

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

MANGLARES DEL SISTEMA LAGUNAR DE ALVARADO, VER. MEXICO: INFLUENCIA DE ALGUNOS PROCESOS FISICOS, BIOLOGICOS Y ANTROPOGENICOS, EN SU DISTRIBUCION Y ESTRUCTURA.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)

PRESENTA

MARÍA TERESA RODRÍGUEZ ZÚÑIGA



DIRECTORA DE TESIS: Dra. VIVIANNE SOLIS WOLFOWITZ

MÉXICO, D. F.

JULIO, 2002



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.



POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS COORDINACIÓN

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 27 de mayo de 2002, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del alumno(a) Rodríguez Zúñiga María Teresa, con número de cuenta 89147582, y número de expediente 3991127, con la tesis titulada: **“Manglares del sistema lagunar de Alvarado, Ver. México: Influencia de algunos procesos físicos, biológicos y antropogénicos en su distribución y estructura.”**, bajo la dirección de la **Dra. Vivianne Solís Wolfowitz**.

Presidente:	Dr. Antonio Lot-Helgueras
Vocal:	Dr. Juan Núñez Farfán
Secretario:	Dra. Vivianne Solís Wolfowitz
Suplente:	M. en C. Pedro Ramírez García
Suplente:	Dr. Jorge López Portillo

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 24 de junio de 2002

Dra. Tila María Pérez Ortiz
Coordinadora del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

INDICE

Agradecimientos	I
Dedicatoria	II
Resumen	III
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1. Panorama global del estado de conservación del ecosistema de manglar	3
2.2. Tasas de deforestación en manglares	9
2.3. Técnicas de percepción remota en la evaluación de los recursos naturales	12
3. ANTECEDENTES	19
4. JUSTIFICACIÓN	22
5. OBJETIVOS	23
5.1 Objetivos específicos	23
6. ZONA DE ESTUDIO	24
6.1 Ubicación	24
6.2 Clima	24
6.3 Laguna	26
6.4 Flora	27
6.5 Fauna	30
6.6 Problemática ambiental	31
6.7 Socioeconomía	32
7. METODOLOGÍA	34
7.1 Estructura de la vegetación	34
7.1.1. Estructura general	34
7.1.1.1. Dominancia, densidad, frecuencia y valor de importancia	34
7.1.1.2. Índice de Complejidad de Holdridge	36
7.1.1.3. Representación gráfica de la estructura del manglar	37
7.1.2. Composición y estructura de plántulas	37
7.1.3. Evaluación de la tendencia de extracción específica	37
7.2. Evaluación del ecosistema mediante técnicas de percepción remota	38
7.2.1. Fotografías aéreas	38
7.2.2. Imágenes de satélite	38
7.2.3. Dirigible	40
7.2.3. Calculo de la deforestación	42
8. RESULTADOS	43
8.1. Estructura de la vegetación	43
8.1.1. Estructura general	43
8.1.2. Composición y estructura de plántulas	60
8.1.3. Evaluación de la tendencia de extracción específica	63
8.2. Evaluación de la deforestación	67
9. DISCUSIÓN	78
9.1. Estructura de la vegetación	78
9.1.1. Estructura general	78
9.1.2. Composición y estructura de plántulas	87
9.1.3. Evaluación de los árboles extraídos	88
9.2. Evaluación de la deforestación	89
10. CONCLUSIONES	93
11. BIBLIOGRAFIA	95

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer de forma explícita al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo recibido mediante una beca para realizar estudios de Posgrado, medio por el cual muchos estudiantes tenemos la posibilidad de alcanzar, cada vez mayores aspiraciones académicas.

Agradezco al Instituto de Biología y al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo tanto en espacio, equipo de computo y apoyo financiero para hacer parte del trabajo de campo. De igual forma, agradezco al Instituto Nacional de la Pesca por el apoyo económico proporcionado para realizar la primera parte del trabajo de campo. Asimismo, se agradece al Instituto de Geografía el habernos proporcionarnos las imágenes de satélite para este estudio.

Agradezco a la Dra. Vivianne Solís Wolfowitz y al M. en C. Pedro Ramírez García la dirección de este trabajo, así como los comentarios y correcciones, como parte del Comité Tutorial, de los doctores Antonio Lot, Jorge López Portillo y Juan Núñez Farfán, ya que ayudaron a mejorar la calidad de la investigación.

Quiero agradecer a cada una de las personas que de una u otra forma colaboraron en el desarrollo de este trabajo: Los comentarios de los doctores Gerardo Bocco y Alfredo Cuarón del Instituto de Ecología de Morelia, así como al Dr. Kendrick de la Universidad del Occidente de Australia y al Biol. Eduardo Mendoza del Instituto de Ecología por la importante asesoría en la parte de percepción remota. Así mismo deseo agradecer a la Geógrafa María Elena del Instituto de Geografía por su invaluable ayuda para orientar y optimizar el manejo de imágenes de satélite, al M. en C. Francisco López del Laboratorio de Edafología de la FES-Iztacala por su asesoría en la parte de fotointerpretación y al Dr. Victor Hugo Toledo por su ayuda en la determinación de un espécimen entomológico.

También deseo agradecer al personal del herbario del Instituto de Biología por su colaboración en la identificación del material de herbario y la ayuda de mis compañeros y amigos en el trabajo de campo: Gabriel Gutiérrez, Juan Martínez, Oscar Hernández. A Pedro Ramírez y Francisco Ramos (no olvidaré aquel intento por ponerle gasolina al tanque de la camioneta), gracias por su gran ayuda, a Alejandro Granados y Pablo Hernández por su valiosa ayuda, así como a Lilia y Mari Paz de la oficina de posgrado, por facilitarnos la vida.

Agradezco al M. en C. Enrique Portilla y su equipo de trabajo, de la Universidad Veracruzana, por las facilidades de hospedaje en Alvarado (una gran ayuda) y su valiosa ayuda para resolver algunas dudas. Gracias a Checo por su participación profesional como guía en el trabajo de campo y la hospitalidad de los Sres. Zamudio.

Gracias a mis compañeros de la DTEP de la CONABIO, por su ayuda y motivación en la última parte del trabajo, que es cuando más se necesita.

Finalmente, un agradecimiento muy especial, es para Gabriel, por su constante motivación y apoyo no sólo durante el trabajo de campo y a lo largo de todo el desarrollo del trabajo, sino por la dosis que le infunde a cada día: gracias GABO, CAMBIO Y FUERA.

DEDICATORIA

Este trabajo esta dedicado a todas aquellas personas que me han brindado el apoyo necesario para llevar a buen termino un objetivo más. Especialmente para aquellas que han estado mas cerca de mi; ***mi familia:***
Padres, hermanos y Gabriel.
Para ellos todo mi amor y agradecimiento.

La ignorancia facilita la tarea de deslindar responsabilidades por el descenso de la biodiversidad.

*El Planeta Azul es el hogar de una impresionante gama de formas de vida, sin embargo poco a poco se vuelve menos hospitalario para muchas especies, incluso para *Homo sapiens...**

Resumen

Los manglares constituyen uno de los ecosistemas más productivos de la Tierra. Están formados por halófitas facultativas que tienen una gran diversidad de funciones ambientales primordiales. Sin embargo, en años recientes su distribución a nivel mundial se ha visto disminuida por diversas actividades humanas. Este trabajo tuvo como objetivos evaluar la estructura de un bosque de manglar tanto en árboles adultos como en la composición de plántulas, detectar las especies que se extraen en mayor proporción, además de obtener el cambio de cobertura de suelo usando técnicas de percepción remota. El estudio se desarrolló en la localidad de Alvarado en el Golfo de México ya que esta zona se caracteriza por su alta productividad pesquera, aunado a una alta diversidad de ambientes y por consecuencia de especies y ha sido reconocido como un área de gran importancia para la conservación de aves. Para evaluar la estructura se realizaron 15 transectos tipo Gentry (1000 m²), observando altura, DBH, árboles extraídos por corte y plántulas; para obtener valores de densidad, frecuencia y dominancia. La especie con mayor valor de importancia en el sistema fue *Avicennia germinans* (129.58) en la cual se registró una altura promedio de 10.5 m, en *Rhizophora mangle* de 8.2 y en *Laguncularia racemosa* de 7.7. Existen, en promedio, 956 árboles de diámetro superior a 2.5 cm, con una área basal de 30.4 m² por hectárea; al menos cinco sitios presentaron un número superior a 2000 plántulas.ha⁻¹ y se observó que tanto *L. racemosa* como *R. mangle* presentaron el mayor número de plántulas. Se registró una extracción inferior a 100 árboles.ha⁻¹ (tres sitios >150), principalmente cuando tienen un diámetro entre 5 y 10 cm. Aunque los árboles con diámetros superiores a 10 cm también se extraen en gran proporción, la especie que se corta con más frecuencia es *A. germinans*, seguida de *L. racemosa*. El uso que se le da a esta madera es principalmente para construcción de viviendas rústicas, cercas y como tutor de tomate. Tanto los valores de densidad relativa como los de dominancia fueron mayores para *A. germinans*. El índice de complejidad estructural fue de 6. Para evaluar el cambio de cobertura del manglar en el tiempo, se utilizaron 8 juegos de fotografías aéreas en un intervalo de 21 años (1974-1995) y dos imágenes de satélite Landsat MSS y Landsat TM, de 1973 y 2000 respectivamente, que fueron analizadas usando el programa ILWIS. Se determinó un área inicial (1973) de 19,991 ha de manglar y para el año 2000 fue de 13,045, lo que resulta en una tasa anual de deforestación del 1.56%. Se puede concluir que, aunque en la zona se dan algunas actividades compatibles con el ambiente, como encierros pesqueros rústicos y desarrollo de la industria apícola, los manglares de Alvarado están en un franco proceso de conversión a pastizales frecuentemente utilizados para ganadería, con las respectivas consecuencias de degradación de ese ecosistema. Este paulatino deterioro del ecosistema de manglar podría tener repercusiones muy importantes para el sector pesquero, por lo que las medidas de restauración y conservación de este ecosistema no pueden postergarse.

1. INTRODUCCION

Los manglares son una de las formaciones vegetales más comunes del trópico, que entre los 25°N y 25°S colonizan al menos el 75% del total de la línea costera (Day *et al.* 1987, Osborne 2000). Sin embargo todos ellos representan tan sólo el 1% (100,000 km²) del área de bosques tropicales (Fromard *et al.* 1998).

El manglar, en su ubicación en la interfase mar-tierra es un sistema susceptible al movimiento y flujo de la marea, así como a la escorrentía de agua desde tierra firme. El resultado de este proceso es una continua renovación de suelo y nutrientes aunado a la exportación de grandes cantidades de materia orgánica a los ecosistemas adyacentes (Taylor 1989).

Las interacciones tróficas entre los manglares y el ecosistema marino costero pueden ser caracterizadas por la biomasa y la alta productividad en estos sitios (Fromard *et al.* 1998). Este tipo de ecosistema constituye la vegetación típica de los sistemas lagunares, y un invaluable hábitat, así como fuente de recursos para un sinnúmero de organismos y actividades humanas, ampliamente descritos por diversos autores (Lugo y Snedaker 1974, Odum *et al.* 1982, Hamilton y Snedaker 1984, Flores-Verdugo 1989, Lartigue 1994, Bandaranayake 1998, Barbier y Strand 1998, Tovilla 1998, Janssen y Padilla 1999).

Las razones anteriores resultan suficientes para justificar la conservación de los manglares; sin embargo aún son escasas las medidas de protección y vigilancia para éstos en la mayoría de los países. Durante años se ha reconocido por parte de los gobiernos, los pobladores locales y los científicos que se abocan al estudio de las comunidades de manglar, la utilidad e importancia biológica y socioeconómica de este tipo de hábitat; no obstante las presiones antropogénicas tienden a reducir constantemente, a tasas aceleradas de deforestación, el hábitat de los bosques de manglar a nivel global y han sido causas directas de la destrucción de las comunidades de mangle (Patterson 1982, Jiménez *et al.* 1985, Nurkin 1994, Ellison y Farnsworth 1996, Farnsworth y Ellison 1997, Ramírez-García *et al.* 1998).

Dentro de las principales causas que intervienen en la fragmentación del manglar se encuentran: la reclamación para expansión de poblados, agricultura, turismo y acuacultura; aunados a la tala artesanal o comercial y depósito de aguas residuales, aceite y otros contaminantes, además de desechos sólidos (Saenger *et al.* 1983). Por otra parte, la deforestación desmedida, escorrentía de pesticidas, sobrecarga de contaminantes y sedimentación excesiva originada por dragado o uso de tierras arriba,

pueden provocar serias pérdidas en la extensión del ecosistema de manglar, e incluso alterar sus procesos biológicos (Taylor 1989, Fondo y Martens 1998).

El ecosistema de manglar puede ser considerado como un sistema dinámico y existen evidencias geológicas y contemporáneas de que los manglares se pueden extender o contraer rápidamente, presentando fluctuaciones espaciales y temporales en respuesta a cambios regionales climáticos y topográficos. A su vez, este hábitat puede resultar fácilmente afectado por estrés relacionado con actividades antropogénicas o por procesos naturales (Roth 1992, Field 1995, Farnsworth 1998, Elster *et al.* 1999). En este sentido una de las actividades humanas más perjudiciales ha sido la construcción de caminos y carreteras que afectan de forma importante el patrón de circulación hidrológico del manglar (Patterson 1982, Farnsworth y Ellison 1997, Rasolofoharinoro *et al.* 1998).

Con respecto a la diversidad florística de este ecosistema, en el ámbito mundial existen 54 especies que se conocen como mangles: 34 de ellas son mangles estrictos o verdaderos (Tomlinson 1986). La riqueza de especies de manglares se incrementa globalmente de este a oeste (Farnsworth y Ellison 1997). Del total de estas especies, tan solo cuatro se encuentran distribuidas en México: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) (Miranda y Hernández 1963, Flores-Verdugo 1989, Lot y Novelo 1990, Solís-Weiss 1990, Rzedowski 1994, Lot *et al.* 1998, Pennington y Sarukhán 1998), aunque se reportó la presencia de *R. harrisonii*, en la costa del estado de Chiapas (Rico-Gray 1981), pero no se le ha vuelto a registrar, no obstante, esta especie es considerada como un híbrido entre *R. mangle* y *R. racemosa* (Tomlinson 1986).

En el ecosistema de manglar se desarrollan diversos procesos físicos y biológicos. Un proceso que resulta interesante en este tipo de hábitat es el incremento de sedimento en la zona costera, ya que este proceso genera nuevos sustratos para la expansión potencial de los bosques de manglar existentes (Cahoon y Lynch 1997, Terrados *et al.* 1997, Panapitukkul *et al.* 1998, Saad *et al.* 1999). Este proceso ha sido comprobado y se han obtenido evidencias de que la colonización natural del manglar puede ser un proceso rápido si los propágulos de las especies pioneras se establecen exitosamente en estos sitios, esto puede ser una alternativa de manejo para promover la colonización natural de estos bosques (Panapitukkul *et al.* 1998), debido a que la propagación vegetativa es poco común en manglares (Tomlinson 1986).

2. MARCO TEORICO

2.1. Panorama global del estado de conservación del ecosistema de manglar

Los manglares son ecosistemas que se conocen desde el siglo III a.C., como lo atestiguan los escritos del filósofo griego Erastótenes, quien los describe como árboles con raíces como zancos, formando arquerías que se elevan por encima del agua (Blasco 1991).

La población humana ha sido residente de los manglares por muchos siglos; la zona costera es el centro de desarrollo de entre el 65% y 75% de los seres humanos. Sin embargo el poco control de las actividades que aquí se desarrollan está llevando a la alteración y destrucción de este ecosistema (Lugo y Snedaker 1974, Pinder y Witherick 1990, Bridgewater y Cresswell 1999, Hsiang 2000).

Existen diferentes tipos y causas de alteración de los humedales¹, los cuales se pueden agrupar en tres rubros (Gosselink y Maltby 1990):

- a) Físicos: Cambios en la topografía y en la elevación de la hidrología local o regional.
- b) Químicos: Cambios en los niveles de nutrientes, sustancias tóxicas o contaminantes, en pH y temperatura
- c) Biológicos: Cambios en biomasa y en la composición de la comunidad a través de desmonte de áreas y tala selectiva

El crecimiento poblacional es la causa más grande de destrucción y degradación de los manglares. La disminución de los hábitat naturales y la fragmentación de los mismos, son dos de las principales amenazas para la biodiversidad mundial. Los bosques de manglar son uno de los hábitat costeros más amenazados del mundo con más de la mitad del área original con alto grado de impacto, especialmente en los países en desarrollo de las regiones tropicales, como Tailandia y Filipinas (Panier 1979, Jin-Eong 1995, Field *et al.* 1998, Kali y Jones 1998, Bridgewater y Cresswell 1999).

Las presiones antropogénicas están reduciendo la distribución global de los manglares y extensas áreas han sido destruidas directamente o como resultado de diversas actividades. En todo el mundo han sido documentados exhaustivamente o demostrados experimentalmente los complejos impactos bióticos sobre el crecimiento de

¹ La Convención Internacional sobre Humedales Ramsar, define un humedal como aquellas superficies cubiertas de agua de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros. Dentro de esta definición también están considerandos los manglares.

las plantas de manglar, estructura del bosque y productividad del ecosistema y se ha podido constatar que ciertos tipos de manglar pueden ser particularmente sensibles a distintas presiones externas como derrames de petróleo, eutroficación, aguas de desecho, cambios en la tabla de agua, crecimiento de los asentamientos y la consecuente urbanización así como el desarrollo de actividades de acuacultura y salineras (Lewis 1983, Saenger *et al.* 1983, Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1992, Baskin 1997, Farnsworth y Ellison 1997, Field 1999, Elster 2000).

Aunado a esto, existe también una importante presión hacia estas zonas por el interés de establecer servicios turísticos como marinas, puertos y carreteras entre otros; esto ha traído consigo la destrucción significativa de extensas áreas de manglar (Saenger *et al.* 1983). Existen diversos estudios en los que se han evaluado los efectos ecológicos, como la invasión de especies y fragmentación del hábitat, generados por la construcción de caminos y carreteras sobre el hábitat de manglar y su influencia en el flujo hidrológico (Patterson 1982, Forman y Alexander 1998).

