> = 24.27, 11.16 y 20.45). Con un único individuo de DAP = 45 cm (cuadro 6) el sitio C1 fue diferente del resto de los sitios, con diámetros, promedios, menores a 25 cm. El sitio C2, con DAP promedio de 22 ±

4.56 cm, fue diferente del resto de los sitios con diámetros inferiores 15 cm. Mientras que los DAP de los sitios I2, I3 y P2, fueron similares entre sí.

Para la altura de *A. germinans* se determinó que el sitio I3 sólo fue similar a P2. Las alturas de los sitios restantes no mostraron diferencias significativas. Al haber presentado la mayor cobertura para esta especie,  $23.64 \pm 2.38 \text{ m}^2$ , el sitio C2, fue diferente de los otros sitios. El resto de los sitios no presentó diferencias significativas en este factor.

#### *Conocarpus erectus*

La especie *C. erectus* se presentó sólo en dos sitios: P1 y P3. El diámetro y cobertura promedio de la especie fueron diferentes entre ambos sitios ( $KW-H_{1,51} = 10.93, 4.72$ , respectivamente). Los mayores DAP y coberturas, promedio, se registraron en P1, mientras que las alturas no presentaron diferencias significativas entre estos dos sitios. Las bajas alturas de esta especie en el sitio P1 se debieron a que los árboles se encontraron inclinados creciendo de manera horizontal, por lo que sus alturas, promedio, no rebasaron los 4 m (cuadro 6).

#### *Laguncularia racemosa*

*L. racemosa* se encontró en todos los sitios evaluados con excepción de I1 y los dos sitios deforestados. La mayor densidad, 18225 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , se encontró en el sitio P3. Con excepción de los sitios C2, I2 y P1 la dominancia de esta especie, en cada uno de los sitios, fue superior al 70%. El DAP y cobertura mayor, promedio, se registraron en C1. El DAP más bajo se registró en el sitio P3 (4.93 cm). Los árboles más altos estuvieron en I3, con 9.53 m, y los más bajos en P1, con 3.54 m (cuadro 6).

El análisis de varianza para el DAP de la especie *L. racemosa*, entre los sitios estudiados, demostró que existen diferencias significativas entre éstos ( $KW-H_{7,1251} = 382.51$ ). El DAP mayor, 45 cm, se encontró en el sitio C2, sin embargo hay que tener en cuenta que sólo se encontró un individuo de esta especie. El DAP, de C1, en promedio de  $25.78 \pm 5.68$  cm, fue diferente del DAP de los otros sitios. En contraste el sitio P3, con el DAP más bajo,  $4.93 \pm 0.06$  cm, fue diferente del resto de los sitios. Los diámetros de *L. racemosa* en los sitios I2, I3 y P2 fueron semejantes entre sí con valores entre 7.5 y 9 cm (cuadro 6). Por otro lado en los sitios C3 y P1 los DAP promedio, entre 10 y 15 cm, fueron semejantes entre sí pero diferentes del resto. Con respecto a la altura de *L. racemosa*, se presentaron diferencias entre los sitios ( $KW-H_{7,1251} = 120.28$ ). La altura del sitio I3,  $9.53 \pm 0.33$  m, sólo fue semejante a las alturas de esta especie en C1 y C2, 8.18 y 7.8 m, respectivamente. En contraste el sitio P1, con un promedio de  $3.54 \pm 0.21$  m se diferenció del resto. En el caso de la cobertura, los sitios con las coberturas más extensas, es decir C1, con  $22.87 \pm 5.07 \text{ m}^2$  y C2, con  $35.81 \text{ m}^2$ , fueron diferentes del resto, mientras que los sitios con las coberturas más bajas, P1 y P3, fueron semejantes entre ellos y diferentes del resto sitios ( $KW-H_{7,1251} = 554.75$ ).

### *Rhizophora mangle*

En general la especie *R. mangle* tuvo una dominancia menor a 15%, en los sitios estudiados. Sólo el sitio I1 estuvo dominado 100% por esta especie. Los diámetros mayores se encontraron en C1,  $16.28 \pm 2.15$  cm y C2,  $14.65 \pm 1.24$ , y los menores en I2, con 8.68 cm, y en P2 con 8.73 cm. La mayor cobertura promedio se registró en C1,  $26.71 \text{ m}^2$ , y la menor, de  $15.34 \text{ m}^2$ , en P2, cuadro 6.

Se encontraron diferencias significativas en el DAP ( $KW-H_{6,79} = 20.64$ ). El sitio P2 fue diferente de C1 y C2. En cuanto a la altura, sólo los sitios C1 y C3 fueron diferentes entre sí ( $KW-H_{6,79} = 19.68$ ). La cobertura de la especie *R. mangle* entre los sitios estudiados presentó diferencias significativas ( $KW-H_{6,79} = 13.12$ ). El sitio P2, con la menor cobertura,  $15.34 \pm 2.43 \text{ m}^2$ , e I1 con la mayor,  $27.92 \pm 3 \text{ m}^2$ , fueron diferentes entre sí, mientras que el sitio I3 con un individuo de cobertura  $45.62 \text{ m}^2$  fue diferente de C3 y P2, sitios con las coberturas más bajas  $< 15 \text{ m}^2$ .

### *Clases diamétricas*

En la figura 7 se muestran las clases diamétricas para cada uno de los sitios de manglar estudiados. Como se puede observar solo los sitios C1 y C2 presentan individuos en casi todas las clases. Por el contrario, en los sitios I3, P1 y P2 son escasos los individuos de clases diamétricas superiores a los 20 cm. En el sitio I2 sólo se presentó la clase diamétrica de 2.5 a 10 cm.

**Cuadro 6. Características estructurales de las especies de mangle por sitio.**

Sitio	Especie	Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	Dominancia relativa (%)	DAP (cm) ± EE	Altura (m) ± EE	Cobertura (m <sup>2</sup> ± EE)
C1	<i>A. germinans</i>	25	8.76	45	10.9	12.25
	<i>L. racemosa</i>	400	79.5	25.78 ± 5.68	8.18 ± 0.76	22.87 ± 5.07
	<i>R. mangle</i>	225	11.75	16.28 ± 2.15	7.8 ± 0.74	26.71 ± 5
C2	<i>A. germinans</i>	150	31.3	22 ± 4.56	8.32 ± 1.17	23.64 ± 2.38
	<i>L. racemosa</i>	25	18	45	7.8	35.81
	<i>R. mangle</i>	575	50.8	14.65 ± 1.24	6.3 ± 0.52	22.04 ± 3.2
C3	<i>L. racemosa</i>	2800	91.18	11.07 ± 0.4	6 ± 0.19	6.9 ± 0.5
	<i>R. mangle</i>	200	8.82	12.73 ± 2.02	4.16 ± 0.13	15.98 ± 4.46
I1	<i>R. mangle</i>	500	100	12.8 ± 0.95	5.04 ± 0.32	27.92 ± 3
I2	<i>A. germinans</i>	1400	45.4	10.36 ± 0.63	6.55 ± 0.41	9.87 ± 1.23
	<i>L. racemosa</i>	3150	51.84	7.58 ± 0.25	6.66 ± 0.25	6.83 ± 0.66
	<i>R. mangle</i>	125	2.75	8.68 ± 1.74	7.4 ± 1.61	17.04 ± 3.61
I3	<i>A. germinans</i>	225	2.84	6.21 ± 1.16	5.93 ± 1.01	4.46 ± 0.53
	<i>L. racemosa</i>	4150	87.76	8.13 ± 0.32	9.53 ± 0.33	4.12 ± 0.3
	<i>P. aquatica</i>	50	8.81	22.5 ± 13.5	4.9 ± 1.3	5.62 ± 1.38
	<i>R. mangle</i>	25	0.58	9.5	4.7	45.62

Sitio	Especie	Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	Dominancia relativa (%)	DAP (cm) ± EE	Altura (m) ± EE	Cobertura (m <sup>2</sup> ± EE)
P1	<i>C. erectus</i>	1175	83.91	14.11 ± 0.67	3.56 ± 0.16	2.59 ± 0.58
	<i>L. racemosa</i>	225	16.09	14.22 ± 1.48	3.54 ± 0.21	1.3 ± 0.26
	<i>A. germinans</i>	75	0.2	2.83 ± 0.17	2.45 ± 0.33	1.39 ± 0.12
P2	<i>L. racemosa</i>	2300	78.3	8.66 ± 0.57	7.99 ± 0.26	4.95 ± 0.64
	<i>P. aquatica</i>	125	13	15.5 ± 4.4	4.58 ± 0.96	9.92 ± 5.43
	<i>R. mangle</i>	350	8.6	8.73 ± 0.64	5.7 ± 0.4	15.34 ± 2.43
P3	<i>C. erectus</i>	100	0.23	3.35 ± 0.13	3.93 ± 0.41	0.56 ± 0.15
	<i>L. racemosa</i>	18225	99.77	4.93 ± 0.06	6.94 ± 0.08	1.19 ± 0.04

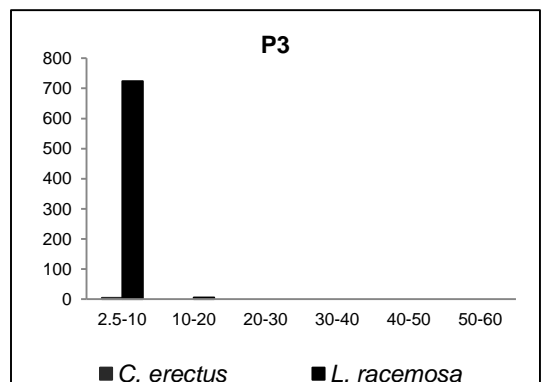
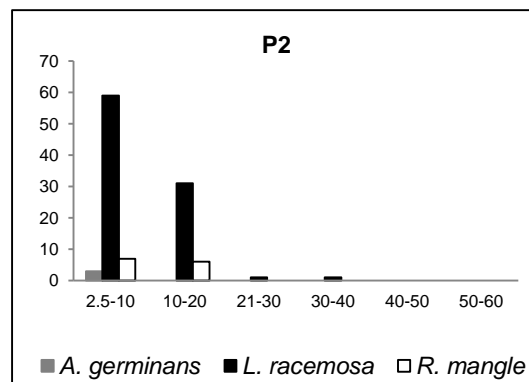
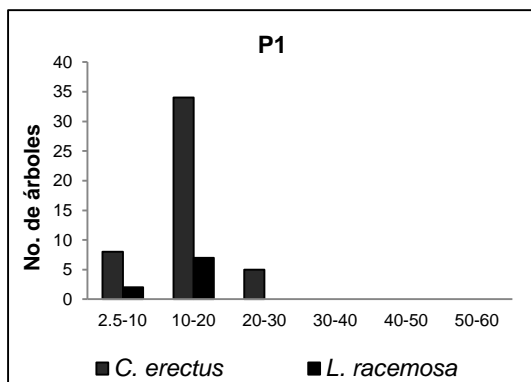
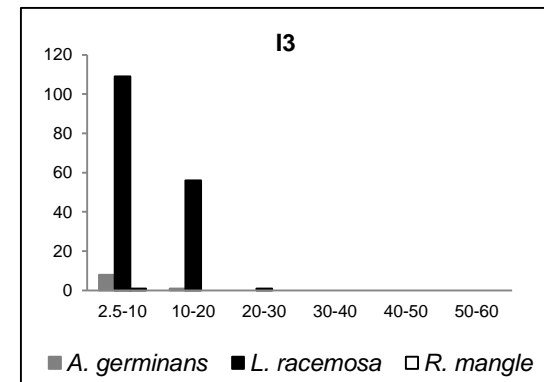
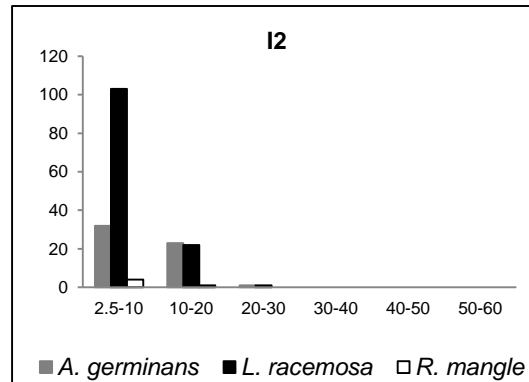
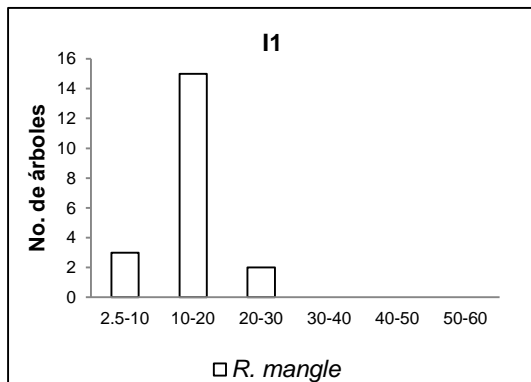
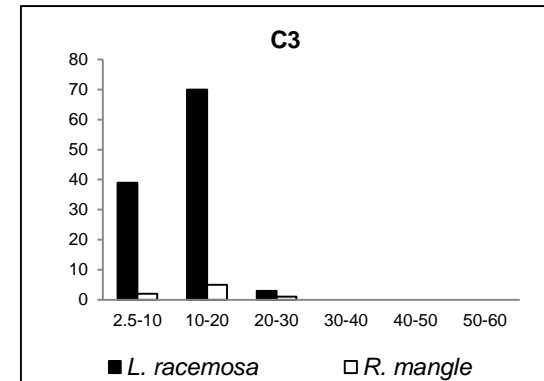
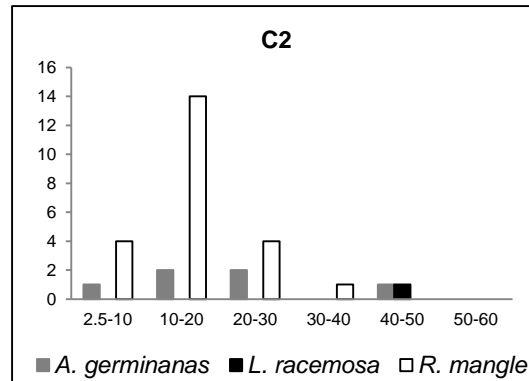
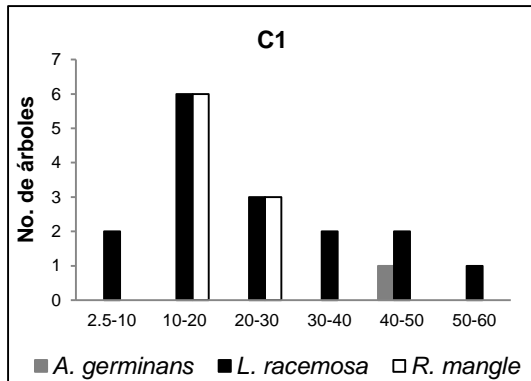


Figura 7 Clases diamétricas para los sitios.

#### V.4.2 Estructura de los sitios conservados, intermedios y perturbados

En cuanto a la estructura forestal entre sitios conservados, intermedios y perturbados se encontraron diferencias significativas para las cuatro especies de mangle. La especie *C. erectus*, sólo se encontró en sitios perturbados.

##### *Diámetro a la altura del pecho, DAP*

Para el DAP de *A. germinans* se encontró que los tres niveles de conservación fueron diferentes entre sí ( $KW-H_{2,75} = 17.45$ ). En los sitios conservados, como era de esperarse, se registraron los individuos de mayor DAP (en promedio  $25.26 \pm 5.07$  cm;  $\pm$  EE), mientras que los sitios perturbados el menor ( $2.83 \pm 0.29$  cm), cuadro 7. Para *L. racemosa* también se encontraron diferencias significativas ( $KW-H_{2,1251} = 293.08$ ). Al igual que con *A. germinans* los sitios conservados tuvieron los mayores DAP, en promedio de  $13.16 \pm 0.92$  cm, mientras que el promedio, del DAP, de la clase de manglar intermedio fue de  $7.89 \pm 0.21$  y para el manglar perturbado fue de  $5.44 \pm 0.1$  cm. En el caso de *R. mangle* las diferencias significativas se dieron entre sitios conservados y perturbados ( $KW-H_{2,79} = 15.48$ ), cuadro 7.

##### *Altura*

Para la especie *A. germinans* se determinó que la clase de manglar perturbado con la altura promedio más baja,  $2.45 \pm 0.33$  cm, fue diferente de las otras dos clases de conservación ( $KW-H_{2,75} = 10.54$ ), cuadro 7. Para *L. racemosa*, la clase de manglar intermedio, con el promedio de altura mayor ( $8.29 \pm 0.23$  cm), se diferenció de las otras dos clases ( $KW-H_{2,1251} = 38.42$ ). En contraste *R. mangle* no presentó diferencias significativas en su altura, entre los tres niveles de conservación.

##### *Cobertura*

Se encontraron diferencias significativas en la cobertura de las tres especies de mangle, entre las tres clases de conservación. Para *A. germinans* y *L. racemosa*, las tres clases de conservación fueron diferentes entre sí ( $KW-H_{2,75} = 17.88$  y  $KW-H_{2,1251} = 442.19$ , respectivamente). Para ambas especies los individuos con mayor cobertura del dosel, pertenecieron a la clase de manglar conservado. Las coberturas de la clase intermedio, para *R. mangle*, se diferenciaron de la clase perturbado, mientras que la cobertura del manglar conservado fue similar a las otras dos clases (cuadro 7).



**Cuadro 7. Características estructurales por niveles de conservación.**

Especie	Nivel de Conservación	DAP (cm $\pm$ EE)	Altura (m $\pm$ EE)	Cobertura (m <sup>2</sup> $\pm$ EE)
<i>A. germinans</i>	Conservado	25.26 $\pm$ 5.07 <sup>a</sup>	8.69 $\pm$ 1.06 <sup>a</sup>	22.02 $\pm$ 2.57 <sup>a</sup>
	Intermedio	9.79 $\pm$ 0.59 <sup>b</sup>	6.46 $\pm$ 0.38 <sup>a</sup>	9.12 $\pm$ 1.09 <sup>b</sup>
	Perturbado	2.83 $\pm$ 0.29 <sup>c</sup>	2.45 $\pm$ 0.33 <sup>b</sup>	1.39 $\pm$ 0.12 <sup>c</sup>
<i>L. racemosa</i>	Conservado	13.16 $\pm$ 0.92 <sup>a</sup>	6.29 $\pm$ 0.2 <sup>a</sup>	9.1 $\pm$ 0.91 <sup>a</sup>
	Intermedio	7.89 $\pm$ 0.21 <sup>b</sup>	8.29 $\pm$ 0.23 <sup>b</sup>	5.29 $\pm$ 0.34 <sup>b</sup>
	Perturbado	5.44 $\pm$ 0.1 <sup>c</sup>	7.02 $\pm$ 0.08 <sup>a</sup>	1.61 $\pm$ 0.09 <sup>c</sup>
<i>R. mangle</i>	Conservado	14.63 $\pm$ 0.95 <sup>a</sup>	6.21 $\pm$ 0.39 <sup>a</sup>	21.88 $\pm$ 2.34 <sup>ab</sup>
	Intermedio	11.88 $\pm$ 0.86 <sup>ac</sup>	5.48 $\pm$ 0.42 <sup>a</sup>	26.51 $\pm$ 2.64 <sup>a</sup>
	Perturbado	8.73 $\pm$ 0.64 <sup>c</sup>	5.7 $\pm$ 0.4 <sup>a</sup>	15.34 $\pm$ 2.43 <sup>b</sup>

Letras diferentes indican diferencias significativas.

#### *Estructura forestal y nivel de conservación*

La variación de los factores DAP y cobertura del manglar con respecto al nivel de conservación, guardaron relaciones positivas significativas, es decir, que tanto los DAP más gruesos como las coberturas más extensas se encontraron en bosques de manglar conservados disminuyendo conforme el gradiente de conservación. En el caso de la altura se encontró una tendencia similar, sin embargo la prueba no fue significativa.

Para el DAP, la variabilidad en el nivel de conservación explica en un 48% el grosor de los fustes ( $\rho = 0.48$ ;  $p < 0.05$ ), así en los sitios más conservados se encontraron fustes de  $13.98 \pm 0.78$  disminuyendo hacia los sitios perturbados,  $8.48 \pm 0.21$  y  $5.98 \pm 0.12$  cm para las clases de manglar intermedio y perturbado, respectivamente. En cuanto a la cobertura la variabilidad en el nivel de conservación explica en un 64% el cambio en la extensión del dosel ( $\rho = 0.64$ ;  $p < 0.05$ ). Al igual que con el DAP, la cobertura más extensa se encuentra en la clase de manglar conservado ( $12.52 \pm 0.95$  m<sup>2</sup>) disminuyendo hacia las categorías de intermedio y perturbado ( $7.38 \pm 0.45$  y  $1.85 \pm 0.11$  m<sup>2</sup>, respectivamente).

### V.5 Regeneración natural

En el cuadro 8 se presentan los datos de regeneración natural de cada uno de los sitios. En todos los sitios, con excepción de C3 y P1, se encontró regeneración de *L. racemosa*. Sólo en P1 se encontraron plántulas de *C. erectus*. En ninguno de los sitios estudiados de manglar se observó regeneración de *A. germinans*. Los sitios C1, C2, C3, I1 e I2 presentaron el mayor porcentaje de plántulas de 1 o más años de edad. El 45% de las plántulas de *R. mangle* tuvieron un año o más, mientras que el 17% de las de *L. racemosa* fueron de 1 año en adelante. Como se puede apreciar en el cuadro 8, los sitios con mayor densidad de plántulas de la especie *L. racemosa* fueron I3, con 176,600 plántulas ha<sup>-1</sup> y C1 con 120,000 y en el caso de *R. mangle*, el sitio con mayor regeneración fue I1, con 100,000 plántulas ha<sup>-1</sup>, causada por la apertura de un claro tras caer un árbol de esta misma especie.

**Cuadro 8. Regeneración natural en cada uno de los sitios.**

Sitio	Especie	Densidad (plántulas ha <sup>-1</sup> )	Altura (cm ± EE)	Edad (años)
C1	<i>L. racemosa</i>	120,000	18.62 ± 1.05	46% < 1 1 < 28% < 1.5 1.5 < 11% < 2 8% > 2
	<i>R. mangle</i>	16,600	21.68 ± 3.78	1 < 80% < 2 20% < 1
C2	<i>L. racemosa</i>	33,300	15.98 ± 1.89	10% = 1 90% < 1
	<i>R. mangle</i>	10,000	14.67 ± 4.33	100% < 1
C3	<i>R. mangle</i>	33,300	14.92 ± 1.34	10% = 1 20% > 1 70% < 1
I1	<i>L. racemosa</i>	10,000	22.9 ± 1.45	100% > 1
	<i>R. mangle</i>	100,000	29.56 ± 2.53	34% < 1 1 < 38% < 2 2 < 14% < 3 14% > 3
I2	<i>L. racemosa</i>	36,600	16.77 ± 1.07	100% < 1
	<i>R. mangle</i>	13,300	23.25 ± 3.25	25% = 1.7 75% < 1
I3	<i>L. racemosa</i>	176,600	11.25 ± 0.45	100% < 1

Sitio	Especie	Densidad (plántulas ha <sup>-1</sup> )	Altura (cm ± EE)	Edad (años)
	<i>R. mangle</i>	6,600	5.5 ± 2.5	100% < 1
P1	<i>C. erectus</i>	70,000	13.02 ± 0.97	s/d
	<i>L. racemosa</i>	26,600	10 ± 0.85	100% < 1
P2	<i>R. mangle</i>	13,300	8 ± 3.67	100% < 1
	<i>L. racemosa</i>	93,300	9.92 ± 0.83	4% = 1 96% < 1
P3				

Se demostraron diferencias significativas ( $KW-H_{2,228} = 25.66$ ) entre la altura de las tres especies de plántulas encontradas. Las plántulas de mayor altura fueron de *R. mangle*, con promedio ( $\pm$  EE) de  $22.83 \pm 1.75$  cm, distinguiéndose de las de *C. erectus* y *L. racemosa* con alturas promedio de  $13.02 \pm 0.97$  y  $13.67 \pm 0.48$  cm, respectivamente.

Para la altura de las plántulas de *L. racemosa* se encontraron diferencias significativas ( $KW-H_{6,149} = 68.28$ ) entre los sitios en los que se registraron. En general los sitios con las plántulas más altas C1, C2, I1 e I2 fueron diferentes de los sitios que presentaron las plántulas de menor altura, es decir, I3, P2 y P3. En el caso de las alturas de las plántulas de *R. mangle* también se encontraron diferencias significativas ( $KW-H_{6,58} = 23.62$ ) entre sitios. El sitio I1, el sitio con las plántulas más altas, 29.56 cm en promedio, fue diferente de los sitios C3, I3 y P2, sitios con alturas promedio menores a 15 cm.

#### V.5.1 Regeneración de sitios conservados, intermedios y perturbados

Para *L. racemosa* se observaron diferencias significativas en las alturas de las plántulas entre los tres niveles de conservación ( $KW-H_{2,149} = 47.51$ ). Los individuos más altos se encontraron en la clase de manglar conservado, con un promedio de  $18.04 \pm 0.93$  cm. En los sitios intermedios la altura, promedio, de sus plántulas fue de  $12.67 \pm 0.54$  cm y la de la clase de manglar perturbado fue de  $9.94 \pm 0.67$  cm. En el caso de las plántulas de *R. mangle* también se determinaron diferencias significativas entre los tres niveles de conservación ( $KW-H_{2,58} = 14.43$ ). En este caso la clase de manglar intermedio presentó la mayor altura de plántulas ( $27.52 \pm 2.34$  cm), las plántulas del manglar conservado tuvieron una altura promedio de  $16.75 \pm 1.54$  cm, y las del manglar perturbado su altura fue de  $8 \pm 3.67$  cm.

### Variabilidad entre la densidad y altura de las plántulas y los niveles de conservación

La densidad de plántulas, tanto para *L. racemosa* como para *R. mangle*, no mostró relación con el nivel de conservación. En el caso de la altura, para plántulas de *L. racemosa*, se observó una relación significativa ( $\rho = 0.56$ ;  $p < 0.05$ ) entre este factor y el nivel de conservación. Así, dentro del gradiente de conservación, se tiene que los individuos más altos ( $> 15$  cm) se presentaron en sitios conservados, declinando conforme disminuye el estado de conservación. Para las plántulas de *R. mangle* la prueba no fue significativa.

### V.6 Parámetros físico-químicos en agua

En el cuadro 9 se presentan los valores de los parámetros físico-químicos del agua que se registraron en cada uno de los sitios estudiados. Para el sitio D1 (deforestado 1) no se registraron datos ya que este sitio ha perdido su conexión con los cuerpos de agua. El pH más alcalino ( $7.63 \pm 0.03$ ) lo presentó el sitio P1, el más ácido se registró en P3,  $\text{pH} = 6.05 \pm 0.15$ . La mayor temperatura fue en el sitio C1 ( $29.57 \pm 0.06^\circ\text{C}$ ), y la menor en P1 ( $20.75 \pm 0.08^\circ\text{C}$ ).

El potencial de óxido-reducción fue variable entre los sitios estudiados con rangos desde ambientes óxicos hasta ambientes reducidos. El Eh más óxico se registró en P3 ( $-4.63 \pm 8.17$  mV) y el sitio más anóxico fue I1 con  $-297.83 \pm 2.69$  mV. Con respecto a la salinidad los valores registrados fueron de características salobres (5 a 30 ups); el valor más bajo fue en el sitio P1 ( $1.09 \pm 0.13$  ups) y el más alto de  $9.31 \pm 3.08$  ups, fue en P2.

**Cuadro 9. Parámetros físico químicos del agua.**

Sitio	pH	Temperatura ( $^\circ\text{C}$ )	Redox (mV)	Salinidad (ups)
C1	$6.52 \pm 0.01^b$	$29.57 \pm 0.06^a$	$-247.23 \pm 7.78^{cd}$	$5.30 \pm 0.12^{ab}$
C2	$6.2 \pm 0.03^b$	$27.75 \pm 0.64^b$	$-217.37 \pm 2.06^{bcd}$	$7.30 \pm 1.47^{ab}$
C3	$6.43 \pm 0.08^b$	$26.91 \pm 0.24^{bc}$	$-137.03 \pm 1.34^{abcd}$	$6.47 \pm 0.14^{ab}$
I1	$6.49 \pm 0.02^b$	$28.05 \pm 0.33^b$	$-297.83 \pm 2.69^d$	$3.61 \pm 0.52^{ab}$
I2	$6.58 \pm 0.24^b$	$26.24 \pm 0.05^c$	$-216.5 \pm 3.81^{bcd}$	$6.21 \pm 0.74^{ab}$
I3	$7.3 \pm 0.1^a$	$20.89 \pm 0.06^e$	$-60.57 \pm 8.67^{ab}$	$5.44 \pm 0.37^{ab}$
P1	$7.63 \pm 0.03^a$	$20.75 \pm 0.08^e$	$-268.9 \pm 1.7^d$	$1.09 \pm 0.13^b$
P2	$7.15 \pm 0.05^a$	$20.99 \pm 0.28^e$	$-92.57 \pm 6.11^{abc}$	$9.31 \pm 3.08^a$
P3	$6.05 \pm 0.15^b$	$26.88 \pm 0.23^{bc}$	$-4.63 \pm 8.17^a$	$9.16 \pm 2.47^a$
D2	$7.46 \pm 0.12^a$	$22.45 \pm 0.16^d$	$-149.23 \pm 1.27^{abcd}$	$4.44 \pm 0.18^{ab}$

Letras diferentes indican diferencias significativas.

El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre los sitios para cada uno de los parámetros evaluados.

En el caso del pH las diferencias encontradas ( $KW-H_{9,30} = 26.47$ ) se debieron principalmente a la temporada en la que se realizó el estudio. Así, los sitios evaluados en la temporada de máxima precipitación (C1, C2, C3, I1, I2 y P3) con pH ligeramente ácido fueron diferentes de aquellos con pH más alcalino y los cuales se estudiaron en la época de menor precipitación, sitios I3, P1, P2 y D2 (cuadro 9). Las diferencias en la temperatura ( $KW-H_{9,30} = 27.44$ ) como era de esperarse, se debieron a que los sitios estudiados en el mes de junio fueron diferentes de los estudiados en el mes de marzo.

En lo que respecta al potencial de óxido-reducción (Eh), sólo los sitios I1 y P3, con valor de -297.83 y -4.63, respectivamente, fueron diferentes entre sí ( $KW-H_{9,30} = 24.82$ ). No se encontraron diferencias significativas entre el resto de los sitios estudiados. Para la salinidad, el único sitio que presentó diferencias significativas ( $KW-H_{9,30} = 19.47$ ) con respecto de otros fue P1. Así, P1 con la salinidad más baja (1.08 ups) registrada, fue diferente de los sitios P2 y P3 con las salinidades más altas ( $> 9$  ups), cuadro 9.

#### *Parámetros en agua para las clases de manglar conservado, intermedio y perturbado*

Los parámetros medidos en agua no presentaron diferencias significativas entre las tres clases de conservación. Así como tampoco variabilidad en cuanto al nivel de conservación de los sitios.

#### *V.7 Parámetros físico-químicos en sedimentos*

En el cuadro 10 se presentan los resultados para pH y salinidad en sedimentos así como el análisis de varianza.

#### *Potencial de Hidrógeno, pH*

Se demostraron diferencias significativas entre el pH de superficie y de fondo de los sitios: C1, I1, P2 y P3. Con excepción del sitio P2, estas zonas presentaron un pH ligeramente ácido en su superficie, mientras que el pH de fondo estuvo cercano a la neutralidad o básico (cuadro 10).

Se encontraron diferencias significativas en el pH de superficie entre los sitios estudiados ( $KW-H_{10,33} = 29.41$ ). En general los sitios con los valores de pH más ácidos en su superficie, C1, C2, C3, I1 y P3, fueron diferentes de los sitios con  $pH > 6$ . En el pH de fondo el análisis de varianza mostró diferencias significativas ( $KW-H_{10,33} = 28.35$ ) entre los sitios. Los sitios con pH superior a 7.5, I2 y D1, presentaron diferencias significativas con el resto de los sitios. El sitio C2, con el pH, en fondo, más ácido, 5.06, fue diferente del resto de los sitios, con excepción de C3 con  $pH = 6.27 \pm 1.05$ .

### *pH, de fondo y superficie, entre niveles de conservación*

El pH de superficie no presentó diferencias significativas entre niveles de conservación. Para el fondo sí se encontraron diferencias significativas ( $KW-H_{3,33} = 15.91$ ). Sólo la clase de manglar conservado, con pH promedio ( $\pm EE$ ) de  $5.96 \pm 0.31$ , fue diferente de la de manglar intermedio con pH de  $7.69 \pm 0.13$ , el resto no presentó diferencias. El promedio de pH para la clase de manglar perturbado fue  $7.18 \pm 6.92$  y para el deforestado fue de  $7.53 \pm 0.49$ .

### *Variabilidad del pH en sedimentos entre los niveles de conservación*

Se observó una variabilidad inversa entre el pH y el nivel de conservación ( $\rho = -0.38$  y  $-0.35$ , para superficie y fondo, respectivamente), es decir que en el gradiente de conservación el pH tiende a la alcalinidad hacia las zonas perturbadas, mientras que, en los sitios conservados el pH es ácido. La prueba fue significativa para ambos niveles.

### *Salinidad en sedimentos*

La salinidad en los sedimentos alcanzó un máximo de 24.67 ups, en el fondo, de los sitios I3, P2 y P3 y mínimo de 0.67 ups en D1. Para la superficie el máximo fue de 28 ups, en P3, y el mínimo de 0 en D1. Sólo los sitios C3 e I3 presentaron diferencias entre los dos niveles de profundidad. Para ambos, el fondo presentó una mayor concentración de sales con respecto de la superficie (cuadro 10).

### *Salinidad, en superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

El análisis de varianza mostró diferencias significativas para la salinidad de superficie y fondo entre los sitios estudiados ( $KW-H_{10,33} = 25.26$  y  $25.68$ , respectivamente). Sólo el sitio D1 con la salinidad más baja tanto en superficie como en fondo fue diferente del resto de los sitios, para ambos niveles.

### *Salinidad, de fondo y superficie, entre niveles de conservación*

No se encontraron diferencias significativas entre la salinidad de superficie y los niveles de conservación. Por el contrario se demostraron diferencias significativas ( $KW-H_{3,33} = 12.67$ ), en la salinidad de fondo, a lo largo del gradiente de conservación. El manglar deforestado con salinidad promedio ( $\pm EE$ ) de  $8.67 \pm 3.6$  ups fue diferente de las clases conservado ( $22 \pm 0.75$  ups) y perturbado ( $20.89 \pm 2.29$  ups). El resto de las clases no presentó diferencias significativas entre sí. El promedio de salinidad para el manglar intermedio fue de ( $18.22 \pm 2.46$  ups).

### *Variabilidad de la salinidad en sedimentos entre los niveles de conservación*

Se encontró una relación positiva y significativa entre la salinidad de fondo y el nivel de conservación ( $\rho = 0.42$ ,  $p < 0.05$ ), es decir, que en general la salinidad de los sitios conservados es mayor que la de los perturbados.

### *Textura*

En el cuadro 10 se presentan los resultados de la textura de los sedimentos, de fondo y superficie, de los sitios estudiados y el análisis de varianza para ambos niveles. A continuación se describen estos resultados:

En los sitios sin diferencias significativas en la textura, entre superficie y fondo, sitios C1, C2, I1, P3 y D2, se puede decir que su composición granulométrica, promedio, presentó una mezcla homogénea de arcillas, arenas y limos en ambos niveles.

En el sitio I2 se demostró una diferencia significativa entre superficie y fondo para arcillas y arenas. En cuanto a la fracción correspondiente a las arcillas, éstas se encontraron en mayor proporción en el fondo (45% contra 35% en superficie), mientras que la de arenas en la superficie. En contraste, la fracción de limo se distribuyó homogéneamente en ambos niveles. El sitio C3, sólo presentó diferencias significativas en cuanto a la fracción de arenas que fueron más abundantes en la superficie que en el fondo. La superficie del sedimento del sitio I3 estuvo compuesta por una fracción mayor de limo con respecto del fondo. Las fracciones de arcilla y arena se distribuyeron homogéneamente en ambos niveles.

En P2 sólo la fracción de limo fue diferente entre los dos niveles. Se encontró una mayor proporción en la superficie (58% contra 47%). Para P1 la superficie y el fondo tuvieron diferencias significativas en las tres fracciones estudiadas. Así, tanto la fracción de arena y limo se presentaron preferentemente en la superficie (35 y 48%, respectivamente), mientras que las arcillas lo hicieron en el fondo (57%). D1 sólo presentó diferencias significativas en la fracción de arcilla, la cual predominó en el fondo. En este sitio, tanto en la superficie como en el fondo, se encontró una textura mixta de limo y arena.

### *Porcentaje de arcilla, para superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

Se encontraron diferencias significativas en la fracción granulométrica arcilla para superficie y fondo ( $KW-H_{10,33} = 21.07$  y  $27.29$ , respectivamente). Para la superficie, el sitio C3, con el porcentaje de arcilla más bajo (7.33%) fue diferente de I2 con el porcentaje más alto (35.33%). El resto de los sitios no presentó diferencias significativas entre ellos. En lo que respecta al fondo los sitios presentaron una mayor variación en el contenido de arcillas. Sin embargo, sólo I1 y P1 sitios con porcentajes de arcilla extremos (50.67 y 22.67%, respectivamente), fueron diferentes entre sí. El resto de los sitios no presentó diferencias significativas.

### *Porcentaje de arena, para superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

Se encontraron diferencias significativas entre los sitios para la fracción de arenas en superficie y fondo de los sedimentos ( $KW-H_{10,33} = 23.47, 23.41$ , respectivamente). Para la superficie el sitio C2, con el porcentaje más alto en esta fracción (51.33%) fue diferente de I3, P1, P2 y D2. Para el fondo el sitio P3, al haber presentado el mayor porcentaje de arena (58%), sólo fue similar a C3. De manera complementaria los sitios I2 y P1, con los menores porcentajes de arena, fueron diferentes de los sitios C2 y P3. El resto de los sitios sólo fueron diferentes de P3.

### *Porcentaje de limo, para superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

Los sitios fueron diferentes en el porcentaje de limo en su superficie ( $KW-H_{10,33} = 27.69$ ). Con excepción de los sitios I3 y P1 todos los sitios fueron diferentes de la P2, sólo los sitios C3, I1 y P1 fueron semejantes al sitio I3. El sitio I2 mostró diferencias significativas con los sitios donde se registró el mayor porcentaje de limo, sitios C3, I1, I3, P1, P2 y D2. También se registraron diferencias significativas ( $KW-H_{10,33} = 28.70$ ) en el porcentaje de limo del fondo, de los sedimentos, entre sitios. P3 al haber presentado los porcentajes más bajos de limo fue diferente de los sitios con más del 30% de limo en el fondo, es decir, este sitio sólo fue semejante a I2 y P1. El sitio I1 con el mayor porcentaje de limo en el fondo presentó diferencias significativas con casi todos los sitios, con excepción de C1, C3 y P2. El sitio C1 fue diferente de los sitios con el menor porcentaje de limo (I2, P1 y P3).

### *Textura de sedimentos, en superficie, entre los niveles de conservación*

El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre el porcentaje de arcilla de la superficie y los niveles de conservación ( $KW_{3,33} = 10.36$ ). Se determinó que sólo la clase de manglar conservado, con un porcentaje de arcilla promedio de  $14.22 \pm 2.95\%$ , fue diferente de la clase de manglar deforestado ( $28 \pm 1.71\%$ ). El promedio del porcentaje de arcilla en la superficie para el manglar intermedio y perturbado fue  $22.88 \pm 3.42$  y  $18.67 \pm 2.19\%$ , respectivamente. Para el porcentaje de arcilla en el fondo no se verificaron diferencias entre los niveles de conservación.

También se encontraron diferencias significativas ( $KW-H_{3,33} = 8.77$ ) en el porcentaje de arena, en la superficie, entre los niveles de conservación. Nuevamente la categoría de manglar deforestado fue diferente de la de manglar conservado. El promedio de arena en estas clases fue de  $48 \pm 3.18$  y  $32.67 \pm 3\%$ , respectivamente; y para las clases intermedio y perturbado fue de  $35.56 \pm 2.78$  y  $35.78 \pm 4.64\%$ , respectivamente. En el caso del porcentaje de arena en el fondo no se determinaron diferencias significativas entre los niveles de conservación.

No se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de limo, en superficie y en fondo, entre niveles de conservación.



### *Variabilidad de la textura de sedimentos entre los niveles de conservación*

El porcentaje de arcilla tanto en fondo como en superficie mostró una relación negativa y significativa con el nivel de conservación ( $\rho = -0.42$  y  $-0.45$ , respectivamente,  $p < 0.05$ ). En el gradiente de conservación la arcilla disminuye hacia las zonas mejor conservadas. En lo que respecta al porcentaje de arena, para superficie, se encontró una relación positiva y significativa con el nivel de conservación ( $\rho = 0.47$ ;  $p < 0.05$ ). De acuerdo con esto la variabilidad del porcentaje de arena en sitios con diferente nivel de conservación se explica en un 47%. Sitios mejor conservados presentan una mayor acumulación de arena en su superficie. Para el fondo la tendencia es similar sin embargo la prueba no fue significativa. Para el porcentaje de limo tanto en el fondo como en superficie no se encontró una relación significativa entre éste y el nivel de conservación.

### *Porcentaje de materia orgánica, nitrógeno y fósforo total*

En el cuadro 10 se muestran los valores promedio del porcentaje de materia orgánica, nitrógeno (Ntk) y fósforo total (Ptk) para superficie y fondo, y el análisis de varianza entre estos dos niveles.

### *Porcentaje de materia orgánica*

Como se puede observar en el cuadro 10 los sitios C1, I1, I2, I3, P2, P3 y D1 presentaron diferencias en la concentración de materia orgánica entre superficie y fondo. En general, en estos sitios se puede apreciar una mayor concentración de materia orgánica en la superficie. Sólo los sitios I3 y P2 presentaron una concentración inversa (mayor cantidad de materia orgánica en el fondo).

### *Porcentaje de materia orgánica, en superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

Se encontraron diferencias significativas entre el porcentaje de materia orgánica en la superficie de los sitios estudiados ( $KW-H_{10,33} = 28.12$ ). Se encontró que los sitios I2, P2 y D1, sitios con el más bajo porcentaje de materia orgánica, fueron diferentes de C1, P1 y P3, es decir, de los sitios con el contenido de materia orgánica más alto. Por otro lado, los sitios C2, C3 e I3 sólo fueron diferentes de P1 y P3. Los sitios I1 y D2 fueron semejantes al resto de los sitios. En el fondo también se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de materia orgánica entre los sitios estudiados ( $KW-H_{10,33} = 24.29$ ). D1 con el porcentaje más bajo de materia orgánica fue diferente de los sitios C1, I3, P1 y P2 (sitios con el mayor porcentaje), para I2 se encontraron diferencias con los sitios I3 y P2.

### *Porcentaje de materia orgánica entre los niveles de conservación*

No se encontraron diferencias significativas entre sitios conservados, intermedios, perturbados y deforestados para el porcentaje de materia orgánica en superficie y fondo.

*Variabilidad del porcentaje de materia orgánica, en sedimentos, entre los niveles de conservación*

El porcentaje de materia orgánica, tanto en fondo como en superficie, no mostró una relación significativa con el nivel de conservación.

*Porcentaje de Nitrógeno total (Ntk)*

En lo que respecta al porcentaje de Ntk la mayor concentración se encontró en la superficie para los sitios con diferencias en los dos niveles de profundidad, sin embargo I3 y P2 presentaron un comportamiento inverso con una mayor cantidad de este nutriente en el fondo (cuadro 10).

*Porcentaje de Ntk, en superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

Los sitios P1 y P3, los cuales presentaron los valores más altos de Ntk para el nivel de superficie, fueron diferentes del resto de los sitios y semejantes entre ellos. Para el fondo, en general se diferenciaron los sitios con mayor contenido de materia orgánica de los que presentaron un bajo porcentaje, es decir los sitios C1, I3, P1, P2 y D2 fueron diferentes de C2, C3, I1, I2 y D1.

*Porcentaje de Ntk, en sedimentos, entre los niveles de conservación*

Se encontraron diferencias significativas entre el porcentaje de Ntk, en superficie, y los niveles de conservación ( $KW-H_{3,33} = 13.75$ ). Así el manglar perturbado con el mayor porcentaje, promedio, en este nutriente ( $0.33 \pm 0.06\%$ ) fue diferente del manglar conservado y del intermedio con promedios de  $0.1 \pm 0.02$  y  $0.096 \pm 0.01\%$ , respectivamente. El manglar deforestado presentó un promedio de  $0.15 \pm 0.02\%$  de Ntk. No se encontraron diferencias significativas entre bosques conservados, intermedios, perturbados y deforestados para el porcentaje de Ntk en fondo.

*Variabilidad del porcentaje de Ntk, en sedimentos, entre los niveles de conservación*

Se encontró una relación inversa, significativa, en el porcentaje de Ntk para el nivel de superficie ( $\rho = -0.48$ ;  $p < 0.05$ ) lo que sugiere que los sitios conservados presentan una menor concentración de este nutriente en su superficie. En cuanto al fondo, la tendencia fue similar sin embargo, la prueba no fue significativa.

*Porcentaje de Fósforo total (Ptk)*

Para el porcentaje de Ptk no se determinaron diferencias significativas entre superficie y fondo (cuadro 10).

*Porcentaje de Ptk, en superficie y fondo, entre los sitios estudiados*

Para ninguno de los dos niveles se encontraron diferencias significativas entre los sitios estudiados.

*Porcentaje de Ptk, en sedimentos, entre los niveles de conservación*

No se encontraron diferencias significativas entre sitios conservados, intermedios, perturbados y deforestados para el porcentaje de Ptk en superficie y fondo.

*Variabilidad del porcentaje de Ptk, en sedimentos, entre los niveles de conservación*

Se encontró una relación inversa entre el contenido de Ptk, en superficie, y el nivel de conservación, mientras que en el fondo la relación fue positiva, sin embargo para ninguno de los dos casos la prueba fue significativa.

**Cuadro 10. Parámetros físico-químicos en sedimentos.**

Sitio	Nivel	pH	Salinidad (ups)	Porcentaje de Arcilla	Porcentaje de Arena	Porcentaje de Limo	Porcentaje de MO	Porcentaje de Ntk	Porcentaje de Ptk
C1	Superficie	5.25 ± 0.04 <sup>a</sup>	21.33 ± 2.40 <sup>a</sup>	19.33 ± 6.77 <sup>a</sup>	44 ± 8.08 <sup>a</sup>	36.67 ± 2.67 <sup>a</sup>	22.52 ± 1.20 <sup>a</sup>	0.15 ± 0.06 <sup>a</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>
	Fondo	6.57 ± 0.33 <sup>b</sup>	20.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	26 ± 4.16 <sup>a</sup>	34 ± 4.16 <sup>a</sup>	40 ± 0 <sup>a</sup>	13.83 ± 3.74 <sup>b</sup>	0.15 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.14 ± 0.05 <sup>a</sup>
C2	Superficie	5.21 ± 0.20 <sup>a</sup>	21.33 ± 3.52 <sup>a</sup>	16 ± 3.05 <sup>a</sup>	51.33 ± 2.91 <sup>a</sup>	32.67 ± 1.33 <sup>a</sup>	3.65 ± 0.31 <sup>a</sup>	0.04 ± 0 <sup>a</sup>	0.11 ± 0.02 <sup>a</sup>
	Fondo	5.06 ± 0.18 <sup>a</sup>	22.67 ± 1.33 <sup>a</sup>	14.67 ± 3.71 <sup>a</sup>	50 ± 4.62 <sup>a</sup>	35.33 ± 1.76 <sup>a</sup>	2.10 ± 0.25 <sup>b</sup>	0.04 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.12 ± 0.03 <sup>a</sup>
C3	Superficie	5.53 ± 0.14 <sup>a</sup>	14.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	7.33 ± 3.33 <sup>a</sup>	48.67 ± 5.81 <sup>a</sup>	44 ± 3.05 <sup>a</sup>	7.04 ± 1.64 <sup>a</sup>	0.08 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.09 ± 0.03 <sup>a</sup>
	Fondo	6.27 ± 0.61 <sup>a</sup>	22.67 ± 1.76 <sup>b</sup>	15.33 ± 0.67 <sup>a</sup>	35.33 ± 0.67 <sup>b</sup>	49.33 ± 0.67 <sup>a</sup>	6.51 ± 0.47 <sup>a</sup>	0.05 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.12 ± 0.03 <sup>a</sup>
I1	Superficie	4.94 ± 0.04 <sup>a</sup>	15.33 ± 0.67 <sup>a</sup>	14 ± 1.15 <sup>a</sup>	42.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	43.33 ± 1.76 <sup>a</sup>	5.98 ± 0.43 <sup>a</sup>	0.08 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.10 ± 0.05 <sup>a</sup>
	Fondo	7.57 ± 0.01 <sup>b</sup>	18 ± 1.15 <sup>a</sup>	14.67 ± 1.76 <sup>a</sup>	34.67 ± 6.67 <sup>a</sup>	50.67 ± 5.46 <sup>a</sup>	6.54 ± 0.55 <sup>a</sup>	0.04 ± 0 <sup>a</sup>	0.15 ± 0.04 <sup>a</sup>
I2	Superficie	7.94 ± 0.20 <sup>a</sup>	12 ± 1.15 <sup>a</sup>	35.33 ± 1.76 <sup>a</sup>	38 ± 1.15 <sup>a</sup>	26.67 ± 2.40 <sup>a</sup>	6.30 ± 2.21 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.16 ± 0.07 <sup>a</sup>
	Fondo	8.15 ± 0.08 <sup>a</sup>	12 ± 4.16 <sup>a</sup>	44.67 ± 2.91 <sup>b</sup>	29.33 ± 0.67 <sup>b</sup>	26 ± 2.31 <sup>a</sup>	16.25 ± 1.43 <sup>b</sup>	0.23 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.17 ± 0.01 <sup>a</sup>
I3	Superficie	7.44 ± 0.26 <sup>a</sup>	15.33 ± 2.67 <sup>a</sup>	19.33 ± 3.53 <sup>a</sup>	26 ± 4.16 <sup>a</sup>	54.67 ± 2.40 <sup>a</sup>	26.17 ± 0.35 <sup>a</sup>	0.52 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.08 ± 0.04 <sup>a</sup>
	Fondo	7.34 ± 0.06 <sup>a</sup>	24.67 ± 3.71 <sup>b</sup>	23.33 ± 2.40 <sup>a</sup>	32.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	44 ± 2.31 <sup>b</sup>	9.79 ± 5.60 <sup>b</sup>	0.07 ± 0.03 <sup>b</sup>	0.12 ± 0.06 <sup>a</sup>
P1	Superficie	6.64 ± 0.34 <sup>a</sup>	8 ± 1.15 <sup>a</sup>	16.66 ± 4.81 <sup>a</sup>	35.33 ± 4.37 <sup>a</sup>	48 ± 5.03 <sup>a</sup>	5.65 ± 0.41 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.05 <sup>a</sup>
	Fondo	6.95 ± 0.16 <sup>a</sup>	13.33 ± 3.33 <sup>a</sup>	57.33 ± 1.76 <sup>b</sup>	20 ± 3.06 <sup>b</sup>	22.67 ± 1.76 <sup>b</sup>	16.09 ± 1.88 <sup>b</sup>	0.23 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.11 ± 0.04 <sup>a</sup>

Sitio	Nivel	pH	Salinidad (ups)	Porcentaje de Arcilla	Porcentaje de Arena	Porcentaje de Limo	Porcentaje de MO	Porcentaje de Ntk	Porcentaje de Ptk
P2	Superficie	7.85 ± 0.17 <sup>a</sup>	14.67 ± 2.91 <sup>a</sup>	20.67 ± 4.67 <sup>a</sup>	21.33 ± 3.33 <sup>a</sup>	58 ± 2 <sup>a</sup>	26.07 ± 9.82 <sup>a</sup>	0.36 ± 0.09 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.03 <sup>a</sup>
	Fondo	7.14 ± 0.07 <sup>b</sup>	24.67 ± 2.91 <sup>a</sup>	20.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	32.67 ± 2.40 <sup>a</sup>	46.67 ± 2.67 <sup>b</sup>	13.75 ± 3.02 <sup>a</sup>	0.18 ± 0.02 <sup>b</sup>	0.07 ± 0.03 <sup>a</sup>
P3	Superficie	4.50 ± 0.30 <sup>a</sup>	28 ± 3.06 <sup>a</sup>	18.67 ± 2.91 <sup>a</sup>	50.67 ± 3.53 <sup>a</sup>	30.67 ± 2.40 <sup>a</sup>	14.14 ± 3.89 <sup>a</sup>	0.11 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.12 ± 0.03 <sup>a</sup>
	Fondo	7.46 ± 0.23 <sup>b</sup>	24.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	23.33 ± 4.37 <sup>a</sup>	58 ± 8 <sup>a</sup>	18.67 ± 3.71 <sup>a</sup>	5.51 ± 0.20 <sup>b</sup>	0.05 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.17 ± 0.05 <sup>a</sup>
D1	Superficie	7.95 ± 0.16 <sup>a</sup>	0 ± 0 <sup>a</sup>	26 ± 3.06 <sup>a</sup>	36 ± 5.29 <sup>a</sup>	38 ± 2.31 <sup>a</sup>	3.35 ± 0.30 <sup>a</sup>	0.11 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.21 ± 0.04 <sup>a</sup>
	Fondo	8.60 ± 0.21 <sup>a</sup>	0.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	36 ± 1.15 <sup>b</sup>	28 ± 0 <sup>a</sup>	36 ± 1.15 <sup>a</sup>	1.34 ± 0.25 <sup>b</sup>	0.04 ± 0 <sup>b</sup>	0.19 ± 0.07 <sup>a</sup>
D2	Superficie	6.46 ± 0.48 <sup>a</sup>	18.67 ± 2.40 <sup>a</sup>	30 ± 1.15 <sup>a</sup>	29.33 ± 2.40 <sup>a</sup>	40.67 ± 1.76 <sup>a</sup>	12.08 ± 0.36 <sup>a</sup>	0.2 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.06 <sup>a</sup>
	Fondo	6.46 ± 0.12 <sup>a</sup>	16.67 ± 0.67 <sup>a</sup>	26.67 ± 2.67 <sup>a</sup>	32.67 ± 2.67 <sup>a</sup>	40.67 ± 2.67 <sup>a</sup>	10.99 ± 0.63 <sup>a</sup>	0.21 ± 0 <sup>a</sup>	0.03 ± 0.01 <sup>a</sup>

Letras diferentes (a y b) indican diferencias significativas entre fondo y superficie.

### V.8 Variables estructurales y parámetros físico-químicos en agua y sedimentos

Se realizó un análisis de componentes principales para determinar qué parámetros presentaron una mayor influencia en la variabilidad del sistema.

#### *A. germinans*

En el caso de las variables estructurales de *A. germinans* y los parámetros físico químicos en agua en el cuadro 11 se observa que dos factores explican, en conjunto, el 90.22% de la variabilidad de dichos parámetros. El factor 1 agrupó a todas las variables estructurales y el pH y Eh del agua, mientras que el factor dos añadió la salinidad (cuadro 12).

**Cuadro 11. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Parámetros estructurales de *A. germinans* y parámetros físico químicos de agua.**

Componente número	Eigenvalor	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	4.23	70.45	70.45
2	1.19	19.77	90.22
3	0.39	6.46	96.68

**Cuadro 12. Explicación de cada factor. Parámetros estructurales de *A. germinans* y parámetros físico químicos de agua.**

Variable	Componente 1	Componente 2
Alt	<b>0.46</b>	-0.29
Cober	<b>0.4</b>	0.36
DAP	<b>0.42</b>	-0.21
Eh	<b>-0.45</b>	-0.19
pH	<b>-0.43</b>	-0.41
Sal	-0.25	<b>0.74</b>

Números en negritas indican mayor carga de explicación por factor.

En la figura 8 se aprecia una agrupación entre el Eh y el pH. Asimismo, la cobertura presentó una mayor agrupación con el sitio C2 en el cuál se encontraron las cubiertas más extensas, mientras que el sitio C1 presentó los mayores valores de DAP y altura. En contraste el sitio I2 no presentó ninguna agrupación con alguna variable.

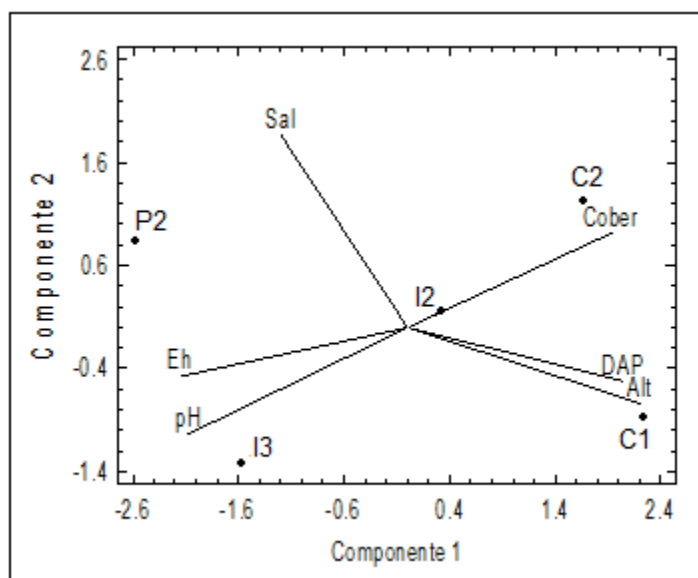


Figura 8 Análisis de componentes principales de la estructura de *A. germinans* y los parámetros físico-químicos de agua. Las abreviaciones se refieren a: Cober cobertura; Alt altura; Eh potencial de óxido-reducción; pH potencial de hidrógeno; Sal % de salinidad; C1, C2, I2, I3 y P2 sitios en los que se registró la especie.

Para las relaciones entre la estructura de *A. germinans* y los parámetros físico-químicos de sedimentos (en superficie y fondo) con el segundo componente fue posible expresar el 87% de la variabilidad (cuadro 13).

Cuadro 13. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Parámetros estructurales de *A. germinans* y parámetros físico químicos de sedimento.

Componente número	Eigenvalor	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	6.69	60.83	60.83
2	2.91	26.43	87.26
3	1.19	10.82	98.08

Cuadro 14. Explicación de cada factor. Parámetros estructurales de *A. germinans* y parámetros físico químicos de sedimento.

Variable	Componente 1	Componente 2
Alt	<b>0.36</b>	0.05
arc	-0.14	<b>0.44</b>
are	<b>0.34</b>	0.25

Variable	Componente 1	Componente 2
Cober	<b>0.31</b>	0.23
DAP	<b>0.36</b>	-0.09
lim	-0.23	<b>-0.46</b>
mat	<b>0.29</b>	-0.27
Ntk	0.05	<b>-0.57</b>
pH	<b>-0.37</b>	0.1
Ptk	<b>-0.34</b>	-0.09
Sal	<b>0.34</b>	-0.22

Números en negritas indican mayor carga de explicación por factor.