En años recientes, la velocidad y variedad de influencias humanas sobre los bosques de manglar se han incrementado hasta el punto que una gran proporción de los manglares del mundo están amenazados con la destrucción. Se puede hacer mención de un estudio realizado por Farnsworth y Ellison (1997), quienes en 38 bosques de manglar de 16 países, identificaron las principales y más comunes amenazas del desmonte y reclamación de este tipo de hábitat; ellos encontraron que cinco de estos sitios eran reclamados para expansión urbana, seis para agricultura y acuacultura y diez para desarrollos turísticos. Asimismo, observaron que la mayoría de los manglares que son reclamados para la agricultura, son abandonados rápidamente como resultado de la baja producción debida principalmente a las condiciones ácidas del suelo de la mayoría de los manglares (Jin-Eong 1995).

La degradación del ecosistema de manglar ha sido el resultado de diversas actividades humanas. No obstante cada ejemplo de destrucción tiene como característica común: la ignorancia del valor que representa el bosque de manglar. Las decisiones que favorecen la conversión de los manglares se dan frecuentemente porque el valor de los manglares es ignorado o es considerado inferior al valor de otros usos del suelo, lo cual resulta en la conversión de estas áreas en alternativas no sustentables como la agricultura y la acuacultura extensiva (por los bajos rendimientos en la primera o problemas que surgen en el manejo de la segunda) (Saenger *et al.* 1983, Field 1999).

Entre las principales causas de la degradación del manglar también ha sido distinguida la sobreexplotación por usos tradicionales, a la que frecuentemente no se le da importancia real (Saenger 1983). Ellison y Farnsworth (1996) consideran que la extracción selectiva a pequeña escala tiene poco efecto a nivel del ecosistema, pero que la regeneración es lenta debido a la acidificación del suelo. En este sentido Pinder y Witherick (1990) realizaron un estudio muy completo sobre las presiones sobre los ecosistemas de humedales y dentro de ellos los manglares, concluyen que la industrialización costera y la urbanización son de las más importantes.

Asimismo, se ha identificado el desarrollo de la acuicultura, como una de las principales amenazas para los manglares en un futuro cercano y que actualmente afecta la extensión del ecosistema de manglar a nivel global, pero principalmente en el sureste de Asia y en Latinoamérica (Gosselink y Maltby 1990, Rasowo 1992, Lartigue 1994, Semesi 1998, Janssen y Padilla 1999). Gran parte de esta destrucción ha sido el resultado de la alta demanda de los productos generados en estas industrias, en los mercados de Europa Occidental, Japón y Estados Unidos (Rasowo 1992).

El área cubierta por manglar en el sureste de Asia, que representa aproximadamente el 30% del área total mundial de manglares (Jin-Eong 1995), está siendo mermada rápidamente, ya que en esta región existen fuertes presiones para el cambio de áreas de manglar por zonas agrícolas y pozas de acuicultura (Saenger *et al.* 1983, Sasekumar y Chong 1998). En algunos países como Filipinas, se ha reportado que aproximadamente el 70% de los manglares han sido transformados en pozas acuícolas; el decremento de 450,000 hectáreas en 1920 a 132,500 en 1990 ha sido acompañado en forma importante por la construcción de este tipo de "desarrollos" (Blasco 1991, Primavera 1995). Para este mismo país, Janssen y Padilla (1999) mencionan que el área original era de 500,000 hectáreas, se redujo a 288,000 en 1970 y para 1993 este ecosistema ya sólo contaba con 123,400. En este sentido, Nurkin (1994) reporta que en 1965 existían 110,000 hectáreas de manglar en Sulawesi, Indonesia y que ya en 1994 aproximadamente 80,000 ha de esa área habían sido transformadas para acuicultura (*tambak culture*).

Esta conversión a gran escala de los manglares puede eventualmente ser perjudicial incluso para la misma industria de la acuicultura, ya que en las costas bordeadas por manglares se encuentran además de las poblaciones nativas, numerosos organismos en etapas juveniles que pasan una parte de su vida en este ecosistema. En este sentido, la acuicultura de tipo intensivo no solo tienen como consecuencia la disminución del área

de manglar, sino que traen consigo importantes efectos ecológicos y socioeconómicos, tales como la contaminación de las aguas costeras y declive de otras poblaciones naturales de importancia alimenticia para los pobladores locales (D'Croze y Kwiecinski 1980, Flores-Verdugo 1989, Uncles *et al.* 1992, Primavera 1995, Ellison y Farnsworth 1996, Farnsworth y Ellison 1997).

Ha sido demostrado científicamente que existe una correlación estadística directa entre la cantidad de costas bordeadas por manglares y la producción pesquera. La disminución de estos bosques inmediatamente se transforma en pérdidas en la producción pesquera de la región, aunado a ello, la riqueza de especies en ecosistemas cercanos al manglar como pastos marinos y corales también puede declinar. (D'Croze y Kwiecinski 1980, Primavera 1995, Farnsworth y Ellison 1997, Kali y Jones 1998, Bridgewater y Cresswell 1999, Janssen y Padilla 1999, Yañez-Arancibia *et al.* 1999).

Barbier y Strand (1998) presentan un modelo en el cual se asume que una disminución en el área de manglar interactúa directamente con la capacidad de carga del sistema, por lo que su degradación constituye un desequilibrio en el esfuerzo pesquero. Estos hallazgos han ganado algunas protecciones legales para el ecosistema de manglar, en algunos países como Estados Unidos y demuestran que el conocimiento preciso del funcionamiento de estos complejos bosques puede ayudar a moderar la explotación destructiva que ahora se lleva a cabo (Baskin 1997).

Calder *et al.* (1974) mencionan que el 94% de los rendimientos camaroneros dependen de la capacidad de albergue y alimentación en los estuarios y manglares. En consecuencia, ningún programa de administración racional de los recursos camaroneros puede ser exitoso si no se mantienen los manglares y los estuarios como sitios de crianza natural de los juveniles. Aunado a esto, una observación que hacen Boyd y Clay (1998) es que no hay excusas para ubicar los estanques de acuicultura en los bosques de manglar, ni siquiera en humedales de marea, ya que estas tierras no son adecuadas para la acuicultura intensiva de peneidos y resultan altamente vulnerables a las tormentas costeras.

Las actividades de acuicultura por lo general sólo benefician a un pequeño sector de la población y frecuentemente no se trata de los residentes locales, quienes no solo se ven afectados de esta forma, sino que además ya no pueden hacer uso de los recursos pesqueros con libertad. Ecuador es un claro ejemplo de esta situación (Lartigue 1994). En este país existían 40,000 hectáreas dedicadas a la camaronicultura, construidas dentro de

los manglares y en menos de una década esta extensión se triplicó (Blasco 1991, Baskin 1997). En este mismo país, se han realizado constantes denuncias de tala de manglar, pero sólo muy pocas de ellas han sido investigadas, los camaroneros obtienen una licencia o concesión, muchas veces, a cambio de unos pocos dólares y de forma ilegal talan y queman el manglar para construir los estanques de cría. Los vigilantes armados, contratados por las camaroneras, no dudan en disparar e impiden el libre paso por estas zonas a miembros de las poblaciones locales que van a buscar moluscos a los manglares. La industria camaronera ejerce un fuerte control en este país.

Finalmente con respecto a este punto, existe una clara indicación de que las actividades de acuicultura pueden existir en armonía con los ecosistemas de manglar cuando son utilizados métodos "*manglar-amigables*". Es decir, algunos tipos de actividades de acuicultura pueden ser practicadas en las áreas de manglar con bajos efectos adversos. Los corrales, jaulas, balsas y cultivo en bandejas, son buenas alternativas de cultivos en los manglares; sin embargo estos métodos requieren investigación biológica y tecnológica (Rasowo 1992).

Los manglares también juegan un papel fundamental en la reducción de la energía de las olas; sin embargo en algunos países como Malasia cerca del 30% de su línea costera esta sometida a erosión debida a un mal manejo del manglar (Othman 1994). La diversidad de fauna en los manglares de Malasia, representa el 30% del área total de manglares en Asia. Sin embargo esta área esta siendo devastada rápidamente como resultado de actividades humanas, incluyendo la tala y la acuicultura (Sasekumar y Chong 1998).

Gosselink y Maltby (1990) mencionan como las principales implicaciones de la disminución de los humedales (entre ellos los manglares): inundaciones regionales, deficiencias en el suministro de alimento en la cadena alimenticia, disminución de las reservas de diversidad genética y vida silvestre, en la producción y depósito de sulfatos y nitratos en el ciclo del carbono. La remoción extensiva de los árboles de manglar en un área pueden tener un impacto significativo sobre las comunidades bentónicas de animales, debido principalmente a la alteración de la dinámica de nutrientes (Strömberg *et al.* 1998). Skole (1994) presenta un estudio muy completo sobre las implicaciones de la deforestación y su evaluación.

En la Carta mundial para la Naturaleza generada por la Asamblea General de las Naciones Unidas de 1982, se realizó un planteamiento general de las funciones de los

manglares, de su situación actual, de conservación y de acciones a seguir para recuperar y evitar la degradación de estos ecosistemas. Algunas de las medidas que se consideraron importantes fueron: conocer los componentes biológicos y las características físicas del área por medio de inventarios, mapas y colección de datos físicos y biológicos, entendimiento nacional e internacional de que los manglares son un reservorio genético, reconocer la dependencia que existe de las comunidades indígenas a estos ecosistemas y la necesidad de establecer leyes efectivas nacionales e internacionales que promuevan su protección y conservación

Ellison y Farnsworth (1996), mencionan que existen 11 tratados internacionales que pueden ser aplicados para conservar o utilizar los ecosistemas de manglar de manera sostenible

1. NPWP (1940): Convention on Nature Protection and Wildlife Preservation in the Western Hemisphere.
2. RAMSAR (1971): Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat.
3. WCNH (1972): Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage.
4. MPD (1972): Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter
5. CITES (1973): Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora
6. MARPOL (1973): International Convention for the Prevention of Pollution from Ships
7. LOS (1982): United Nations Convention on the Law of the Sea.
8. ITTA (1983): International Tropical Timber Agreement
9. CAR (1983): Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region.
10. HAZ (1989): Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal.
11. BIO (1992): Convention on Biological Diversity.

Yañez-Arancibia *et al.* (1999) indican que el deterioro global de los manglares se debe principalmente a:

- La inapropiada legislación de la propiedad y uso de los recursos naturales.
- El inadecuado financiamiento del mercado, que no refleja el valor de los servicios ambientales de los manglares ni su precio real.
- La conversión no controlada del manglar por cambios en la organización del tipo de vida de las comunidades costeras; cambios temporales en la actividad económica alternando entre pescador, campesino y artesano.
- La centralización de las decisiones políticas sobre las áreas de manglar en los acuerdos económicos nacionales e internacionales
- Poco impacto de los resultados científicos y su disponibilidad en términos prácticos para los usuarios del sector oficial.

Las características de conservación o deterioro de un ecosistema de manglar son el resultado de procesos naturales o antropogénicos. Dentro de los primeros podemos mencionar el aumento en el nivel del mar y erosión costera, hipersalinidad, ciclones tropicales y tsunamis (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1992). Todos estos factores deben ser considerados en la generación de programas de conservación.

Finalmente, cabe señalar que existe una urgente necesidad de restaurar los ecosistemas de manglar, por razones económicas, sociales y de conservación y que todas las personas interesadas deben tener la oportunidad de participar individual o colectivamente en la toma de decisiones que directamente conciernen a la conservación y uso racional de los ecosistemas de manglar (Saenger *et al.* 1983, Field 1999). Asimismo, la valoración y evaluación de la conservación de manglares con respecto a riqueza y rareza de especies además de su representatividad es prioritario (Yipp *et al.* 1995).

Cabe mencionar que uno de los trabajos más recientes y detallados sobre la biología de los manglares y los procesos biológicos y antropogénicos que los afectan, es el realizado por Hogarth en 1999.

2.2. Tasas de deforestación en manglares

Los tres países con mayor distribución de ecosistema de manglar son: Brasil (25,000 km²), Indonesia (21,000 km²) y Australia (11,000 km²). Estos tres países poseen en conjunto el 50% de la superficie total mundial de manglares (Blasco 1991). No obstante, la superficie que cubre el ecosistema de manglar en todo el mundo, no está bien definida, (Tabla 1), por lo tanto no queda clara la magnitud del problema de deforestación que enfrentan los manglares a nivel mundial, en términos numéricos.

Tabla 1. Distintas áreas de manglar a nivel mundial, sugeridas por diversos autores.

Superficie de manglar mundial km ²	Fuente
100,000	Blasco 1991, Fromard <i>et al.</i> 1998
150,000	Saenger 1983
162,210	Saenger <i>et al.</i> 1983
170,000	Field 1999
180,000	Simberloff 2000
181,500	Semesi 1998

Las tasas de deforestación en el ecosistema de manglar varían de un país a otro e incluso son distintas en un mismo país dependiendo de la zona. Kali y Jones (1998) mencionan que las áreas de manglar han sido reducidas entre un 20 y un 75% en muchos países en desarrollo, como en el norte del océano Índico, sureste de Asia y el Caribe.

Para la zona de Maputo en Mozambique, Semesi (1998) reporta una tasa de deforestación del 15.5%, debido a la inmigración de la población humana hacia las zonas costeras. En Kunduchi, Tanzania, el 60% de los manglares ha sido deforestado y en Kenia el 7% ha sido cambiado por acuicultura (Semesi 1998). En algunos países la disminución de los manglares ha sido dramática, Baskin (1997) menciona que en Filipinas se han reducido hasta en un 80%, en Tailandia e Indonesia 50% y 32% en Malasia.

Ellison y Farnsworth (1996), encontraron que el petróleo es el principal contaminante de los manglares del Caribe y que la tasa de deforestación anual es mayor en tierra firme (1.7%) que en las islas (0.2%).

Los bosques de manglar en América, tienen una extensa cobertura. Con respecto a la extensión que este tipo de hábitat ocupa en el territorio mexicano, tampoco existen cifras concretas y estas varían considerablemente (Tabla 2). Cualquiera de estas cifras ubicaría a nuestro país en el segundo o tercer lugar de países de América con extensión de manglar, solo debajo de Brasil (10,123 km²) y abajo o arriba de Cuba (5297 km²). Esta discordancia en las cifras proporcionadas para el área cubierta por manglares en el país, provoca por ende el desconocimiento de las dimensiones de la deforestación de este ecosistema

Tabla 2. Muestra las distintas áreas de manglar a nivel nacional, sugeridas por diversos autores.

Superficie de manglar en México km ²	Fuente
3,955	Vázquez-Yanes <i>et al.</i> 1999
4,232	Zarate <i>et al.</i> 1999
4,880	Suman 1994
5,246	Yañez-Arancibia 1999
6,600	Saenger 1983, Blasco 1984, Hamilton y Snedaker 1984 y Flores-Verdugo 1989.
7,215	Inventario Nacional Forestal de 1994 (SARH- UNAM 1994)

Una de las áreas más extensas de manglar en México, se encuentra en la planicie costera de Nayarit, en el complejo lagunar Teacapán-Agua Brava, Marismas Nacionales-Mezcaltitán: son los manglares más extensos del país y representan el 17% de los manglares de México (de la Lanza *et al.* 1996).

En México se ha reducido una tercera parte de los manglares en menos de tres décadas (Simberloff 2000). Las estimaciones de deforestación de las áreas de manglar son deficientes; se reconoce que en muchos países entre el 25% y 100% de la cobertura de manglar ha sido destruida en los últimos 25 años. Para México se reporta que de los 15000 km² originales, más del 60% ha sido deforestada por obras de infraestructura industrial en los últimos 30 años (Yañez-Arancibia y Lara-Domínguez 1999, Yañez-Arancibia *et al.* 1999).

Vázquez-Yanes *et al.* (1999) mencionan que en un intervalo de 14 años el área de manglar en México se redujo de 8929 a 3955 km² y que las comunidades de manglar presentan las tasas de deforestación más altas del país (7.93%), cuatro veces más alto que el promedio anual nacional (1.29%) para diversos tipos de comunidades. En particular la costa del Golfo de México es considerada como una de las zonas con mayor tasa de pérdida y donde la fragmentación es más acentuada. Sin embargo, pese a la acelerada pérdida de bosques de manglar aún quedan áreas importantes con algún tipo de manglar en cada una de las 123 lagunas costeras del país. No obstante, existen pocos trabajos en los que se evalúe la deforestación de los manglares mexicanos; uno de ellos es el de Ramírez-García *et al.* (1998) quienes reportan una tasa de deforestación del 1.4% en un manglar de Nayarit. En la tabla 3, se muestran algunos estudios sobre evaluación de deforestación en manglares de México.

Tabla 3. Muestra distintas evaluaciones de deforestación de manglares en México.

* El autor original no lo presenta, se obtuvo con la misma fórmula empleada en este trabajo.

Sitio	Area inicial (ha)	Area final (ha)	Periodo	Tasa de deforestación (%)	Autor
Laguna de Términos, Campeche	86000	83500	1980-1991	0.27*	Barbier y Strand 1998
Planicie costera nayarita		108113	-1993		De la Lanza <i>et al.</i> (1996)
Sistema lagunar Huizache-Caimanero Sinaloa,	2310	1250	1973-1997	2.53*	Ruiz-Luna y Berlanga-Robles 1999
Río Santiago, Nayarit	1065	724	1970-1993	1.4	(Ramírez-García <i>et al.</i> 1998)

Al revisar la información de algunas de las diferentes fuentes, se aprecia la ausencia de una metodología en el proceso de evaluación espacial de la cobertura forestal y el ocultamiento de los procesos de muestreo de campo así como la inconsistencia metodológica, que consiste en no agotar todas las fuentes originales de información, fotografía aérea (de varios años y recientes), imágenes de satélite (multitemporales y de diferentes satélites), así como de cartografía y videografía; además se nota la ausencia de información con respecto a los procesos de restitución e interpretación fotogramétrica.

2.3. Técnicas de percepción remota en la evaluación de los recursos naturales

La pérdida de la diversidad biológica es sin duda alguna en gran parte el resultado de un proceso denominado deforestación. El cambio de uso de suelo o simplemente el cambio de la cubierta vegetal natural es uno de los problemas que en la actualidad acentúan la pérdida de la diversidad tanto biológica que resulta ser la más evidente, así como también la diversidad paisajística; en este sentido se han realizado en los últimos 20 años diversos estudios que intentan evaluar esta disminución de cubierta en distintos ecosistemas y por distintos métodos (Sader *et al.* 1988). Los sensores remotos (Landsat TM) han sido usados exitosamente para la cuantificar disminución de manglares en la India, Ecuador y Tailandia (Farnsworth y Ellison 1997).

La percepción remota constituye un conjunto de técnicas que permiten la obtención de información de objetos sin necesidad de establecer contacto físico con ellos. Los sensores remotos son un medio no intrusivo para monitorear las características del ambiente (Sabins 1987, Lillesand y Kiefer 1994, Dale *et al.* 1996).

Desde el comienzo de su desarrollo se ha evaluado la gran utilidad que tienen estas técnicas en la evaluación de los recursos naturales y distintos investigadores hacen énfasis en la conveniencia de utilizarlos en ecosistemas de manglar (Pinder y Witherick 1990, Nurkin 1994, Skole 1994, Blasco *et al.* 1996, Field *et al.* 1998, Snedaker 1999, Simberloff 2000). La forma original de la percepción remota la constituye la fotografía aérea; sin embargo es a partir del inicio de la era espacial a principios de la década de los sesentas, que se relaciona más esta herramienta con el uso de imágenes obtenidas a partir de sensores transportados en plataformas espaciales; fue en este periodo cuando esta serie de técnicas aún incipientes, adquirió formalmente la definición de percepción remota. El año de 1972 marca el inicio del uso de los satélites con fines de cartografía y evaluación de los recursos naturales (Lira 1995, Chuvieco 1990, Turner 2001).

El Mapeador Temático (TM) es un sensor altamente avanzado que incluye la adquisición de los datos en siete bandas en lugar de cuatro como el Multispectral Scanner (MSS) y en 256 niveles de grises en lugar de 64 (MSS). Los datos TM son recolectados usando una resolución de 30 m. Una diferencia importante entre la TM y la MSS es el número de detectores usados para las diferentes bandas del sensor, el MSS usa 24 en total y el TM 100 (Lillesand y Kiefer 1994).

Como ya se mencionó, los sensores TM recolectan datos en siete bandas distintas que representan frecuencias del espectro de luz visible (TM1 azul, TM2 verde y TM3 rojo) y del no visible (TM4 cercano infrarrojo, TM5 infrarrojo medio, TM6 térmica y TM7 infrarrojo lejano) en una resolución espacial de 30 m (Muldavín *et al.* 2001).

Los distintos elementos presentes sobre la superficie de la Tierra tienen modos particulares en los cuales reflejan o emiten energía, por lo que en teoría, al interpretar debidamente estos patrones de emisión y/o reflexión en distintas regiones del espectro electromagnético, se podría discernir una cantidad importante de los componentes del paisaje. Al patrón característico de interacción de un objeto con la energía electromagnética se le conoce como *firma espectral* (Richards 1986).

Es importante considerar que la estación, los efectos atmosféricos y la calibración del sensor pueden causar diferencias entre las imágenes obtenidas. Por ejemplo, debido a la influencia de la atmósfera hay porciones del espectro que son más difíciles de registrar por los sensores, ya que experimentan una mayor dispersión y/o absorción por parte de algunos de los componentes de la atmósfera. Las porciones del espectro electromagnético que experimentan un menor grado estos efectos se conocen como *ventanas atmosféricas*.

En general los sensores cuentan con detectores que reciben la energía electromagnética procedente del terreno y la traducen a una señal eléctrica que varía en proporción a la cantidad de fotones recibidos; posteriormente esta señal es amplificada y grabada en una cinta magnética para su posterior reproducción en forma de imagen (Sabins 1987).

Los dos principales componentes de un sensor son su resolución espacial y espectral. La resolución espacial es definida como la característica más pequeña que puede ser "vista" por el sensor. El intervalo y número de bandas dentro del espectro, en las cuales el sensor puede trabajar se denomina resolución espectral (Goldsmith 1991).

Las imágenes están compuestas por *bandas*, cada una con la información correspondiente a una determinada porción del espectro electromagnético. A su vez, cada banda consiste en una serie de celdas, llamadas *pixeles* (abreviatura de picture element) las cuales determinan su resolución en pantalla y que están asociadas a la resolución espacial del sensor; este tipo de archivo se conoce como *raster*. Cada pixel tiene un valor, denominado *nivel digital del pixel*, que es función del valor promedio de radiancia registrado por el sensor para una porción del terreno correspondiente a la resolución espacial del mismo.

La medida de la reflectancia de un objeto requiere de un sensor, transportado o soportado en una plataforma. El tipo de sensor y la plataforma determina el tipo de información que puede ser reconocida (Goldsmith 1991).

En la figura 1 se ilustra esquemáticamente el proceso general y los elementos que participan en las fuentes electromagnéticas terrestres de los sensores remotos. Los dos procesos básicos involucrados son La adquisición de los datos y el análisis de los mismos (Lillesand y Kiefer 1994).

Los elementos del proceso de *adquisición* (a-f) y *análisis* (g-i) de los datos involucra (Figura 1):

- a) Fuentes de energía
- b) Propagación de esta energía a través de la atmósfera
- c) Las interacciones de la energía con las características de la superficie terrestre
- d) Retransmisión de la energía a través de la atmósfera
- e) El sensor aerotransportado y/o espaciotransportado
- f) Generación de datos en formato pictorial o digital.
- g) El empleo de otras herramientas como son: mapas de suelo, estadísticas, trabajo de campo, entre los más importantes.
- h) La información hasta aquí generada se presenta en mapas y tablas que pueden estar distribuidas en diferentes capas de información en un Sistema de Información Geográfica (SIG).
- i) Finalmente la información es presentada a los usuarios, quienes la aplican en el proceso de toma de decisiones.

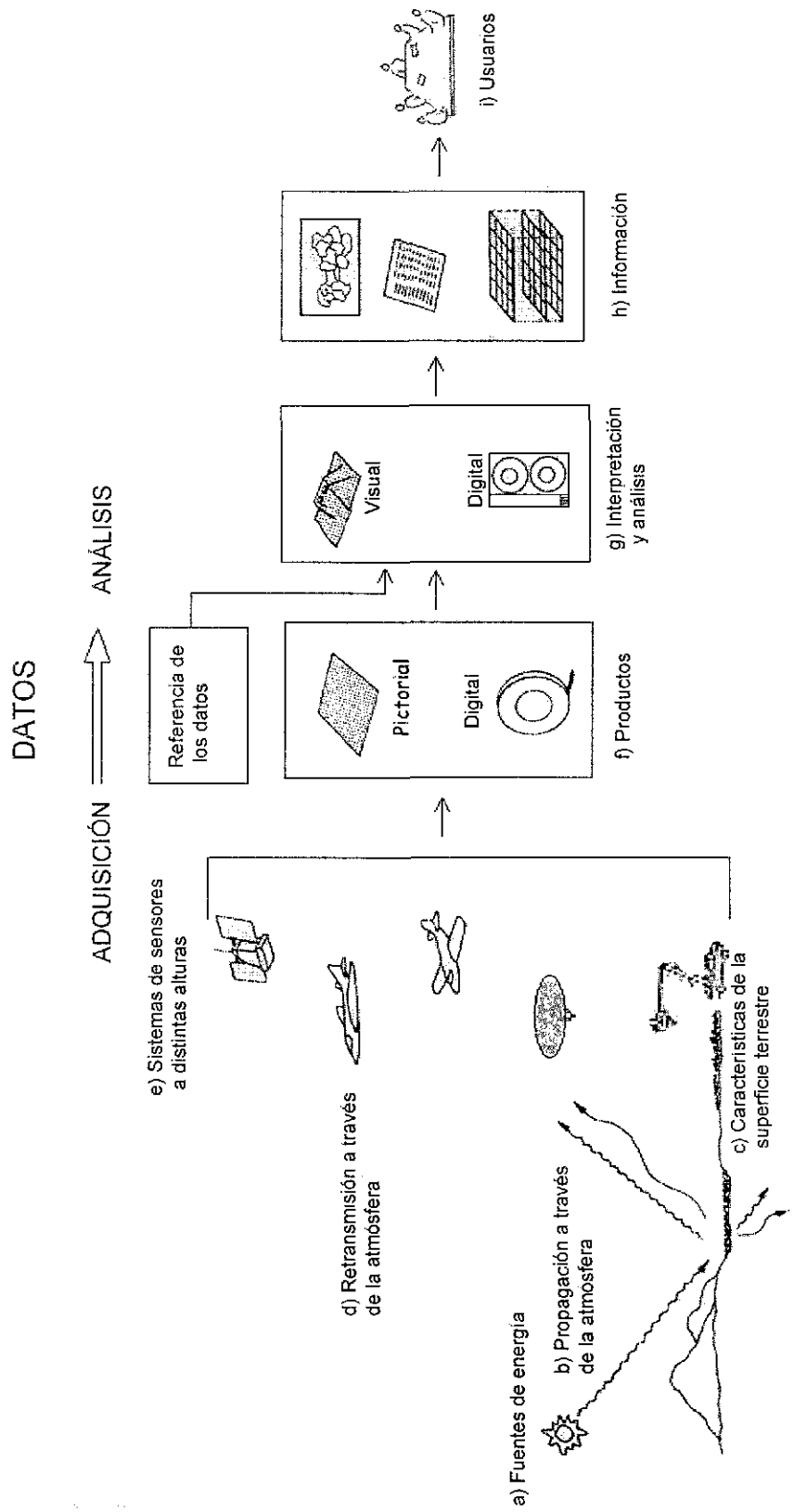


Figura 1. Elementos que participan el proceso general de adquisición y análisis de datos de la superficie terrestre a partir de sensores remotos. (Modificado de Lillesand y Kiefer 1994).

La vegetación absorbe, transmite y refleja la radiación solar. La proporción que es reflejada está determinada principalmente por las características espectrales del dosel de vegetación; la vegetación tiene una firma espectral muy característica. Los manglares frecuentemente crecen en asociaciones discretas (Tomlinson 1986); esto, más la dificultad para ingresar a muchas áreas de manglar, pone a las técnicas aéreas con sensores remotos como uno de los métodos más eficaces para la evaluación de las características cualitativas y cuantitativas de estos ecosistemas (Goldsmith 1991, Aschbacher *et al.* 1995, Green *et al.* 1998).

Con respecto a la reflectancia espectral de la vegetación, la clorofila es fuertemente absorbida entre los 0.45 y 0.67 μm . Esto resulta principalmente de la estructura interna de las hojas de las plantas. Esta estructura es altamente variable entre las diferentes especies, por lo que la medida de reflectancias en este intervalo frecuentemente permiten discriminar entre especies e incluso puede ser empleada para detectar estrés en la vegetación. La disminución en la reflectancia ocurre a los 1.4, 1.9 y 2.7 μm porque el agua de las hojas absorbe fuertemente entre en estas longitudes de onda (Lillesand y Kiefer 1994, Belward 1991). La máxima reflectancia de las plantas en las longitudes de onda visible ocurre en la parte verde del espectro por lo que las plantas se ven verdes, la reflectancia del dosel de la vegetación varía con el crecimiento y desarrollo de las plantas (Belward 1991).

Una gran cantidad de preferencias personales están involucradas en las combinaciones de las bandas, para realizar las evaluaciones y clasificaciones de las imágenes que responden a intereses específicos y diversas combinaciones pueden ser óptimas. Una combinación frecuentemente utilizada para distinguir características urbanas y tipos de vegetación es la 234 (compuesto color infrarrojo) (Lillesand y Kiefer 1994).

Un compuesto de falso color se genera cuando tres bandas de una imagen multiespectral se almacenan en memorias diferentes y se despliegan en la forma de *composición de color* y resulta cuando una de las bandas se despliega en rojo, otra en verde y la última en azul. La composición llamada de *falso color*, simula la imagen obtenida en la película *ektachrome infrarroja de falso color*, que se forma desplegando en el cañón rojo una banda infrarroja, en el verde y el azul las dos visibles correspondientes, como la roja y la verde respectivamente (Ruíz 1988).

Con respecto al material fotográfico y videográfico, se puede decir que la detección de la energía electromagnética puede ser ejecutada fotográfica o electrónicamente. En el proceso de fotografía se utilizan reacciones químicas sobre la superficie de una película sensitiva a la luz que permiten detectar las variaciones energéticas en una escena. Los sistemas fotográficos ofrecen diversas ventajas: son relativamente sencillos, económicos y proveen un alto grado de detalle espacial. Los sensores electrónicos generan una señal eléctrica que corresponde a las variaciones energéticas en la escena original. Un ejemplo familiar de un sensor electrónico es una cámara de video. Sin embargo, considerablemente más complejos y costosos que los sistemas fotográficos, los sensores electrónicos ofrecen la ventaja de un amplio rango de sensibilidad espectral, mejoramiento en el potencial de calibración y la capacidad para transmitir los datos electrónicamente (Lillesand y Kiefer 1994).

Las ventajas de las fotografías aéreas son múltiples: 1) pueden tener una resolución muy alta, dependiendo de la altitud y capacidad del sensor, 2) presentan una alta exactitud geométrica, 3) representan un bajo costo en el análisis ya que se basan en el empleo de un estereoscopio, 4) se pueden ubicar puntos estratégicos, 5) tienen capacidad de detener la acción con registros permanentes, ya que una de las principales ventajas en el empleo de fotografías aéreas es el hecho de que existen registros más antiguos que los obtenidos con otras técnicas, 6) además, se tienen datos históricos, en algunas regiones a partir de 1940, lo que puede ser aprovechado para estudios retrospectivos, 7) amplia sensibilidad espectral, 8) incremento en la resolución espacial y la fidelidad geométrica. Para este tipo de imágenes existen tres principales tipos de película: Pancromático blanco y negro, color normal y falso color infrarrojo. El estudio fotográfico básico constituye una de las formas más sencillas de sensores remotos viables para el investigador ambiental (Goldsmith 1991, Lillesand y Kiefer 1994).

Tanto la fotografía aérea como otras técnicas de sensores remotos pueden proveer de importantes medios por los que se pueden comparar las condiciones presentes y pasadas de un ecosistema. Los datos correlacionados espacial y temporalmente pueden ser usados para observar cambios geográficos específicos para periodos seleccionados (Sader *et al.* 1988).

La resolución espacial o poder de resolución de las fotografías aéreas está influenciado por algunos factores como las características atmosféricas, vibración y movimiento de la nave aérea, poder de resolución de las lentes y también por el poder de

resolución de la película. La combinación de todos estos factores determina la calidad de las imágenes y los resultados (Sabins 1987).

El registro en video es una forma de imagen electrónica. Este sistema involucra el uso de una cinta de video, los formatos más comúnmente usados en la videografía aérea son los Super-VHS y los Hi-8, con una resolución de 400 pixeles por línea. Una de las ventajas del uso de videografía es que su análisis puede ser efectuado inmediatamente después del vuelo. Los costos de adquisición son también muy bajos, y además en la cinta de video pueden ser indicados algunos comentarios verbales sobre las características específicas o localizaciones en sincronía con la imagen.

El método de la fotointerpretación ofrece a las investigaciones en la zona costera componentes indispensables para la evaluación, manejo y uso de los recursos. Ofrece la oportunidad de realizar observaciones sistemáticas en la zona costera para el control del manejo, alteración y degradación de los ecosistemas de manglar (Herz 1999).

Finalmente, cabe mencionar que el empleo de sensores remotos puede abarcar grandes áreas que pueden ser cubiertas contemporáneamente y en particular con imágenes de satélite, en contraste con estudios ecológicos convencionales en campo (Goldsmith 1991, Dale *et al.* 1996). Este tipo de material constituye una contribución sustancial en muchas disciplinas científicas incluyendo la conservación biológica. Son técnicas que nos permiten trabajar a escala local, regional o global y dentro de la conservación biológica se pueden evaluar el grado de fragmentación de un hábitat, el nivel de deforestación, detectar probables zonas para futuro desarrollo económico y urbanización, sitios para áreas protegidas y corredores biológicos o para restauración ecológica.

Skole (1994), afirma que los sensores remotos pueden ser el mejor método para evaluar la conversión de uso de suelo y deforestación con un buen detalle geográfico y temporal. Es muy importante considerar que las imágenes de un sensor remoto proveen un impacto visual que puede provocar más persuasión que un simple escrito, sobre los políticos y en general sobre los que toman decisiones en el manejo de los recursos naturales (Turner 2001).

3. ANTECEDENTES

Según Richards (1996), la UNESCO cuenta con 5600 referencias de bibliografía sobre los manglares de todo el mundo y dentro de éstos, la mayor parte se refieren a las características fisiológicas de los manglares.

Entre algunos trabajos importantes realizados en manglares a nivel internacional, se pueden mencionar estudios de estructura en manglares, por ejemplo trabajos clásicos de ecología de manglares como Lugo y Snedaker (1974), Pool *et al.* (1977), quienes trabajaron en siete localidades de Florida, Puerto Rico, México y Costa Rica; la investigación realizada por Fromard *et al.* (1998), en la que se evaluó la estructura, biomasa y dinámica del manglar en la Guyana Francesa, así como un trabajo realizado por Louda (1989) quien tomó como punto de partida la depredación diferencial sobre la estructura de un manglar a lo largo de un gradiente.

Por su parte, Clarke (1995) elaboró un modelo para predecir la estructura de una población de manglar a partir de perturbaciones de escala grande y pequeña. Jiménez (1992) realizó una evaluación de los manglares de la costa Pacífico de América Central. Ellison y Farnsworth (1996), realizaron un estudio muy completo sobre los impactos de origen humano: extracción, contaminación, demanda de uso y cambio climático en los ecosistemas de manglar del Caribe.

Sobre diversos aspectos de dinámica o ecología de manglares existen estudios importantes entre los que destacan por ejemplo el que versa sobre exportación de materia orgánica a partir de los manglares realizado por Lee (1995), Tom *et al.* (1995) estudiaron el acumulo de metales pesados en hojas y sedimentos, Wolanski (1992) se ocupó de la hidrodinámica de manglares y aguas costeras e incluso existen estudios de modelaje con manglares como el realizado por Berger y Hildenbrandt (2000) y en los que se estudian el cambio climático y manglares (Field 1995, Blasco *et al.* 1996, Snedaker 1995).