En la figura 9 se puede observar que, en el primer y segundo componente, la altura, cobertura y arena se agrupan, mientras que el DAP, salinidad y materia orgánica lo hacen negativamente en el segundo componente; juntos estos factores pueden estar influyendo directamente sobre la estructura de esta especie. Los sitios C1 y C2 presentaron los mayores valores de estos parámetros por lo aparecen asociados a estos vectores

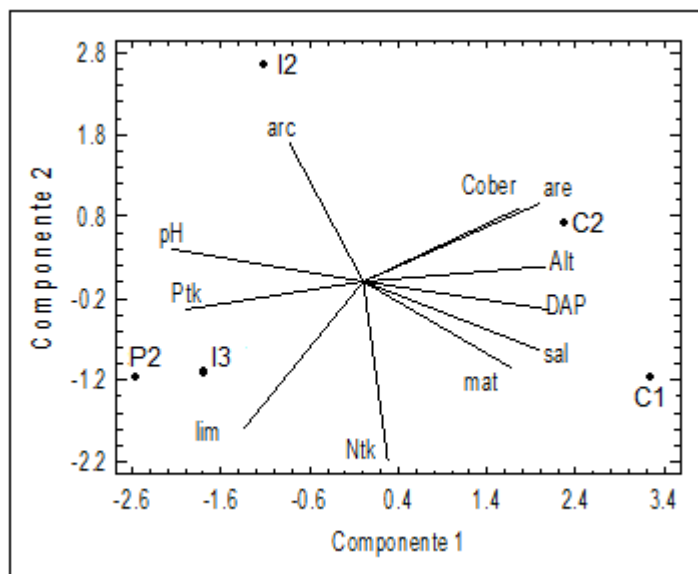


Figura 9. Análisis de componentes principales de la estructura de *A. germinans* y los parámetros físico-químicos de sedimentos. Las abreviaciones se refieren a: arc % de arcilla; are % de arena; lim % de limo; sal % de salinidad; mat % de materia orgánica; Ntk % de nitrógeno total; Ptk % de fósforo total; C1, C2, I2, I3 y P2 sitios en los que se registró la especie.



*L. racemosa*

En el caso de las variables estructurales de *L. racemosa* y los parámetros físico químicos del agua se observó una relación entre la cobertura y altura de los sitios C1 y C2, en los cuales se encontraron los valores más altos de estos parámetros. Al contrario de la especie *A. germinans* no se pudo observar una relación entre el pH y el Eh (figura 10).

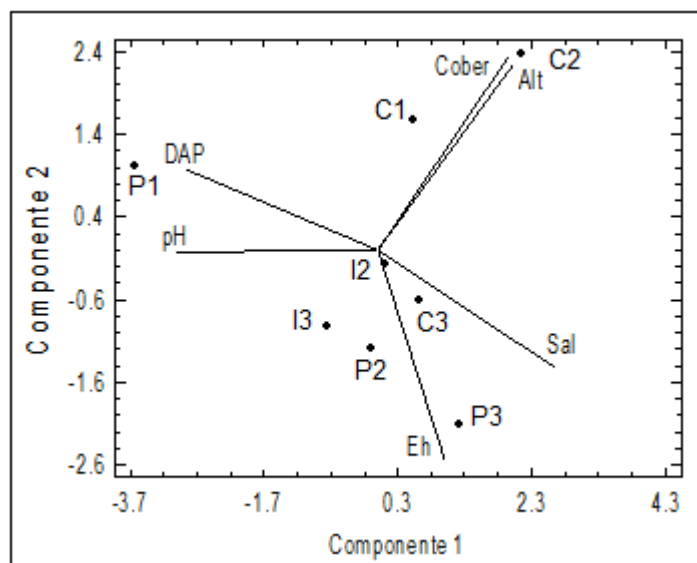
**Cuadro 15. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Parámetros estructurales de *L. racemosa* y parámetros físico químicos de agua.**

Componente Número	Eigenvalor	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	2.92	48.59	48.59
2	2.31	38.49	87.08
3	0.43	7.15	94.24

**Cuadro 16. Explicación de cada factor. Parámetros estructurales de *L. racemosa* y parámetros físico químicos de agua.**

Variable	Componente 1	Componente 2
Alt	0.35	<b>0.5</b>
Cober	0.34	<b>0.53</b>
DAP	<b>-0.5</b>	0.22
Eh	0.18	<b>-0.57</b>
pH	<b>-0.53</b>	-0.005
Sal	<b>0.46</b>	-0.32

Números en negritas indican mayor carga de explicación por factor.



**Figura 10** Análisis de componentes principales de la estructura de *L. racemosa* y los parámetros físico-químicos de agua. Las abreviaciones se refieren a: Cober cobertura; Alt altura; Eh potencial de óxido-reducción; pH potencial de hidrógeno; Sal % de salinidad; C1, C2, C3, I2, I3, P1, P2 y P3 sitios en los que se registró la especie.

En el caso de los sedimentos en la figura 11 se puede apreciar que un grupo está conformado por los vectores del pH, Ptk y el porcentaje de limo, los sitios I3 y P2 estuvieron asociados a ellos ya que en estos sitios se registraron los valores máximos de estos parámetros. También se puede observar que los vectores de Ntk y materia orgánica están relacionados. Las características estructurales de *L. racemosa* mostraron una baja variabilidad para los dos componentes que se presentan, sin embargo, esto puede sugerir la potencialidad de la especie para acomodarse en ambientes diversos, con variaciones en estos parámetros.

**Cuadro 17. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Parámetros estructurales de *L. racemosa* y parámetros físico químicos de sedimento.**

Componente Número	Eigenvalor	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	4.77	43.38	43.38
2	2.76	25.05	68.43
3	1.53	13.9	82.33

**Cuadro 18. Explicación de cada factor. Parámetros estructurales de *L. racemosa* y parámetros físico químicos de sedimento.**

Variable	Componente 1	Componente 2
Alt	0.28	<b>0.35</b>
arc	-0.12	<b>0.14</b>

Variable	Componente 1	Componente 2
are	<b>0.42</b>	-0.02
Cober	0.28	<b>0.36</b>
DAP	-0.17	<b>-0.35</b>
lim	<b>-0.33</b>	-0.07
mat	0.17	<b>-0.52</b>
Ntk	0.1	<b>-0.56</b>
pH	<b>-0.42</b>	0.18
Ptk	<b>-0.41</b>	0.04
Sal	<b>0.36</b>	-0.05

Números en negritas indican mayor carga de explicación por factor.

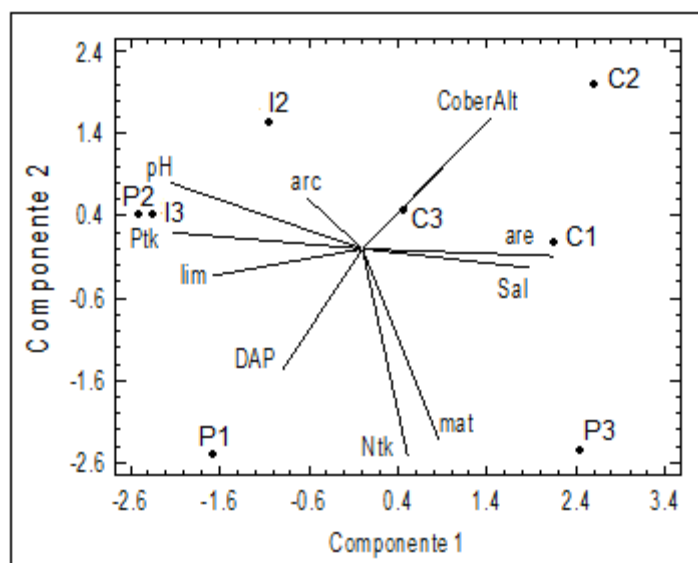


Figura 11. Análisis de componentes principales de la estructura de *L. racemosa* y los parámetros físico-químicos de sedimentos. Las abreviaciones se refieren a: arc % de arcilla; are % de arena; lim % de limo; sal % de salinidad; mat % de materia orgánica; Ntk % de nitrógeno total; Ptk % de fósforo total; C1, C2, C3, I2, I3, P1, P2 y P3 sitios en los que se registró la especie.

### *R. mangle*

En el caso de las variables estructurales de *R. mangle* y los parámetros físico químicos del agua, los dos primeros componentes expresaron el 76% de la variación (cuadro 19). Se puede observar en la figura 12 la asociación entre el Eh y pH. El sitio C1 se asoció con el DAP ya que este sitio presentó los mayores valores de este parámetro.

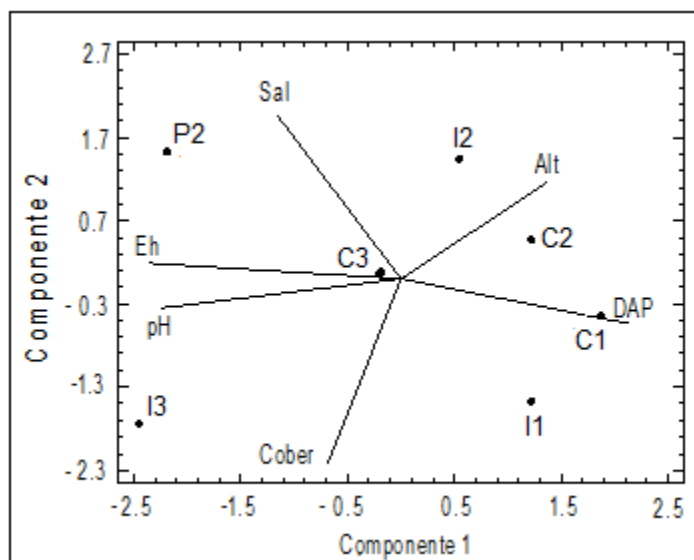
**Cuadro 19. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Parámetros estructurales de *R. mangle* y parámetros físico químicos de agua.**

Componente Número	Eigenvalor	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	2.94074	49.012	49.012
2	1.63959	27.326	76.339
3	0.729316	12.155	88.494

**Cuadro 20. Explicación de cada factor. Parámetros estructurales de *R. mangle* y parámetros físico químicos de agua.**

Variable	Componente 1	Componente 2
Alt	0.31	<b>0.36</b>
Cober	-0.16	<b>-0.68</b>
DAP	<b>0.49</b>	-0.16
Eh	<b>-0.54</b>	0.06
pH	<b>-0.52</b>	-0.11
Sal	-0.27	<b>0.61</b>

Números en negritas indican mayor carga de explicación por factor.



**Figura 12. Análisis de componentes principales de la estructura de *R. mangle* y los parámetros físico-químicos de agua. Las abreviaciones se refieren a: Cober cobertura; Alt altura; Eh potencial de óxido-reducción; pH potencial de hidrógeno; Sal % de salinidad; C1, C2, C3, I1, I2, I3 y P2 sitios en los que se registró la especie.**

Para la estructura de esta especie y los parámetros físico-químicos de sedimentos el primer componente explicó el 45% de la variabilidad mientras que el segundo el 26% (cuadro 21). En la figura 13 se observa que el primer componente está correlacionado positivamente con la arena, el DAP, salinidad y la materia orgánica. Se observa un grupo entre el porcentaje de arena, salinidad, materia orgánica y el DAP en los sitios C1 y C2 en donde se registraron los valores más altos de estos parámetros. Los vectores de cobertura y nitrógeno total también muestran una agrupación.

**Cuadro 21. Porcentaje de explicación de cada Eigenvalor. Parámetros estructurales de *R. mangle* y parámetros físico químicos de sedimento.**

Componente Número	Eigenvalor	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	5.02	45.67	45.67
2	3.19	28.97	74.64
3	1.82	16.57	91.21

**Cuadro 22. Explicación de cada factor. Parámetros estructurales de *R. mangle* y parámetros físico químicos de sedimento.**

Variable	Componente 1	Componente 2
Alt	0.18	<b>0.32</b>
arc	-0.15	<b>0.39</b>
are	<b>0.37</b>	0.14
Cober	-0.0004	<b>-0.46</b>
DAP	<b>0.44</b>	-0.03
lim	-0.25	<b>-0.43</b>
mat	<b>0.33</b>	-0.2
Ntk	0.05	<b>-0.45</b>
pH	<b>-0.38</b>	0.17
Ptk	<b>-0.4</b>	-0.17
Sal	<b>0.36</b>	-0.17

Números en negritas indican mayor carga de explicación por factor.

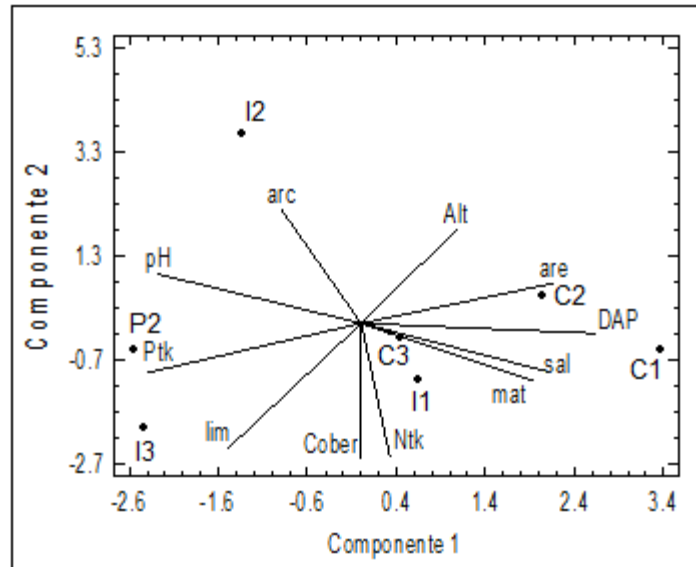


Figura 13. Análisis de componentes principales de la estructura de *R. mangle* y los parámetros físico-químicos de sedimentos. Las abreviaciones se refieren a: arc %de arcilla; are % de arena; lim % de limo; sal % de salinidad; mat % de materia orgánica; Ntk % de nitrógeno total; Ptk % de fósforo total; C1, C2, C3, I1, I2, I3 y P2 sitios en los que se registró la especie.

## VI. Discusión

### VI.1 Cambios en la cobertura del manglar y fragmentación del hábitat

Las pérdidas en la cobertura del manglar, en el periodo de 1976 a 2006, pueden atribuirse tanto a fenómenos climáticos como a las actividades socio-económicas que se desarrollan en la región de estudio. Por un lado hay que recordar que, al igual que otros bosques de manglar, los de Tecolutla por su ubicación en la interface mar-tierra reciben constantemente los embates de fenómenos meteorológicos, principalmente huracanes, que moldean su estructura, dinámica y evolución (Islebe *et al.*, 2009; Ramírez-Barajas *et al.*, 2012). Así, de los nueve ciclones tropicales que se desarrollan cada año en la región del Atlántico, por lo menos dos afectan directamente las costas del Golfo de México y del Estado de Veracruz (Ortíz *et al.*, 1992; Jáuregui y Zitácuaro, 1995). Específicamente en la región de estudio, los fenómenos meteorológicos ocurridos en 1999 y 2005 fueron, de acuerdo con los pobladores, los que han causado el daño mayor. Para la primera fecha según la Comisión Nacional del Agua y el Servicio Meteorológico Nacional, SMN (CONAGUA, 1999), se desarrollaron cinco ciclones tropicales, en las costas de Veracruz, los cuales dejaron caer 213 L m<sup>2</sup>, provocando serias inundaciones y fenómenos de erosión sobre la línea costera. En 2005 el huracán Stan, con vientos de 130 a 155 km h<sup>-1</sup>, dejó caer 223 L m<sup>2</sup> en el Estado de Veracruz, afectando a 183 Municipios entre ellos Tecolutla. Si bien no existe un estudio anterior ni posterior a estas dos fechas sobre la extensión de los manglares en esta región, está ampliamente documentado que estos fenómenos pueden llegar a destruir grandes extensiones de bosques de manglar. De hecho, la FAO (2007) reportó áreas destruidas de manglar durante los tres huracanes que golpearon las costas mexicanas en 2005 (Huracán Emily, Wilma y Stan) y que no fueron añadidas al inventario de 1980 a 2005.

Por otro lado es innegable la participación humana en la desaparición de estas hectáreas. La principal actividad que contribuye a la pérdida de manglar es el cambio de uso de suelo para la ampliación de las zonas urbanas ya que, como se menciona en el documento *Securing the future of mangrove* (Van Lavieren *et al.*, 2013), actualmente casi la mitad de la población mundial habita dentro de la línea costera, por lo que no es sorprendente la desaparición de los ecosistemas de manglar. Esto mismo concuerda con el estudio realizado por Durán-Hernández (2008), en el municipio de Tecolutla, en el cual resaltó el reconocimiento, por parte de los habitantes, de la disminución del área de manglar para dar paso a la expansión de la zona urbana. Por otro lado López-Portillo *et al.* (2009) documentó que en Tecolutla existe una fuerte presión de cambio de uso de suelo para actividades agropecuarias. De acuerdo con Van Lavieren *et al.*, 2013 las actividades pecuarias son las que más han modificado el paisaje de las zonas costeras principalmente los manglares.

Aunado a la disminución de la extensión del manglar que conlleva el desmonte para dar respuesta al incremento poblacional, las actividades a baja escala también promueven el deterioro y, a largo plazo, la desaparición de estos bosques. Así, en la región de estudio el 40% de la población extrae recursos del manglar para diferentes usos, entre los que destacan materiales de construcción, combustible y uso medicinal (Durán-Hernández, 2008). Otros

problemas importantes son: la contaminación de los cuerpos de agua por agroquímicos, por rompimiento de ductos petroleros y por aguas residuales y la sobreexplotación del recurso pesquero. En este mismo contexto la asociación civil “Salvemos los humedales de Tecolutla” señala que existe un daño considerable a los mangles por el tránsito de lanchas turísticas que ofrecen paseos a la zona de manglar. El daño ocasionado se debe principalmente al daño físico de las raíces aéreas y de los neumatóforos provocado por las lanchas utilizadas, mientras que los derivados del petróleo, en este caso el combustible utilizado para esta actividad, son absorbidos rápidamente por los mangles y los aceites vertidos llegan a cubrir sus raíces imposibilitando el intercambio gaseoso y en un tiempo provocando su muerte (Kathiresan y. Bingham,. 2001). Actualmente, en Tecolutla no existe una planeación que guíe el desarrollo de la actividad turística resultando en pocos beneficios económicos y un impacto negativo sobre el ecosistema de manglar. Dentro de este mismo contexto, en 2010, el INEGI reportó 2537 cuartos de hospedaje. Según la Secretaría de Turismo del Gobierno del Estado, en ese mismo año, estaban registrados 126 establecimientos de hospedaje, sin embargo, de acuerdo con los pobladores la cifra es mucho mayor, más del doble que la reportada por INEGI, ya que la mayoría no se encuentra registrado frente a la Secretaría de Turismo. Lo que es más alarmante es que ninguno de estos establecimientos cuenta con plantas de tratamiento para los desechos generados (INEGI, 2010).

Todos estos factores generan estrés en los manglares de Tecolutla, desviando los flujos de energía del ecosistema hacia la reparación de los daños ocasionados lo cual puede conducir a que en un cierto periodo de tiempo los umbrales de resiliencia puedan traspasarse y provocar cambios irreversibles que afecten no sólo su estructura sino también su función y continuidad en tiempo y espacio. De acuerdo con Strong y Bancroft (1994) los efectos de una perturbación pueden modificar la estructura de los bosques, disminuyendo su diversidad, y riqueza lo que se traduce en una menor cantidad de árboles, en troncos más delgados por hectárea, o bien en un menor número de flores, propágulos y plántulas en el bosque, esto también se refleja en una reducción de las comunidades faunísticas asociadas como aves, peces, moluscos y crustáceos por unidad de área dentro del manglar (Robertson y Duke, 1990; Bojorges-Baños, 2011).

En el periodo tanto de 1976 a 2010 como de 2006 a 2010 hubo una ganancia neta en la extensión de los manglares, lo que sugiere que las prácticas dirigidas hacia la conservación de este ecosistema, y que se describen en el párrafo siguiente, han tenido un impacto positivo.

En la región de estudio de 1976 a 2006, existió un proceso de fragmentación considerablemente alto (por el bajo valor del índice de fragmentación en 2006 con respecto al de 1976 y el aumento en el número de parches para la segunda fecha) lo que concuerda con la pérdida de cobertura en este mismo periodo de tiempo. De 2006 a 2010, se observó la disminución de la fragmentación del manglar y por consiguiente el aumento en su extensión, esto puede deberse principalmente al creciente interés que existe en la región por conservar sus humedales. Así, desde 1999, tras las afectaciones sufridas por las ondas tropicales que se registraron en ese año, el gobierno de Tecolutla comenzó a invertir en el control de la erosión



de la línea costera, estos esfuerzos aún siguen vigentes con la construcción de barreras físicas en puntos estratégicos del río (Tejeda-Martínez, 2005). Asimismo, de acuerdo con López-Portillo *et al.* (2009), en Tecolutla existen proyectos dirigidos hacia la conservación del manglar como: la “ecoruta verde” que genera acciones de protección a la zona de humedales y especies en peligro de extinción. En este proyecto se realizan acciones de reforestación con la participación del gobierno municipal, así como de distintas organizaciones civiles. Por otro lado, con donativos de Pemex se han realizado proyectos de educación ambiental, reforestación y proyectos de desarrollo comunitario que promueven la conservación del manglar (PEMEX, 2007). Aunado a estas acciones actualmente el 4% de los manglares de Tecolutla está considerado como “Área de Importancia para la Conservación de las Aves” (AICA) (López-Portillo *et al.*, 2009). Por su parte la Asociación Civil “Salvemos los humedales de Tecolutla” realiza actividades de concientización ambiental, como talleres, pláticas y eventos que promueven la conservación del manglar, además de que han emprendido la tarea de reforestación.

Es de suma importancia mantener esta tendencia para la recuperación de las zonas degradadas de manglar y evitar las consecuencias de la fragmentación del hábitat que en general son las mismas que para otros tipos de bosque y las cuales producen secuelas negativas en la recarga de los mantos freáticos, el control de la erosión y estabilización costera, retención de sedimentos y nutrientes, el mantenimiento de la calidad del agua, estabilización micro-climática y amortiguamiento de contaminantes, entre otros (Lara-Domínguez *et al.*, 1998). El efecto extremo de la fragmentación, es la desaparición del hábitat y que en el caso de los manglares también trae consigo el deterioro y/o desaparición de los ecosistemas ligados a ellos, pastos marinos y arrecifes de coral (Ruitenbeek, 1994).

## *VI. 2 Zonificación del manglar de acuerdo a su nivel de conservación*

La zonificación del manglar respondió a dos cuestiones principales: la firma espectral de la vegetación sana y al grado de desarrollo estructural que presentaron los sitios estudiados.

La firma espectral de la vegetación está fundamentada en la estructura de las hojas, en la cual se puede distinguir varias capas de tejidos diferentes: la epidermis que es la capa externa tanto del haz como del envés de las hojas y la que se encuentra cubierta por una película protectora que es la responsable de la reflexión especular; el mesófilo que es la zona media de la hoja y en la que se encuentran las células especializadas en la realización de la fotosíntesis. En el mesófilo es posible distinguir el parénquima en empalizada y el parénquima lagunar, ambas capas están involucradas en el proceso de absorción y reflectancia de la vegetación. En el parénquima en empalizada se concentra la mayor parte de los cloroplastos ya que por encontrarse justo debajo de la epidermis esta capa recibe mayor cantidad de energía radiante. El parénquima lagunar está caracterizado por contener células irregulares que dejan amplios espacios intersticiales que se comunican con los estomas (Gower *et al.*, 1999).

Dada esta configuración, las hojas sanas presentan por un lado, una fuerte absorción en el espectro visible (75%), originada por los pigmentos que se encuentran en el

parénquima en empalizada y por el otro, una alta reflectancia (50%) del infrarrojo cercano, calor, debido a las células que se encuentran en el parénquima lagunar (Chen *et al.*, 1997). Cuando la vegetación se encuentra bajo condiciones de estrés, como por ejemplo deficiencia nutritiva o, como en el caso de los manglares perturbados, desvió de la energía para reparar daños producidos por alguna perturbación, el vigor vegetal disminuye (en términos de cambios en el aspecto, sobretodo en el color y turgencia de las hojas) ocasionado por la disminución tanto en el pico de absorción en el espectro visible como en el de la reflectancia en el infrarrojo cercano (Chuvieco, 2002).

Esta fue la base para detectar diferencias en el vigor de la vegetación de manglar y la cual ha sido utilizada con mucho éxito en estudios de diversos ecosistemas (Eastman *et al.*, 1993; Roldán *et al.*, 2003; de la Cos, 2007).

En lo que se refiere al grado de desarrollo estructural se partió de considerar que el área de estudio presenta modificaciones debido a las actividades que se desarrollan. Éstas junto con las condiciones ambientales que prevalecen determinan el grado de desarrollo estructural y el nivel de conservación del ecosistema de manglar, los cuales de acuerdo con Cavalcanti *et al.* (2009) se ven reflejados en una mayor incorporación de biomasa en el DAP, altura y cobertura de los mangles y de acuerdo con Tovilla-Hernández y Orihuela (2004) una apropiada regeneración. El factor antropogénico se incorporó a través de la densidad de tocones encontrada en cada uno de los sitios y que refleja, en cierta medida, la influencia antrópica sobre el manglar.

### VI.3 Estructura general del bosque de manglar

La estructura forestal del manglar de Tecolutla presentó semejanzas en cuanto a su área basal y altura con los manglares de Alvarado, Veracruz, reportados por Domínguez-Machín (2005) y Vázquez-Lule (2008) sin embargo, la densidad hallada en el presente supera a la encontrada por estos autores (cuadro 23). Esto sugiere la presencia, en el área de estudio, de un mayor número de individuos con fustes más delgados que los que se encontraron en Alvarado.

**Cuadro 23. Comparaciones estructurales de bosques de manglar en diferentes zonas geográficas.**

Autor	Sitio	Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Altura (m)
Agraz-Hernández (1999)	Estero de Urías, Sinaloa	36000	7.2	1
Agraz-Hernández (1999)	Boca Cegada, Nayarit	40000	6.1	1.5
Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1992)	El Verde, Sinaloa	1430	11.9	7
Pool <i>et al.</i> (1977)	Florida, Estados Unidos	4000	38.5	2.17
Rodríguez-Zúñiga (2002)	Alvarado, Veracruz	956	30.42	7.2

Autor	Sitio	Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Altura (m)
Domínguez-Machín, (2005)	Alvarado, Veracruz	1720	28.4	9.3
Vázquez-Lule (2008)	Alvarado, Veracruz	590.8	22.8	10.1
El presente	Tecolutla, Veracruz	3309	22.89	7

El tipo de manglar que se presenta más a menudo en Tecolutla, es el manglar Ribereño. De acuerdo con Lugo y Snedaker (1974) en este tipo fisonómico se encuentran todas las especies y la dominancia es de *Rhizophora mangle*, sin embargo en este estudio se encontró que la comunidad de manglar está dominada por *L. racemosa*. Este resultado puede explicarse como una manifestación de la respuesta estructural y fisonómica de los manglares a los componentes abióticos sobre los cuales se desarrollan ya que de acuerdo con Lot-Helgueras *et al.* (1975) los cambios fisonómicos de los manglares son el resultado de gradientes geográficos que cambian de acuerdo a la latitud, al clima y a los aportes de agua dulce que reciban estos ecosistemas. En este sentido, Mitsch y Gosselink (2000) y Agráz-Hernández *et al.* (2011) mencionan que *L. racemosa* exhibe una alta regeneración y crecimiento en ambientes de baja salinidad. Tovilla-Hernández *et al.* (2013) encontraron que en áreas donde la salinidad fluctúa de 6 ups, en los primeros centímetros del sedimento, hasta 32 ups, a un metro de profundidad, se favorece el establecimiento de bosques de manglar mixtos de *R. mangle* y *L. racemosa*. Por lo que las bajas salinidades encontradas (< 30 ups., en sedimentos) en los sitios estudiados favorecen el establecimiento tanto de *R. mangle* como de *L. racemosa*.

La baja densidad encontrada de *A. germinans*, en este trabajo (170 árboles ha<sup>-1</sup>), también puede deberse a la concentración de la salinidad en agua y en sedimento, la cual no fue superior a 30 ups, ya que según Tovilla-Hernández *et al.* (2013) la dominancia y la mayor abundancia de esta especie se observa en sitios donde la salinidad de agua y sedimentos fluctúa de 31 hasta 60 ups. Asimismo, los DAP de casi 11 cm de *A. germinans*, (semejantes a los de *C. erectus* y *R. mangle*, cuadro 4), pueden ser resultado de las bajas concentraciones de sal. Hay que recordar que esta especie posee mecanismos de exclusión; excreción y acumulación de sales (por lo cual es una especie altamente competitiva en ambientes con valores altos de salinidad) por lo que bajas concentraciones de este parámetro podrían favorecer el desvío de energía hacia su desarrollo estructural (Kathiresan y Bingham, 2001).

La dominancia de *L. racemosa* sobre *R. mangle* puede estar ligada a altas concentraciones de nutrientes. Agráz-Hernández *et al.* (2011) mencionan que *L. racemosa* posee una alta capacidad de absorción de nutrientes, en comparación con *R. mangle*, y por lo general domina sitios afectados por actividades humanas (Vázquez-Lule, 2008; Argüello-Velázquez, 2012). Como se mencionó en Tecolutla existen más de tres mil habitaciones de hospedaje turístico ninguno de los cuales posee una adecuada infraestructura para los desechos por lo que todo lo que se genera llega al río y a los sedimentos enriqueciéndolos aún más. En este mismo contexto, Jiménez-Quiroz y González-Orozco (1996) encontraron que en

zonas de constantes tormentas y huracanes y con la consecuente resuspensión de sedimentos y nutrientes esta especie es la que domina.

Por otro lado es importante destacar que la dominancia de *L. racemosa*, en este trabajo (cuadro 5), también se pudo deber a la alta regeneración y el rápido crecimiento que presenta cuando las condiciones de luz le son favorables. De acuerdo con Saenger (2002), la formación de claros estimula el rápido desarrollo de plántulas y de brinzales de esta especie. Por lo que después de una perturbación *L. racemosa* puede llegar a dominar el dosel (Ball, 1980). Esto mismo se pudo observar en la diferencia significativa de altura, de *L. racemosa*, entre los niveles de conservación (cuadro 7) ya que los árboles más altos se registraron en la clase de manglar intermedio además, las coberturas bajas en las clases intermedio y perturbado de *L. racemosa* demuestran un rápido crecimiento vertical en sitios con alguna perturbación en contraste de lo encontrado para *A. germinans* y *R. mangle* (cuadro 7).

En contraste con *L. racemosa*, la mayor parte de los individuos de *A. germinans* y *R. mangle* se ubicaron en las clases diamétricas superiores a los 10 cm (figura 7). Según Corella *et al* (2001) los diámetros mayores son una característica de individuos de edades maduras. Como se verá más adelante, en la discusión de DAP, en pocos sitios se encontró individuos de estas dos especies en clases diamétricas menores a los 10 cm, cohortes de edad que aseguran el reemplazo de los individuos. Por lo que se puede inferir que la alta dominancia de *L. racemosa* está teniendo un efecto sobre la regeneración y el establecimiento de las otras dos especies de mangle. De hecho Alongi (2009) demostró que los sitios con altas densidades de *L. racemosa* son sistemas que permanecen arrestados en un nivel bajo de su desarrollo estructural. En sitios restaurados se ha observado la superación en número de individuos de esta especie sobre otras, lo cual es común en bosques de manglar bajo algún nivel de estrés.

La diferencia en la amplitud de copa de los mangles estudiados (cuadro 4) respondió a las estrategias de las especies con respecto a sus necesidades de luz. Así, *A. germinans* y *R. mangle* desarrollan una copa vigorosa en un corto tiempo ya que no toleran el solapamiento superior (Kathiresan y. Bingham, 2001). Por otro lado *L. racemosa* desarrolla coberturas pequeñas y presenta un crecimiento muy rápido para poder sobresalir del dosel (Weishaupl, 1981). La extensión de la copa puede ser un factor que este comprometiendo el paso a cohortes de edad madura de los individuos de *L. racemosa*, recordando que esta especie presentó los DAP más bajos (6.81 cm) y coberturas de 3.24 m<sup>2</sup>, en promedio, cuadro 4. De acuerdo con Tovilla-Hernández *et al.* (2013) en cualquier rodal, los árboles que desarrollan una mayor copa en el menor tiempo, pueden sobrevivir más fácilmente sobre el resto del arbolado, al tener un mayor aporte de energía a través de la fotosíntesis. Por otro lado, los bajos diámetros que presentó *L. racemosa*, en la clase de manglar intermedio y perturbado (cuadro 7) también pueden estar relacionados por los usos que se le da a esta especie en la región de estudio. Así, se encontró que la clase diamétrica con mayor impacto a causa de la tala, correspondió a aquellos fustes de más de 8 cm. Walters (2005) y Vázquez-Lule (2008) mencionan que la extracción selectiva de una especie favorece una mayor densidad y frecuencia de individuos de diámetros bajos que no llegan a alcanzar su máximo desarrollo.

En lo que respecta a *Conocarpus erectus*, de acuerdo con Basañez-Muñoz *et al.* (2008) es una especie poco estudiada en México y su función dentro del ecosistema de manglar, no es comprendida del todo. Esta especie en realidad es una especie asociada a los mangles, es decir no se le considera un mangle verdadero ya que carece de las adaptaciones que definen a éstos, no tiene raíces especializadas y no forma propágulos, (Tomlinson, 1986). *C. erectus* se encuentra por lo general en sitios con una baja frecuencia de inundación y poca salinidad. En este trabajo sólo se encontró en el sitio P1 en el cuál se presentó una de las concentraciones de sales más bajas tanto en sedimentos como en agua. En el caso del sitio P3 su presencia se redujo a sólo cuatro individuos.

#### *VI. Estructura del bosque de manglar de cada uno de los sitios estudiados*

La variabilidad en los atributos forestales y dominancia de las especies que presentaron los sitios estudiados (cuadro 6) responde, de acuerdo con Tomlinson (1986), López-Portillo y Ezcurra (2002), Flores-Verdugo *et al.* (1992) y Agraz-Hernández *et al.* (2006) a la heterogeneidad de las condiciones ambientales a lo largo y ancho del paisaje formado por este ecosistema tales como la salinidad, el hidroperiodo, la cercanía del sitio a fuentes de agua dulce, nutrientes, tensores naturales, etc.

#### *Densidad de árboles*

Con excepción del sitio P3, la densidad de individuos, en los sitios estudiados (cuadro 5) se encuentra dentro de los rangos reportados tanto a nivel internacional como nacional. Así por ejemplo Silva *et al.* (2005) reportaron una densidad, en San Mateo, Brasil de 450 a 1450 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , Manrow-Villalobos y Vilchez-Alvarado (2012) encontraron densidades de 282 a 881 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , en Costa Rica. Por su parte Corella *et al.* (2001), reporta una densidad de 2601 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , en Pantanos de Centla, Tabasco y Zaldivar *et al.* 2004 de 1108 a 3125 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , en Reserva de la Biosfera Río Celestún, Yucatán.

P3, con una densidad de 18,300 árboles  $\text{ha}^{-1}$ , fue un sitio parecido, en cuanto a su densidad, a lo encontrado por Monzalvo-Santos (2006) en el Sistema Bahía Santa María-La Reforma, Sinaloa, en el que se registró una densidad de 23,000 árboles  $\text{ha}^{-1}$ . Asimismo, en el estudio realizado en La Mancha, Veracruz, Agraz-Hernández *et al.* (2011) contabilizaron hasta 35,000 árboles  $\text{ha}^{-1}$ . El sitio P3 estuvo dominado, en 99.77%, por la especie *L. racemosa* (cuadro 6) y de acuerdo con Tovilla-Hernández *et al.* (2013) esta especie, en el estado de plántula, puede tolerar elevadas densidades ( $> 300$  plántulas  $\text{m}^2$ ); posteriormente, como latizal, se han registrado más de 10,000 individuos  $\text{ha}^{-1}$  (Tovilla-Hernández *et al.*, 2006, 2009 y 2011).

#### *Área basal*

En lo que respecta a este índice, los sitios estudiados también mostraron una gran variabilidad, sin embargo, los valores encontrados (desde 7.11  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ , en el sitio I1, hasta 45.4  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$  en C1) se encuentran dentro del rango de la estimación de otros trabajos, como por ejemplo el trabajo de Agraz-Hernández *et al.* (2011), en Laguna de La Mancha, Veracruz, en donde se

encontraron áreas basales de 1.5 a 31.3 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> y el de Salas (2006), en Cerritos Panzacola Chiapas, en donde registraron un área basal de 23.3 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

En particular el área basal del sitio C1 (45.4 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) se puede comparar con las áreas de manglar reportadas por Valdez-Hernández (2004) en Nayarit. En este trabajo se registraron índices de 52.3 y 57.8 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> para Agua Brava y San Blas, respectivamente, así como también con el índice encontrado por Zaldívar *et al.* (2004) de 41.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, en laguna Celestún, Yucatán. En el caso del sitio P3 el valor elevado en el índice (38.96 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) se debió a la gran cantidad de árboles encontrados, 18,300 y no a su DAP, 4.92 ± 0.06 cm.

De acuerdo con Corella *et al.* (2001), el área basal es un índice del grado del desarrollo estructural de un rodal y a través del cual se puede inferir su madurez. Así, conforme el rodal avanza en edad posee menos árboles pero las áreas basales incrementan. Áreas basales bajas en sitios maduros, como la encontrada en I1, se han documentado en zonas alteradas por la extracción excesiva de madera o en zonas que presentan algún tipo de perturbación (Salas, 2006; Tovilla-Hernández *et al.*, 2013), como en el caso de I1 que se encontró con una perturbación natural tras la caída de un árbol de *R. mangle*.

### *Altura*

Con respecto a otros trabajos la altura total de los sitios estudiados presentó valores bajos, encontrándose un máximo de 9 m, en P3 y el valor de 3.56 m en P1, cuadro 5. En Pantanos de Centla, Tabasco, Corella *et al.* (2001) encontraron alturas de 23.5 m, Salas (2006) registró 15 m para los manglares de Panzacola, Chiapas; Téllez-García y Valdez-Hernández (2012), en el Estero Palo Verde, Laguna de Cuyutlán, Colima, las registraron de 11.8 m y Agraz-Hernández *et al.* (2011) en La Mancha, Veracruz de 2 a 15 m. Este resultado puede estar relacionado con la precipitación que se tiene en el área de estudio (900 a 1200 mm en la época de máxima precipitación) ya que es menor que la señalada por Schaffer-Novelli *et al.* (1990) para que los manglares se desarrollen favorablemente (> 1,500 mm) y alcancen su máxima altura (> 2500 mm).

### *Diámetro a la altura del pecho (DAP)*

La composición del bosque en clases diamétricas permite juzgar sobre la disponibilidad de materias primas, pero también es esencial para determinar la distribución de edades de los individuos, la viabilidad de su conservación o la necesidad de regeneración de cada especie. Además, las clases diamétricas informan de la abundancia relativa de las especies y de su dinámica de incorporación y desaparición (Fonseca *et al.*, 2011).

En cuanto a la abundancia relativa, la especie *L. racemosa* fue la más frecuente encontrándose en ocho de los nueve sitios estudiados. Sin embargo, la mayor parte de estos individuos correspondieron a árboles con DAP entre 2.5 y 10 cm de grosor, árboles en una etapa juvenil como lo señala Corella *et al.* (2001). Solo en los sitios C1 y C2 se encontraron escasos individuos de más de 30 cm de DAP. La distribución diamétrica de esta especie en

cada sitio estudiado, presentó forma de una función exponencial inversa (mayor número de individuos en las clases de diámetro pequeño y pocos en las clases más altas) que expresa un alto potencial de regeneración (Hoyos *et al.*, 2013), figura 7. Por lo que debido a las grandes densidades de esta especie se puede inferir que su relevo generacional está asegurado. En cuanto a la especie *R. mangle* solo en los sitios C1, C2, C3 e I1 se observó una dinámica de regeneración que puede ser satisfactoria, ya que hubo un mayor número de individuos jóvenes, (entre 2.5 y 20 cm de diámetro) y una menor cantidad de individuos con DAP mayores a 30 cm. Para la especie *A. germinans* su frecuencia fue muy baja y en ninguno de los sitios hubo una adecuada representación de las clases jóvenes (figura 7).

El rango registrado de DAP, en el presente trabajo, fue de 23 cm, para el sitio C1, y de 4.9 cm para el sitio P3. En general, comparado con otros estudios, los sitios estudiados en este trabajo presentaron un valor bajo de este factor. Así por ejemplo, Valdez-Hernández (2004), reportó un DAP de 11.5 cm en Agua Brava, Nayarit; Corella *et al.* (2001), de 19.6 cm, en Pantanos de Centla, Tabasco; Tovilla-Hernández y Orihuela (2004), en Laguna de Mecoacán encontró DAP de 12.8 a 17.5 cm. Rangos parecidos son los encontrados por Rodríguez-Zúñiga (2000), en Río Celestún, Yucatán, Chávez, 2006, en Bahía Magdalena Baja California Sur y Tovilla-Hernández *et al.*, 2011 en Oaxaca, quienes reportaron valores de DAP < 8 cm.

Los DAP de los sitios C1 y C2, de 23 y 17 cm, respectivamente, son comparables con los que se han contabilizado en el litoral de Chiapas en la reserva La Encrucijada (> 20.5 cm) y en Chiltepec, Tabasco, de 17.5 cm. En Tabasco, en el ejido de Aquiles Serdán se registraron bosques juveniles de *L. racemosa* y *R. mangle* con un DAP de 8.3 y 9.7 cm, respectivamente (Tovilla-Hernández *et al.*, 2013). Este resultado coincide con los diámetros encontrados en I2, I3 y P2, cuadro 5. Es importante señalar que de acuerdo con Cintron-Molero *et al.* (1978) la altura y DAP de los mangles depende de la disponibilidad de nutrientes, la salinidad y las características del terreno. Como se ha mencionado, y cómo se verá más adelante, en el apartado de parámetros físico-químicos, en el sitio de estudio del presente trabajo, ni la salinidad ni los nutrientes constituyen factores que puedan limitar el desarrollo estructural del manglar. En contraste, estos factores pueden estar respondiendo a fenómenos climáticos que se dan en el área. Se ha documentado que los fenómenos naturales, como huracanes y tormentas tropicales, influyen directamente sobre estos factores estructurales. Así, de acuerdo con Sánchez-Sánchez e Islebe (1999) la altura de los árboles disminuye con el continuo embate de fenómenos climatológicos como los huracanes, además, estos mismo autores encontraron que los árboles de diámetro pequeño son derribados en su gran mayoría al paso de estos fenómenos, mientras que los árboles de las clases diamétricas más grandes presentan mayores probabilidades de sobrevivir. Esto puede explicar los fustes pequeños en la mayoría de los sitios sobretodo en P3 que fue el sitio ubicado más cerca del mar y por lo tanto más expuesto. Lugo (1980) menciona que los manglares alcanzan la madurez (descrita como máxima biomasa) en 20 o 30 años un periodo que coincide con la frecuencia con la que se presentan fenómenos climatológicos de considerable importancia.

En el estudio de Tovilla-Hernández y Orihuela (2004) se encontró que el daño más severo producido por el huracán Rosa, en Nayarit, se registró en los fustes más altos (de 8.5 a

12.5 m), los cuales fueron rotos, defoliados en su totalidad, desenraizados e inclinados. Esta última característica se encontró en el sitio P1, árboles creciendo horizontalmente cercanos al sedimento. Sin embargo, en contraste con el trabajo descrito, todos los árboles se encontraron vivos, además, de no ser por su inclinación éstos presentarían alturas de entre 10 y 15 m, muy superiores a la documentada por Rodríguez (1998) en la Laguna de Tampamachoco, para *C. erectus*, la cual fue de 5.76 a 8 m y la de Basañez-Muñoz *et al.* (2008) en Tuxpan, de 4 a 9 m. Con base en estos trabajos se puede inferir que un fenómeno climatológico originó su inclinación, además, comparado con las especies de mangle verdadero, *C. erectus* presenta un sistema radicular un poco más profundo lo que pudo haber contribuido a su supervivencia, ya que los árboles no quedaron desenraizados. Esta característica de *C. erectus* ha favorecido su utilización, en algunos países, para el control y conservación del suelo y la fijación de dunas (Basañez-Muñoz *et al.* (2008).

Por otro lado de acuerdo con Corella *et al.* (2001) el diámetro de los fustes y las áreas basales van aumentando conforme incrementa la edad de los rodales mientras que la densidad disminuye, con base en esto puede sugerirse que, a excepción de los sitios C1, C2 e I1, los sitios estudiados se encuentran en una edad joven de su desarrollo. Si estos sitios permanecen en un estado de homeorresis, que promueva su continuidad en el tiempo, es muy probable, que por efecto de competencia por nutrientes y luz, la mayoría de estos individuos muera dejando sólo unos pocos que comiencen a desarrollar fustes más gruesos y mayores áreas basales.

### *Cobertura*

En cuanto a su cobertura los sitios estudiados presentaron una gran heterogeneidad. En el sitio I1 se registraron coberturas de 27 m<sup>2</sup>, mientras que el sitio P3 presentó las menores coberturas, de 1.18 m<sup>2</sup>, cuadro 5. La amplitud de la copa de los mangles es muy variable y depende tanto de la densidad de individuos en un área dada, como de las adaptaciones y estrategias de las especies con respecto a sus necesidades de luz (Tovilla-Hernández y Orihuela 2004). Así, en los sitios C1, C2 e I1, las bajas densidades registradas (500 a 750 árboles ha<sup>-1</sup>) han favorecido el desarrollo de copas extensas, cuadro 5, lo cual también es un indicador de la madurez de estos sitios (Corella *et al.*, 2001). En el caso de los sitios P1 y P3, las razones de una baja cobertura responden a factores diferentes. En el caso de P3 las altas densidades promueven las coberturas pequeñas y en el sitio P1, éstas se debieron al crecimiento horizontal de los árboles, y por lo tanto a un desarrollo de nuevas ramas hacia el dosel, cuadro 5.

De manera sintética se pudo apreciar que los mayores DAP, áreas basales, alturas y coberturas se presentaron en C1, C2, C3 e I1. Todos estos sitios se encuentran cercanos o sobre el estero Larios. Esta zona es el área más conservada del manglar (figura 5A y B) y la que tiene un mayor aporte de agua dulce y agua salina ya que este estero se encuentra cercano a la desembocadura del mar. De acuerdo con Cintron-Molero y Schaeffer-Noveli (1983) y Tomlinson (1986) la mezcla de agua dulce con agua salina permite el recambio continuo de nutrientes y de gases, en especial el oxígeno lo que favorece el desarrollo de los mangles, asimismo, es la zona menos impactada por la tala de los mangles (en la que se encontró el



menor número de tocones) y la que se utiliza para los paseos turísticos, así que el turismo, bien manejado, puede ser un factor importante que ayude a la conservación de estas áreas. En contraste los sitios con los DAP, áreas basales, alturas y coberturas más bajas fueron los que se encontraron en la parte norte de la ciudad de Tecolutla, en específico los sitios P1 y P3. El mapa con la zonificación del manglar por niveles de conservación (figura 5A) mostró que esta parte es la menos conservada además ya que se encuentra alejada de los principales cuerpos de agua esta zona carece de un constante aporte tanto de agua salina como epicontinental. Por otro lado, en los sitios mencionados se encontró la mayor evidencia de tala de mangles. Es importante resaltar que de acuerdo con los pobladores toda esta zona se encuentra bajo un régimen de propiedad privada lo cual puede llegar a ser un factor, positivo o negativo, en la implementación de actividades de restauración y/o conservación.

El manglar intermedio I3 y el perturbado P2 se encontraron adyacentes a zonas de pastizal, figura 5B. La práctica ganadera tradicional ha desplazado y reducido la mayoría de los ecosistemas de México y del mundo. La ganadería, además de su efecto más negativo que es el desmonte de las tierras forestales, provoca la compactación del sedimento, pérdidas del follaje por ramoneo y pérdidas en la regeneración por el pisoteo (Lema *et al.*, 2003).

#### *Estructura de acuerdo al tipo fisonómico*

En cuanto a las características encontradas de acuerdo a los tipos fisonómicos, los manglares de cuenca estudiados, I2, P1 y P3 (cuadro 3), difirieron de lo descrito por Agraz-Hernández *et al.* (2007). De acuerdo con estos autores los manglares de cuenca se caracterizan por poseer: área basal de  $18.5 \pm 1.6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , densidades de  $3580 \pm 394 \text{ árboles ha}^{-1}$  y alturas de  $9 \pm 0.7 \text{ m}$ . Para el caso de los sitios P3 e I2, sus áreas basales y densidades fueron superiores a los valores referidos; la altura del sitio P3 fue menor y la de I2 coincide con los valores descritos por estos autores (cuadro 5).

La estructura forestal de los bosques de tipo ribereño estudiados también presentaron valores por debajo de lo mencionado por Agraz-Hernández *et al.* (2007), los cuales son: área basal de  $41.3 \pm 8.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ; densidad de  $1730 \text{ árboles ha}^{-1} \pm 350$  y altura de  $17.7 \pm 3.7 \text{ m}$ . Solo los sitios P2 e I2 presentaron una mayor densidad de individuos que lo mencionado por estos autores (2800 y 4500, respectivamente, cuadro 5).

El área basal, referido a una hectárea, es una característica que está en función del DAP de cada uno de los fustes y de la densidad de individuos que se puede encontrar en un área determinada. La variación de estos dos factores da como resultado las diferencias encontradas entre los sitios estudiados y los valores referidos. Por otro lado, como ya se mencionó, la variabilidad en la estructura forestal de un manglar está estrechamente relacionada con las características físico-químicas del área de interés (Ball, 1980).

## VI.5 Regeneración natural

La especie que mostró mayor regeneración fue *L. racemosa*. Sin embargo las plántulas de mayor edad fueron de *R. mangle* (45% de más de 1 año contra 17% para *L. racemosa*), cuadro 8. Este resultado coincide con lo que se registró en Ciénaga Grande de Santa Marta (Elster 1998) y en el delta del Río Ranchería (Lema y Polania, 2003) en Colombia, y en Belice (Ellison y Farnsworth 1993, McKee 1995). Rabinowitz, (1978) menciona que las plántulas de *R. mangle* pueden persistir por más de un año en el sotobosque, pero las cohortes de *L. racemosa*, rara vez sobreviven más de seis meses bajo la sombra de los adultos. Esta última especie coloniza y crece rápidamente en claros formados por alguna perturbación (Saenger, 2002). El 72% de las plántulas encontradas de estas dos especies, correspondió a individuos menores a un año de vida que, de acuerdo con Tovilla-Hernández *et al.* (2013), está cohorte generalmente depende de sus propias reservas y ya que carece aún de un sistema radicular vigoroso capaz de proporcionarle estabilidad en el sustrato y nutrientes, al agotarse sus reservas mueren en grandes cantidades. En los sitios I3 y P2 sólo se encontraron plántulas de esta edad lo que sugiere que existe una presión sobre la regeneración de estos sitios. Una razón para ello puede ser que al encontrarse adyacentes a una zona dedicada al pastoreo es posible que exista ramoneo y pisoteo de las plántulas por parte del ganado. Por otro lado, las plántulas que comienzan su desarrollo en un tiempo cercano a la época de lluvias por lo general mueren, debido tanto al arrastre que genera la escorrentía del río como al incremento en el nivel del agua, ya que aún carecen de un sistema radicular que les provea de una adecuada estabilización al sustrato (Saenger, 2002). La corta edad de las plántulas encontradas en estos dos sitios (2.4 meses en promedio) sugiere que éstas habían comenzado su desarrollo en el mes de enero de 2013 (tomando en cuenta que estos sitios se evaluaron en el mes de marzo de 2013) la época de menor precipitación. Por lo que probablemente no sobrevivieron a los meses de mayor precipitación (mayo a octubre). A este respecto, Díaz (2001) encontró que las plántulas con mayores probabilidades de sobrevivir son las que se establecen al final de la temporada de lluvias, cuando la disponibilidad de agua aún es alta pero la fuerza de la corriente ha disminuido permitiendo su retención. En estos sitios, la nula evidencia de plántulas mayores a 1 año de edad también puede sugerir un proceso de erosión en el sedimento (cambio de la microtopografía del lugar), provocado por el pisoteo del ganado, y por lo cual el paso de las plántulas a cohortes de edad más avanzada se ve restringido. Al erosionarse los sedimentos el tiempo y el alcance del nivel del agua se incrementa dejando nuevas zonas inundadas por más tiempo lo que afecta negativamente la regeneración natural de los bosques de manglar (Lewis, 2000).

Del total de las plántulas registradas, tanto de *L. racemosa* como de *R. mangle*, 19.6% tuvieron una edad de entre 14 y 24 meses de edad (cuadro 8). Los sitios con el mayor número de plántulas de esta cohorte fueron C1 e I1. Esta cohorte de edad ha logrado superar el primer estiaje y un segundo año de inundación en los bosques, por lo que sus probabilidades de supervivencia incrementan (Tovila-Hernández *et al.*, 2013).

En el sitio I1 se observó un claro abierto por la caída de un árbol de la especie *R. mangle* y una alta regeneración en él. Varios autores han resaltado la importancia de las

aperturas de los claros, por fenómenos naturales, para el establecimiento y crecimiento de los manglares así como para su regeneración (Macnae, 1968; Putz y Chan, 1986; Chen y Twilley, 1998). En estos claros se desarrollan plántulas más vigorosas, debido a la cantidad de recursos disponibles después de su apertura, en contraste con aquéllas encontradas bajo la cobertura del dosel de bosques sin perturbar (Chen y Twilley, 1998). Esta dinámica pudo observarse en este sitio además de que en él se encontraron las plántulas de más edad, hasta más de tres años, las cuales son las que tienen mayor esperanza de vida (Tovilla-Hernández *et al.*, 2013).

Las densidades de las plántulas encontradas en los sitios estudiados, cuadro 8, se encuentran dentro del rango para otros trabajos. Así por ejemplo, en Tilapa, Guatemala, Hernández (1999) reportó densidades de 60,000 plántulas ha<sup>-1</sup> en un rodal monoespecífico de *R. mangle* y de 120,000 plántulas ha<sup>-1</sup> para uno de *L. racemosa*. Mientras que en un bosque mixto encontró densidades de 80,000 plántulas ha<sup>-1</sup> para la especie *R. mangle* y de 20,000 plántulas ha<sup>-1</sup> para *L. racemosa*. En México, Tovilla-Hernández *et al.* (2013) reportó densidades para Chiltepec, Tabasco de 13,867 plántulas ha<sup>-1</sup> de *R. mangle*; 365 plántulas ha<sup>-1</sup> de *L. racemosa* y 401 plántulas ha<sup>-1</sup> de *A. germinans*. En la Costa de Chiapas se han registrado 181,466 plántulas ha<sup>-1</sup> de *R. mangle*; 205,604 plántulas ha<sup>-1</sup> de *L. racemosa* y 124,678 para *A. germinans*. Domínguez-Domínguez *et al.* (2011) reportaron cifras de 2,160,000 plántulas ha<sup>-1</sup> en manglares de Tabasco. Estos mismos autores señalan que densidades mayores a 60,000 plántulas ha<sup>-1</sup> son catalogadas como satisfactorias, para la regeneración del bosque, en la silvicultura del manglar. Por lo que para este trabajo los sitios C2, C3, I2 y P2 no cumplen con estas densidades. Sin embargo, C2 e I2 presentaron una densidad de 3,333 plántulas ha<sup>-1</sup> mayor o igual a 12 meses de edad, que es similar a la encontrada por Tovilla-Hernández *et al.* (2013) en el ejido Chiltepec Banco, con 3,933 plántulas ha<sup>-1</sup> de esta misma cohorte, por lo que la presencia de estos individuos incrementa las probabilidades de regeneración de estos bosques si se presentará algún disturbio. En el caso del sitio C3 presentó 10,000 plántulas ha<sup>-1</sup> mayores o iguales a 12 meses de edad.

*A. germinans*, presentó un bajo o nulo reclutamiento de nuevos individuos, sobre todo en los sitios C1, C2, I2 e I3 en los cuales se registró esta especie ya que de acuerdo con Clarke y Myerscough, 1991; Kathiresan y Ramesh, 1991 y Kathiresan, 1999 el establecimiento de nuevos individuos, en el género *Avicennia*, ocurre por lo general muy cerca de los padres. Hay que tener en cuenta que el establecimiento de los propágulos de manglares es controlado por características ambientales como la intensidad de la luz, la frecuencia de inundación, salinidad, disponibilidad de nutrientes y la presencia de fuentes de propágulos. En lo que se refiere a inundación, al ser una especie que se encuentra detrás de *R. mangle*, los propágulos de *A. germinans* son más susceptibles a los periodos prolongados de inundación. Si bien en el presente no se estudio el régimen de inundación sí se encontraron factores que indican, de manera general, que el manglar de Tecolutla cuenta con un régimen adecuado, como por ejemplo las bajas salinidades de los suelos y agua, potenciales de óxido reducción dentro de los rangos en los que se desarrollan manglares en buen estado de conservación, 100 a -250 mV, acumulación de materia orgánica y nutrientes en la superficie del sedimento y pH ligeramente ácidos (Agraz-Hernández *et al.*, 2007).

*A. germinans* puede llegar a crecer en salinidades de 60 y 65 ups y forma bosques achaparrados a concentraciones de 90 ups (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1985), sin embargo, en sus primeras etapas de desarrollo el mayor porcentaje de supervivencia se presenta a bajas concentraciones de salinidad (< 30 ups) (Elster, 2000). La concentración de sales en los sitios donde se encontró esta especie no representaría un obstáculo para su establecimiento.

Con respecto a la luz, Rabinowitz (1978) había mencionado que *A. germinans* era intolerante a la sombra e incapaz de regenerarse incluso bajo una sombra moderada. Sin embargo, Kathiresan y Bingham, (2001) mencionan que a pesar de que los mangles crecen en los trópicos, donde están expuestos a altas intensidades de luz, en algunos de ellos como *A. germinans* sus tasas fotosintéticas tienden a disminuir a niveles relativamente bajos de este factor. Esta situación se intensifica en las etapas tempranas de establecimiento y desarrollo para *A. germinans*. En el trabajo de reforestación de manglares, en Colombia, Elster (2000) encontró una mayor supervivencia de los propágulos, de esta especie, que se encontraban bajo un tratamiento de sombra artificial. McKee (1995) por su parte reportó que los sitios expuestos a periodos alternados de luz y sombra favorecen el incremento de biomasa en *A. germinans*. Con base en estos trabajos y en lo observado en campo los sitios C1, C2 e I2 contaban con condiciones adecuadas que deberían haber favorecido el establecimiento de los propágulos de esta especie.