En México existen diversos estudios en los que se abordan temas relacionados con el ecosistema de manglar: uno de los primeros trabajos sobre los manglares mexicanos es el realizado por Thom (1967), quien hizo un estudio sobre la geomorfología y la ecología de los manglares de Tabasco; existen trabajos de zonación (López-Portillo y Ezcurra 1989), en algunos trabajos se estudia la distribución y sus características (Sánchez 1963), aspectos de productividad (Rico-Gray 1979, López-Portillo 1982, Day 1987, Ramírez 1987, Flores-Verdugo *et al.* 1987, 1992, Tovilla y González 1992 y 1994, Tovilla y de la Lanza 1999). Entre los trabajos enfocados a la estructura del ecosistema se

encuentran los realizados por Lot *et al.* (1975), Menéndez-Liguori (1976), Valdéz (1991), Flores-Verdugo *et al.* (1992), Ramírez-Ahumada (1995), y el de Jiménez-Quiroz (1996). En la investigación realizada por Day (1987) se estudia la composición de un manglar mexicano y existe un trabajo realizado por Domínguez *et al.* (1998) en el que se aborda la morfometría floral de *R. mangle* y sus variaciones geográficas.

A escala mundial existe una numerosa literatura en la que se han establecido claramente las causas que han provocado la disminución de la cobertura vegetal de manglares; entre estos vale la pena mencionar: el trabajo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Saenger *et al.* 1983), Taylor (1989), y Ramírez-García *et al.* (1998) quienes identificaron las posibles causas de la disminución de la cobertura de manglar en la desembocadura del Río Santiago, Nayarit.

En cuanto a estudios en los que se vincule al ecosistema de manglar con procesos asociados a las actividades humanas, con diversos puntos de vista se pueden citar 1) el que realizó Ramírez (1992), quien elaboró un trabajo sobre impacto ambiental y estrategias de manejo para los bosques de manglar con especial énfasis en la costa Pacífica mexicana, 2) el desarrollado por Ramírez-García y Segura-Zamorano (1994) quienes describieron una ordenación de la vegetación del manglar de la Laguna de Panzacola en el estado de Chiapas, de acuerdo con el área basal de las diferentes especies, 3) Lartigue (1994) realizó una investigación sobre el valor del ecosistema de manglar para las pesquerías y las consecuencias de su degradación y recientemente 4) Tovilla y de la Lanza (1999) realizaron un estudio del aprovechamiento de *C. erectus* en Barra de Tecoaapa en Guerrero.

El uso de sensores remotos (satélite, fotografía aérea y videografía) ofrece múltiples ventajas (rapidez y bajo costo) y ya se han usado como monitores en la evaluación de la deforestación y de las actividades de acuacultura, así como en inventarios con propósito de mapeo, zonación y para establecer prioridades de conservación, lo que ha resultado de gran utilidad como ha sido demostrado en distintos trabajos. Rollet (1974), realizó una evaluación en cuatro sitios de manglar en México, utilizando fotografías aéreas pancromáticas (escala 1:200,000 y 1:33,000), así como falso color (escala 1:10,000). Este trabajo constituye uno de los primeros estudios de evaluación del ecosistema de manglar en México, mediante el empleo de éstas técnicas.

Entre otros trabajos referentes a México y que involucren el empleo de técnicas de percepción remota se encuentran: Bocco *et al.* 1990 (erosión de cárcavas), Bocco y

Valenzuela 1991 (erosión); Cuarón 1991, Rodríguez-Bejarano 1991 y Dirzo y García 1992, Mendoza 1997 y de Jong *et al.* 2000 (cambio de uso de suelo en selvas); Muldavin *et al.* 2001 (índices de biodiversidad en Chihuahua), de la Lanza y Ramírez-García 1993, Ramírez-García *et al.* 1995, Nuñez-Farfán *et al.* 1996, Ramírez-García *et al.* 1998 y Ruíz-Luna y Berlanga-Robles 1999 (deforestación en manglares y lagunas costeras).

Para otras partes del mundo se pueden mencionar algunos trabajos en los que también se involucra el empleo de técnicas de percepción remota: Robbins (1934) uno de los primeros estudios en los que se utilizan fotografías aéreas para evaluación de los recursos naturales; Holdridge *et al.* (1971) hizo una clasificación de bosques tropicales en Costa Rica; Sader y Joyce (1988) realizaron un estudio de evaluación de deforestación en Costa Rica. Finalmente, se pueden mencionar varios trabajos en los que se tratan distintos enfoques sobre manglares, pero tienen en común que utilizaron técnicas de percepción remota: Aschbacher *et al.* (1995), Dale *et al.* (1996), Ramsey III y Jensen (1996), Panapitukkul *et al.* (1998), Rasolofoharinoro *et al.* (1998), Gao (1998), Green *et al.* (1998), Bunt (1999), Herz (1999), y Pasqualini *et al.* 1999. Gastellu en 1987, fue uno de los primeros investigadores que realizó un estudio para identificar las especies de manglar mediante el empleo de sensores remotos (Blasco *et al.* 1996)

Estudios en que se hayan abordado temas sobre procesos de acreción en ecosistemas de manglar se encuentra el realizado por Terrados *et al.* (1997), quienes estudiaron la influencia que tiene este proceso sobre la sobrevivencia y crecimiento de una especie de manglar en Tailandia. Panapitukkul *et al.* (1998) por su parte, evaluaron la progresión del bosque de manglar en Tailandia

Con respecto a trabajos en la laguna de Alvarado, Nuñez-Farfán *et al.* (1996) evaluaron el estado de conservación del ecosistema de manglar, para el que calcularon una tasa de deforestación de 0.25% anual y reportaron una cobertura forestal para este ecosistema de 24,258.62 ha. Sin embargo, hasta el momento no existen trabajos publicados que tengan como objetivo principal la evaluación de la estructura y asociación de especies en este ecosistema, así como el análisis de la proporción en que los procesos naturales y antropogénicos pasados y actuales han influido sobre la cobertura y características del sistema.

La determinación de las amenazas a las que está sometido el manglar del Sistema Lagunar de Alvarado han sido denunciadas en los trabajos de Albert y Figueroa (1987), Nuñez-Farfán *et al.* (1996), Portilla *et al.* (1998) y Rueda *et al.* (1992).

4. JUSTIFICACION

El Golfo de México es un gran ecosistema que actualmente se encuentra bajo serias amenazas, presenta comunidades marino costeras como: arrecifes, pastos marinos, estuarios, lagunas costeras y comunidades de manglar, todas amenazadas por el crecimiento poblacional desordenado, uso de suelo y recursos no sustentable, insuficiente atención de manejo, limitado conocimiento público y poca apreciación de su importante papel (Yañez-Arancibia *et al.* 1999).

Dada la importancia ecológica y económica del ecosistema de manglar y la velocidad con que las actividades antropogénicas están causando un retroceso en su desarrollo y deterioro en un ámbito global, se consideró relevante la realización de un proyecto en el que se contemplaran aspectos de regeneración de las especies de manglar, determinación de las características estructurales de la vegetación y el impacto humano, visto principalmente como la velocidad de deforestación a la cual esta siendo sometidos los manglares de esta zona, y que toda esta información en conjunto proporcionara una visión general del ecosistema. La integración de los aspectos evaluados pueden ayudar a generar medidas para un manejo adecuado de los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado.

Algunos de los problemas más importantes de la zona son la modificación del entorno debido a la tala del manglar y establecimiento de nuevas zonas ganaderas, incremento de la erosión y acarreo de sedimentos, además del daño ocasionado por embarcaciones pesqueras. Existe contaminación por desechos sólidos, agroquímicos y fertilizantes, contaminantes industriales y de ingenios azucareros. Un problema más es la presión que el sector pesquero ocasiona a los recursos: camarón y robalo, ya que existe pesca no controlada y uso de artes de pesca prohibidos así como introducción de especies exóticas como la tilapia (CONABIO 1998).

En algunas localidades del manglar del Sistema Lagunar de Alvarado, se pudo constatar la acumulación de residuos sólidos plásticos, botellas de vidrio, trozos de redes y basura en general. Asimismo, se observaron numerosas veredas abiertas con machete que igual cortan hierba y lianas, como árboles jóvenes de manglar.

La justificación de la selección de la zona de estudio se debe a que representa una zona prioritaria marina de conservación nacional. Esto es el resultado en primer lugar a la diversidad biológica que presenta (CONABIO 1998), al hecho de ser una zona importante para la pesca de camarón (organismo estrechamente asociado a los hábitat de manglar

para su desarrollo), a que es considerado un humedal prioritario dentro de las Areas de Importancia para Conservación de las Aves en México (AICA 41) y finalmente a que la investigación que existe enfocada hacia el ecosistema de manglar en esta zona es muy escasa.

5. OBJETIVO

Evaluar los efectos de algunos procesos naturales y antropogénicos considerados más importantes en la estructura actual de los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) y conocer la tendencia en el cambio de uso de suelo a través del tiempo.

5.1 Objetivos específicos

1. Evaluar la estructura de la comunidad mediante la obtención de los valores de densidad, frecuencia y dominancia de las especies de manglar y asociadas, así como el valor de importancia de cada una de ellas.
2. Estimar el potencial de regeneración natural de las diferentes especies de manglar.
3. Conocer las características de la extracción de las especies de manglar.
4. Detectar mediante el empleo de sensores remotos, cambios a través del tiempo en la extensión del ecosistema de manglar y la conversión en otras clases de uso del suelo.

para su desarrollo), a que es considerado un humedal prioritario dentro de las Areas de Importancia para Conservación de las Aves en México (AICA 41) y finalmente a que la investigación que existe enfocada hacia el ecosistema de manglar en esta zona es muy escasa.

5. OBJETIVO

Evaluar los efectos de algunos procesos naturales y antropogénicos considerados más importantes en la estructura actual de los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) y conocer la tendencia en el cambio de uso de suelo a través del tiempo.

5.1 Objetivos específicos

1. Evaluar la estructura de la comunidad mediante la obtención de los valores de densidad, frecuencia y dominancia de las especies de manglar y asociadas, así como el valor de importancia de cada una de ellas.
2. Estimar el potencial de regeneración natural de las diferentes especies de manglar.
3. Conocer las características de la extracción de las especies de manglar.
4. Detectar mediante el empleo de sensores remotos, cambios a través del tiempo en la extensión del ecosistema de manglar y la conversión en otras clases de uso del suelo.

6. ZONA DE ESTUDIO

Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz (SLA).

6.1 Ubicación

Se localiza al E de la República Mexicana, en la región del Golfo de México. Este Sistema Lagunar se ubica en el municipio del mismo nombre, en el área central del estado de Veracruz (Figura 2), entre los 18° 43' y 18° 52' de Latitud Norte (desde la parte más interna de la laguna Tlalixcoyan hasta la más alta de la laguna Camaronera) y los 95°45' y 95°57' de Longitud Oeste (desde la región oeste de la laguna Camaronera, hasta la desembocadura del río Papaloapan en la laguna de Alvarado).

6.2 Clima

La región presenta un clima del tipo $Aw_2(i)w''$, cálido subhúmedo con lluvias abundantes en verano con una temperatura media anual de 26.1°C y una precipitación anual de 1828 mm (Figura 3). Esta área se caracteriza por estaciones climáticas definidas; de junio a septiembre la época de lluvias, de octubre a febrero la época de nortes o tormentas de invierno, y de febrero a mayo la época de secas (García 1988).

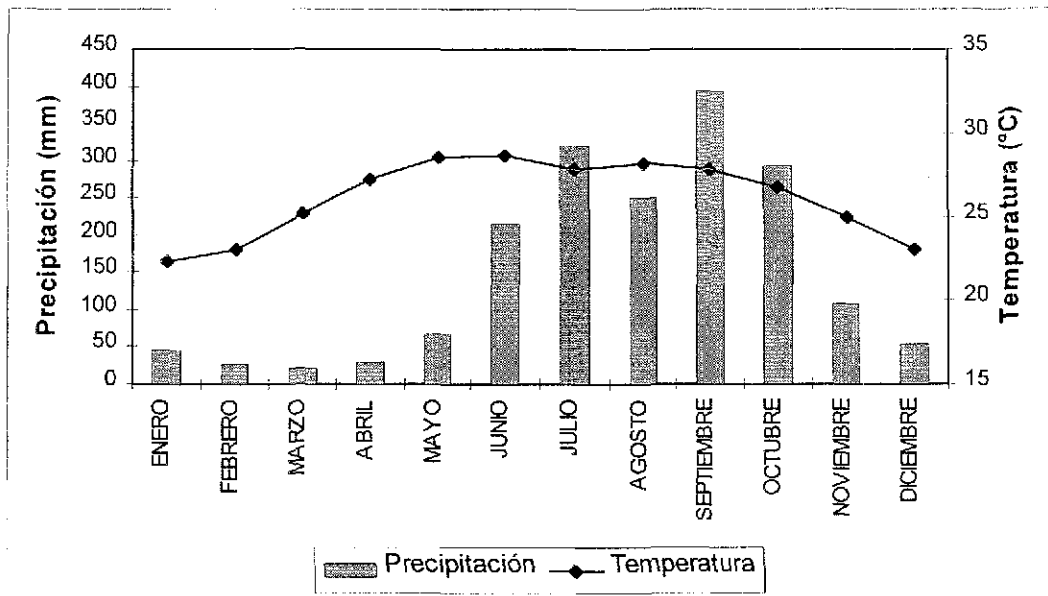
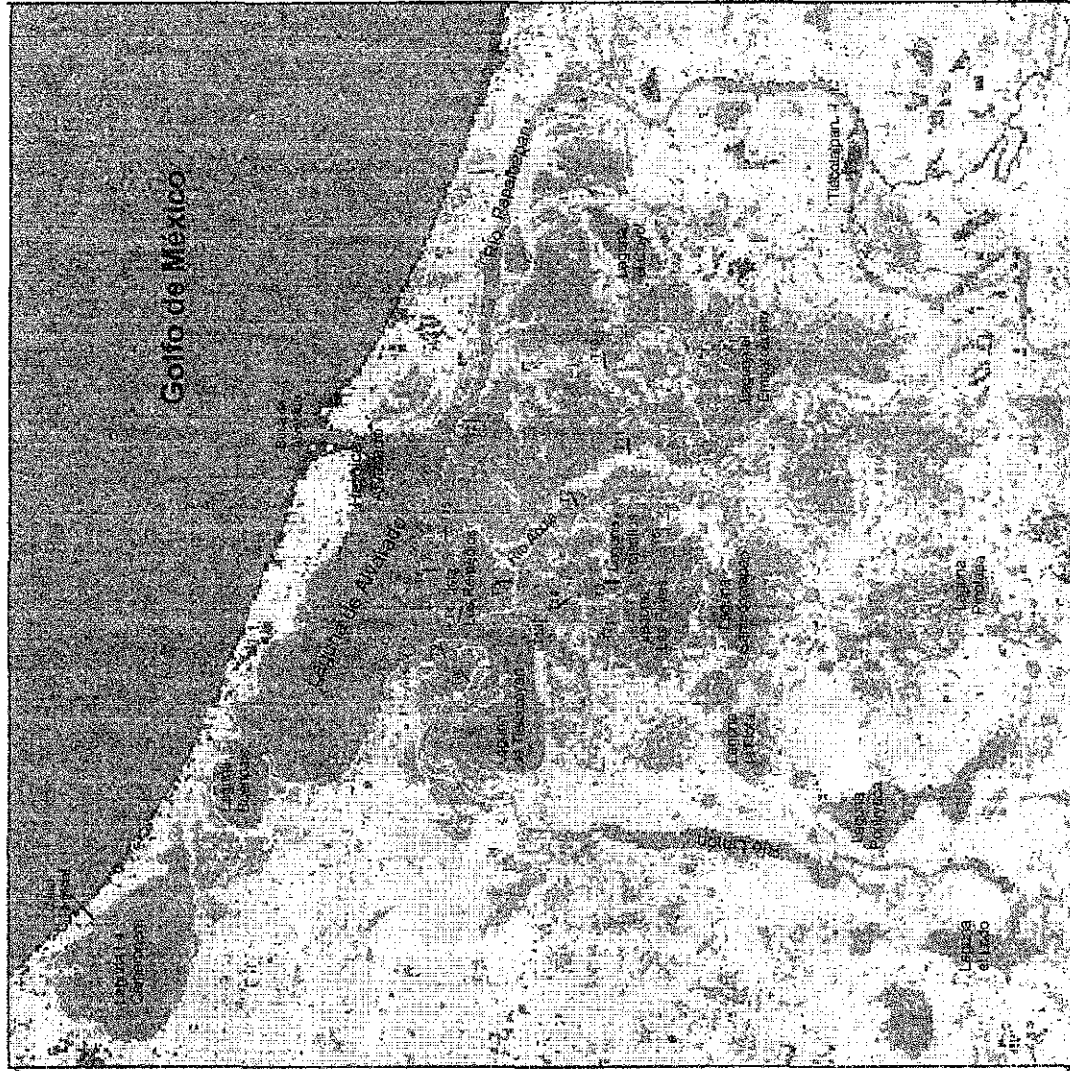


Figura 3. Comportamiento anual de temperatura y precipitación en Alvarado, Veracruz (García 1988).



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

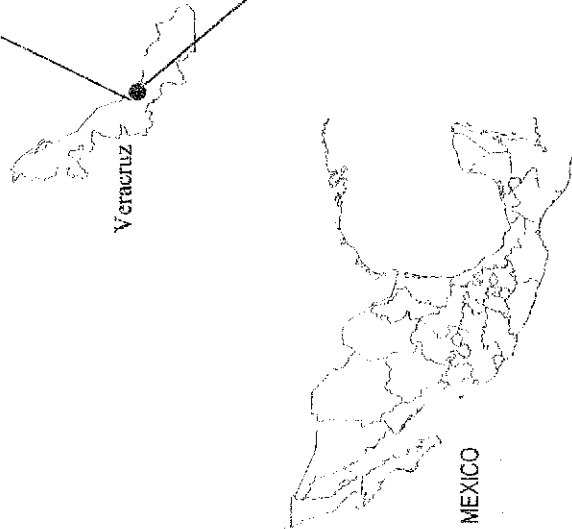


Figura 2. Ubicación de la zona de estudio, se muestra la ubicación y dirección de los transectos realizados.

Con respecto al riesgo de huracanes, para el caso del Atlántico, la cuenca del Caribe y el Golfo de México, el promedio anual de ciclones tropicales es de 9. La variación estacional es muy pronunciada, se inicia en junio y termina en noviembre. Esta se activa e incrementa en los meses de agosto y septiembre. El último huracán que impactó significativamente las costas veracruzanas fue el Diana en el año de 1990 con velocidades de 158 km/h (INP-UV 2000).