Una explicación a su bajo reclutamiento puede ser la característica de regeneración de *A. germinans*. Los propágulos de esta especie presentan una tasa de germinación baja (< 25.9%), de esta cantidad sólo el 11.2% de las plantas alcanzan la primera floración después de 33 y 27 meses. (Tovilla-Hernández y Orihuela, 2004). Esto aumenta la vulnerabilidad de la especie, ya que al tener bajas tasas de crecimiento y de germinación su resiliencia disminuye, y su recuperación ante disturbios es muy lenta, comparada con la de *L. racemosa* la cual puede crecer cuatro veces más rápido que esta especie. Otra explicación a su bajo reclutamiento puede ser la herbivoría. Así, en algunos estudios, en el sur de Florida, se ha demostrado que existe un consumo preferencial de los propágulos de *A. germinans*, por parte de cangrejos y caracoles los cuales pueden llegar a consumir más del 80% de los propágulos de esta especie en cuatro días (Smith *et al.*, 1989). Por otro lado en la región de estudio se encuentra el gusano esqueletizador de hojas de la familia Pyralidae, si bien aún no se ha estudiado el impacto de éste sobre el manglar de Tecolutla, en el delta del Río Ranchería en Colombia, Lema *et al.* (2003) encontraron que el 30% de los propágulos de *A. germinans* que habían recolectado estaban siendo consumidos por larvas de esta familia, mientras que sólo el 1% de los propágulos de *L. racemosa* presentaron esta plaga. Elster (1998) resgistró larvas de la misma familia consumiendo propágulos de *A. germinans* en un porcentaje menor (16%). Robertson *et al.* (1990) también encontraron larvas de polillas atacando los propágulos de *A. marina*, mientras que Ellison y Farnsworth (1993) en Belice y Elster *et al.* (1999) en Colombia registraron orugas de otros lepidópteros consumiendo propágulos, hojas y otras partes de plántulas del género *Avicennia*. Lema *et al.* (2003) también observaron el consumo preferencial de las plántulas de *A. germinans* por parte del ganado.

## VI.6 Parámetros físico-químicos en agua

### *Potencial de hidrógeno*

Las áreas cubiertas y asociadas a bosques de manglar comúnmente reflejan valores bajos de pH, en agua, menores a 7, los cuales están íntimamente relacionados con procesos de descomposición de materia orgánica y liberación de ácidos húmicos (Suprayogi y Murray, 1999). En los resultados obtenidos se pudo apreciar diferencias entre los sitios que presentaron un pH más ácido de aquellos en los que se registró alcalinidad (cuadro 9). Los pH más ácidos correspondieron a los sitios estudiados en época de máxima precipitación, esto es debido a que en esta temporada existe una mayor cantidad de agua proveniente de la parte continental del ecosistema. Este aporte trae consigo una carga adicional de nutrientes, en especial de amonio de origen agropecuario, lo que promueve el descenso del pH (Holmboe *et al.*, 2001).

### *Potencial de óxido-reducción, Eh*

En todos los sitios estudiados se encontraron condiciones reducidas (cuadro 9). Sin embargo, Agraz-Hernández *et al.* (2007) señalan que los intervalos registrados para bosques de mangle van de 100 a -250 mV y en el caso de México, se han registrados valores desde -56 a -308 mV en bosques de tipo borde. En manglares muertos se ha documentado un valor de Eh de -144 a -292 mV. Los valores registrados en el presente están dentro de los registrados por estos autores.

### *Salinidad*

La columna de agua de los sitios estudiados fue de características salobres (< 35 ups). Se pudo observar que los sitios cercanos al mar o que poseen un flujo de intercambio con éste son los sitios con las salinidades más altas, C1, C2, C3 y P3. La salinidad no mostró diferencias significativas entre la temporada de baja precipitación y la de alta (cuadro 9).

## VI.7 Parámetros físico-químicos en sedimento

La diferenciación entre niveles de profundidad en sedimentos de manglar, puede ayudar a comprender diversos metabolismos y mecanismos que existen en el área de desarrollo del sistema radicular de los mangles, el cual se caracteriza por ser poco profundo, no mayor a los dos metros. Esta característica, de acuerdo con Passioura *et al.* (1992), es una adaptación que les ayuda a enfrentar las condiciones anóxicas reductivas y de salinidad del sustrato en el que se desarrollan y las cuales van cambiando de acuerdo a la profundidad. Si bien en este trabajo las muestras de sedimento analizadas correspondieron al primer metro, diferenciado en superficie y fondo, en este intervalo se pudo observar un proceso de cambio en los parámetros físico-químicos medidos.

## Potencial de hidrógeno

Los valores de pH superiores a 7 en la superficie de los sedimentos de los sitios I2, I3, P2 y D1 en el fondo de los sitios I2 y P3 (cuadro 10) pudieron deberse a un alto contenido de  $\text{Fe}^{3+}$ , el cual de acuerdo con Kozłowski (1984) en los fenómenos de inundación estos iones se reducen a  $\text{Fe}^{2+}$  con el consumo consecuente de  $\text{H}^+$  y el aumento del pH. En el caso específico de D1, la alcalinidad de su sedimento también pudo deberse al bajo contenido de materia orgánica encontrada con lo cual no se produce una acidificación (Kozłowski, 1984).

Las diferencias encontradas en el pH entre superficie y fondo (superficie más ácida en comparación con el fondo) de los sitios C1, I1 y P3, cuadro 10, pueden ser atribuidas a la oxidación de sulfuros de hierro, promovidos por la liberación de  $\text{O}_2$  por parte de la planta, especialmente en las capas superficiales y la cual va disminuyendo conforme aumenta la profundidad. La oxidación de sulfuros de hierro libera hidrogeniones ( $\text{H}^+$ ), lo cual provoca el descenso del pH. También puede tener una participación importante la fase aeróbica-oxidativa, que tiene lugar en el momento de aireación del sedimento, que se presenta en las bajamareas. En esta fase se da la descomposición de aproximadamente el 50% de la materia orgánica previamente acumulada en el sedimento del manglar (Sjöling *et al.*, 2005) promoviendo la acidificación de su superficie. De hecho, los sitios que mostraron diferencias significativas en cuanto al porcentaje de materia orgánica y de nitrógeno total (Ntk) presentaron una mayor acumulación de estos dos parámetros en la superficie con respecto del fondo.

Sedimentos más ácidos en la superficie también se han documentado por Marchand *et al.* (2003). En este trabajo los autores realizaron la descripción del pH en un perfil edáfico de 70 cm de profundidad en un bosque dominado por *Rhizophora stylosa*. Los primeros 20 cm tuvieron pH ligeramente más ácido que el resto del perfil. En 2004, Marchand *et al.* encontraron resultados similares en un bosque maduro de *A. germinans*, en un perfil de 1 m de profundidad. El patrón inverso en los sitios I3 y P2, puede responder a la baja concentración de materia orgánica y porcentaje de nitrógeno total, encontrada en el nivel de superficie con respecto del fondo. De acuerdo con Marchand *et al.* (2004) la baja concentración de estos nutrientes en la superficie, con respecto del fondo, puede ser una respuesta a la constante exposición de la inundación por las mareas que no permite la acumulación de la materia orgánica, y por lo tanto sugiere una modificación en la microtopografía del lugar.

Las diferencias significativas del pH del fondo de los sedimentos, con respecto al nivel de conservación, se debieron a que el fondo de la clase de manglar conservado fue más ácido que el fondo de la clase intermedio. Este resultado coincide con el trabajo de Nóbrega *et al.* (2013). Estos autores encontraron que el pH de los sedimentos, de un bosque de manglar perturbado por los efluentes de una granja camaronícola, fue más alcalino que el bosque control. Este resultado coincide con los valores más reducidos (Eh de agua) encontrados en los sitios de manglar intermedio (I1, I2 e I3), con respecto a los sitios conservados (C1, C2 y C3), ya que los ambientes reducidos propician la alcalinidad al hacer uso de los  $\text{H}^+$  en las reacciones reductivas.

### *Salinidad en sedimentos*

En los sedimentos tampoco se encontraron diferencias significativas con respecto a la temporada de máxima y de mínima precipitación. Está bien documentado el cambio estacional que sufre la salinidad en los suelos de manglar aumentando en temporada de secas por los procesos de evaporación y evapotranspiración (Mitsch y Gosselink, 2000). El hecho de no haber encontrado diferencias entre las dos temporadas sugiere que, como era de esperarse, estos manglares se desarrollan en un sitio donde los cambios estacionales no son muy pronunciados y por lo tanto no afectan de manera significativa este parámetro.

En lo que respecta a las variaciones de salinidad entre superficie y fondo, las diferencias significativas encontradas en los sitios C3 e I3, cuadro 10, se deben a un mayor contenido de sales en el fondo con respecto de la superficie. Este resultado coincide con lo reportado por Srivastava *et al.* (2012) en manglares de la India. De acuerdo con estos autores, esta distribución puede deberse a la percolación de las sales a través de la capilaridad del agua. Debido a que el agua de mar es más densa, y por lo tanto más pesada en comparación con el agua dulce, la mezcla de estas dos produce una estratificación de las capas de agua, de tal forma que la capa de agua marina se distribuye debajo de la capa de agua dulce. Al estar en contacto con el sedimento el agua marina se filtra hacia el fondo, en el gradiente de mayor concentración de sales al de menor, a través del proceso de capilaridad (Farooqui, 2010). En el proceso de estratificación vertical de la salinidad, el tipo de textura tiene un papel muy importante. Srivastava *et al.* (2012) encontraron que, en comparación con sedimentos en los que predominan las fracciones de arena, los sedimentos con un alto contenido arcillas contienen una mayor cantidad de sales. Esto se debe a que las partículas de arcilla son plásticas y flexibles y poseen una superficie extensa la cual es químicamente reactiva a la atracción y retención de nutrientes iónicos, cargados positivamente, en este caso las sales.

También es importante destacar, que las raíces de los mangles poseen la capacidad de excluir las sales, esta actividad también influye en el incremento de la salinidad en niveles por debajo de la superficie del sedimento (Passioura *et al.*, 1992).

La estratificación de este factor también puede ser un indicativo de la madurez y del estado de salud de los bosques de manglar. Así, Marchand *et al.*, (2004) documentaron que en sitios que se recuperan del efecto de tensores naturales la concentración de salinidad, en un perfil de sedimento de un metro de profundidad, incrementa de manera regular desde valores de 6 ups hasta 23 ups alcanzando este último valor a una profundidad de 80 cm después de la cual se estabiliza. En los bosques jóvenes el cambio es un poco más rápido ya que se alcanza la concentración máxima de sales, 23 ups, después de los 30 cm. Este estudio también registró que sitios con poco intercambio de agua dulce y un régimen restringido de inundación, la salinidad en el fondo es drásticamente superior que en la superficie (50 ups, a los 40 cm de profundidad, contra 20 ups en los primeros centímetros de profundidad). El patrón encontrado en el presente trabajo, y con base en lo documentado por estos autores, sugiere que en general se trata de sitios jóvenes, quizá debido a la continua influencia de fenómenos meteorológicos, principalmente huracanes e inundaciones, a los que están sometidos los manglares de esta

zona. Además, también se puede inferir que debido a que en los sitios de estudio no se presentan cambios bruscos de salinidad con respecto del fondo, son sitios que se encuentran bajo un constante y adecuado régimen de inundación de agua dulce y marina.

Las diferencias encontradas entre las clases de manglar conservado, perturbado y deforestado, en fondo, se dieron principalmente a que los sitios P1, D1 y D2 presentaron una baja salinidad. En cuanto al sitio D1, el valor bajo de salinidad, 0.67 ups, en el fondo de los sedimentos (cuadro 10), se debió a que en este sitio se ha perdido la comunicación con las entradas de agua de mar restringiendo la influencia de las mareas. Esto también puede deberse a que, de acuerdo con Pérez-Sesma (2009), el acuífero de Tecolutla está alojado en material areno-arcilloso, un material de fácil filtración, y que presenta barreras de espesor variable pero en general de 20 m y las cuales van reduciéndose conforme se acerca a la línea costera, lo que puede influir en los valores bajos de salinidad de este sitio, o a la conjunción de ambos factores.

La menor concentración de salinidad en D2, comparada con las del resto de los sitios (cuadro 10), se debió a que este sitio se encuentra sobre el río Tecolutla el cual lo abastece constantemente de agua dulce. Para el sitio P1 la baja concentración de sales puede responder, como en el caso de D1, a que las reservas de agua dulce en los mantos freáticos ayudan a diluir las sales presentes en el sedimento. Por otro lado, las condiciones de baja salinidad de este sitio lo hacen adecuado para el desarrollo de *C. erectus* la cual es la especie con menos adaptaciones para enfrentar condiciones de alta salinidad.

Es importante destacar que no se encontraron diferencias significativas entre las clases de manglar conservado, intermedio y perturbado ya que este resultado sugiere que la hidrología del lugar no ha sufrido cambios graves que modifiquen tanto los aportes de agua continental como marina y su dinámica de intercambio. En este mismo contexto, dentro de la cuenca del río Tecolutla se encuentra la presa La Soledad que almacena aguas del río Apulco, nombre del río Tecolutla en la cuenca media, y sobre el arroyo Xilita, tributario del río Tecolutla, se encuentra la planta hidroeléctrica del mismo nombre (Pérez-Sesma, 2009). Estas dos construcciones hasta ahora parecen no afectar, significativamente el flujo hídrico del río principal.

### *Textura*

De acuerdo con de Falco *et al.* (2004) la textura de los suelos sedimentados, es decir, su proporción relativa de fracciones de arena, arcilla y limo, presenta una cierta estratificación en función de la profundidad, la cual está dada de acuerdo al tamaño de las partículas sedimentadas. Las acumulaciones de partículas pequeñas (arcillas y limos), en contraste con las de grano más grueso, poseen un menor volumen de espacio entre ellas, y por lo tanto son más propensas a la compactación. Por otro lado, el desarrollo del sistema radicular de los mangles promueve la incorporación de las partículas más finas por debajo de la superficie (Ferreira *et al.*, 2007). Al estar en contacto con arcillas las raíces tienen acceso directo a los nutrientes provenientes de la mineralización de la materia orgánica, por medio de la actividad microbiana, ya que se ha demostrado que la concentración de bacterias es mucho mayor en la



medida de la reducción del grano (Alongi, 2005;). Estos factores hacen que la zona sub-superficial del sustrato de los manglares posea fracciones de sedimentos más finos, como las arcillas y limos, en contraste con su superficie donde se favorece la acumulación de partículas más gruesas, arenas.

En algunos de los sitios estudiados se presentó este patrón de estratificación de la textura del sedimento. Así, las diferencias encontradas en el porcentaje de arcilla en los sitios I2, P1 y D1 responden a una mayor acumulación de esta fracción en el fondo, cuadro 10.

En el caso de P1 también se encontraron diferencias significativas entre la fracción de limo acumulado en superficie y en fondo, siendo más abundante en el nivel de superficie. Asimismo, los sitios I3 y P2 mostraron diferencias en esta misma fracción teniendo una mayor acumulación de limos en la superficie. Aunado a la estratificación de los sedimentos, estas características también sugieren que en estos sitios existe poco movimiento de agua que propicia la sedimentación pasiva de partículas finas en suspensión, dando origen a los suelos fangosos encontrados (Ferreira *et al.*, 2007).

Por otro lado, al estar más cercano al mar los sitios C3 e I2 poseen una dinámica diferente que propicia la acumulación de las fracciones de arena en su superficie.

La composición granulométrica de los sitios C1, C2, I1, P3 y D2 presentó una mezcla homogénea de arcillas, arenas y limos en ambos niveles. Este arreglo homogéneo de texturas puede ser atribuido a que en estos sitios se dan procesos vigorosos de suspensión-resuspensión, floculación y des-floculación de las partículas del sedimento ocasionados por la mezcla del agua de mar y de río (Srivastava *et al.*, 2012). En el caso del sitio C1, estos procesos pueden estar vinculados al constante movimiento del sedimento por el paso de lanchas turísticas.

Las diferencias significativas encontradas en el porcentaje de arena y arcilla de la clase de manglar conservado y deforestado se deben a que los sitios conservados al estar más cercanos al mar, y en el caso de C1 también por el tránsito de lanchas, presentaron una mayor concentración de arenas. Sin embargo, González-Cueto *et al.* (2009) señalan que las prácticas convencionales en el manejo de la tierra influyen en los cambios de la distribución de las partículas, ya que interviene directamente en procesos de erosión edáfica. En el estudio de Valdivieso *et al.* (2012) encontraron que diferentes coberturas de suelo, bosque, potrero y maizal, propician diferencias en la distribución de las partículas del suelo. Estos autores encontraron que la fracción de arcillas, seguida de la de limos, es más abundante en potreros y que los bosques presentan una mayor acumulación de arenas.

#### *Porcentaje de Materia orgánica*

Las diferencias significativas encontradas entre fondo y superficie para el porcentaje de materia orgánica, en los sitios C1, I1, I2, P3 y D1 correspondieron a una mayor acumulación en la superficie con respecto del fondo. Este resultado coincide con lo encontrado por Díaz-Mendoza

*et al.* (2010), en manglares de Cartagena, Colombia. En este estudio se observó que el contenido de materia orgánica, en muestras de sedimento a 0.5 m de profundidad superaba el 30%, mientras que a 1 m de profundidad el contenido de materia orgánica era de 10 a 30%. Por su parte Marchand *et al.* (2004) registraron este mismo patrón en manglares de Guyana Francesa con valores en un bosque de manglar de *A. germinans* senescente de 3.14% en superficie contra 1.06% en fondo. Asimismo, encontraron que la cantidad de materia orgánica cambia de acuerdo con la estación encontrándose un pico de acumulación en época de lluvias y por otro lado, estos mismos autores señalan que cuando un rodal de manglar avanza en edad la acumulación de materia orgánica, tanto en superficie como en fondo, aumenta con respecto a un bosque joven. Con base en esto y con la discusión realizada para la estructura del manglar de Tecolutla, se puede decir que los sitios maduros fueron C1, C2, C3 e I1. Los sitios jóvenes son I2, I3, P2 y P3.

La estratificación de la materia orgánica encontrada (mayor acumulación en superficie con respecto del fondo) pudo deberse, de acuerdo con Alongi, (1998) y Kristensen *et al.* (2008) a que la capa superficial del sedimento recibe directamente los detritos, ya sean de origen autóctono, en forma de hojas, ramas, propágulos, macro y microfauna del lugar, o bien de origen alóctono, proporcionado principalmente por los ríos. Si bien la mayoría de la materia orgánica es descompuesta en los primeros centímetros de profundidad del sedimento, capa superficial oxidada del sedimento que está en contacto con el agua oxigenada, algo de esta materia escapa a la descomposición y es acumulada en niveles más profundos. Esta materia orgánica junto con la proveniente específicamente de las raíces contribuye al enriquecimiento de los sedimentos a varios metros de profundidad (Kristensen *et al.*, 2008). No obstante que en este trabajo no se estimó la materia orgánica disuelta (MOD), ésta también presenta cierta acumulación en la capa superficial de los sedimentos de manglar. De acuerdo a Rajendran (1997) esto se debe a procesos diferenciales de descomposición del detritus que se da en las capas aeróbicas y anaeróbicas del sedimento. De tal forma que, en la capa aeróbica los detritos son descompuestos aeróbicamente, principalmente por hongos, los cuales alcanzan su máximo poblacional en las primeras fases de la descomposición (Rajendran, 1997). Aproximadamente el 50% de la oxidación de la materia orgánica en sedimentos marinos es considerado que toma lugar bajo condiciones aeróbicas (Canfield, 1993). A niveles más profundos, la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo en condiciones de anoxia, mediada principalmente por bacterias, a través de una cadena de diversos aceptores de electrones, este proceso se lleva a cabo a una tasa más baja que en condiciones aeróbicas por lo que, en la mayoría de los casos este proceso de descomposición resulta en capas superficiales más enriquecidas en comparación con capas más profundas.

Por otro lado, dado que la acumulación de materia orgánica en esta clase de sedimentos está influenciada por el tipo de hidrología, en especial las condiciones de inundación (Bouillon *et al.*, 2003; 2008), la estratificación inversa de los sitios I3 y P2 pudo deberse, como ya se mencionó, al constante sobrelavado del sedimento de estos sitios.

## Nitrógeno y Fósforo total

Los valores encontrados para este nutriente fueron bajos con respecto a lo registrado para los manglares de Veracruz (Medina *et al.*, 1995). Sin embargo, la cantidad de este nutriente varía de lugar en lugar. Así, por ejemplo para el estado de Campeche Agraz-Hernández *et al.* (2011) catalogó sitios como ricos en porcentaje de nitrógeno total a aquellos que presentaron valores de 0.3% o más. Asimismo, debe tenerse en cuenta que la época en que se realizó el presente estudio correspondió a la transición de baja a una alta precipitación, por lo que se puede esperar que los valores en el porcentaje de Ntk y Ptk, incrementen bien entrada la época de alta precipitación, ya que como se ha documentado las mayores entradas de estos nutrientes provienen de los aportes naturales de los ríos.

Por otro lado, Herreira-Silvera *et al.* (2012) reportaron que en sitios rehabilitados de manglar, en Yucatán, el porcentaje de nitrógeno total era menor a 1%, mientras que en sitios conservados era mayor a 1%. En este trabajo, no se observaron diferencias entre bosques de manglar conservado, intermedio, perturbado y deforestado, y este factor. La relación inversa encontrada entre el porcentaje de Ntk en superficie y el nivel conservación ( $\rho = -0.48$ ;  $p < 0.05$ ) puede sugerir una mayor toma de este nutriente para satisfacer las demandas energéticas del mayor desarrollo estructural en la clase de manglar conservado (Jennerjahn y Ittekkot, 2002).

En lo respecta al porcentaje de fósforo total encontrado en este trabajo, los valores coinciden con los rangos registrados por Medina *et al.* (1995) para Veracruz (cuadro 24). En los ecosistemas de manglar el fósforo puede llegar a ser un nutriente limitante cuando el pH incrementa o es neutro debido a que éste se inmoviliza uniéndose a los iones  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y al ión férrico,  $\text{Fe}^{3+}$ . En contraste los bajos potenciales redox tienden a liberar fosfato, principalmente a bajo pH ( $< 7$ ). Si bien se encontraron algunos sitios con sedimentos alcalinos y agua alcalina, hay que recordar que estos sitios se evaluaron en época de baja precipitación por lo que es muy probable que esta situación haya cambiado con la entrada de agua proveniente de los ríos, la cual tiende a acidificarlos.

Herreira-Silvera *et al.* (2012) documentaron que en la mayoría de los sitios de manglar que se recuperan de una perturbación el porcentaje de Ptk es  $< 0.125$ . Al igual que en el porcentaje de Ntk, no se encontraron diferencias significativas entre ningún sitio con respecto a este nutriente.

**Cuadro 24. Porcentaje de nitrógeno y fósforo total en otros trabajos (tomado y modificado de Medina (1995)).**

Lugar	Porcentaje de Ntk	Porcentaje de Ptk
Colombia	0.37 a 0.25	0.09 a 0.15
Florida	0.2 a 0.4	
Australia	0.1 a 0.4	0.02 a 0.05
Veracruz	0.48 a 0.57	0.06 a 0.1

Lugar	Porcentaje de Ntk	Porcentaje de Ptk
El presente (Tecolutla, Veracruz)	0.04 a 0.27	0.08 a 0.15

### *Áreas de manglar deforestadas*

Una vez que los árboles son removidos se detiene la producción de detritus, además con la muerte de las raíces de los mangles se detiene el suministro de oxígeno que éstas le proporcionaban a la rizosfera, creando un ambiente altamente reducido (Lacerda *et al.*, 1993). En este trabajo el potencial de óxido reducción del sitio D2 no presentó diferencias significativas con el resto de los sitios de manglar, así como tampoco valores extremos de anoxia (< 250 mV), cuadro 10. Esto pudo deberse a que como este sitio se encuentra ubicado cerca de la desembocadura del río Tecolutla se promueve un constante recambio de agua, lo cual ayuda a oxigenar tanto el agua intersticial como los sedimentos. Este sitio tampoco presentó diferencias significativas en cuanto a su contenido de materia orgánica, con el resto de los sitios de manglar estudiados. A este respecto, se puede inferir que la mayor parte de esta materia proviene de las excretas del ganado encontradas.

En el caso de D1, no se pudo medir el Eh del agua en contacto con el sedimento debido a que la deforestación ha provocado su aislamiento de la influencia del cuerpo de agua más cercano, el estero El Negro, así que durante el trabajo de campo este sitio se encontró seco. En D1, se encontró un bajo contenido de materia orgánica (2.35%), lo cual pudo deberse a que recientemente se había introducido maquinaria para habilitar el lugar para el ganado así como también se quemó la vegetación existente. En cuanto a su porcentaje de Ntk y Ptk, no se encontraron diferencias entre este sitio y el resto de los sitios estudiados, lo cual puede sugerir que la fuente de estos nutrientes fueron los de la vegetación que se quemó.

Sjöling *et al.* (2005) encontraron que la deforestación trae como consecuencia la reducción de la diversidad de microorganismos, en especial bacterias. De acuerdo con Holguin y Bashan (1997) en manglares conservados existe una mayor diversidad de especies lo que puede proveer de un mayor número de vías para el ciclo de los nutrientes y probablemente esto ocasiona ecosistemas más estables comparados con áreas deforestadas, es lo que se conoce como la redundancia de especies y que le confieren al sistema una mayor capacidad de resiliencia. Asimismo, Vovides *et al.* (2011) encontraron una reducción de la diversidad de bacterias fijadoras de nitrógeno en áreas deforestadas, lo cual puede traer consecuencias negativas en el aporte de nitrógeno a estas zonas y es un factor que debe considerarse en proyectos de restauración.

### *VI.8 Variables estructurales y parámetros físico-químicos en agua y sedimentos*

En cuanto a la relación entre el DAP y la altura, Citrón y Schaeffer-Novelli (1985) mencionan que el aumento diamétrico de los mangles está íntimamente relacionado con el incremento en su altura. Sin embargo, en este trabajo sólo se encontró una relación entre estos dos

parámetros para la especie *A. germinans* (figura 8 y 9). Para *L. racemosa* se encontró más bien una relación entre la altura y la cobertura, la cual cómo se mencionó en la discusión de la estructura puede deberse a las características de crecimiento de la especie. Por otro lado tanto para *L. racemosa* como para *R. mangle* la baja relación entre el DAP y la altura (figuras 10, 11, 12 y 13) puede estar relacionada a las características que presentaron los sitios estudiados. Así, para los sitios I2, P2 y P3 se observó que el mayor gasto de energía se dirigió al incremento en la densidad de árboles desarrollando alturas medias y fustes delgados (en comparación con los trabajos mencionados anteriormente). Este resultado vuelve a confirmar que los sitios I3, P2 y P3 son bosques de manglar jóvenes. En cambio para los sitios C1 y C2 la energía se ha invertido en la extensión de sus copas. De acuerdo con Citrón y Schaeffer-Novelli (1985) conforme los árboles de mangle se hacen más viejos va aumentando el grosor de sus fustes mientras que el incremento en su altura va siendo cada vez menor y sus coberturas aumentan para abastecerse de la energía suficiente para su mantenimiento.

En el caso de *A. germinans* se observó (figura 9) un incremento en el desarrollo estructural asociado a fracciones granulométricas de arena. Las arenas se caracterizan por un buen drenaje y son relativamente aeróbicas, condiciones bajo las cuales la descomposición de la materia orgánica es alta provocando que exista una baja acumulación de ella. En sedimentos con este tipo de textura hay una rápida pérdida de nutrientes por lixiviación (Zedler, 2000). Esto sugiere que en realidad el mayor desarrollo estructural en esta especie y en el DAP de *R. mangle* (figura 13), estuvo mediado por la salinidad. Los sedimentos arenosos tienden a acumular altas concentraciones de sales y las cuales imponen restricciones fisiológicas en la toma de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno. Las restricciones que impone la salinidad se deben al gasto energético que implican los mecanismos de exclusión y excreción de sales, por lo que en zonas de alta salinidad la mayor parte de los nutrientes tomados por los mangles son transformados en energía que se utiliza específicamente para esta tarea.

De acuerdo con Saeanger (2002) las especies de mangle crecen mejor en un rango de salinidad de 15 a 20 ups, para sedimentos. En este trabajo sólo el sitio P3 presentó una salinidad en sedimento de superior a los 20 ups, para superficie y fondo (cuadro 10). Así que los valores encontrados de salinidad en sedimento, de los sitios estudiados, con excepción de I2, P1 y D1, en los cuales se registraron valores más bajos, se encuentran dentro del óptimo. Además, las condiciones de salinidad del agua se registraron menores a 20 ups, característica salobre (< 30 ups), cuadro 9. Por lo que en los sitios estudiados existe un adecuado intercambio de agua salada y dulce que no afecta la toma de nutrientes, N y P, por parte de los mangles. Si bien la salinidad no representa un factor de estrés que afecte la toma de nutrientes del sedimento por parte de los mangles, bajos valores de salinidad también afectan su desarrollo ya que los mangles tienden a acumular sales en sus tejidos y al enfrentarse a un medio con un menor potencial osmótico pueden sufrir daños severos (Kathiresan y Bingham, 2001).