El mes de febrero está enmarcado en una época del año en que las condiciones meteorológicas están sujetas a bruscas variaciones que determinan oscilaciones de temperatura entre 18 y 20°C para las primeras horas de la mañana y una elevación térmica hasta los 26°C en el transcurso del día (Villalobos *et al.* 1975).

6.3 Laguna

El sistema lagunar tiene una extensión aproximada de 25 km de largo y su anchura máxima es de 7 km, se extiende de NO a SE paralelamente al litoral (Figura 2). Este complejo lagunar se forma por la laguna de Alvarado propiamente dicha y por las lagunas Camaronera, Buen país y Tlalixcoyan. Entre los ríos que vierten sus aguas a esta laguna se encuentran en primer lugar el Papaloapan, que es el principal río que desemboca en este complejo lagunar. Este río aporta un promedio aproximado de 40 millones de metros cúbicos de agua diariamente a la laguna. También se comunica el Río Blanco, cuyas características como receptor de contaminación han despertado serias inquietudes y el Río Acula, que es el desagüe de la laguna Salada (Contreras 1993). La influencia de estos ríos llega a ser tan intensa durante la temporada de lluvias, que sus aguas se desplazan por todas partes, conservándose únicamente salobre la laguna Camaronera. El SLA se comunica permanentemente con el Golfo de México por medio de una boca (Boca de Alvarado) con una abertura aproximada de 1000 m en su parte más ancha y artificialmente en la Laguna Camaronera por medio de un canal artificial constituido por dos tubos de tres metros de ancho, aprovechando el fenómeno de marea (Reguero y García-Cubas 1991)

Se trata de una laguna somera, tipo I-D y II-B según la Clasificación de Lankford (1977) (Erosión diferencial y sedimentación terrígena diferencial, respectivamente) con una profundidad máxima entre 9-13.5 m (a lo largo del lecho del río Papaloapan) y la menor entre 5 y 4.1 m (en la lagunas Tlalixcoyan y Camaronera, incluso con profundidades entre 0.5 y 1.0 m). Este sistema tiene una barrera física presente

permanente, su forma y batimetría es modificada por deltas lagunares y formación de sublagunas.

La laguna presenta una temperatura promedio entre 23.2 y 24°C; la temperatura más alta del agua superficial se localiza en la desembocadura del Río Acula, desde donde se establece un gradiente que disminuye hasta el canal de Alvarado y el Río Papaloapan; hacia el interior de la laguna, se establece una estabilidad térmica cerca de la laguna de Buen País. El tipo de sedimentos del sistema lagunar es arenoso, limo-arcilloso y areno-limo-arcilloso. La salinidad de la laguna generalmente presenta gradientes de oligo a mesohalino (1.87 a 21.4) con mareas diurnas y poco oleaje (Villalobos *et al.* 1975, Contreras 1993, de la Lanza y Caceres 1994)

En cuanto a los registros de oxígeno disuelto, la laguna de Alvarado debe calificarse como rica en este gas (Villalobos *et al.* 1975).

6.4 Flora

La vegetación de Alvarado, al igual que la de todo el país, en su mayor parte ha sido alterada por diferentes actividades humanas de diversa índole. No obstante, aún se conservan restos de vegetación original en sitios poco apropiados para el desarrollo de actividades agrícolas o ganaderas o de difícil acceso.

Para esta zona no se han realizado estudios florísticos. Sin embargo, existe un trabajo de este tipo, muy completo, para la Laguna de Mandinga (Vázquez-Yanes 1971). La vegetación de Mandinga puede ser representativa de áreas similares en el estado de Veracruz. Por lo anterior, la descripción que a continuación se presenta se basa en la clasificación de Miranda y Hernández (1963), principalmente en la información generada por Vázquez-Yanes (1971), en la descripción general de la distribución reportada por Ramírez (1987) y en las observaciones del trabajo de campo del presente estudio:

Vegetación de dunas costeras: Cuando son de arenas móviles carecen virtualmente de vegetación, pero ésta va invadiendo y fijando al disminuir la movilidad de la arena. Dentro de la vegetación invasora o pionera Vázquez-Yanes (1971) menciona 26 especies, entre ellas: *Acacia sphaerocephala*, *Croton punctatus*, *Ipomea pes-caprae*, *Mimosa pudica*, *Panicum repens*, *Paspalum vaginatum*, *Phaseolus atropurpureus*, *Sesuvium portulacastrum* y *Sporobolus virginicus*. En los médanos sin vegetación o dunas activas, se cultiva *Opuntia dillenii* y *Bromelia pinguin*, con el objeto de fijar arena. La introducción de *Casuarina equisetifolia* ha favorecido la fijación de las dunas en la región (Miranda y

Hernández 1963). Se distribuye detrás de la zona de mareas casi a todo lo largo de la playa, donde la arena se encuentra muy suelta, ocupa una gran extensión en la zona de las Escolleras; se aprecia a lo largo de la carretera. Las mayores elevaciones (9-10 m) corresponden a dunas consolidadas y pequeñas dunas móviles.

Matorral y selva baja caducifolia: Se presenta de forma discontinua después de la franja de pioneros, es un matorral denso de 1 a 2 m de altura, formado por especies achaparradas, caducifolias, capaces de soportar la acción del viento y de la arena durante la temporada de nortes, que son indudablemente un factor de selección muy fuerte sobre las especies de ese matorral. Las especies más importantes son: *Acacia sphaerocephala*, *Bursera simaruba*, *Cestrum demetorum*, *Citharexylum ellipticum*, *Coccoloba humboldtii*, *Eugenia axillaris*, *Nectandra loeseneri* y *Randia laetevirens*. En el substrato pueden encontrarse *Lantana camara*, *Eupatorium conyzoides* y algunas especies de la zona de pioneros. Detrás de este matorral, las plantas son de mayor tamaño y junto con otras especies forman una selva baja con especies como: *Acacia cornigera*, *Ficus cotinifolia*, *Jacquinia aurantiaca* y *Piper amalago* entre otras. Se pueden encontrar también elementos aislados de *Brosimum alicastrum* y *Castilla elastica*. Este tipo de vegetación constituye un refugio importante para una fauna muy diversa.

Pastizales: Definido en el trabajo de Vázquez-Yanes (1971) como espartales, corresponde a un pastizal halófilo que cubre extensas áreas de suelos salinos limosos, estacionalmente inundables y sometidos al pastoreo. Los espartales no son inundados por la marea, y existe sólo una inundación anual, cuya duración depende de la zona y la cantidad de precipitación, pudiendo prolongarse por meses. Las especies que constituyen el espartal son: *Fimbristylis castanea* y *Spartina spartinae*. En las cercanías crecen especies como *Salicornia perennis*, *Batis maritima*, y *Borrchia frutescens*. Algunas especies que crecen en estas áreas y son aprovechadas como alimento para el ganado son: *Paspalum conjugatum*, *Muhlenbergia robusta* y *Echinochloa polystachya* (com. pers. E. Portilla).

Selva baja subperennifolia: Se compone de elementos arbóreos y arbustivos entre los espartales, sus componentes son diversos, las especies de *Coccoloba* son características. Vázquez-Yanes (1971) menciona 27 especies como componentes florísticos principales, entre ellas: *Bursera simaruba*, *Coccoloba barbadensis*, *C. Humboldtii*, *Lonchocarpus luteomaculatus*, *Phitecellobium lanceolatum* y *Sabal mexicana*. Estos sitios son sumamente escasos, se encuentran en pequeñas áreas en las

Escolleras, siendo más abundante en la parte media y alta de las dunas consolidadas y hacia la región de la laguna Popuyeca.

Vegetación acuática: Esta clasificación no existe, como tal, en la propuesta por Miranda y Hernández (1963), pero en ella podemos agrupar tanto los tulares, como las agrupaciones de halófitos. Algunas lagunas temporales que se forman en el área se cubren con diversas especies. Dentro de este tipo de vegetación se pueden encontrar *Eleocharis elegans*, *Nelumbo lutea*, *Nymphaea ampla*, *N. Prolifera*, *Pistia stratiotes*, *Sagittaria lancifolia*, *Typha dominguensis* y *Vallisneria americana* (Lot 1991). El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) además de crecer aquí es acarreado durante la época de lluvias, y se acumula en grandes cantidades en las lagunas, en ocasiones impidiendo la circulación de las lanchas. En esta zona se establecen manchones de la rodofita *Gracilaria* sp. y extensas praderas de *Ruppia maritima* (Raz-Guzmán *et al.* 1987); esta última especie es la macrofita sumergida más abundante en el sistema lagunar (Tovilla y García 1990). De la Campa (1965), realizó un estudio para conocer la composición de la flora marina en el que se identificaron diversas especies de Clorofitas, Feofitas y Rodofitas.

Palmares: Existen sólo algunos parches de palmas entre la vegetación de dunas y de matorral, con especies como *Sabal mexicana* y *Scheelea liebmanni*.

Manglar: Este tipo de vegetación es uno de los más evidentes y con mayor distribución en el área; se encuentra bordeando casi todo el sistema lagunar y se presenta un gran número de canales entre las islas que lo conforman. En algunas zonas es innegable la deforestación a la que han sido sometidas estas áreas por cambio de uso de suelo, principalmente para ganadería. Los manglares de este sistema se encuentran formados por mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*); al igual que en la laguna de Mandinga en Alvarado tampoco se distribuye *Conocarpus erectus*. Entre los manglares también se encuentran diversas especies acompañantes como: *Randia aculeata*, *Lycium carolinianum*, *Acrostichum aureum*, *Aechmea bracteata*, *Barkeria palmeri*, *Brassavola nodosa* y *Tillandsia schiedeana*. A diferencia de la laguna de Mandinga, en Alvarado sólo se encontraron árboles aislados de *Pachira aquatica* en el interior de los manglares y no constituyendo selvas de esta especie. Un trabajo en el que se aborda el ecosistema de manglar de Alvarado es el de Tovilla y González (1994) quienes evaluaron la producción de hojarasca y mencionan que la mayor extensión de los bosques de manglar son ribereños (interior de los ríos) y de borde (en las partes internas de las barras).

6.5 Fauna

La región de Alvarado tiene alto grado de perturbación provocado por las actividades humanas; sin embargo aún se conservan algunas características que sostienen una gran diversidad biológica y de ambientes.

En los trabajos se abordan principalmente temas de bentos, zooplancton, ictiofauna (Flores-Coto 1985, Resendez 1973, Kobelkowsky 1991) y malacofauna (Reguero 1994, Bretón y López-Estrada 1988) Franco y Chavez (1992) identificaron 84 especies de peces asociadas a pastos marinos sumergidos; asimismo se identificaron 94 especies de peces en zonas de pesca comercial de camarón en Alvarado (Franco *et al.* 1992). Entre las especies de peces asociadas al manglar se encuentran *Cathorops spixi*, *Diapterus auratus*, *Diapterus rhombeus* (mojarra cartipa), *Ariopsis felis* y *Achirus lineatus* (Solano 1991).

Asimismo, en un estudio realizado por Chavez *et al.* (1992) se identificaron 75 especies de peces en la laguna, de las cuales el 30% pueden ser aprovechadas como alimento; en este mismo estudio, también se identificaron 34 especies de crustáceos decápodos y se han identificado 23 especies de moluscos (Reguero y García-Cubas 1989).

En cuanto a herpetofauna, se han identificado 57 especies (Altamirano y García 1989). Con respecto a la avifauna, Ramírez (1987) identificó 210 especies. Esta lista ha aumentado a 346, según un estudio presentado por Ramírez *et al.* (2000) por lo cual ha sido considerado un humedal prioritario dentro de las Areas de Importancia para Conservación de las Aves en México (AICA 41).

Las especies de aves presentes en el sitio y que están catalogadas en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-ECOL-2001 son: *Falco peregrinus*, *Charadrius melodus* y *Rostrhamus sociabilis*. Es además una zona de congregación de especies acuáticas y zona de reproducción de rapaces como: *Rostrhamus sociabilis*, *Buteogallus anthracinus*, *B. urubitinga* y *Busarellus nigricolis*.

Entre la mastofauna de la región se encuentran el mapache (*Procyon lotor*), tlacuache (*Didelphis virginiana*), cuatro ojillos (*Philander opossum*), nutria (*Lontra longicaudis*), oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), onza (*Herpailurus yagouaroundi*), tejón (*Nasua nasua*) y probablemente manatí (*Trichechus manatus*) (com. pers. F. Cervantes).

6.6 Problemática ambiental

Dentro de las principales perturbaciones identificadas para el SLA y particularmente para el ecosistema de manglar se encuentra la conversión de extensas áreas de terrenos forestales a ganaderos. La ganadería ha ocupado gran porción del sistema que comprendía una extensa zona de humedales y que ahora forma los potreros inundados de la región; otras amenazas las constituyen: el cambio de uso de suelo para agricultura, el incremento de la erosión y el acarreo de sedimentos, la contaminación con agroquímicos, fertilizantes y otros residuos de industrias, como los ingenios azucareros que drenan sus desechos a los ríos que alimentan el sistema lagunar y que igualmente constituyen una fuente de deterioro y una verdadera amenaza a su integridad.

En un trabajo realizado por Badillo (1986) se identificó y cuantificó plomo y zinc en muestras de sedimentos y organismos provenientes del Río Blanco, al cual se vierten las aguas de desecho y los sólidos residuales de las industrias y poblaciones cercanas. En este estudio se señalan los posibles efectos biológicos de estos elementos en la región y se indican los riesgos a que pueden estar expuestos los organismos y la población humana cercana a la zona

Albert y Figueroa (1987) encontraron trece plaguicidas en organismos procedentes del Río Blanco y de la Laguna de Alvarado. Las mayores concentraciones se encontraron en la jaiba (*Callinectes* sp.), el camarón de río (*Macrobrachium* sp.) y la tilapia (*Oreochromis niloticus*). Este estudio evidencia el escaso control en el uso de compuestos tóxicos y demuestra la presencia de estos en los recursos alimenticios de las poblaciones humanas.

Otros problemas que se presentan en la región son la pesca no controlada de camarón y robalo principalmente así como el uso de artes de pesca prohibidos y la introducción de especies exóticas como la tilapia.

6.7 Socioeconomía

La principal actividad económica que se desarrolla en el Sistema Lagunar de Alvarado es la pesca; se trata de una actividad multiespecífica, en la que se capturan de manera comercial 50 especies aproximadamente entre crustáceos, peces y moluscos. La explotación de aproximadamente 56% de las especies de peces, representa un renglón importante en la alimentación y en la economía de los pescadores del Puerto de Alvarado y de las poblaciones ribereñas (INP-UV 2000).

Las especies que se capturan principalmente son: camarón, langostino, jaiba, cangrejo, ronco, jurel, ostión, pargo, cuchumite, naca, lebranquia y robalo; también se pesca almeja de río, ostras, jaiba suave, sierra, mojarra y mariscos en general. Se pescan dos especies de camarón: *Penaeus aztecus* y *P. setiferus*. La inmigración de estas especies a la laguna se realiza en julio, septiembre y diciembre (de la Torre *et al.* 1987), la última especie, el camarón blanco, es la especie de mayor importancia comercial en el SLA (INP-UV 2000).

En Alvarado existe pesca cooperativa de camarón, róbalo y jaiba. Con respecto a la captura de camarón, existen 11 cooperativas dedicadas, con un total de 531 pescadores aproximadamente, de los cuales 405 son socios y 126 son pescadores libres. De estas cooperativas, 5 tienen permiso actualmente para la pesca de camarón por medio de atarrayas, aunque ellos lo capturan en forma tradicional por medio de las redes de enmalle denominadas "tendales camaroneros". El número de pescadores que capturan esta especie son 334 con un total de 269 lanchas y 264 tendales (INP-UV 2000).

Aunque la tilapia es la especie más explotada en esta zona, no se considera de importancia para el sistema ya que esta se encuentra en la cuenca de los ríos y no es una especie propia de los esteros. Existen aproximadamente 27 cooperativas establecidas en el SLA; algunas de ellas se dedican a pescar en el sistema lagunar y en la zona ribereña aledaña a este (INP-UV 2000).

La acuicultura no es una actividad que se desarrolle de manera importante en el área. Existe solamente una granja de 10 hectáreas en la que se cultiva mojarra con una producción de seis toneladas. También existen algunos encierros rústicos que producen de manera extensionista y se encuentran en un periodo de valoración de rendimiento (INP-UV 2000).

La ganadería es otra actividad importante, la cual se ha venido extendiendo en diversos sitios y ha transformado la vegetación original; gran parte de esta actividad se

desarrolla en lo que hubieran sido manglares, de tal forma que esta actividad económica esta deteriorando uno de los recursos básicos de las pesquerías: los manglares. Las razas de ganado que se crían son suizo y holandés, que se utilizan para producción de lácteos, y el ganado cebú, del que se utiliza la carne, además de borregos raza pelibuey (INP-UV 2000).

En la región también tiene importancia la agricultura principalmente de autoconsumo como maíz y arroz, también se cultiva sandía, papaya, naranja, toronja y limón, palma de coco, mango, guayabo, tunas y plátano (CONABIO 1998).

La actividad turística se realiza en baja proporción, aunque la afluencia de visitantes se incrementa considerablemente en los días de fiesta del lugar.

El manglar se usa generalmente por los pobladores para la extracción de materiales para la construcción de viviendas y obtención de leña. Particularmente, pequeñas áreas de manglar son clareadas para implementar sitios para panales.

7. METODOLOGIA

7.1 Estructura de la vegetación

7.1.1 Estructura general

7.1.1.1 Dominancia, densidad, frecuencia y valor de importancia

Se realizaron ocho visitas a la zona de estudio, entre mayo de 1999 y septiembre de 2001. El levantamiento de los transectos se hizo en 15 sitios de manglar distribuidos en diferentes áreas del sistema lagunar.

La selección de los sitios de muestreo se realizó con base en un recorrido preliminar de la zona, aunado a la revisión de las fotografías aéreas de la región y las cartas topográficas con escala 1:50,000 de Mixtequilla y Alvarado (Claves E15A61 y E15A51, respectivamente), además de las cartas de usos potenciales de agricultura, forestería y ganadería con escala 1:250,000 de Coatzacoalcos (E15-1-4).

Para la determinación de la estructura del manglar se utilizó una modificación del método establecido por Gentry (1982) para bosques tropicales. El método consiste en realizar transectos de 50 m de largo con 1 m a cada lado de la línea del transecto, lo que da por resultado un área evaluada de 100 m² para cada uno. Para esta investigación se realizaron 15 transectos de 500 m de largo (1000 m²) con el propósito de distinguir el tipo de distribución de las especies a lo largo del gradiente.

Se definieron dos categorías de individuos: dentro de la categoría de árboles, se consideraron a todos aquellos individuos que presentaron un diámetro superior a 2.5 cm a la altura del pecho (1.37 m). Las características de la vegetación que se registraron fueron la especie y la altura total de cada árbol, es decir la distancia entre la base del árbol y el extremo de la copa, ésta se obtuvo mediante el empleo de un clisímetro o Nivel de Abney (Romahn *et al.* 1994), es un sistema basado en relaciones trigonométricas de triángulos rectángulos imaginarios. Con este método, el observador se aleja del árbol y mide el ángulo formado con la parte superior de la copa. La distancia entre el observador y el tronco del árbol, multiplicada por la tangente del ángulo medido y sumándose a la altura que existe entre el suelo y los ojos del observador, proporciona la altura del árbol.

El otro atributo que se midió a cada árbol fue el diámetro a la altura del pecho (DAP) mediante el uso de un calibrador para diámetros o forcípula recta (Romahn *et al.* 1994) (haglof mantax aluminum caliper). Debido a la morfología de *R. mangle* las mediciones del DAP no son siempre posibles, en cuyo caso el diámetro se midió encima del nivel de la última raíz aérea.

En aquellos árboles que a la altura de 1.3 m tuvieron más de una rama con diámetro mayor o igual a 2.5 cm, se tomaron los datos de cada una de las ramas. Al tener el área basal de cada rama, se realizó la suma de todas las ellas, para obtener un sólo dato de área basal para el árbol.

Mediante técnicas convencionales para recolectar material de herbario (Lot y Chiang 1986), se tomaron muestras de las especies vegetales que se encontraron en los transectos, así como de aquellos individuos relevantes cercanos a los sitios de muestreo. El material vegetal recolectado se herborizó para su posterior identificación con ayuda de personal especializado, y en lo posible este material fue integrado al herbario del Instituto de Biología de la UNAM.

Todos los datos recolectados en campo fueron integrados al programa Excel 97 y procesados mediante el empleo de las siguientes fórmulas.

El área basal es el espacio cubierto por el tronco de un árbol; este parámetro es un valioso descriptor que puede ser relacionado al volumen de madera y biomasa de un área y usualmente es expresado en m² (Cintrón y Schaeffer-Novelli 1984). Para obtener el área basal se utilizó:

$$\text{Área basal} = \pi(\text{diámetro} / 2)^2$$

Donde. $\pi = 3.14159$

De manera consecutiva, se realizó la separación de los datos por especies, para obtener los datos de dominancia, frecuencia y densidad de éstas. Las fórmulas estandarizadas que se utilizaron para conocer estos valores tanto para las especies de manglar como las asociadas, son las siguientes (Keel *et al.* 1992, Cintrón y Schaeffer-Novelli 1984):

$$\text{Densidad} = \frac{\text{número de individuos de una especie}}{\text{número total de individuos de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Frecuencia} = \frac{\text{número de transectos en los que ocurre una especie}}{\text{número total de ocurrencias de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Dominancia} = \frac{\text{área basal de una especie}}{\text{área basal total de todas las especies}} \times 100$$

El valor de importancia (V. I.), originalmente conocido como *DFD Index*, es la suma del porcentaje de densidad, frecuencia y dominancia. Es un método efectivo para indicar la importancia relativa de cada especie en la parcela (Cottam 1949, Curtis y McIntosh 1951, Stearns 1951) y puede estar en un intervalo de entre 0 y 300 cuando se reporta en valores absolutos. Para este trabajo, tanto los valores de densidad, frecuencia, dominancia así como el V. I. se obtuvieron tanto a nivel regional, es decir para el área de Alvarado como a nivel local, para cada transecto.

7.1.1.2 Índice de complejidad estructural de Holdridge

Para cuantificar un ecosistema más allá de la simple observación, Holdridge (1971), además de proponer un Sistema de Zonas de Vida, propuso un índice objetivo usando parámetros ecológicos y forestales estandarizados. Él percibió que la altura de los árboles, el área basal, la densidad y el número de especies pueden ser combinadas para generar un valor numérico, el cual puede contribuir más que las evaluaciones subjetivas para realizar estudios comparativos de la fisonomía de la vegetación. Este valor el cual denominó "Índice de Complejidad" es calculado para la vegetación natural madura de un bosque, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$C = HBDS/1000$$

Donde:

C= Índice de complejidad para un área de 0.1 ha

H= Altura del área de muestreo (m), obtenida por la suma de las alturas de los árboles más altos por cada 0.1 ha y divididos entre el número de áreas de muestreo (al menos 3 áreas).

B= Promedio del área basal total (m² por 0.1 ha)

D= Promedio de la densidad (número promedio de árboles por 0.1 ha) y

S= Número promedio de especies de árboles presentes en 0.1 ha.

Sólo los árboles con diámetros que a la altura del pecho (1.37 m) sea mayor o igual a 10 cm, pueden ser incluidos en los cálculos. Holdridge sugirió que al menos tres parcelas de 0.1 ha (10x100 m) deben ser usadas para determinar el valor promedio de cada componente del Índice.

7.1.1.3 Representación gráfica de la estructura del manglar

Para determinar la estructura fisionómica del bosque de manglares a nivel de sitios, se consideró el método de *Sistema de descripción fisonómico-estructural (diagrama de perfil semirealista*, modificado de Richards 1996). A través de este valioso método es posible proporcionar un registro y comparar la estructura de las comunidades vegetales. En estos diagramas son representados básicamente estratos, distribución y densidad de las especies, así como la apariencia externa de éstas.

Este método da de inmediato una idea de las características de los sitios de muestreo. No existe duda de que los perfiles diagramáticos son una herramienta muy eficaz para describir ciertas características generales de la estructura de un bosque, que no son fácilmente apreciables a partir de fotografías o datos cuantitativos. Estos perfiles son particularmente valiosos para comparar bosques con diferentes tipos de estructura (Richards 1996).

7.1.2 Composición y estructura de plántulas

La otra categoría que se definió fue la de plántulas o árboles juveniles. Dentro de esta se consideraron a todos aquellos individuos que tenían un diámetro inferior a 2.5 cm. Se registró y determinó la especie de todos los individuos que cayeron dentro del transecto. Esta actividad se realizó con el propósito de conocer la regeneración natural del bosque.

7.1.3 Evaluación de la tendencia de extracción específica

En cada transecto también se registraron los árboles extraídos por corte, a los cuales se les midió el diámetro a la altura del corte y se identificó la especie. Esto permitió conocer la tendencia que existe en la extracción de cada una de las especies por parte de los pobladores, así como la talla aproximada de los individuos que son extraídos (Nuñez-Farfán *et al.* 1996).

7.2 Evaluación del ecosistema mediante técnicas de percepción remota

Esta evaluación se realizó a distintos niveles de percepción y se utilizaron al menos tres fuentes de información que permitieron conocer con mayor detalle la zona y por lo tanto mejorar los resultados en la clasificación final.

7.2.1 Fotografías aéreas

Una primera evaluación del SLA fue realizada utilizando ocho juegos de fotografías aéreas de distintas áreas, fechas (de 1974 a 1995) y escalas (de 1:37,500 a 1:75,000); las cuales se adquirieron en el INEGI.

Este material fue analizado mediante técnicas convencionales de estereoscopia y fotointerpretación (Plata 1987), basándose principalmente en las características de color, tono y textura. El método de la fotointerpretación ofrece a las investigaciones en la zona costera componentes indispensables para la evaluación manejo y usos de sus recursos, mediante el análisis que caracteriza a cada una de las asociaciones vegetales presentes (Herz 1999).

Se delimitaron polígonos y líneas de cada tipo de uso de suelo y vegetación. Posteriormente, la clasificación fue digitalizada en el programa ILWIS (Integrated Land and Water Management Information System) versión 2.22, instalado en una computadora personal Pentium II. La corrección geográfica de este material se realizó mediante el empleo de puntos de control en unidades Universal Transversa de Mercator (UTM), que se obtuvieron a partir de las cartas topográficas 1:50 000 de la región

Después de digitalizar los polígonos, se obtuvo el área que ocupaba cada tipo de cobertura en cada uno de los juegos de fotografías. El procesamiento de estas fotografías permitió conocer de forma más precisa los cambios de cobertura en algunas áreas particulares del sistema; cabe señalar que las fotografías 1:37,500 de 1995 fueron de gran ayuda para reconocer y definir con mayor precisión las características de la zona.

Asimismo, se elaboró un mapa base, utilizando las cartas topográficas de Alvarado (E15-A51) y Mixtequilla (E15-A61) escala 1:50,000, elaboradas por el INEGI (1984)

7.2.2 Imágenes de satélite

La clasificación y evaluación de la cobertura vegetal y uso de suelo en la zona se realizó principalmente mediante el análisis de dos imágenes satelitales. No obstante, cabe señalar que se contaba con una serie temporal de cuatro décadas (70's, 80's, 90's y 2000), proporcionada por el Instituto de Geografía de la UNAM. Sin embargo, las

correspondientes a los 80's y 90's tenían una gran cantidad de nubes, por lo que se decidió trabajar con las dos imágenes temporalmente más extremas:

- Landsat MSS (Multispectral Scanner) del 5 de febrero de 1973 y
- Landsat TM (Thematic Mapper) del 24 de abril de 2000

Estas imágenes se encontraban libres de nubes y corresponden aproximadamente a la misma época del año, lo que disminuye la variación estacional del terreno, como puede ser la humedad. Pese a que proporcionaron distintas calidades de detalle debido a las diferentes resoluciones inherentes a cada imagen (MSS 60 m y TM 25 m), estas pudieron satisfacer completamente el objetivo deseado y abarcaron aproximadamente la misma área de estudio (1370 km² [37x37 km]).

La subimagen MSS de 1973 fue de 630 renglones por 630 columnas, con un tamaño de pixel de 60 m utilizando cuatro bandas; mientras que la subimagen TM del 2000 fue de 1500 renglones por 1500 columnas, con un tamaño de pixel de 25 m en la cual se utilizaron seis bandas.

Las imágenes fueron procesadas en el programa ILWIS versión 3.0 (ITC-ILWIS 2001); primero se procedió a realizar la separación de bandas de la imagen original, recorte de la imagen para ajustarla al área de estudio y georreferenciación. La escena fue corregida con 10 puntos de control con coordenadas UTM, las cuales se obtuvieron a partir de las cartas topográficas 1:50,000 y se calculó la raíz del error cuadrado medio (*Root Mean Square Error RMSE*, conocido también como sigma). La validación de los puntos control en campo se realizó con el empleo de geoposicionador (GPS) Garmin modelo 100 SRVYII, con un error de ± 5 m.

Como parte del procesamiento de los dos tipos de imágenes, se realizó un análisis de componentes principales. Este procedimiento permite eliminar la información redundante y producir una nueva imagen, cuyas bandas son ortogonales entre sí y por lo tanto la información no se repite. Los dos primeros componentes principales explican la mayor variabilidad de las bandas (Green *et al.* 1998). La combinación de bandas para la imagen de 1973 fue la 4/2/1 y la 5/4/3 para la del 2000.

La discriminación radiométrica de las unidades espaciales fue aumentada con la aplicación de un filtro tipo lineal (realce de bordes), mediante la aplicación de éste, los detalles son realzados en las zonas de contraste transicional, con una demarcación más nítida entre superficies diferenciadas en relación con la señal registrada lo que permite separar al área total de manglar de las demás superficies adyacentes, eliminando de los

inconvenientes al producto de análisis, evitando así desvíos estadísticos que degeneran los parámetros de control en la clasificación de los datos (Herz 1999). Además es posible obtener una mejor apreciación visual de las características de la imagen. De hecho la interpretación visual resulta ser el mejor camino para distinguir la vegetación de manglar de la que no lo es (Green *et al.* 1998).

A las imágenes se les realizó un proceso de stretch (reducción de la frecuencia espectral) al 5% y posteriormente se realizó un muestreo de campos de entrenamiento, con la identidad del hábitat o característica que ellos representaban basado en el conocimiento *a priori* de la escena (mapas y fotografías) y con el trabajo de campo (recorridos, transectos, dirigible y consulta de personas conocedoras del área). Se determinaron cinco clases: Agua, área sin vegetación, hidrófitas, manglar y pastizal.

Finalmente se realizó la clasificación supervisada de las imágenes, aplicándose el método de máxima probabilidad (Green *et al.* 1998, Ramírez-García *et al.* 1998, Ruiz-Luna y Berlanga-Robles 1999, Saatchi *et al.* 2001).

La imagen Landsat TM 2000, fue la primera en ser clasificada, ya que por su fecha es la que pudo ser validada en campo. Después de obtener la primera clasificación se realizó una corroboración de la interpretación en el campo, visitando algunos sitios confusos. Posteriormente se procedió a realizar otra clasificación integrando las nuevas aportaciones y consiguiendo un mejor resultado en la clasificación. Se realizó una matriz de error con la cual se logro establecer la precisión de las estimaciones de área de cada uno de los diferentes usos de suelo que se interpretaron.

Con el procesamiento de las fotografías y las imágenes fue posible obtener la extensión y distribución espacial de las diferentes clases de cubierta del suelo, las cuales pudieron ser identificadas y mapeadas.

7.2.3 Dirigible

De las ocho salidas a la zona de estudio, dos de estas fueron destinadas para la obtención de material fotográfico y videográfico mediante el empleo de un dirigible, en algunas zonas del SLA, con el propósito de corroborar la clasificación de las imágenes y conocer de forma más detallada las condiciones y características del manglar y vegetación de hidrófitas.

El dirigible tiene dimensiones aproximadas de 5.5 x 2 m, y se infla con alrededor de 7 m³ de helio, suficientes para elevar un peso de 5 kilos (López-Blanco *et al.* 1997 y

1998). Fue elevado entre 100 y 300 m de altura, dependiendo de las condiciones del viento, desde una lancha en movimiento.

Se le fijó una estructura metálica diseñada para dar soporte a una cámara de video y una cámara fotográfica. La cámara fotográfica fue una Canon AV-1 (35 mm) con disparo motorizado, se usó un ángulo normal de cobertura del lente con 50 mm de longitud focal, con el nivel de foco en infinito; el disparo se realizó mediante el empleo de un control remoto (radio Hitec Focus IISSAM de 72 MHz), un servo radio-control estándar (HS-300) y un receptor (HAS 02MB) y la cámara de video fue una Video Sony Handycam Hi8 CCD-TR3300

Se realizaron dos recorridos de este tipo, tomando las coordenadas geográficas de cada disparo de la cámara fotográfica, con el objeto de posteriormente ubicarlas en la imagen de satélite.

7.2.4 Calculo de la deforestación

Para determinar el área "inicial" cubierta por manglar y otras clases espectrales se tomaron los datos generados a partir de la imagen Landsat MSS de 1973 y para el área "final" se consideraron los generados con la imagen Landsat TM del 2000.

Con los datos que se obtuvieron de cobertura inicial y final de manglar fue posible establecer la tasa de deforestación (r) mediante el empleo de la fórmula modificada de Dirzo y García (1992), Trejo y Dirzo (2000).

$$r=1-(1-\frac{A1-A2}{A1})^{1/t}$$

Donde:

r= Deforestación, considerada como el remplazamiento de manglar por hábitat no boscoso

A1= Area de bosque en la primera fecha

A2= Area de bosque para la segunda fecha

t= Número de años entre las dos fechas

Esta formula es denominada de interés compuesto; es un modelo de decaimiento exponencial que toma en consideración que el incremento relativo de la deforestación, en un año, es función de la magnitud de la deforestación del año pasado. Esta consideración no se toma en cuenta en funciones matemáticas más simples, como las denominadas de interés simple, por lo que su uso resulta en subestimaciones de la magnitud de la deforestación (Mendoza 1997).

Finalmente, se utilizó una fórmula de decaimiento exponencial simple para calcular el área de bosque remanente (AFR) a un tiempo dado (t), dependiendo de la cobertura existente (A₁) y la velocidad de deforestación (r) Trejo y Dirzo (2000).

$$AFR_{(t)}=A_1(1-r)^t$$

8. RESULTADOS

La vegetación de manglar estuvo compuesta por 7 especies (Tabla 4), de las cuales tres son consideradas como halófitas facultativas propias de este tipo de vegetación y las cuatro restantes como especies no propias del manglar, pero sí de pantanos y humedales. En particular *Pachira aquatica* es típica de selvas bajas y medianas inundables, que en la zona costera se desarrolla en asociación con las especies del manglar.

8.1 Estructura de la vegetación

8.1.1 Estructura general

Los resultados de la estructura vegetal de este estudio, se reportan en dos niveles espaciales:

a) Toda la zona de estudio y

b) Nivel de sitio (transecto)

En quince transectos, con un área total de 14000m², se registraron 1339 individuos con diámetros superiores a 2.5 cm, con lo que se puede estimar que existen 956 árboles por hectárea. La altura promedio fue de 7.2 m y el diámetro de 11.26 cm. El área basal promedio para una hectárea en los manglares de Alvarado es de 30.42m². *A. germinans* es la especie que obtuvo el mayor valor de importancia en la zona, debido a que su valor de dominancia relativa fue considerablemente más alto que el de las otras especies (Tabla y figura 4).

Tabla 4. Variación de los parámetros estructurales de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz. Se proporcionan las claves que en adelante serán utilizadas para cada especie.

ESPECIE	NO. DE INDIVIDUOS ha ⁻¹	ALTURA PROMEDIO (m)	DIAMETRO PROMEDIO (cm)	AREA BASAL (m ²) ha ⁻¹	DOMINANCIA RELATIVA	DENSIDAD RELATIVA	FRECUENCIA RELATIVA	VALOR DE IMPORTANCIA	
								ABSOLUTO	%
<i>Avicennia germinans</i> Ag	375.71	10.55	20.31	19.00	62.47	39.33	27.78	129.58	43.19
<i>Laguncularia racemosa</i> Lr	362.14	7.77	11.49	7.42	24.39	37.84	27.78	90.01	30.00
<i>Rhizophora mangle</i> Rm	204.28	8.23	12.10	3.76	12.36	21.34	27.78	61.48	20.49
<i>Pachira aquatica</i> Pa	9.28	7.92	15.11	0.22	0.72	0.97	5.55	7.24	2.41
<i>Randia aculeata</i> Ra	2.86	3.12	3.85	0.003	0.01	0.30	5.55	5.86	1.95
<i>Guatteria</i> sp. Gsp.	1.43	3.90	10	0.017	0.05	0.15	3.70	3.9	1.30
<i>Lycium carolinianum</i> Lc	0.71	8.91	6	0.002	0.01	0.07	1.85	1.93	0.64
TOTAL	956.41	7.2	11.26	30.42	100.01	100	99.99	300	100

En la figura 4 se puede observar que *A. germinans* tuvo el valor de importancia más alto (43.19). Esto se debe a que para el cálculo de este índice se suman tres factores: la frecuencia, la densidad y la dominancia, éste último valor, para el caso de esta especie, resultó considerablemente más alto, es decir el área que ocupan los individuos de esta especie es mayor. No obstante, esta especie compartió registros similares de densidad y frecuencia con *L. racemosa*.