Como se esperaba se observó una relación entre el pH y el Eh, para *A. germinans* y *R. mangle* (figuras 8 y 12). Las características de acidez determinan el potencial óxido-reducción de un ambiente. En general en ambientes ácidos se favorece la reducción de los H<sup>+</sup> y en ambientes básicos su oxidación. De acuerdo con Zedler (2000), el Eh tiene una participación

fundamental en lo que se refiere a la movilización de los nutrientes y por lo tanto a la estructura del bosque de manglar. Las condiciones anaeróbicas de los suelos de manglar se deben a los ciclos de inundación y la acción química ejercida por los microorganismos en el proceso de descomposición de la materia orgánica la cual se lleva a cabo en una secuencia termodinámica de cambio en los aceptores finales de electrones. Esta secuencia influye directamente sobre la disponibilidad del nitrógeno asimilable por las plantas. A un potencial redox de 330 mV el oxígeno desaparece, y el  $\text{NO}_3^-$ , la forma de nitrógeno más fácilmente asimilable por las plantas, se transforma en nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ) que escapa del sistema. A un Eh de -278 mV aparece la forma amoniacal del nitrógeno,  $\text{NH}_4^+$ , que si bien también puede ser tomado por las plantas, en grandes cantidades puede llegar a ser tóxico para las plantas (Arjonilla y Blasco, 2003). Sin embargo, debido a las altas concentraciones de iones  $\text{Na}^+$  en los suelos salinos de los manglares la disponibilidad de áreas en las partículas del sedimento para el intercambio catiónico es muy baja quedando iones  $\text{NH}_4^+$  libres que, por su alta movilidad, son susceptibles de ser lavados del sedimento hacia las aguas costeras (Alongi, 1998). Estas características relacionadas con el potencial redox, hace que en los sedimentos de manglar el nitrógeno sea un nutriente que puede llegar a ser limitante para su desarrollo estructural. Solo el sitio I1 presentó un Eh menor al necesario para la transformación del nitrógeno a nitrógeno gaseoso y a amonio, -298 mV (cuadro 9). Además de la entrada de nitrógeno a través de la descomposición de la materia orgánica, existe un aporte de este elemento a través de la fijación del mismo, el cual se da a través de bacterias diazotróficas de vida libre y comunidades de bacterias fijadoras de nitrógeno (Vovides *et al.*, 2011). Se ha demostrado que la fijación de nitrógeno abastece en más del 60% del nitrógeno presente en los sedimentos de manglar (Van der Valk y Attiwill, 1984; Woitchik *et al.*, 1997). La fijación se limita cuando la salinidad y el amonio volátil incrementan significativamente. Por lo que, tomando como base lo anteriormente descrito para la salinidad y el amonio, se puede inferir que estos sitios contienen un adecuado suministro de nitrógeno.

## VII. Propuestas de Restauración

En este trabajo se realizó el diagnóstico ambiental de los manglares de Tecolutla, Veracruz, con el fin de conocer el nivel de conservación de sus bosques y los impactos que los afectan negativamente y poder proponer algunas estrategias de recuperación de los sitios degradados. Si bien no se realizó un diagnóstico temporal, el análisis realizado de manera espacial combinado con el uso de la percepción remota, permitió identificar zonas diferentes en su nivel de desarrollo estructural y salud de la vegetación esto, asociado con el análisis de sedimentos realizado en la región de estudio permitió ubicar las áreas prioritarias para su recuperación y establecer los criterios adecuados para este fin.

La zona de estudio presenta, en general, tres tipos de áreas en las que se necesita implementar alguna estrategia de restauración:

- Las áreas altamente impactadas donde se ha perdido toda la cubierta forestal.
- Áreas que permanecen en un estado de arresto en su desarrollo estructural.
- Zonas donde la cubierta vegetal permanece pero la microtopografía presenta cambios importantes.

Entonces, las zonas prioritarias para su restauración son aquellas áreas de manglar que se han convertido en potreros y que actualmente se encuentran abandonadas (manglar deforestado); áreas perturbadas que presentan indicios de un arresto en su evolución estructural, como por ejemplo el sitio P3, y sitios que, como I3 y P2, presentan alguna evidencia de cambios en su microtopografía.

En este capítulo sólo se tomaron como modelos los sitios P2, P3, D1 y D2, para proponer algunas prácticas de restauración que ayuden a la recuperación de su salud ecológica, entendida ésta como su cubierta vegetal, su capacidad de resiliencia y su capacidad de regeneración (Chávez y Chávez, 2009).

### *Objetivo de las propuestas de restauración*

Las siguientes propuestas de restauración están dirigidas a acelerar la recuperación de las áreas degradadas, reducir el impacto de las actividades pecuarias sobre los bosques de manglar, restablecer el ciclo hidrológico en los sitios en que sea necesario y aumentar la superficie de manglar conservado. Lo que se busca con estos objetivos es impactar positivamente sobre la conservación de los remanentes del bosque de manglar, la biodiversidad, la continuidad de los servicios que provee el manglar y por lo tanto sobre el bienestar de sus habitantes.

### *Ecosistema de referencia*

El ecosistema de referencia está conformado por aquellas zonas de manglar conservado, las cuales presentaron una baja evidencia del impacto de las actividades humanas, características

físico-químicas en agua y sedimento capaces de sustentar vegetación saludable, indicios tanto de un adecuado relieve en sus sedimentos como del régimen hídrico. Son sitios en los que se presentan diversas cohortes de edad con un mayor número de individuos jóvenes pero también con individuos maduros, los cuales incrementan su capacidad de regeneración natural confiriéndoles continuidad en tiempo y espacio inclusive ante la presencia de disturbios es decir presentan una alta capacidad de resiliencia. Además, de ser sitios importantes como fuentes de propágulos y diversidad genética y por lo cual pueden sostener poblaciones saludables de macro y microfauna.

### *Propuestas*

Antes de implementar las siguientes propuestas se debe conocer, con exactitud, el régimen hidrológico y la microtopografía del sitio a recuperar. Los cambios en el nivel del agua, por mareas y precipitación se estiman a través de piezómetros. Para evaluar la microtopografía se puede seguir el método propuesto por Agraz-Hernández *et al.* (2007).

#### Propuesta 1

##### *Manglar intermedio*

Con excepción del I3, el cual presentó indicios de cambios en su microtopografía, por el lavado de materia orgánica y nutrientes encontrados en el sedimento de este sitio, en los sitios de manglar intermedio, I1 e I2, las condiciones físico-químicas de agua y sedimento no se han modificado con respecto de los sitios conservados, asimismo, la estructura forestal muestra un adecuado desarrollo y si el equilibrio dinámico de estos sitios se favorece, en un tiempo se podrá observar manglares más desarrollados en cuanto a su DAP, altura y cobertura. Asimismo, son sitios que poseen una adecuada regeneración natural y por lo cual también pueden ser importantes para la disponibilidad de propágulos para otros bosques de manglar adyacentes. En el manglar intermedio sólo se debe facilitar su auto-regeneración a través de evitar la extracción de madera sobretodo de la especie *A. germinans*, de la cual se encontró una baja densidad y escasa regeneración, y limitar con cercas vivas o artificiales el avance de la frontera agrícola-pecuaria en aquellos sitios que se encuentren cercanos a alguna de estas áreas. En este caso la estrategia de restauración es la regeneración natural o pasiva (Ceccon, 2013).

#### Propuesta 2

##### *Manglar perturbado, modelo: P2*

El manglar perturbado se caracteriza por presentar perturbaciones ya sea de origen natural o antropogénico como tala y quema. En general se trata de sitios adyacentes a zonas agropecuarias, que han perdido parte de sus características estructurales como por ejemplo, presentar coberturas pequeñas, poca representación en las cohortes de edad madura y, poca regeneración debida al pisoteo o ramoneo del ganado o cambios en el relieve. Sin embargo,



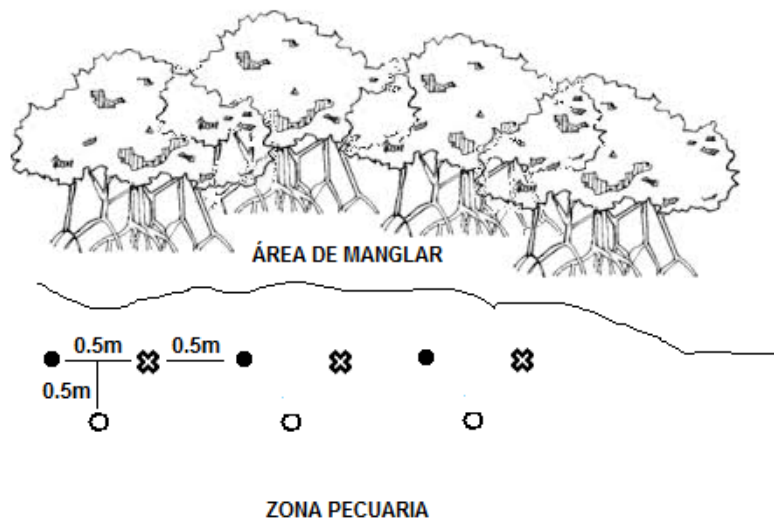
son sitios que aún poseen características físico-químicas capaces de sostener una comunidad vegetal sana. Si bien no se estudiaron todas estas áreas, el sitio P2 es un claro ejemplo de ellas. El objetivo de la siguiente propuesta de restauración es limitar la zona pecuaria e inducir la acreción de los sedimentos, recordando que en P2 se presentaron indicios de un sobrelavado a consecuencia de cambios en la microtopografía. Así, la amplia zona ganadera ubicada adyacente a P2 pudo haber modificado su microtopografía a través del pisoteo constante del ganado, lo cual trae una compactación en el sedimento y cambios en la hidrología. Estos cambios se vieron reflejados en la baja acumulación tanto de materia orgánica como de nutrientes en la superficie de los sedimentos, posiblemente por el continuo lavado que provoca el aumento en el nivel del agua durante las pleamares y en la época de máxima precipitación. Este aumento en el nivel del agua, puede estar ocasionando que el proceso de regeneración sea prácticamente nulo, ya que, aunque se observó una gran cantidad de plántulas menores a 1 año de edad de la especie *L. racemosa* y evidencia de disponibilidad de propágulos de *R. mangle*, las condiciones microtopográficas junto con el hidroperiodo no han permitido que las plántulas alcancen la talla adecuada para establecerse y sobrepasar el nivel del agua en época de mayor precipitación.

Sin embargo, antes de comenzar cualquier actividad dirigida hacia la recuperación del hidroperiodo se debe comenzar por una correcta ordenación de la zona ganadera presente en este sitio. La premisa es establecer límites que impidan el paso del ganado a los remanentes del manglar. Para ello se sugiere una estrategia de agroforestería que son las cercas vivas, las cuales poseen ventajas tanto ecológicas como económicas (Ceccon, 2013). En términos económicos, las cercas vivas son más baratas y duran mucho más tiempo que las cercas muertas. Asimismo, son una fuente de productos maderables y no maderables. En términos ecológicos, la siembra de cercas vivas es una manera de obtener madera sin talar los bosques y dar continuidad a fragmentos de vegetación. Las especies seleccionadas para este fin deben ser especies que además de estar adaptadas al clima de la región presenten alguna característica que permita su uso diversificado (Ceccon, 2013). Debido a que la zona pecuaria se encuentra tierra adentro las condiciones de salinidad y de luz favorecerán el uso de las especies *L. racemosa*, *C. erectus* y *Hibiscus sp.* En el caso de *L. racemosa* y *C. erectus* su utilización permite entre otras cosas obtener madera para la construcción y combustible, además de que estas dos especies son muy utilizadas para el tratamiento de diversas enfermedades, así por ejemplo la infusión de la corteza de *L. racemosa* se utiliza para tratar la diarrea y la disentería y la de *C. erectus* es utilizada como un antiinflamatorio. Otra ventaja de aprovechar estas dos especies en este tipo de cercas es que poseen la capacidad de regenerarse a partir de estacas para obtener árboles de mayor altura en un menor tiempo. Al respecto Benítez-Pardo *et al.* (2002) y Ruiz-Solsol y Mesén (2010) probaron la regeneración de estas dos especies por estacas y acodos con buenos resultados. En lo que respecta a *Hibiscus sp* ésta es una especie de fácil propagación ya sea por semillas o por estacas, además debido a que su madera es suave puede utilizarse en construcciones temporales.

La técnica de propagación por acodo aéreo, se recomienda para *L. racemosa* y de acuerdo con Rojas-González *et al.* (2004) consiste en provocar la emisión de raíces en una rama, para cortarla posteriormente y separarla de la planta madre, dando lugar a un nuevo

árbol independiente pero idéntico a ella. Para realizar esta tarea se parte de seleccionar las ramas jóvenes que muestren una mayor flexibilidad, éstas se envuelven en cinta opaca para inducir la etiolación (corteza sin cloroplastos). La etiolación no es imprescindible sin embargo, en la reproducción de árboles frutales, la corteza etiolada emite raíces con facilidad. Una vez etiolada la corteza, sobre su parte inferior se producen dos cortes paralelos y limpios de un centímetro de grosor y se retira el anillo de corteza creado, en esta zona se aplican hormonas enraizantes, como por ejemplo ácido indolbutírico, lo cual dará lugar a las nuevas raíces. Esta parte se envuelve en una bolsa plástica y se rellena con sedimento del lugar aunque también se puede probar con algunos sustratos para especies frutales. Benítez-Pardo *et al.* (2002) utilizó aserrín y fibra de coco, mientras Hernández-Carmona *et al.* (2012) utilizó sedimento del lugar en el que se realizó el estudio. El tiempo en la producción de nuevas raíces es variable. Hernández-Carmona *et al.* (2012) encontraron para *L. racemosa* un tiempo de 76 días y Benítez-Pardo *et al.* (2002) entre 30 y 40 días. Para *C. erectus* se recomienda la propagación por estacas, sin embargo, también se puede probar la propagación por acodos utilizando diversos sustratos, así como también induciendo la etiolación, ya que Benítez-Pardo *et al.* (2002) no realizaron esta parte y obtuvieron sólo indicios de raíces en esta especie. Una vez que se tienen las raíces se hace un corte por debajo de ellas y se tiene un nuevo árbol.

Comúnmente cuando se realiza una reforestación en área de manglar, con brinzales se deja un espacio de 1.5 m entre cada mangle (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009), sin embargo la idea de crear una cerca viva es evitar que el ganado tenga acceso a las áreas circundantes por lo que el espacio debe ser menor, incluso se pueden disponer dos hileras de árboles lo que ayudará a hacer más densa la cerca. En la siguiente figura se presenta una propuesta de la disposición de siembra de los árboles.



**Figura 14. Disposición de las especies de una cerca viva.**

Hay que tener en cuenta que se necesitará proteger esta cerca mientras los árboles alcanzan cierta altura en la que el ramoneo esté limitado, esto se puede obtener mediante la colocación de alambre de púas.

Una vez que los factores tensionantes provenientes de la zona pecuaria se hayan reducido, o desaparecido, será necesario evaluar nuevamente el hidropereodo y la microtopografía del lugar, ya que los manglares poseen la capacidad de autoregeneración una vez que el origen de las perturbaciones ha desaparecido (Lewis, 2000), y en el contexto particular de P2, los manglares poseen la capacidad de retener sedimento elevando por sí solos su nivel sobre el espejo de agua. En caso de que no exista un proceso natural de acreción de sedimentos será necesario, recurrir a técnicas especiales para este fin. Para ello se plantea realizar la acreción artificial (elevación del nivel del sedimento), mediante la siembra experimental de plántulas de *R. mangle* sobre dos núcleos de revegetación, dado que esta técnica asegura una menor mortalidad de las especies asentadas en ellos (Novelo, 2005; Cárdenas del Ángel, 2014).

Los núcleos de revegetación se construyen de acuerdo a los diseños establecidos por Sánchez-Páez *et al.*, 1988., Benítez-Pardo, 2003., Flores-Verdugo *et al.*, 2007. Sin embargo, dadas las condiciones de este sitio (vegetación presente y densa que ayuda a la acreción), se propone que los núcleos posean una forma rectangular de 10x1 m. Colocados paralelos a la línea de agua. La forma rectangular se confina por medio de troncos de mangle gruesos (más de 15 cm) y secos, se aseguran bien en los extremos y se rellenan con sedimento del lugar, hasta que alcancen una altura por encima del nivel medio del agua, para que estos se inunden durante las pleamares y permanezcan húmedos en las bajamares, es decir para la ubicación de los núcleos se debe tener en cuenta las zonas que se presentan en la figura 18.

La especie, seleccionada para la siembra es *R. mangle*, ya que es una especie de borde que presenta una mayor resistencia a los periodos prolongados de inundación. Se recomienda utilizar propágulos maduros provenientes del mismo manglar, ya que la utilización de éstos reduce significativamente los costos de producirlos en viveros además de que en varios estudios se ha obtenido buenos resultados en cuanto a su supervivencia (Ellison, 1993; Elster, 2000; Novelo, 2005). Los propágulos se colectan directamente de las plantas madres y se debe hacer una buena selección de éstos ya que en muchas ocasiones el porcentaje de mortalidad de la siembra está directamente relacionada con la selección del propágulo. Los propágulos maduros se reconocen por su color verde oscuro a café, en contraste con el verde brillante de los inmaduros (figura 15) y se pueden conseguir durante todo el año. El propágulo no debe presentar perforaciones o alguna evidencia de herbivorismo, debe tener una consistencia dura y su tamaño debe fluctuar entre 25 y 32 cm (Reyes y Tovilla-Hernández, 2002).

La densidad de siembra se plantea igual a la regeneración de *R. mangle* encontrada en P2 que fue de 13,300 plántulas ha<sup>-1</sup>, (1.33 plántulas m<sup>2</sup>), teniendo en cuenta que cada núcleo de vegetación cuenta con 10 m<sup>2</sup>, el número de propágulos a utilizar es de 13, aproximadamente siete propágulos para cada núcleo, sin embargo hay que considerar la tasa de mortalidad de éstos, para ello se puede proseguir de dos formas: realizar el reemplazo de los propágulos que mueran (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009) o bien, incrementar el número de propágulos de acuerdo a su tasa de mortalidad, Elster (2000) encontró una tasa de mortalidad de aproximadamente 30% de los propágulos de esta especie en sedimentos humedecidos

frecuentemente, como la situación que se desea emular con el uso de núcleos de vegetación en P2. Teniendo en cuenta esta tasa de mortalidad el número de propágulos a utilizar en 10 m<sup>2</sup> (un núcleo) será de 8. La densidad total de siembra será de 1.6 propágulos m<sup>2</sup>.



Figura 15. Frutos maduros de *Rhizophora mangle*.

Se sugiere la siembra de dos hileras en disposición tresbolillo, ya que esta configuración ofrece una mayor resistencia a los vientos y a la escorrentía superficial, figura 16. Los propágulos sembrados pueden afianzarse al sedimento, y al mismo tiempo protegerlos de las corrientes, a través de pequeñas estacas de madera (30 a 40 cm de largo y de 3 a 4 cm de ancho) enterrados en el sedimento a la mitad de su tamaño. Éstas se pueden sujetar a la plántula a través de cordones de rafia los cuales se deben retirar, una vez que la plántula se ha sujetado al sedimento, para permitir el subsecuente desarrollo de ésta.

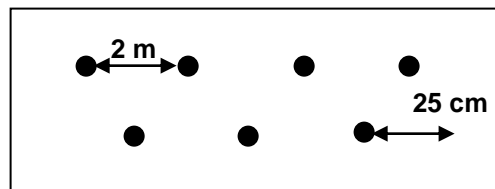


Figura 16. Disposición de la siembra en núcleos de vegetación.

### Propuesta 3

#### *Áreas deforestadas, modelo: D1*

Para estos sitios, el objetivo de la restauración será el dar continuidad al bosque de manglar. En la mayoría de las zonas deforestadas, es posible que el hidroperiodo haya cambiado al cambiar su microtopografía, un ejemplo de ellos es el sitio estudiado D1, el cual como se mencionó es un lugar en donde el nivel de los sedimentos incrementó provocando que aún durante las mareas altas el nivel del agua no alcance a irrigar este terreno.

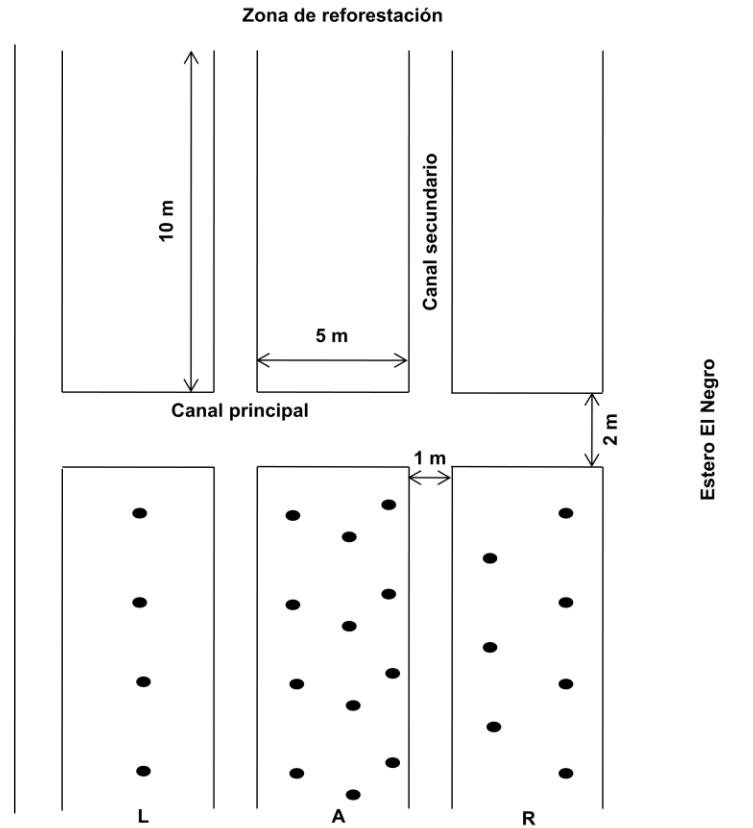
En este sitio y en otros semejantes a él, antes de comenzar un programa de reforestación se debe corregir la función hidrológica, y por lo tanto la microtopografía, a través de la apertura de canales naturales y/o artificiales. En la zona a restaurar se deben rehabilitar los canales naturales a través de actividades de desazolve sólo si al final de esta tarea, y después de darle tiempo a su estabilización, aún no se ha corregido el hidroperiodo será necesaria la apertura de canales artificiales.

La decisión de las características de los canales, número, profundidad y distancia, debe tomarse teniendo en cuenta la modificación de la microtopografía, en el caso particular de D1 se debe considerar cuánto se ha elevado el terreno sobre el nivel medio de la marea. Sin embargo, se puede iniciar considerando algunas experiencias ya generadas en este campo. Así, Agraz-Hernández *et al.* (2007) mencionan que la mejor forma de rehabilitación hidrológica es mediante la construcción de canales en forma de columna de pescado (figura 17), en la cual se abre un canal principal que reconecta la zona deforestada con el cuerpo de agua y canales secundarios paralelos a la zona de marea. De acuerdo con estos autores, este esquema permite tener un eficiente lavado del sedimento y un buen control de la velocidad del agua. El canal principal debe tener como mínimo 2 m de ancho y 1 m de profundidad y los secundarios 1 m de ancho y 1 de profundidad. La distancia entre cada canal puede variar, Martínez-Álvarez (2007) menciona una distancia de 10 m.

En áreas deforestadas muy extensas, los canales pueden tener una longitud de cientos de metros, sin embargo para el siguiente diseño experimental se plantea la apertura de un canal principal de 2 m de ancho y 1 m de profundidad, 3 canales secundarios con una longitud de 10 m cada uno, y una distancia de 5 m entre canal y canal, con lo cual, tomando en cuenta los canales opuestos, se abarcan, aproximadamente los 400 m<sup>2</sup> estudiados en este trabajo (figura 17). El sistema a emular será el sitio C2 un manglar mixto, tipo ribereño, por lo que se plantea la reintroducción las especies *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*.

#### *Plantas a utilizar*

Muchos autores recomiendan utilizar plantas crecidas en viveros ya que muestran mayor vigor y mayores tasas de supervivencia sobre todo en sitios deforestados. Las plantas crecidas en viveros pueden trasplantarse a los tres o cuatro meses de edad (Martínez-Álvarez, 2011). En el caso de *R. mangle* algunas de las plántulas pueden provenir del mismo bosque. Se pueden ubicar sitios de alta regeneración como I1, de donde se pueden obtener plántulas de una buena altura, y hacer su trasplante a los sitios de deforestados. Las plántulas escogidas serán aquellas que presenten un adecuado vigor y una altura entre 25 y 70 cm. Se deben extraer con un poco de sedimento tratando de no destruir las raíces, para este fin se puede seguir la metodología planteada por Agraz-Hernández *et al.* (2007) quienes recomiendan hacer la extracción de la plántula considerando un diámetro de extracción de la mitad de la altura total de la plántula con una profundidad igual que la altura de ésta. Una vez extraídas, las plántulas se colocan en bolsas plásticas y un poco de agua para que no se des sequen, se debe hacer la siembra el mismo día de la recolección.



**Figura 17. Apertura de canales en D1 y propuesta de siembra.**

### Siembra

La siembra debe llevarse a cabo a finales de la época de máxima precipitación la cual abarca de mayo a octubre, se puede realizar a principios del mes de octubre, cuando aún hay abundante agua pero con menos corriente. Para hacer esta reforestación se plantea seguir las recomendaciones de Tovilla-Hernández y Orihuela (2002), quien sugiere las siguientes densidades: para *R. mangle* de dos a seis plantas por metro cuadrado y para *A. germinans* y *L. racemosa* de 10 a 15 plántulas m<sup>2</sup>.

En los primeros dos bloques de sedimento "R" (figura 17), se sembrarán dos líneas de plántulas de *R. mangle*, en una disposición de tresbolillo a una distancia de 25 cm cada una y a 30 cm de distancia entre plantas de dos líneas diferentes con ello se consigue la densidad mencionada. Se necesitarán 3600 plántulas de esta especie.

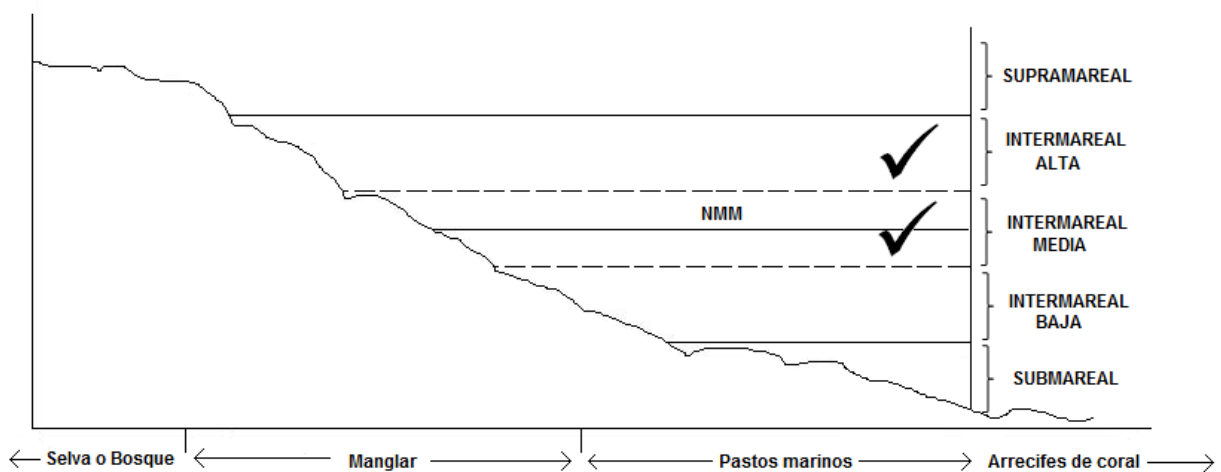
En los bloques, "A", se sembrarán plántulas de *A. germinans* en tres hileras. La distancia entre plantas será de 16 cm. Se necesitarán 22500 plántulas, figura 17.

En los bloques, "L", la siembra consistirá de las plántulas de *L. racemosa*, dispuestas en una sola línea a una distancia de 16 cm cada una (figura 17), para este fin se necesitan 2500 plántulas.

## Propuesta 4

### Áreas deforestadas, modelo: D2

En sitios como D2, áreas deforestadas pero que aún conservan su régimen hidrológico, será necesario limitar las zonas de inundación durante la marea, el nivel medio del mar y las áreas submareales, para poder localizar las áreas idóneas para la siembra. Hay que tener en cuenta que, a excepción de *R. mangle*, los mangles no pueden sobrevivir debajo de la media del nivel normal del espejo de agua, ni por encima de la zona intermareal alta la cual permanece siempre por arriba del nivel del agua. La zona ideal para la siembra de mangles será la zona intermareal alta y la zona intermareal media (figura 18).



**Figura 18. Zonas adecuadas para la siembra de mangles.**

Una vez que se cuente con este dato se propone seguir una reforestación. En esta propuesta se plantea la reforestación de 400 m<sup>2</sup>. El sistema a emular será nuevamente el sitio C2 (manglar mixto, tipo ribereño), por lo que se plantea la reintroducción de las especies: *R. mangle*, con una dominancia del 50%, *A. germinans*, dominancia relativa del 30% y *L. racemosa*, con el 20%, la densidad que se buscará será de 750 árboles ha<sup>-1</sup>, como en C2 (cuadro 6).

### Plantas a utilizar

Como en el caso de D1 se sugieren plántulas crecidas en vivero, pero si esto no es posible se pueden ubicar los sitios con altas densidades de regeneración. Para obtener la densidad deseada se necesitan 36 plántulas de *R. mangle*, 21 de *A. germinans* y 14 de *L. racemosa*. Sin embargo hay que considerar la tasa de mortalidad de éstas. Elster (2000) encontró una tasa de mortalidad del 85 y 30% de plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa*, respectivamente, en los primeros tres meses después del trasplante.

### *Preparación del sitio*

Las zonas deforestadas, por lo general están dominadas por pastos, los cuales se recomienda retirarlos de raíz ya que de acuerdo con Cruz-Terán (2008) estos tienen un efecto negativo sobre el crecimiento de las plantas. Sin embargo, este mismo autor menciona que si esto no es posible se pueden sembrar las plantas directamente sobre el pasto considerando que su crecimiento será más lento.

### *Siembra*

Al igual que en el caso anterior la siembra debe llevarse a cabo a finales de la época de máxima precipitación. Para la siembra se plantea el siguiente diseño experimental que cubrirá los 400 m<sup>2</sup> propuestos: una primera línea de *R. mangle* por debajo del nivel medio del agua, una segunda línea justo en este nivel y una tercera por arriba, la configuración será el tresbolillo. La distancia entre planta y planta será de 1.5 m (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009).