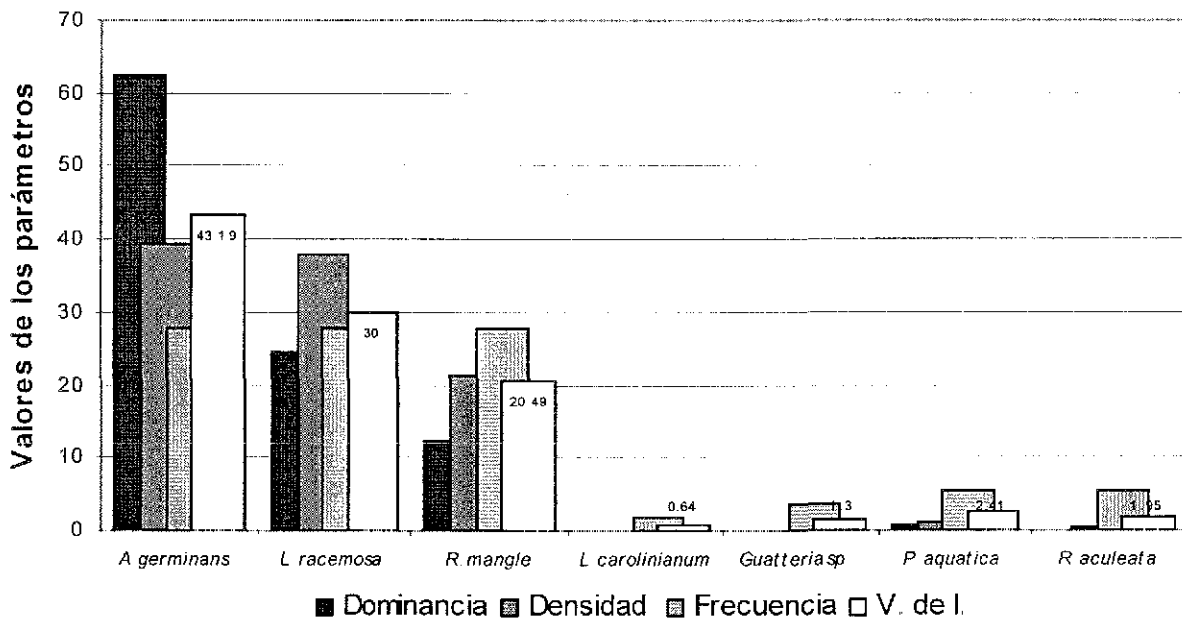


Figura 4. Diferenciación del comportamiento de los atributos de la vegetación (dominancia, densidad, frecuencia y valor de importancia) de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz.

En cada uno de los transectos se registraron las tres especies de manglar reportadas para la zona, así como algunas especies asociadas. El mayor número de especies registrado para un transecto fue de cinco, tres de los 15 sitios presentaron esta situación (transectos 5, 7 y 8): se trata de áreas ubicadas por detrás de la zona de mayor influencia de los nortes, principalmente del viento, lo que puede propiciar el establecimiento de un mayor número de especies. Estos datos fueron utilizados para obtener la frecuencia de aparición de las especies (Tabla 5).

Tabla 5. Frecuencia de presencia-ausencia de cada una de las especies registradas, en los 15 sitios muestreados, en los manglares de Alvarado, Veracruz.

Especie	No. de transecto															Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
<i>Avicennia germinans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	15
<i>Laguncularia racemosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	15
<i>Rhizophora mangle</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	15
<i>Lycium carolinianum</i>							X									1
<i>Guatteria</i> sp.					X			X								2
<i>Pachira aquatica</i>						X	X	X								3
<i>Randia aculeata</i>					X				X		X					3
Frecuencia total	3	3	3	3	5	4	5	5	4	3	4	3	3	3	3	54

Con respecto al número de árboles con diámetro superior a 2.5 cm, se obtuvo que al menos 7 de los 15 transectos presentaron un mínimo de 100 árboles de esta categoría (Figura 5), por lo tanto, que existen alrededor de 96 árboles en 0.1 ha.

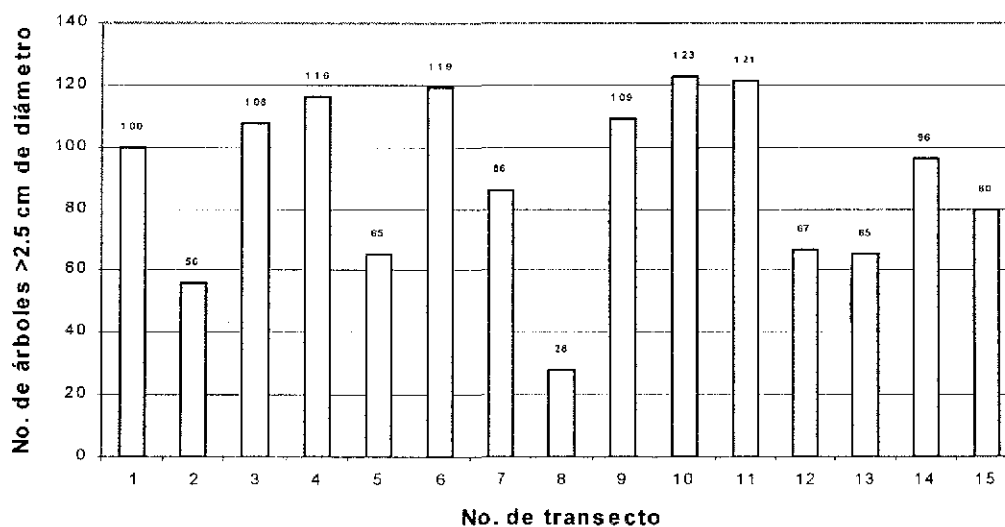


Figura 5. Registros de individuos con diámetro superior a 2.5 cm en cada uno de los transectos.

En la figura 6, se observa la contribución de cada especie para el número total de árboles por sitio. Se puede ver que *A. germinans* es la especie que en siete transectos contribuye con el mayor número de individuos, principalmente en aquellos sitios que se ubican cerca de las riberas de los ríos (Transectos 10, 11, 12, 14 y 15, Figura 29), mientras que *L. racemosa* es la especie con mayor densidad en seis sitios y estas áreas en su mayoría tienen mayor contacto con áreas lagunares (Transectos 4, 7, 9 y 13). *R. mangle* fue la especie con mayor densidad sólo en un transecto (transecto 1).

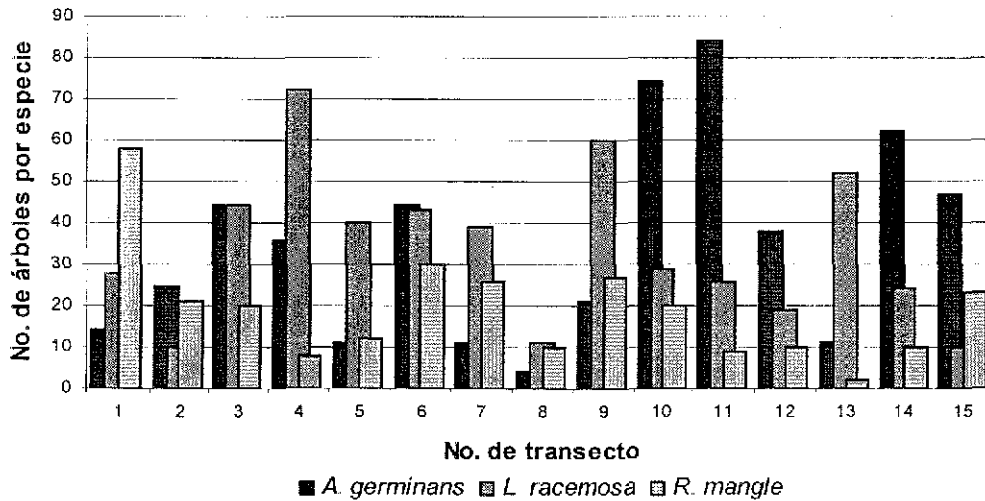


Figura 6. Registros de las principales especies, de individuos con diámetro superior a 2.5 cm.

Como resultado de las observaciones anteriores, se puede apreciar en la figura 7, que tanto *A. germinans* como *L. racemosa*, se presentan en densidades similares.

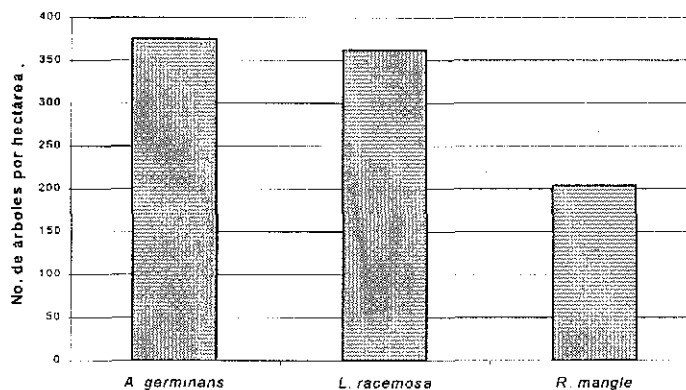


Figura 7. Número de árboles (>2.5 DAP) en una hectárea de manglar.

Con respecto al área basal promedio se registró un valor de 30 m² por hectárea. Se observó que sólo dos transectos presentaron menos de 20 m² por hectárea, aunque estos fueron precisamente los transectos que tuvieron un área inferior a 0.1 ha (Tabla 6). Ocho tuvieron entre 20 y 30 m², tres presentaron entre 30 y 40 m² y sólo dos registraron más de 40 m² de área basal por hectárea. Sin embargo esta situación no tiene ningún patrón de distribución espacial aparente (Figura 8)

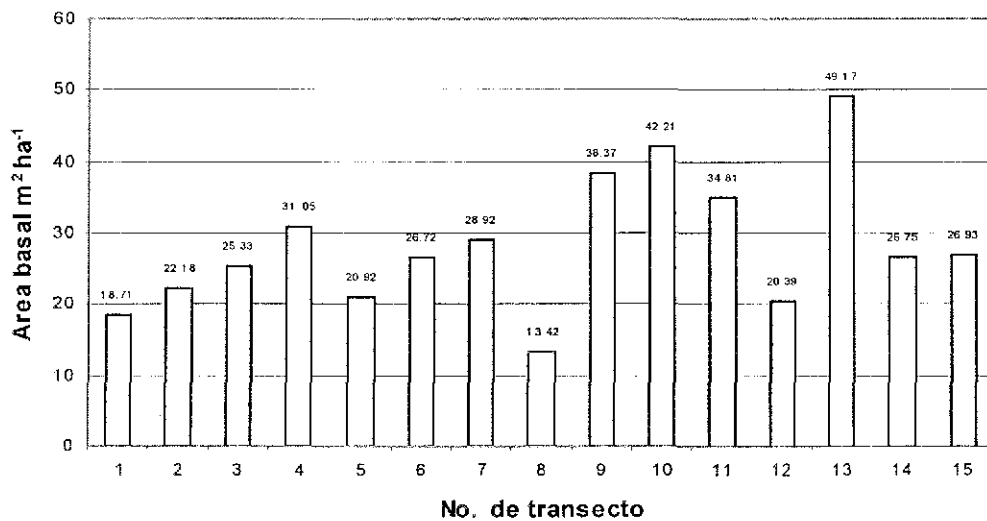


Figura 8. Diferenciación del comportamiento de los valores de área basal, respectivos a cada transecto. El transecto 8 registra este bajo valor debido a que su longitud fue de 150 m, obligado por las condiciones de la zona.

El área basal registrada en cada transecto fue desglosada por especies para conocer como contribuye cada una al valor de dominancia final por sitio (Tabla 6). Se puede observar que las especies asociadas no contribuyen de forma importante al área basal total del transecto, lo que se debe principalmente a que se trata de especies pequeñas, a excepción de *P. aquatica*

Tabla 6. Valores de área basal para cada una de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz.

No. de transecto	Longitud (m)	Individuos ≥ 5 cm Ø	Área basal por especie (cm ²) No. de individuos										Área basal total m ²	Área basal ha ⁻¹
			<i>Avicennia germinans</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Pachira aquatica</i>	<i>Randia aculeata</i>	<i>Guatteria sp.</i>	<i>Lycium carolinianum</i>					
1	350	100	12508.36 14	1415.46 28	4788.04 58							18711.86	1.87	26.73
2	500	56	14002.07 25	1497.75 10	6676.46 21							22176.28	2.22	22.18
3	500	108	17447.66 44	3422.76 44	4464.98 20							25335.4	2.53	25.34
4	500	116	23347.31 36	5044.76 72	2662.61 8							31054.68	3.11	31.05
5	500	65	12485.46 11	2040.25 40	6379.19 12		12.57 1	7.07 1				20924.54	2.09	20.92
6	500	119	10528.29 44	12835.95 43	3290.42 30	70.69 2						26725.35	2.67	26.73
7	500	86	13426.57 11	7083.53 39	5520.55 26	2863.76 9					28.27 1	28922.68	2.89	28.92
8	150	28	4525.07 4	6936.83 11	1622.43 10	113.88 2		226.98 1				13425.19	1.34	44.75
9	500	109	22971.70 21	9419.27 60	5970.40 27		7.07 1					38368.44	3.84	38.37
10	500	123	30755.35 74	8390.53 29	3067.41 20							42213.29	4.22	42.21
11	500	121	29276.74 84	3733.13 26	1773.84 9		27.77 2					34811.48	3.48	34.81
12	500	67	17367.42 38	1568.49 19	1452.15 10							20388.06	2.04	20.39
13	500	65	13497.65 11	34914.87 52	760.26 2							49172.78	4.92	49.17
14	500	96	21999.68 62	3646.40 24	1102.46 10							26748.54	2.67	26.75
15	500	80	21920.52 47	1918.25 10	3091.04 23							26929.81	2.69	26.93
Total	7000	1339	266059.85 526	103868.23 507	52622.24 286	3048.33 13	47.41 4	234.06 2	28.27 1	234.06 2	28.27 1	425908.38	42.59	465.25

En la figura 9 se puede observar que *A. germinans* es la especie con mayor dominancia relativa en casi todos los transectos (12), lo que le da un mayor valor de importancia en los manglares de Alvarado, mientras que la segunda especie fue *L. racemosa* (3) y por otro lado *R. mangle* en ningún caso resultó ser la especie dominante.

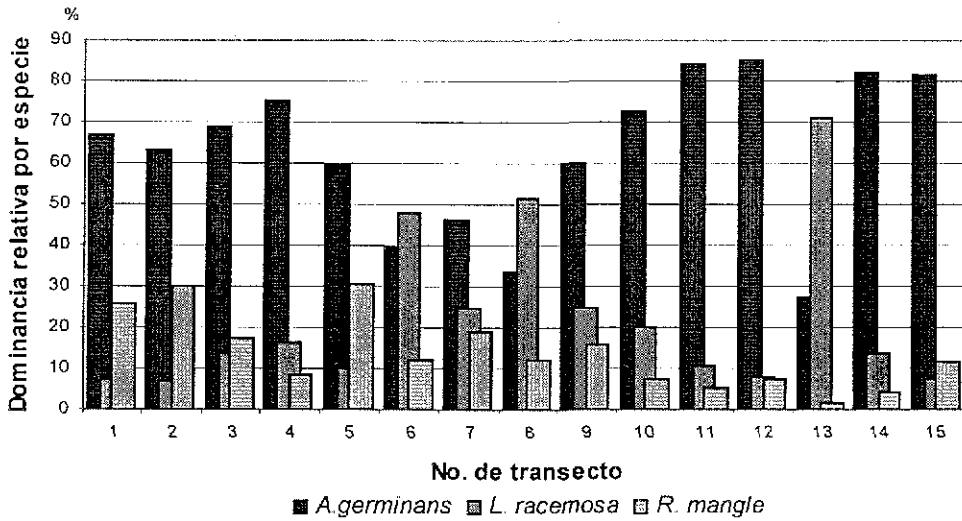


Figura 9. Dominancia de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz.

Se observa en la figura 10 la densidad relativa de las especies, que no resultó ser tan diferente entre *A. germinans* y *L. racemosa*, ya que una tuvo mayor densidad en siete transectos y la otra en seis respectivamente. En este caso *R. mangle* tuvo la mayor densidad en el transecto uno. Tampoco se observa ningún patrón de distribución espacial aparente.

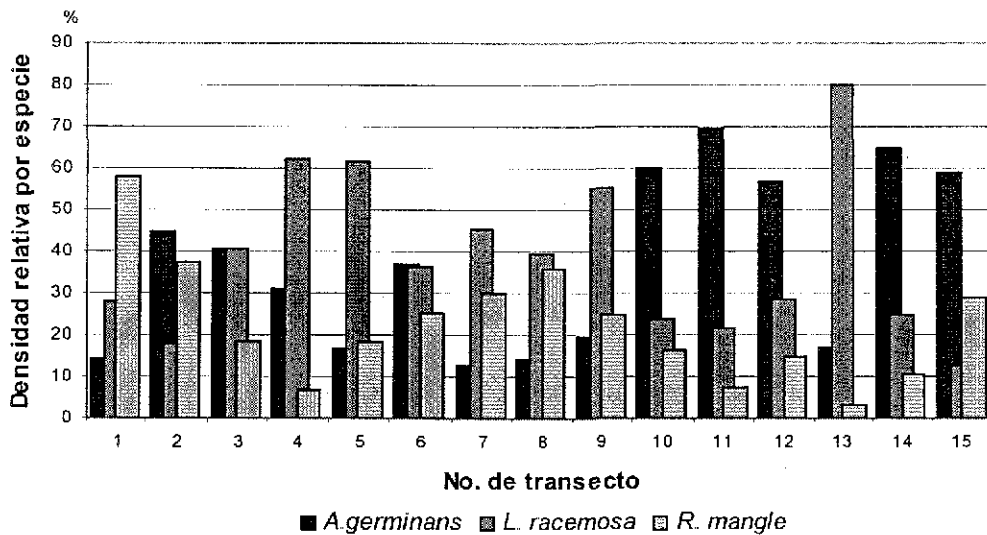


Figura 10. Densidad de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz.