Después de esta franja aproximadamente a 7 m desde el borde del espejo de agua, se sembrará *A. germinans* en tres líneas de siete plantas cada una en la disposición mencionada, con una distancia de separación de 2.5 m entre planta y planta, y entre dos plantas de líneas diferentes de 1.75 m. Finalmente por detrás de *A. germinans* a aproximadamente 17 m del espejo de agua, se sembrará una sola línea de *L. racemosa*, con una separación de 1.3 m.

### Propuesta 5

#### *Zonas perturbadas, modelo: sitio P3*

En el caso de las zonas perturbadas, que presentan una dominancia de *L. racemosa* como el sitio P3 se plantea realizar un enriquecimiento lo que de acuerdo con Ceccon (2013) es una técnica de restauración destinada a incrementar el número de individuos, de especies o de genotipos en un bosque nativo, a través de la plantación o siembra de especies forestales autóctonas entre la vegetación existente. La especie considerada para este fin es *A. germinans*, a través de propágulos provenientes del mismo bosque.

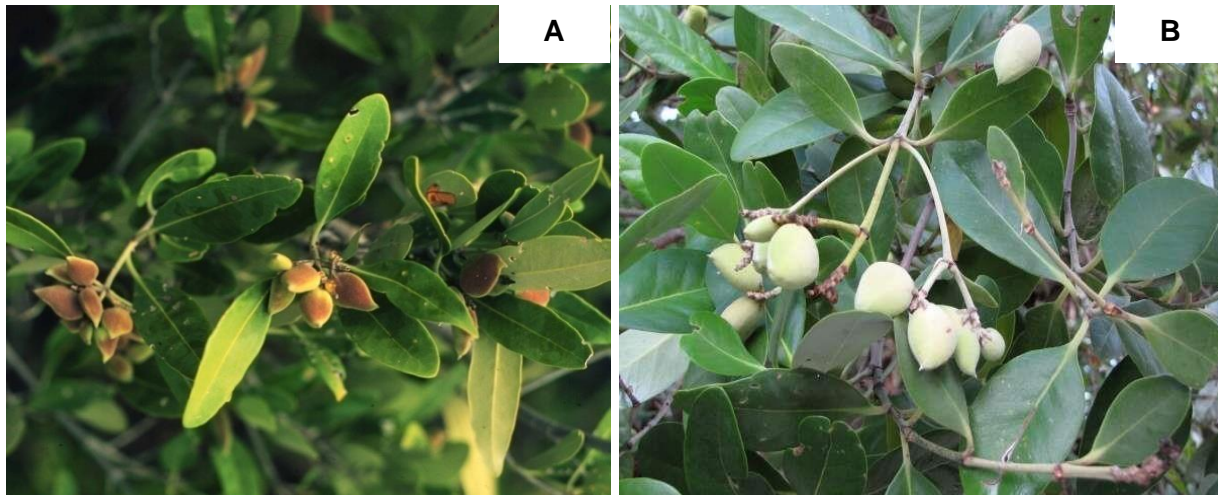
#### *Recolección de propágulos de A. germinans*

El sitio de estudio I2 presentó una dominancia relativa de esta especie del 45.4% (cuadro 6) por lo que puede ser un lugar ideal para realizar la colecta de propágulos de esta especie.

*A. germinans* florece todo el año sin embargo presenta un pico de máxima fructificación que coincide con la época de lluvias en este caso, la época de máxima precipitación, desde mayo a julio por lo que sus propágulos se pueden coleccionar todo el año y en especial en esta época. La recolección se realiza directamente desde los árboles madre,



teniendo cuidado de escoger los propágulos maduros, los cuales presentan un color castaño claro (figura 19A) en contraste del verde pálido en semillas inmaduras (figura 19B).



**Figura 19. Propágulos de *A. germinans* (imágenes tomadas y modificadas de Forest y Kim Starr, 2009).**

Se pueden identificar los árboles semilleros y colocar canastas de recolección justo debajo de los propágulos, el retiro de propágulos de estas canastas se realiza cada dos días. Las canastas permitirán coleccionar los propágulos que van desprendiéndose de los árboles, con lo cual se puede reducir el esfuerzo y tiempo de recolección. Los soportes de las canastas pueden ser hechas de las ramas de mangle que se puedan encontrar en el mismo sitio de recolección, con tela tipo malla de 1x1 m o bien otro material económico y durable. Se recomienda colocarlas a 1 m sobre el suelo para evitar que sean arrastradas por la pleamar o que los propágulos sean consumidos por los cangrejos. Se deben recolectar sólo los propágulos que presenten signos de buena salud, como turgencia, ausencia de parásitos y nula evidencia de herbivoría. Una vez recolectados deben trasladarse en bolsas con un poco agua para evitar su desecación, o bien envueltos en papel húmedo. Los propágulos pierden su viabilidad después de 10 o 12 días que se desprenden de la planta madre, por lo que es recomendable realizar la siembra el mismo día que se hizo la colecta (Herrera-Silveira *et al.*, 2010; Cárdenas del Ángel, 2014).

#### *Preparación del sitio*

Se propone el enriquecimiento de 400 m<sup>2</sup>. Dado que se trata de propágulos de *A. germinans* se recomienda realizar la siembra en sitios expuestos a periodos alternos de luz y sombra, ya que de acuerdo a Elster (2000) y MacKee (1995) estas condiciones favorecen el desarrollo de las plántulas de esta especie. En el caso del sitio P3, se encontraron coberturas bajas que favorecen la infiltración de la luz dando al mismo tiempo sombra, sin embargo, si fuera necesario es posible realizar una previa poda de los mangles presentes y realizar la siembra debajo de estas áreas.

## *Siembra*

Ya que P3 es un manglar de cuenca, libre de corrientes y sin presencia de ganado, la estrategia de siembra consiste en realizar directamente la dispersión de los propágulos, por voleo.

El sitio P3 es un manglar de cuenca asimismo el sitio I2, en el que se presentó una codominancia de *A. germinans* (cuadro 6), por lo que este último se propone como un sitio a emular en la proporción natural de la especie. Los propágulos de *A. germinans* presentan una tasa de mortalidad del 50% (Elster, 200), por lo que para el enriquecimiento de una hectárea de manglar que presente una dominancia relativa como la encontrada en I2, se necesitaran 2800 propágulos, la densidad de siembra será de 0.28 propágulos m<sup>2</sup>.

## VIII. Conclusiones

- Durante el periodo de 1976 a 2006 el bosque de manglar presentó la pérdida de 278 ha, mientras que en el periodo de 2006 a 2010 hubo una ganancia neta de 269 ha en la extensión del manglar. La causa de pérdida de cobertura se atribuyó tanto a la expansión de la zona urbana como de la frontera agropecuaria, además de considerar que los fenómenos climatológicos, principalmente huracanes e inundaciones, son factores que no sólo destruyen la cubierta vegetal sino que también inciden directamente sobre el grado de desarrollo estructural del manglar de Tecolutla.
- La mayor fragmentación del hábitat se dio en el periodo de 1976 a 2006, ya que de los 37 parches que se tenían en 1976 el hábitat se fragmentó en 109 para 2006. Para 2010, estos parches se redujeron a 36. La ganancia en la superficie es un reflejo de la recuperación natural de los bosques pero también de las acciones de conservación que se han emprendido en el área desde 1999.
- Con el diagnóstico, del bosque, a partir de técnicas de percepción remota, análisis de la estructura de la vegetación, regeneración natural y análisis físico-químicos en agua y sedimentos fue posible zonificar el área de estudio en manglar conservado, manglar intermedio, manglar perturbado y zonas que ya han sido deforestadas (manglar deforestado).
- Las zonas conservadas presentaron las mayores coberturas y DAP, disminuyendo hacia las zonas intermedias y perturbadas. No se pudo establecer una relación lineal entre la altura y el nivel de conservación. La altura respondió principalmente a las características intrínsecas de crecimiento de cada una de las especies.
- En los sitios de manglar intermedio y perturbado la mayor parte de los individuos se encuentran en clases diamétricas menores a 10 cm, por lo que en la mayoría el reemplazo sucesional está asegurado.
- Se determinó que *L. racemosa* fue la especie dominante, lo que indicó que el ecosistema de manglar se encuentra bajo un arresto en su desarrollo sucesional, ya que las altas densidades de esta especie inhibe el establecimiento de las plántulas de las otras especies.
- La especie *A. germinans* es la más vulnerable al haberse encontrado bajas densidades y nula regeneración.
- Los resultados de los parámetros físico-químicos en agua y sedimento mostraron que el manglar perturbado y deforestado aún posee características en agua y sedimento capaces de sustentar vegetación de manglar saludable.

- Se identificaron cuatro sitios prioritarios para su recuperación: 1) un sitio adyacente a una zona pecuaria y con evidencia de erosión del sedimento, 2) un bosque de manglar deforestado en el que se ha modificado completamente el hidropereodo, 3) un sitio deforestado con las características adecuadas para sustentar vegetación y 4) un sitio que se encuentra en un arresto en su desarrollo estructural.
- Los objetivos de las propuestas de restauración tienen como objetivo principal dar continuidad en tiempo y espacio a los bienes y servicios que provee el manglar.
- En el presente no se evaluó directamente la microtopografía y el hidropereodo, sin embargo con el análisis realizado fue posible inferir cambios en estos factores. Este resultado fue de suma importancia ya que permitió ubicar sitios en los que es necesario realizar la evaluación de la microtopografía y el hidropereodo. Con estos resultados, en estudios futuros en la zona de estudio, se puede ahorrar tiempo, esfuerzo y recursos.
- En primera instancia con este estudio se contribuyó al conocimiento del estado de manglar de la zona ya que hasta el momento de la realización de este trabajo Tecolutla no contaba con información a este respecto. Por otro lado con el diagnóstico realizado fue posible conocer las zonas en las que se necesita profundizar el conocimiento de su estado ambiental y fue la base para proponer algunas estrategias de restauración para los sitios degradados, con lo que se espera haber sembrando las bases para futuros trabajos y que el presente sirva de guía para ubicar zonas prioritarias para su recuperación.

## IX. Literatura citada

- Acharya, G. 2002. Life at the margins: The social, economic and ecological importance of mangroves. *Madera y Bosques*, 53-60.
- Adam, N.R. y A. Gangopadhyay. 1997. *Database issues in Geographic Information Systems*. London, UK. Kluwer Academic Publishers. 135 p.
- 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. 133 p.
- Agraz-Hernández, C., Noriega-Trejo, R., López-Portillo, J., Flores-Verdugo, F.J. y J.J. Jiménez-Zacarías. 2006. Guía de campo: Identificación de los manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche. Disponible en: [http://etzna.uacam.mx/epomex/paginas/pdf/Guia\\_Manglar.pdf](http://etzna.uacam.mx/epomex/paginas/pdf/Guia_Manglar.pdf). Fecha de consulta: 10 de mayo de 2013.
- Agraz-Hernández, C.M., Osti-Sáenz, J., Jiménez-Zacarías, C., García-Zaragoza, E., Chan-Canul, L., González-Durán, A. y N. Palomo-Rodríguez. 2007. Restauración con manglar: criterios y técnicas hidrológicas de reforestación y forestación. Universidad Autónoma de Campeche, Comisión Federal de Electricidad, Comisión Nacional Forestal. 132 p.
- Agraz-Hernández, C.M., García-Zaragoza, C., Iriarte-Vivar, S., Flores-Verdugo F.J. y P. Moreno-Casasola. 2011. Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha Lagoon in the Atlantic coast of México. *Wetlands Ecology and Management*, 19(3): 273-293.
- Aguilera, G.E. 2006. Perspectivas de la ecología del paisaje en entomología aplicada. *Revista Corpoica-Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 7(1): 54-60.
- Alongi, D.M., Tirendi, F. y P. Dixon. 1998. The influence of stand age on benthic decomposition and recycling of organic matter in managed mangrove forests of Malaysia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 225: 197–218.
- Alongi, D.M. 2005. Mangrove-microbe-soil relations. En: Kristensen, E., Haese, R.R. y J.E. Kostka (Eds). *Interactions between macro and microorganisms in marine sediments*. American Geophysical Union, Washington, D.C. 85-103 pp.
- Alongi, D.M. 2009. *The energetic of mangroves*. Springer Science, Business Media B.V. 89-92 pp.
- Archer, T.A., Kovacs, J.M. y L.P. Aspden. 2003. Monitoring the decline of a tropical forested wetland of the Teacapan estuarine system, Mexico. *Proc. 25<sup>th</sup> Canadian Symp. Remote Sensing*. Canadian Aeronautics and Space Institute, Canada. 125 p.
- Argüello-Velázquez, J.A. 2012. Dominancia en manglares medida por tasas diferenciales de crecimiento y producción primaria en Alvarado, Veracruz. Tesis de maestría, Instituto de Biología, UNAM. 71 p.

- Arjonilla, M. y J. Blasco. 2003. Análisis de nutrientes en aguas estuáricas. Efecto de la salinidad. *Ciencias Marinas*, 29(4): 389-395.
- Aschbacher, J., Ofren, R., Delsol, J.P., Suselo, T.B., Vibulsresth, S. y T. Charrupat. 1995. An integrated comparative approach to mangrove vegetation mapping using advanced remote sensing and GIS technologies: preliminary results. *Hydrobiologia*, 295: 285-294.
- Baba, S. 2011. Close group planting of mangroves on atolls and coral islands of the Pacific. *ISME/GLOMIS Electronic Journal*, 94: 11-12.
- Bakker, W.H. 2001. Multispectral scanners. 168-171 pp. En: Lucas, L., Janssen, F. y G.C. Huurneman. (Eds). *Principles of remote sensing*. ITC. The Netherlands.
- Ball, M.C. 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest in southern Florida. *Oecologia* (Berlin), 44: 226-235.
- Barbier, E.B. 2000. The Values of Wetlands: Landscape and Institutional Perspectives. Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35: 47-61.
- Barreiro-Güemes, M.T. y M. Signoret-Poillon. 1999. Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros. Métodos de evaluación. Libros de texto. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. México. 83 p.
- Basañez-Muñoz, A.J., Cruz-Lucas, M.A., Domínguez-Barradas, C., González-Gándara, C., Serrano-Solís, A. y A. Hernández-Azuara. 2008. Estructura y producción de *Conocarpus erectus* L. en el Sitio Ramsar "Manglares y Humedales de Tuxpan", Veracruz, México. *Revista UDO Agrícola*, 8(1): 78-87.
- Beland, M., Goita, K., Bonn, F. y T.T.H. Pham. 2006. Assessment of land-cover changes related to shrimp aquaculture using remote sensing data: a case study in the GiaoThuy District Vietnam. *International Journal of Remote Sensing*, 27: 1491-1510.
- Benítez-Pardo, D. 2007. Forestación artificial con mangles en isletas de dragados en una región semiárida de México. Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas. IPN. México. 123 p.
- Benítez-Pardo, D., Flores, F.V. y J.I. Valdez-Hernández. 2002. Reproducción vegetativa de dos especies arbóreas en un manglar de la costa norte del Pacífico mexicano. *Madera y Bosques*, 8(2): 57-71.
- Berlanga-Robles, C.A. y A. Ruiz-Luna. 2002. Land-use mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*, 18(3): 514-522.
- Bhattarai, B., y C. Giri. 2011. Assessment of mangrove forests in the Pacific region using Landsat imagery: Journal of Applied Remote Sensing. *Journal of Applied Remote Sensing*, 5(1): 34-41.
- Black, C.A. 1975. Methods of soil analysis. Part 1, Agronomy 9. American Society of Agronomy. USA.

- Blasco, F., Saenger, P. y E. Janodet. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27(3-4): 167-178.
- Blasco, F., Aizpuru, M. y C. Gers. 2001. Depletion of the mangroves of continental Asia. *Wetland Ecology Management*, 9(3): 245-256.
- Bogaert, J., Ceulemans, R. y E.D. Salvador-Van. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*, 33: 62-73.
- Bojorges-Baños, J.C. 2011. Riqueza y diversidad de especies de aves asociadas a manglar en tres sistemas lagunares en la región costera de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 205-215.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J.G. y N. Koedam. 2003. Colonization of non planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. *Aquatic Botany*, 76: 267-279.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, M., Walton, B.I., Crona, R.R., Lewis, C., Field, J.G., Kairo y N. Koedam. 2008. Functionality of restored mangroves: A review. *Aquatic Botany*, 89: 251-259.
- Bosque, S.J. y R. García. 2000. El uso de los sistemas de información geográfica en la planificación territorial. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 20: 49-67.
- Boteqilha, L.A., Miller, J., Ahern, J. y K. MacGarigal. 2006. *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Island Press, Washington. 245 p.
- Bouillon, S., Dahdouh-Guebas, F., Rao, A.S., Koedam, N. y F. Dehairs. 2003. Sources of organic carbon in mangrove sediments: variability and possible ecological implications. *Hydrobiologia*, 495, 33-39.
- Bouillon, S., Connolly, R.M. y S.Y. Lee. 2008: Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. *J. Sea Res.*, 59: 44-58.
- Bragachini, M., Méndez, A., Proietti, F., Villarroel, D., Juan, N., Otermín, J. y H. Woycik. 2006. Agricultura de Precisión hacia el manejo de la calidad de granos en el cultivo de trigo (Tandil, Provincia de Bs. As.). 53-57 pp. En: Trigo, J. 2007. Boletín de Divulgación Técnica N° 1. Ediciones INTA. E.E.A. Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Bremner, J.M. 1965. Total Nitrogen. 1149-1176 pp. En: Black, C.A.; Evans, D.D., White, J.L., Ensminger, L.E. y F.E. Clark (Eds). *Methods of soil analysis Serie Agronomy Núm. 9, Parte 2*. American Society of Agronomy, Inc., Publisher. Wisconsin, USA.
- Brockmeyer, R. E., Rey, J.R., Virnstein, R.W., Gilmore, R.G. y L. Ernest. 1997. Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management*, 4(2): 93-109.
- Calderón, C., Aburto, O. y E. Ezcurra. 2009. El valor de los manglares. *CONABIO. Biodiversitas*, 82: 1-6.

- Canfield, D.E., Jbrgensen, B.B., Fossing, H., Glud, R., Gundersen, J., Ramsing, N.B., Thamdrup, B., Hansen, J.W., Nielsen, L.P. y P.O. Hall. 1993. Pathways of organic carbon oxidation in three coastal sediments. *Mar. Geol.*, 113: 27-40.
- Capote-Fuentes, R.T. 2003. Resiliencia de los manglares asociados al río Santa Ana, La Habana-Ciudad de La Habana, Cuba. Tesis de Maestría en Ecología y Sistemática Aplicada, Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana. 69 p.
- Carrascal, L.M. 1987. Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en las repoblaciones de coníferas de Tenerife (Islas Canarias). *Ardeola*, 34: 193-224.
- Cavalcanti, V.F., Soares, M.L.G., Estrada, G.C.D. y F.O.Cháves. 2009. Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. *Journal of Coastal Research*, número especial, 390-394.
- Cavalcanti, M.L., Reis-Matos, H., Schaffer-Novelli, Y., Cunha-Lignon, M., Dantas-Bitencourt, M., Koedam, N. y F. Dahdouh-Guebas. 2014. Anthropogenic activities on mangrove areas (São Francisco River Estuary, Brazil Northeast): A GIS-based analysis of CBERS and SPOT images to aid in local management. *Ocean & Coastal Management*, 89: 39-50.
- CCRS. 2007. Tutorial: Fundamentals of remote sensing. Canada Centre for Remote Sensing. Disponible en: <http://ccrs.nrcan.gc.ca>. Consultada el 2 de diciembre de 2012.
- Ceccon, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. CRIM-Ediciones Díaz de Santos. 289 p.
- Chávez, C.M.M. y C.J.M. Chávez. 2009. El manejo de ecosistemas como herramienta para la planeación sustentable de paisajes ribereños. 205-220 pp. En: Ayala, P.L., Gío, A.R. y B.N. Trigo (Eds.) *Contribuciones Metodológicas al Conocimiento de los Recursos Naturales*. UAM-X, Sociedad Mexicana de Historia Natural.
- Cházaro, F. 2005. Humedales y sus servicios ambientales. CONANP. *Rev. Los Humedales Prioritarios de México*. CONABIO.
- Chen, J.M., Rich, P.M., Gower, S.T., Norman, J.M., y S. Plumer. 1997. Leaf area index of boreal forests: theory, techniques, and measurements. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 102: 29429-29443.
- Chen, R. y R.R. Twilley. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of ecology*, 86:37-52.
- Chuvienco, E. 1996. *Fundamentos de teledetección especial*. Tercera edición, Rialp, Madrid. 568 p.
- Chuvienco, E. 2002. *Teledetección ambiental: la observación de la tierra desde el espacio*. Barcelona, Ariel Ciencia. 455 p.
- Cintron-Molero, G., Lugo, A.E., Pool, D.J. y G. Morris. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10: 110-121.



- Cintron-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología UNESCO para América Latina y el Caribe. ROSTLAC. Montevideo. 109 p.
- Cintron-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia Interamericana*, 25(1-4): 4-15.
- Cintron-Molero, G. 1992. Restoring mangrove systems. 223-277 pp. En: Thayer, W.G. (Ed). *Restoring the Nation's Marine Environment*, College Park: Maryland Seagrant Program.
- Clarke, P.J. y P.J. Myerscough. 1991. Floral biology and reproductive phenology of *Avicennia marina* in south eastern Australia. *Australian Journal of Botany*, 39: 283-293.
- Coleman, T.L., Manu, A. y Y.A. Twumasi. 2004. Application of Landsat data to the study of mangrove ecologies along the coast of Ghana. Alabama: Center for Hydrology, Soil Climatology, and Remote Sensing Alabama University. 250 p.
- Comisión Nacional del agua (CONAGUA). 1999. Subdirección General Técnica Servicio Meteorológico Nacional. Resumen de la Temporada de Ciclones Tropicales. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/ciclones/tempo1999/RTCT-1999.pdf>. Consultada el 21 de octubre de 2013.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2014. Humedales. Disponible en <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/humedales>. Consultada el 7 de marzo de 2014.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.
- CONAFOR-REINO UNIDO. s/f. Manual comunitario de restauración de manglares. Disponible en: [http://centro.paot.org.mx/documentos/conafor/MANUAL\\_COMUNITARIO.pdf](http://centro.paot.org.mx/documentos/conafor/MANUAL_COMUNITARIO.pdf). Consultada el 12 de enero de 2013.
- Consejo del Sistema Veracruzano del Agua (CSVA). 2003. Elaboración del Programa Hidráulico Preliminar. Anexo 3. Suelos. Disponible en: <http://www.csva.gob.mx/biblioteca/estudiosProyectos/terminados/ProgHPre/Anexos/Anexo3.pdf>. Consultada el 21 de agosto de 2013.
- Constanza, R., Farber, S. y J. Maxwell. 1989. Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics*, 1: 335-361.
- Corella, J.F., Valdez Hernández, J.I., Cetina Alcalá, V.M., González-Cossio, F.W., Trinidad Santos, A. y J.R. Aguirre Rivera. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México*, 26(90): 73-102.
- Cox, W.G. 1976. *Laboratory manual of general ecology*. 3ª ed. WCB. Iowa. EUA.
- Crooks, K.R. y M. Sanjayan. 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 324 p.

- Cruz-Terán. 2008. Estructura, geomorfología y análisis de crecimiento de manglar de cuenca de la Laguna La Cerca, Tlotalpan, Veracruz, con miras a la restauración de su entorno. Tesis de Maestría. Posgrado en ciencias Biológicas. UNAM. 80 p.
- Dahdouh-Guebas, F. 2002. The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. 93-112 pp. En: Dahdouh-Guebas, F. (Ed.) Remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. Environment, Development and Sustainability.
- de Falco, G., Magni, P., Teräsvuori, L.M. y G. Matteucci. 2004. Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras Lagoon (Sar dinia, Western Medirteranean). Chem. & Ecol., 20(1): 367-377.
- de la Cos, G.O. 2007. SIG y Evaluación Multicriterio: Propuesta metodológica para cuantificar el grado de metropolización del territorio. Mapping Interactivo. Revista Internacional de Ciencias de Tierra. Disponible en: [http://www.mappinginteractivo.com/plantillaante.asp?id\\_articulo=1371](http://www.mappinginteractivo.com/plantillaante.asp?id_articulo=1371). Consultada el 3 de julio de 2013.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2003. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. 25 de febrero. 2002. Programa Nacional Forestal 2001-2006. 27 de septiembre.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2006. Código penal federal. TITULO VIGESIMO QUINTO. Delitos Contra el Ambiente y la Gestión Ambienta. Artículo 420BIS.
- Diaz-Mendoza, Castro-Angulo y Paba Manjarrez. 2010. Mangles de Cartagena de Indias: "Patrimonio biológico y fuente de diversidad". Disponible en [www.eumed.net/libros/2010e/805/](http://www.eumed.net/libros/2010e/805/). Consultada el 5 de junio de 2013.
- Domínguez-Domínguez. M., Zavala-Cruz, J. y P. Martínez-Zurimendi. 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco, Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco y Petróleos Mexicanos, México. 67 p
- Domínguez-Machín, M.E. 2005. Comparación estructural de dos fragmentos de manglar del humedal de Alvarado, Veracruz, México. Trabajo recepcional para obtener diploma en especialización de dos métodos estadísticos. Facultad de estadística e informática, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz. 47 pp.
- Duarte, C.M., Thampanya, U., Terrados, J., Geertz-Hansen, O. y M.D. Fortes. 1999. The determination of the age and growth of SE Asian mangrove seedlings from internodal counts. Mangroves and Salt Marshes, 3: 251-257.
- Duran-Hernández, B.E. 2008. Educación ambiental como una alternativa para la protección y conservación del manglar de Tecolutla, Veracruz. Tesis de licenciatura, Facultad de estudios superiores Iztacala. UNAM. México. 85 p.
- Dwivedi, R.S., Rao, B.R.M. y S. Bhattacharya. 1999. Mapping wetlands of the Sundarban delta and its environs using ERS-1 SAR data. International Journal of Remote Sensing, 20: 2235-2247.

- Eastman, R. 2006. Idrisi Andes guide to GIS and imageprocessing. Worcester, USA. Clark University. 328 p.
- Eastman, J.R., Kyen, P.A.K., Toledano, J. y W. Jin. 1993. Explorations in Geographic Information Systems Technology GIS and Decision Making. Vol. IV. United Nations Institute for training and research. Clark University, Worcester. M. A. United States of America. 112 p.
- Ellison, A.M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough? *Restoration Ecology*, 8(3): 219-229.
- Ellison, A.M. y E.J. Farnsworth. 1993. Seedling survivorship, growth and response to disturbance in Belizean mangal. *American Journal of Botany*, 80(10): 1137-1145.
- Ellison, A.M. y E.J. Farnsworth. 1996. Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 28(4): 549-565.
- Elster, C. 1998. Posibilidades de regeneración del manglar en la zona de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Deutsche Gesellshafft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Alemania. 68 p.
- Elster, C., Perdomo, L. y M.L. Schnetter. 1999. Impact of ecological factors on the regeneration of mangrove in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Hydrobiología*, 413: 35-46.
- Elster, C. 2000. Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 131: 201-214.
- ERDAS IMAGINE. 2010. ERDAS Field Guide. Manager, Technical Documentation. ERDAS, Inc. USA. 795 p.
- Erfteemeijer, P.L.A. y R.R. Lewis. 2000. Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? *Proceedings of the ECOTONE VIII Seminar Enhancing Coastal Ecosystems Restoration for the 21st Century*, Bangkok: Royal Forest Department of Thailand. 156-165 pp.
- Ezcurra, E., Aburto, O. y L. Rosenzweig. 2009. Los riñones del mundo: ¿por qué debemos proteger los manglares de México? *Investigación ambiental*, 1(2): 202-206.
- FAO. (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2006. *Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management*. FAO, Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007. *The world's mangroves 1980–2005*. FAO, Rome. Italy.
- Farooqui, A. 2010. Salt water intrusion, metal accumulation and mangroves along the pednapatnam, Machlipatnam coastline, Andhra Pradesh, *Indian Jour. Applied Geochemistry*, 12(1): 126-138.

- Febles-Patrón, J.L., Novelo-López, J. y E. Batllori-Sampedro. 2009. Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga costera semiárida de Yucatán, México. *Madera bosques*, 15(3):65-86.
- Fernández-Prieto, D. 2002. An application oriented change-detection technique. 116-123pp. En: Bruzzone, L. y P. Smits (Eds). *Analysis multi-temporal remote sensing images*. World Scientific Publishing Singapore.
- Ferreira, T.O., Vidal-Torrado, P., Otero, X.L. y F. Macias. 2007. Are mangrove forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brazil. *Catena*, 70: 79–91.
- Field, C. 1996. La restauración de ecosistemas de manglar. ISME y OIMT. 278 p.
- Field, C.D. 1998. Rehabilitation of mangroves ecosystems: an overview. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8-12): 383-392.
- Flora y Fauna y Cultura de México (FFCM). 2014. Disponible en: <http://www.florafauyacultura.org/>. Consultada el 1 de enero de 2014.
- Flores-Verdugo, F.J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. 21-56 pp. En: de la Rosa-Vélez, J. y F. González-Farías (Eds.). *Temas de Oceanografía Biológica en México: Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. México.*
- Flores-Verdugo, F.J., González-Farías, F., Zamorano, D.S. y O. Ramírez-García. 1992. mangrove ecosystems of the pacific Coast of mexico: distribution, structure, litterfall and detritus dynamics. *Coastal plant communities of latin America*: 269-288.
- Flores-Verdugo, F.J., Agraz-Hernández, C.M. y F.J. Martínez-Cordero. 1995. Programa de reforestación de manglares por el desarrollo acuícola de AquaNovaBoca 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. 86 p.
- Flores-Verdugo, F., Moreno-Casasola, P., Agraz-Hernández, C.M., López-Rosas, H., Benítez-Pardo, D. y A.C. Travieso-Bello. 2007. La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80: 33-47.
- Fonseca, W; Rey, J. y F. Alice. 2011. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*. 262: 1400-1408.
- Forest y Kim Starr. 2009. Source: USDA, NRCS. 2009. The PLANTS Database National Plant Data Center, Baton Rouge, LA 70874-4490 USA Disponible en: <http://plants.usda.gov>. Consultada el 3 de enero de 2014.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes andregions*. Cambridge University Press, New York. 311 p.

- Gang, P.O. y J.L. Agatsiva. 1992. The current status of mangroves along the Kenyan coast: A case study of Mida Creek mangroves based on remote sensing. *Hydrobiologia*, 247: 29-36.
- García, E. 1964. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köpen (para adaptarlos a las condiciones de la República Mexicana). Tercera Edición. Offset Larios. México, D.F.
- Giri, C., Pengra, P., Zhiliang, Z., Singh, A. y L.L. Tieszen. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 91-100.
- González-Cueto, O., Iglesias-Coronel, C. y M. Herrera-Suárez. 2009. Análisis de los factores que provocan compactación del suelo agrícola. *Rev. Cienc. Téc. Agrop.* 18: 57-63.
- Gower, S.T., Kucharik, C.J., y J.M. NOR MAN. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, fAPAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 70: 29-51.
- Green, E.P., Clark, C.D., Mumby, P.J., Edwards, A.J. y A. Ellis, A. C. 1998. Remote Sensing Techniques for Mangrove Mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5): 935-956.
- Groombridge, B. y M.D. Jenkins. 2002. *World Atlas of Biodiversity*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.
- Gurrutxaga, S.V. 2003. Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, España. 32 p.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12: 321-334.
- Hashim, R., Kamali, B., Tamin, M.N. y R. Zakaria. 2010. An integrated approach to coastal rehabilitation: Mangrove restoration in Sungai Haji Dorani, Malaysia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 118-124.
- Holguin, G. y Bashan, Y. 1997. Nitrogen-fixation by *Azospirillum brasilense* Cd is promoted when co-cultured with a mangrove rhizosphere bacterium (*Staphylococcus* sp.). *Soil Biology and Biochemistry*, 28:1651-1660.
- Holmboe, N., Kristensen, E. y F.O. Andersen. 2001. Anoxic decomposition in sediments from a tropical mangrove forest and the temperate wadden sea: implications of N and P additions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 125-140.
- Howard, J.A. 1991. *Remote sensing of forest resources: theory and application*. Chapman and Hall. UK.
- Hoyos, G.R., Urrego, L.E.G., y A. Lema. 2013. Respuesta de la regeneración natural en manglares del Golfo de Urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intra-anual. *Rev. Biol. Trop.* 61(3): 1445-1461.

- INE. Instituto Nacional de Ecología. 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas-ine-Semarnat, México.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2009. Guía para la interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie III. México. 74p.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. Veracruz Ignacio de la Llave. Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/Movil/MexicoCifras/mexicoCifras.aspx?em=30158&i=e>. Consultada el 21 de septiembre de 2013.
- Interián, S. y R. Alvarez. 2005. Algunas consideraciones sobre la geomática y su papel en la agricultura de precisión. Mapping Interactivo. Abril 2005.
- Islam, M.J., Alam, M.S. y K.M. Elia. 1997. Remote Sensing for Change Detection in the Sundarbans. Bangladesh. Geocarto International, 12: 91-100.
- Islebe, G.A., Torrescano-Valle, N., Valdez-Hernández; M., Tuz-Novelo, M. y H. Weissenberger. 2009. Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. Foresta Veracruzana, 11(1):1-6.
- IUSS (International Union of Soil Sciences. Grupo de Trabajo). 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.
- Jähne, B. 1991. Digital Image Processing: Concepts, Algorithms, and Scientific Applications. Berlin: Springer-Verlag.
- Janssen, F.L.L. y W.H. Bakker. 2001. Sensors and plataformas. 85-100. pp. En: L.F. Janssen y G.C. Huurneman (Eds). Principles of remote sensing. ITC. The Netherlands.
- Jáuregui, E. y I. Zitácuaro. 1995. El impacto de los ciclones tropicales del golfo de México den el Estado de Veracruz. Disponible en: <http://cdigital.uv.mx/bitstream/123456789/5331/2/199521P75.pdf>. Coconsultada el 4 de febrero de 2014.
- Jennerjahn, T.C. y V. Ittekkot. 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. Naturwissenschaften, 89: 23–30.
- Jensen, R.J. 2000. Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective, Prentice Hall.
- Jensen, R.J. 2005. Digital Image Processing: a Remote Sensing Perspective. (3ª edición). Prentice Hall.
- Jensen, R.J. 2007. Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. Pearson Prentice Hall.
- Jiménez-Qiroz, C. y F. González-Orozco. 1996. Análisis de la estrucra del manglar de la laguna de Juluápan Col., México. Ciencia Pesquera No. 12.

- Kairo, J.G.; Dahdouh-Guebas, F.; Gwada, P.O.; Ochieng, C. y N. Koedam. 2002. Regeneration status of mangrove forests in Mida Creek, Kenya: a compromised or secured future? *Ambio*, 31(7-8): 562-568.
- Kamali, B. y R. Hashim. 2011. Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering*, 37: 387-391.
- Kathiresan, K. 1999. Proceedings of the international workshop on the mangrove ecosystem of deep bay and the Mai Po Marshes, Hong Kong. 3-20 September 1993. Hong Kong University Press, Hong Kong. 87-97 pp.
- Kathiresan, K. y M.X. Ramesh. 1991. Establishment of seedlings of a mangrove. *The Indian Forester*, 17(3): 93-95.
- Kathiresan, K. y B.L. Bingham. 2001. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81-251.
- Kirui, B.Y.K., Huxham, M., Kairo, J. y M. Skov. 2008. Influence of species richness and environmental context on early survival of replanted mangroves at Gazi bay, Kenya. *Hydrobiologia*, 603: 171-181.
- Kozlowski, T.T. 1984. Responses of woody plants to flooding. 129-163 pp. En: Kozlowski, T.T. (Ed). *Flooding y Plant Growth*. Academic Press, New York.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T. y C. Marchand. 2008. Organic matter dynamics in mangrove ecosystems, *Aquat. Bot.* in press.
- Lacerda, L.D., Carvalho, C.E.V., Tanizaki, K.F., Ovalle, A.R. y C.E. Rezende. 1993. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres. *Biotropica*, 25: 252-257.
- Lara-Dominguez, A.L., Yañez Arancibia, A., y J.C. Seijo. 1998. Valuación Económica de los ecosistemas. Estudio de caso de los manglares en campeche. En Benitez, Vega, H., Peña-Jimenez, E., y S. Ávila-Foucat (Edits). *Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Instituto Nacional de Ecología. México.
- Lema, L.F., Polanía, J. y L.E. Urrego. 2003. Dispersión y establecimiento de las especies de mangle del río Ranchería en el período de máxima fructificación. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 27(102): 93-103.
- Lewis, R.R. 1982. Mangrove forest. 153-172 pp. En: R.R. Lewis (Ed.). *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. Boca Raton: CRC Press.
- Lewis, R.R. 1990. Creation and restoration of coastal plain wetlands in Florida. 73-101 pp. En: Kusler, J.A. y M.E. Kentula. (Eds). *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Washington: Island Press.
- Lewis, R.R. 1999. Key concepts in successful ecological restoration of mangrove forests. En: *Proceedings of the TCE-Workshop No. II, Coastal Environmental Improvement in Mangrove/Wetland Ecosystems*. 18-23 pp. Danish-SE Asian Collaboration on Tropical

Coastal Ecosystems (TCE) Research and Training, Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, Bangkok, Thailand. 19-32 pp.

Lewis, R.R. 2000. Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration in Florida. *Ecological Engineering*, 15(3-4): 191-198.

Lewis, R.R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24: 403-418.

LGEEPA. 2007. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación (DOF), 28 de enero de 1988.

Lillesand, T.M. y R.W. Kiefer. 1994. *Remote Sensing and Photo Interpretation*, 3rd. ed. John Wiley & Sons: New York. 750 p.

López-Portillo, J.A. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*, 27-51.

López-Portillo, J.A.; Lara-Domínguez; A.L., Ávila-Ángeles, A. y A.D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar Tecolutla. 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.

Lot-Helgueras, A., Vázquez-Yáñez, C. y F.L. Menendez. 1975. Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf Coast of Mexico. En: Walsh G.E., Snedaker S.C. y H.T. Teas (Eds). *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. 52-61pp. Institute of Food and agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville.

Lugo, A.E. 1980. Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Biotropica*, 12: 65-73.

Lugo, A.E. 1988. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. *Limnol. Oceanogr*, 33(4): 894-909.

Lugo, A.E. 1999. Mangrove forests: A tough system to invade but an easy one to restore. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8-12): 427-430.

Lugo, A.E. y S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 5:39-64.

Lugo, A.E., Brown S.L., Dodson R., Smith T.S. y H.H. Shugart. 1999. The Holdridge life zones of the conterminous United States in relation to ecosystem mapping. *Journal of Biogeography*, 26: 1025-1038.

Luna, L.A. 1976. Manejo de manglares en Venezuela. *Boletín del Instituto Forestal Latinoamericano*, 50: 41-56.

Luna, L.A. 1983. Aprovechamiento de los manglares. *Boletín de la Sociedad Venezolana de Ingenieros Forestales*, 22: 18-19.



- Macnae, W. 1968. A general account of a fauna and flora of mangrove swamps and forest in the Indo Pacific region. *Advances in Marine Biology*, 6: 73-270.
- Malaysian Timber Certification Council (MTCC). 2009. Matang Mangroves: A Century of Sustainable Management. *Timber Malaysia*, 15(3): 2-58.
- Manrow-Villalobos, M. y B. Vilchez-Alvarado. 2012. Estructura, composición florística, biomasa y carbono arriba del suelo en los manglares Laguna de Gandoca y Estero Moín, Limón, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú (Costa Rica)*. 9(23): 2215-2504.
- Marchand. C., Baltzer, F., Lallier-Vergès, E. y P. Albéric. 2004. Pore water chemistry in mangrove sediments in relationship to species composition and developmental stage (French Guiana), *Marine Geology*, 208: 361-381.
- Martínez-Muñoz, J. y A. Díaz-Ponce. 2005. Fundamentos de Teledetección Espacial. Disponible en: <http://siga.cna.gob.mx/SIGA/Percepcion/Fundamentos%20de%20teledetecci%C3%B3n%20espacial.PDF>. Consultada el: 28 de agosto de 2013.
- McGarigal, K. y B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.
- McKee, K.L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: Effects of establishment ability and physic-chemical factors. *Oecologia*, 101(4): 448-460.
- Medina, E., Lugo, A. y A. Novelo. 1995. Mineral content of foliar tissues of mangrove species in Laguna de Sontecomapan (Veracruz, Mexico) and its relation to salinity. *Biotropica*, 27(3): 317-323.
- Milano, G.R. 1999. Restoration of coastal wetlands in southeastern Florida. *Wetland Journal*, 11(2): 15-2429.
- Milano, G.R. 2000. Island restoration and enhancement in Biscayne Bay, Florida. 1-17 pp. En: P.J. Cannizarro (Ed.) *Proceedings of the 26th Annual Conference on Ecosystem Restoration and Creation*. Hillsborough Community College, Tampa, FL.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2000. Wetlands. Chapter 11. Mangrove swamps, third edition. 35-373 pp.
- Moberg, F. y P. Rönnbäck. 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean and Coastal Management*, 43: 27-46.
- Monzalvo-Santos, I.K. 2006. Estimacion de la cobertura espacial y análisis de la estructura forestal del manglar en Sinaloa, Mexico, aplicando tecnicas de percepcion remota. Tesis de maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México, 85 p.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and Methods of vegetation ecology*. Jhon Wiley & Sons. Nueva York.

- Nayak, S., Sarangi, R.K. y A.S. Rajawat. 2001. Application of IRS P4 OCM data to study the impact of cyclone on coastal environment of Orissa. *Current Science*, 80: 1208-1213.
- Noakes, D.S.P. 1951. Notes on the silviculture of the mangrove forests of Matang Perak. *Malay Forester*, 14: 183-196.
- Nóbrega, G.N., Ferreira, T.O., Romero, R.E., Marques, A.G., Otero, X.L. 2013. Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceara, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, 185(9): 7393-7407.
- Novelo, J. 2005. Evaluación del método "camas de sedimento" para la reforestación de manglar (*Rhizophora mangle* L.) en la ciénaga de Progreso, Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán, México, 85 p.
- Nurkin, B. 1994. Degradation of mangroves forest in South Sulawesi, Indonesia. *Hydrobiologia*, 285: 271-276.
- Ortíz, M., Oropeza, O., Palacio, A. y A. D'Luna. 1992. Zonas susceptibles a desastres por fenómenos naturales. Inundaciones. Atlas Nacional de México. Instituto de Geografía. UNAM.
- Passioura, J.B., Ball, M.C. y J.H. Knight. 1992. Mangroves may salinise the soil and in so doing limit their transpiration rate. *Functional Ecology*, 6: 476-481.
- PEMEX. 2007. Conservación de la biodiversidad y ordenamiento territorial. Disponible en: <http://desarrollosustentable.pemex.com/files/.../14conservacion.pdf>. Consultado el 28 de agosto de 2013.
- Pereyra-Díaz, D. y J.A.A. Pérez-Sesma. 2006. Hidrología de Superficie y Precipitaciones Intensas 2005 en Veracruz. 81-99 pp. En: Tejeda-Martínez, A. y C.M. Welsh-Rodríguez. (Eds). Inundaciones 2005 en el Estado de Veracruz. Editorial Universidad Veracruzana-Consejo Veracruzano de Ciencias y Tecnología, Xalapa, Veracruz, México.
- Pérez-Sesma, J.A.A. 2009. Estudio del agua de escurrimiento en la cuenca del río Tecolutla, México. Tesis de Maestría en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México.
- Pielou, E.C. 1977. *Mathematical ecology*. 2nd, Wiley NY.
- Pinto da Cunha, R. y C.M. Neves. 2001. Avaliação do emprego de *Avicennia schaueriana* Stap & Leechman na restauração de uma área degradada do manguezal do rio Itacorubi. Ilha de Santa Catarina, SC. Brasil. Memórias del IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, Isla San Andrés. Colombia. 11-13 pp.
- Pool, D.J., Snedaker, S.C. y A.E. Lugo. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica*, 9: 195-212.
- Porta, J., López-Acevedo, M. y C. Roquero. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid, España. 807 pp.
- Pouncey, R., Swanson, K. y K. Hart. 1999. *ERDAS Field Guide*. Atlanta, Georgia, USA. 672 p.

- Putz, F.E. y H.T. Chan. 1986. Tree growth, dynamics and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 17: 211-230.
- Rabinowitz, D. 1978. Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica*, 10: 47-57.
- Rajendran, N. 1997. Studies on mangrove associated prawn seed resources of the Pichavaram, Southeast coast of India. Ph.D. thesis. Annamalai University, India. 131 pp.
- Ramírez-Barajas, P.J., Islebe, G.A. y N. Torrescano-Valle. 2012. Perturbación post-huracán Dean en el hábitat y la abundancia relativa de vertebrados mayores de la Selva Maya, Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 1194-1207.
- Ramírez-García, P., López-Blanco, J. y D. Ocaña. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management*, 105: 217-229.
- Ramos, D.F., Quiroz, A., Ramírez-García, P. y A. Lot. 2004. Manual de Hidrobotánica: Procedimientos de muestreo y técnicas analíticas para el estudio de la vegetación acuática. AGT Editores. 185 p.
- Rasolofoharino, M., Blasco, F., Bellan, M.F., Aizpuru, M., Gauquelin T. y J. Denis. 1998. A remote sensing based methodology for mangrove studies in Madagascar. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 1873-1886.
- Ratanaserpong, S., Disbunchong, D., Charupatt, T. y S. Ongsomwang. 2000. Assessment of mangrove ecosystem change using remote sensing and GIS technology in Ao Sawi-ThungKha, Chumphon, Thailand. *Special Publication of Phuket Marine Biology Center*, 22: 3-14.
- Reyes, M.A. y C. Tovilla-Hernández. 2002. Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la Costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 103-114.
- Richardson, C.J., Tilton, D.L., Kadlec, J.A., Chamie, J.P. y W.A. Wentz. 1978. Nutrient dynamics of northern wetland ecosystems En: Good, R.E. Ed. *Freshwater Wetlands*. Academic Press Inc. New York, USA. 217-241.
- Rivera-Monroy, V.H., de Mutsert, K., Twilley, R.R., Castañeda-Moya, E., Romigh, M.M. y E.D. Stephen. 2007. Patterns of nutrient exchange in a riverine mangrove forest in the Shark River Estuary, Florida, USA. *Hidrobiológica*, 17(2): 169-178.
- Robertson, A.J. y D.C. Duke, 1990. Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia. Spatial and Temporal Patterns in densities, biomass, and community structure, *Marine Ecology*, 104: 369-379.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T. 2000. Manglares de Celestún y Ría Lagartos: Estructura fisonómica y evaluación de la deforestación mediante percepción remota. Yucatán, México. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, México.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T. 2002. Manglares del sistema Lagunar de Alvarado Veracruz, México: Influencia de algunos procesos físicos, biológicos y antropogénicos en su distribución y

estructura. Tesis de maestría en ciencias Biológicas, facultad de Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México 104p.

Rodríguez-Zúñiga, M.T., Ramírez-García, P., Gutiérrez-Granados, M. 2011. Efectos de la extracción no controlada de madera sobre la comunidad y estructura de tamaños de los manglares de Alvarado, Veracruz, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 89: 107-113.

Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A.D., Márquez-Mendoza, .D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Uribe-Martínez, A., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Cruz-López, M.I. y R. Ressler. 2012. Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: segunda y tercera etapas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. GQ004. México, D.F.

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., Jiménez-Rosenberg, R., Fueyo-Mac Donald, L. y C. Galindo-Leal. 2013. Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 128 p.

Roldán, A.I.E., Binnqüist, C.G.S., Bernal, B.A., Chávez, C.M.M. y H.M.S. Ortega. 2003. Sistemas de Información Geográfica aplicados al manejo de los Recursos Naturales. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. 142 p.

Ruitenbeek, H.J., 1994. Modelling economy-ecology linkages in mangroves: economic evidence for promoting conservation in Bintuni Bay, Indonesia. *Ecol. Econ.* 10, 223-247.

Saenger, P. 2002. Mangrove ecology silviculture and conservation. *Mangrove Ecology Silviculture and Conservation*.

Salas, R.L. 2006. Estructura forestal de un manglar en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales, UACH. Chapingo, Estado de México.

Sánchez-Sánchez, O.y G.A. Islebe. 1999. Hurricane Gilbert and structural change in a tropical forest of south-eastern Mexico, *Global Ecology and Biogeography*, 8: 29-37.

Sánchez-Páez, H., Ulloa-Delgado, G.A. y R. Álvarez-León. 2000. Hacia la recuperación de los manglares del Caribe de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Asociación Colombiana de Reforestadores y OIMT. Bogotá, Colombia. 294 p.

Sanjurjo, R.E. y C.S. Welch. 2005. Una descripción del valor y los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta Ecológica*, 74: 55-68.

Satyanarayana, B., Thierry, B., Lo-Seen, A., Raman, V. y G. Muthusankar. 2001. Remote sensing in mangrove research-relationship between vegetation indices and dendrometric parameters: A case for Coringa, east coast of India, *Proceedings From the 22nd Asian Conference on Remote Sensing, Cent. for Remote Imaging, Sensing and Processing*, Singapore.

- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G., Adaime, R.R. y T.M. Camargo. 1990. Variability of Mangrove Ecosystems along the Brazilian Coast. *Estuaries*, 13(2), 204-218.
- SEMAR (Secretaría de Marina). 2013. Tabla de mareas. Disponible en: <http://www.semar.gob.mx/hidrocart/estaciones.html>. Consultada el 3 de enero de 2003.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003. Diario Oficial, jueves 10 de abril. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007. Ley General de vida Silvestre, artículo 60 TER y 99.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, segunda sección, jueves 30 de diciembre de 2010.
- SER. Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group. 2004. The SER Primer on Ecological Restoration. Disponible en: <http://www.ser.org/>. Consultada el 28 de noviembre de 2013.
- Silva, M.A.B., Bernini, E., Carmo, T.M.S. 2005. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do Rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Bot. Brasil.* 19: 465-471.
- Simberloff, D., 2000. World Mangrove Atlas: Book review. *Biodiversity and Conservation*, 9: 443-444.
- SjoLing, S., Mohammed, S.M., Lyimo, T.J. y J.J. Kyaruzi. 2005: Benthic bacterial diversity and nutrient processes in mangroves: impact of deforestation. *Estu. Coast. Shelf S.* 63: 397-406.
- Smith, J.A.C., Popp, M., Luttge, U., Cram, W.J., Diaz, M., Griffiths, H., Lee, H.S.J.L., Medina, E., Schaffer, C., Stimmel, K.H. y B. Thonke. 1989. Ecophysiology of xerophytic and halophytic vegetation of a coastal alluvial plain in northern Venezuela. *New Phytol.* 111: 293-307.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2010. ¿Qué son los Ciclones Tropicales? Disponible en: [http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com\\_content&view=article&id=39&Itemid=47](http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=39&Itemid=47). Consultada el 12 de abril de 2013.
- Snedaker, S.C. y J.R. Araujo. 2000. Protocolo para la restauración de manglares y experimentos de repoblamiento. División of Marine Biology and Fisheries. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami.
- Snedaker, S. y J.G. Snedaker. 1984. The mangrove ecosystem: research methods. UNESCO. Bungay, Reino Unido. 251 p.
- Soil Testing, Handbook on Reference Methods. 1980. The Council on Soils Testing and Plant Analysis. Rev. Ed University of Georgia. Athens, Georgia. 37-40 pp.

- Soría-Ruiz, J. y R. Granados-Ramírez. 2005. Methodology for prediction of corn yield using remote sensing satellite data in Central Mexico. *Investigaciones Geográficas*, No. 55. Instituto de Geografía, UNAM. México. 61-68 pp.
- Spalding, M., Kainuma, M, y L. Collins. 2010. World atlas of mangroves. A collaborative project of ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC, UNESCO-MAB, UNU-INWEH yTNC. London: Earthscan, London. 319 p.
- Srivastava, J., Farooqui, A. y S.M. Hussain. 2012. Sedimentology and salinity status in Pichavaram mangrove wetland, South East coast of India, *International Journal of Geology, Earth and Environmental Sciences*. 2: 7-15.
- Strong, A.M. y G.T. Bancroft. 1994. Patterns of deforestation and fragmentation of mangrove and deciduous seasonal forests in the upper Florida Keys. *Bulletin of Marine Science*, 54(3): 795-804.
- Subirós, V.J., Varga, L.D., Llausas, P.A. y P.A. Ribas. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documentos de Análisis Geográfica*, 48: 151-166.
- Suprayogi, B. y F. Murray. 1999. A field experiment of the physical and chemical effects of two soils on mangroves. *Environmental and Experimental Botany*, 42: 221-229.
- Suzuki, T., Mochida, Y. y S. Baba. 2009. Relationship between habitat and structure of a *Rhizophora stylosa* forest on Tarawa atoll, Republic of Kiribati. *Mangrove Science*, 6: 17-23.
- Tejeda-Martínez, A. 2005. Panorámica de las inundaciones en el Estado de Veracruz durante 2005. Disponible en [http://www.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/01\\_panoramica.pdf](http://www.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/01_panoramica.pdf). Consultada el 18 de abril de 2013.
- Téllez-García, C.P. y J.I. Valdez-Hernández. 2012. Caracterización estructural del manglar en el estero Palo Verde, laguna de Cuyutlán, Colima. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3): 395-408.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. The Cambridge University Press. London, UK.
- Torres-Rojas, G. 2011. Estimación de carbono en bosques de coníferas del Estado de México, usando técnicas de percepción remota. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Tou, J.T. y R.C. Gonzalez. 1974. *Pattern Recognition Principles*. Reading, Massachusetts: Addison-Wesley Publishing Company.
- Tovilla-Hernández, C. 2006. Propuesta para la conservación, manejo y restauración de los bosques de manglar de la costa de Chiapas, Laboratorio de Ecología de Manglares y Zona Costera, El Colegio de La Frontera Sur, Unidad Tapachula, Chiapas, México.
- Tovilla-Hernández, C. y D.E.B. Orihuela. 2002. Manual de técnicas y métodos de restauración de zonas alteradas en manglares. Laboratorio de ecología de Manglares y Zona Costera. El Colegio de la Frontera Sur. Tapachula, Chis. 96 p.

- Tovilla-Hernández, C., y D.E.B. Orihuela. 2004. Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit. *Madera y Bosques*, 2: 63-75.
- Tovilla-Hernández, C., Ovalle-Estrada, F., de la Presa-Pérez, J.C. y G. de la Cruz Montes. 2009. Primer informe del proyecto: Inventario y monitoreo del estado actual de los bosques de manglar de Chiapas y Oaxaca, Laboratorio de Ecología de Manglares y Zona Costera, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Chiapas, México
- Tovilla-Hernández, C., Ovalle-Estrada, F., de la Presa-Pérez, J.C. y G. de la Cruz Montes. 2011. IV informe del proyecto: Inventario y monitoreo del estado actual de los bosques de manglar de Chiapas y Oaxaca. Laboratorio de Ecología de Manglares y Zona Costera, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Chiapas, México.
- Tovilla-Hernández, Ovalle, E.F., de la Presa, P.J.C. y G. de la Cruz Montes. 2013. Estado actual del bosque de mangle en laguna de Mecoacán Tabasco. Implicaciones socioeconómicas del uso del recurso. Disponible en: [http://cuencagrijalva.ecosur.mx/cuenca\\_grijalva/files/informe\\_Final/sp03\\_archivos/03\\_0725\\_cap\\_23\\_estado\\_manglares\\_laguna\\_Mecoacan.pdf](http://cuencagrijalva.ecosur.mx/cuenca_grijalva/files/informe_Final/sp03_archivos/03_0725_cap_23_estado_manglares_laguna_Mecoacan.pdf). Consultada el 4 de enero de 2014.
- Turner, R.E. y R.R. Lewis. 1997. Hydrologic restoration of coastal wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 4(2): 65-72.
- Valdez-Hernández, J.I. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, Número especial: 129-145.
- Valdez Hernández, J.I. 2004. Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Madera y Bosques*, Número especial 2: 93-104.
- Valdivieso-Pérez, I.A., García-Barrios, L.E., Álvarez-Solís, D. y J. Nahed-Toral. 2012. De maizales a potreros: cambio en la calidad del suelo. *Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Terra Latinoamericana*, 30(4): 363-374.
- Van der Valk, A.G. y P.M. Attiwill. 1984. Acetylene reduction in an *Avicennia marina* community in southern Australia. *Aust. J. Bot.* 32: 157-164.
- Van Lavieren, H., Spalding, M., Alongi, D.M., Kainuma, M., Clüsener-Godt, M. y Z. Adeel. 2013. Securing the future of mangroves. *Police brief*. 54 p.
- Vázquez-Lule, A.D. 2008. Estructura vegetal e impacto antrópico de los manglares del sistema lagunar de Alvarado Veracruz, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios superiores de Iztacala, UNAM, iztacala, estado de México. 95 p.
- Vázquez-Lule, A.D., Ramírez-García, P., Díaz-Gallegos, J.R., Acosta-Velázquez, J.A. y M.T. Rodríguez-Zúñiga. 2012. Detección de cambios de usos de suelo y estructura vegetal en los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. 181-200 pp. En: Sánchez, A.J., Chiapa-Carrara, X. y R. Brito-Pérez (Eds) *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste (Volumen II)*. Recorecos-UNAM. México.
- Vega, M.L. 2006. La teledetección aplicada al inventario de humedales. Mapping interactivo. *Revista Internacional de Ciencias de la Tierra*. Disponible en: <http://www.Mappinginteractivo.com>. Consultada el 10 de enero de 2013.

- Vovides, A.G., Bashan, Y., López-Portillo, J. y R. Guevara. 2011. Nitrogen fixation in preserved, reforested, naturally regenerated and impaired mangroves as an indicator of functional restoration in mangroves in an arid region of Mexico. *Restor Ecol.* 19: 236-244.
- Walkley, A. y I.A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sciences*, 37: 29-37.
- Walters, B.B. 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest ecology and management*, 206: 331-348.
- Wang, B.S., Liang, S.C., Zhang, W.Y. y Q.J. Zan. 2003. Mangrove flora of the world. *Acta Botánica Sinica*, 45: 644-653.
- Weishaupl, L. 1981. Plantas de mangue. Contribuição conhecimento de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn.F. (Combretaceae). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 157 p.
- Woitchik, A.F., Ohowa, B., Kazungu, J.M., Rao, R.G., Goeyens, L. y F. Dehairs. 1997. Nitrogen enrichment during decomposition of mangrove leaf litter in an east African coastal lagoon (Kenya): relative importance of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry*, 39: 15-36.
- Wolanski, E., Mazda, Y. y P. Ridd. 1992. Mangrove hydrology. 43-62 pp. En: Robertson, A.I. y D.M. Alongi (Eds.). *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC. USA.
- Zaldívar, J.A., Herrera, S.J., Coronado, M.C. y P.D. Alonzo. 2004. Estructura y productividad de los manglares en la reserva de biosfera Ría Celestún, Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 2: 25-35.
- Zedler, J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends Ecol Evol*, 15: 402-407.