En la figura 11, se observa la distribución de los valores de frecuencia relativa de las especies presentes en los manglares de Alvarado. Como este es un parámetro relacionado con la presencia o ausencia de las especies, resultó ser igual para todos los transectos excepto para aquellos en los cuales además de las especies de mangle se registraron especies asociadas (Tabla 5).

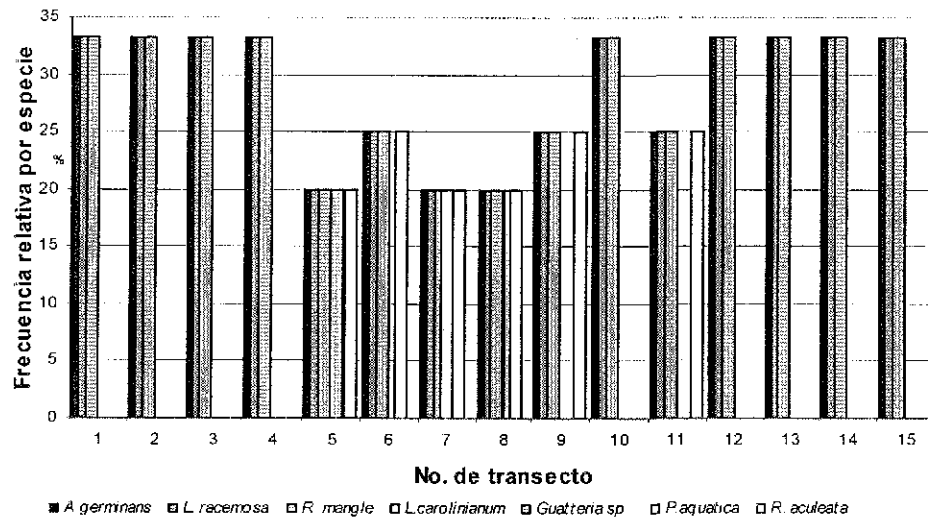


Figura 11. Frecuencia de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz.

Finalmente, como un reflejo de todos los parámetros reportados anteriormente, se observa en la figura 12 que *A. germinans* es la especie con el mayor V. I. en 10 transectos, seguida de *L. racemosa* en cuatro y *R. mangle* sólo en uno.

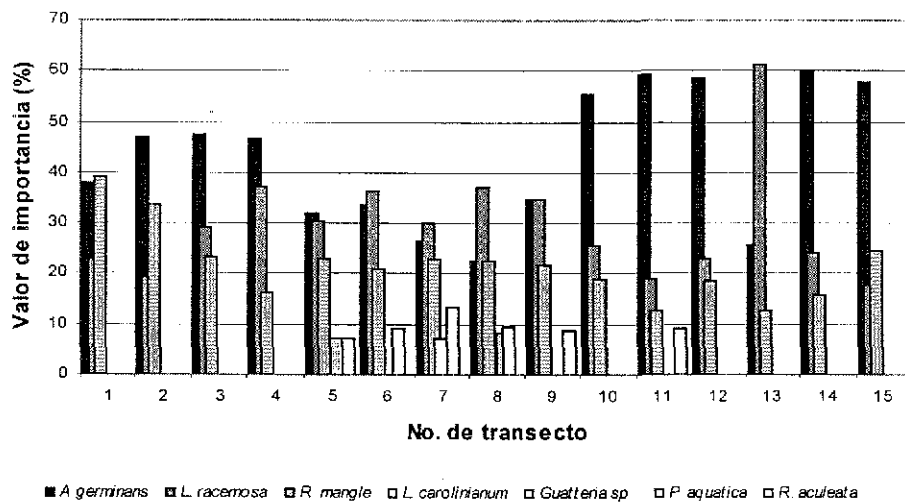


Figura 12. Valor de importancia de las especies registradas en los manglares de Alvarado, Veracruz.

En la tabla 7, se muestran los parámetros estructurales de la vegetación en cada transecto. Se observa que en nueve transectos *A. germinans* fue la especie con mayor Valor de Importancia, en el transecto nueve este valor resultó similar para *A. germinans* y *L. racemosa*.

Se obtuvieron los valores de Índice de Complejidad de Holdridge (ICH) para cada sitio, considerando los datos para los árboles con diámetro superior a 10 cm y aquellos con diámetro superior a 10 cm. El ICH para los árboles de la categoría que incluye a todos los superiores a de 2.5 cm de diámetro, resultó superior a 10 en aquellos lugares ubicados en zonas más protegidas y con menor influencia de los efectos de los nortes, con excepción del transecto 9 (Figura 29). En cambio, para los árboles superiores a 10 cm, el único sitio con un ICH superior a 10 fue el transecto 10 (12.29) que es un sitio protegido y con influencia del río El Pájaro. Finalmente, el valor para los manglares de Alvarado, fue de 6.05 (Tabla 8).

Se seleccionaron seis de los quince transectos, para elaborar los perfiles diagramáticos correspondientes, mismos que se presentan en las figuras 13-18.

Tabla 7. Valores estructurales de la vegetación, en quince sitios de manglar de Alvarado, Veracruz.

Parámetro	T1		T2		T3		T4		T5		T6		T7		T8		T9		T10		T11		T12		T13		T14		T15					
Especie	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia	V.I.	Dominancia				
<i>Avicennia germinans</i>	173.78	81.40	180.16	82.25	77.70	27.45	175.23	85.18	178.52	84.10	166.35	72.86	104.14	59.87	67.99	33.71	79.21	46.42	101.37	39.40	96.59	59.67	139.54	75.18	142.94	68.87	40.74	141.10	63.13	114.18	66.85	33.33		
<i>Leguminaria racemosa</i>	52.95	7.12	71.96	13.63	184.33	71.00	69.38	7.69	57.21	10.72	76.79	19.88	104.59	24.55	110.95	51.67	89.84	24.49	109.15	48.02	91.29	9.75	111.64	16.24	87.58	13.51	57.94	6.75	68.89	7.56	33.33			
<i>Rhizophora mangle</i>	73.56	11.48	47.87	4.12	37.96	1.55	55.38	7.12	37.54	5.10	56.86	7.27	65.33	15.56	67.79	12.08	69.32	19.09	62.52	12.31	68.95	30.49	48.80	8.57	69.47	17.62	100.94	30.11	116.92	25.59	33.33			
<i>Licium carolinianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21.17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Guatteria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25.26	1.69	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pachira aquatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27.99	0.85	40.36	9.90	26.94	0.26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Randia aculeata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	26.73	0.08	0	0	25.94	0.02	0	3.57	0	0	0	1.68	21.60	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	299.99	100.00	299.99	100.00	299.99	100.00	299.99	100.01	300.00	100.00	300.00	100.01	300.00	100.00	299.98	100.00	299.90	99.91	299.98	99.99	300.00	100.00	299.98	100.00	299.99	100.00	299.98	100.00	299.99	100.00	299.99	100.00	99.99	

Tabla 8.- Comparación estructural en quince sitios de los manglares de Alvarado, Veracruz.^a

SITIO	No. de Especies		Número de árboles				Área basal (m ²)				Altura (m)				Índice de complejidad estructural					
	>2.5 cm		>10 cm		>2.5 cm		>10 cm		>2.5 cm		>10 cm		>2.5 cm		>10 cm		>2.5 cm		>10 cm	
	DAP		DAP		DAP		DAP		DAP		DAP		DAP		DAP		DAP		DAP	
1*	3	3	100	27	1.87	1.79	6.03	10.72	3.38	1.55										
2	3	3	56	40	2.22	2.18	8.50	10.26	3.17	2.68										
3	3	3	108	54	2.53	2.40	7.47	9.29	6.12	3.61										
4	3	3	116	53	3.11	2.97	8.48	12.67	9.18	5.98										
5	5	3	65	22	2.09	2.02	7.88	13.54	5.35	1.81										
6	4	3	119	63	2.67	2.51	9.24	11.99	11.74	5.69										
7	5	4	86	58	2.89	2.81	9.66	11.14	12.00	7.26										
8*	5	4	28	18	1.34	1.31	12.04	15.53	2.26	1.46										
9	4	3	109	36	3.84	3.71	8.35	13.48	13.98	5.40										
10	3	3	123	91	4.22	4.11	10.12	11.31	15.76	12.69										
11	4	3	121	68	3.48	3.34	9.77	12.67	16.46	8.63										
12	3	3	67	50	2.04	2.00	10.39	12.23	4.26	3.67										
13	3	3	65	47	4.92	4.85	10.93	11.63	10.49	7.95										
14	3	3	96	56	2.67	2.55	8.47	10.06	6.51	4.31										
15	3	3	80	35	2.69	2.60	9.63	15.38	6.22	4.20										

^a Los datos son expresados para 0.1 ha.

* Para estos dos sitios el área evaluada es de 0.07 y 0.03 ha respectivamente.

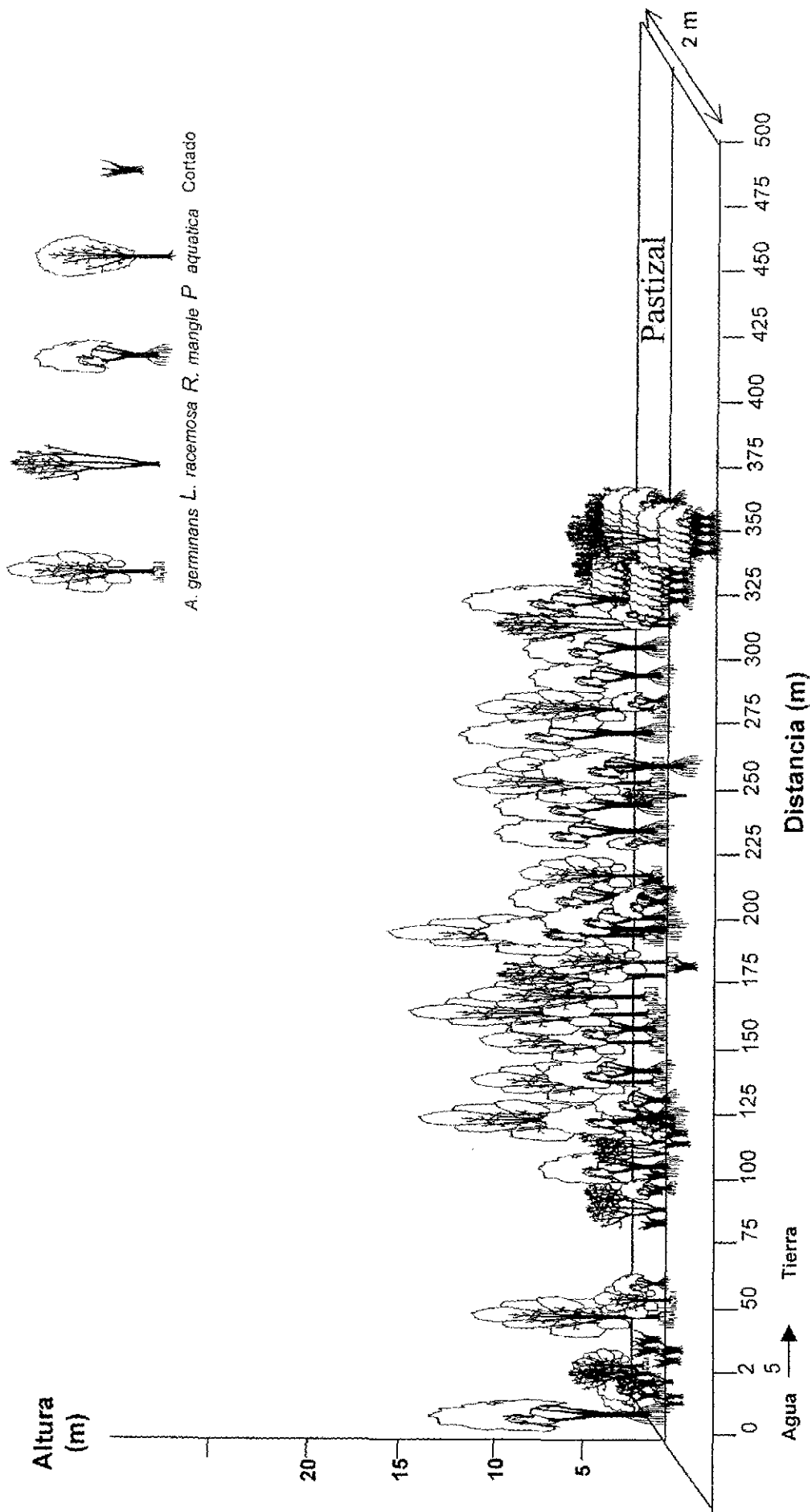


Figura 13. Perfil diagramático del transecto No. 1, Punta Puquita, Alvarado, Veracruz (205450-2075650 UTM). Se encuentra ubicado al norte de la Isla Los Remedios, al igual que en el transecto No. 12, se trata de una zona directamente afectada por la acción de los vientos. La altura promedio en este sitio fue de 6 m. Los valores de importancia (V. I.) fueron: *R. mangle* 116.92, *A. germinans* 114.18 y *L. racemosa* 68.89. En este transecto *R. mangle* obtuvo este valor debido a la densidad de sus individuos en tanto que *A. germinans* tuvo éste debido a un alto valor de dominancia. Se puede observar una zona de pastizal después de los 350 m. Se registraron 330 plántulas, principalmente de *R. mangle* (256) y 13 árboles cortados (10 de *R. mangle*).

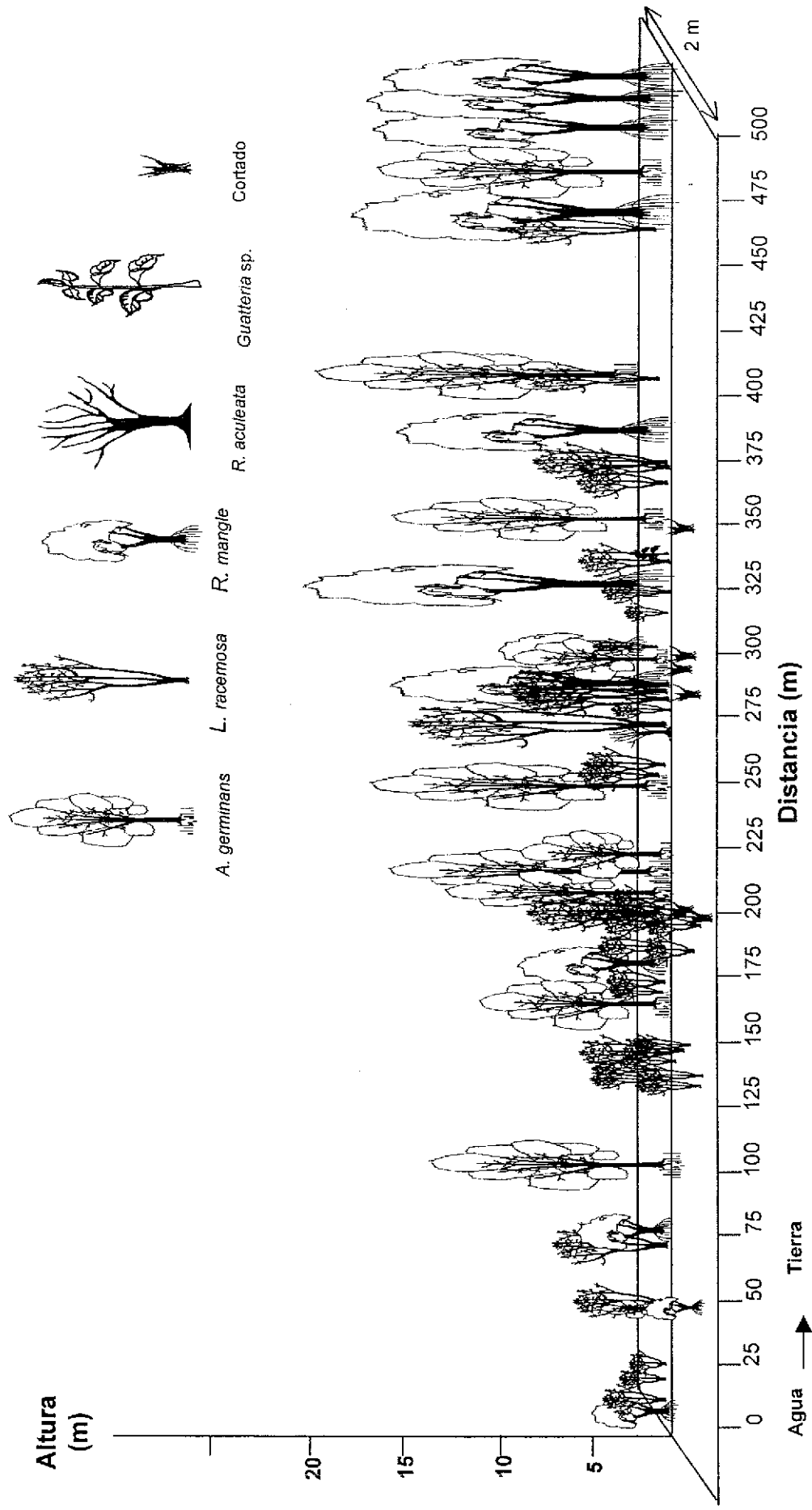


Figura 14. Perfil diagramático del transecto No. 5, Los Remedios, Alvarado, Veracruz (204600-2072400 UTM). Se encuentra ubicado al sur de la Isla Los Remedios, sobre un canal que comunica a la Laguna de Tlalixcoyan con el Río Acula. La altura promedio en este sitio fue de 7.9 m, aunque fue uno de los transectos con árboles de mayor altura. Los valores de importancia (V. I.) fueron: *A. germinans* 96.59, *L. racemosa* 91.29, *R. mangle* 68.95, *R. aculeata* 21.6 y *Guatteria* sp. 21.57. Es uno de los transectos donde se registraron mayor cantidad de especies, no obstante se observa en general, una baja densidad de individuos. Se presenta una zona de *R. mangle* al final del transecto. Se registraron 68 plántulas, principalmente de *L. racemosa* (32) y 6 árboles cortados de esta misma especie.

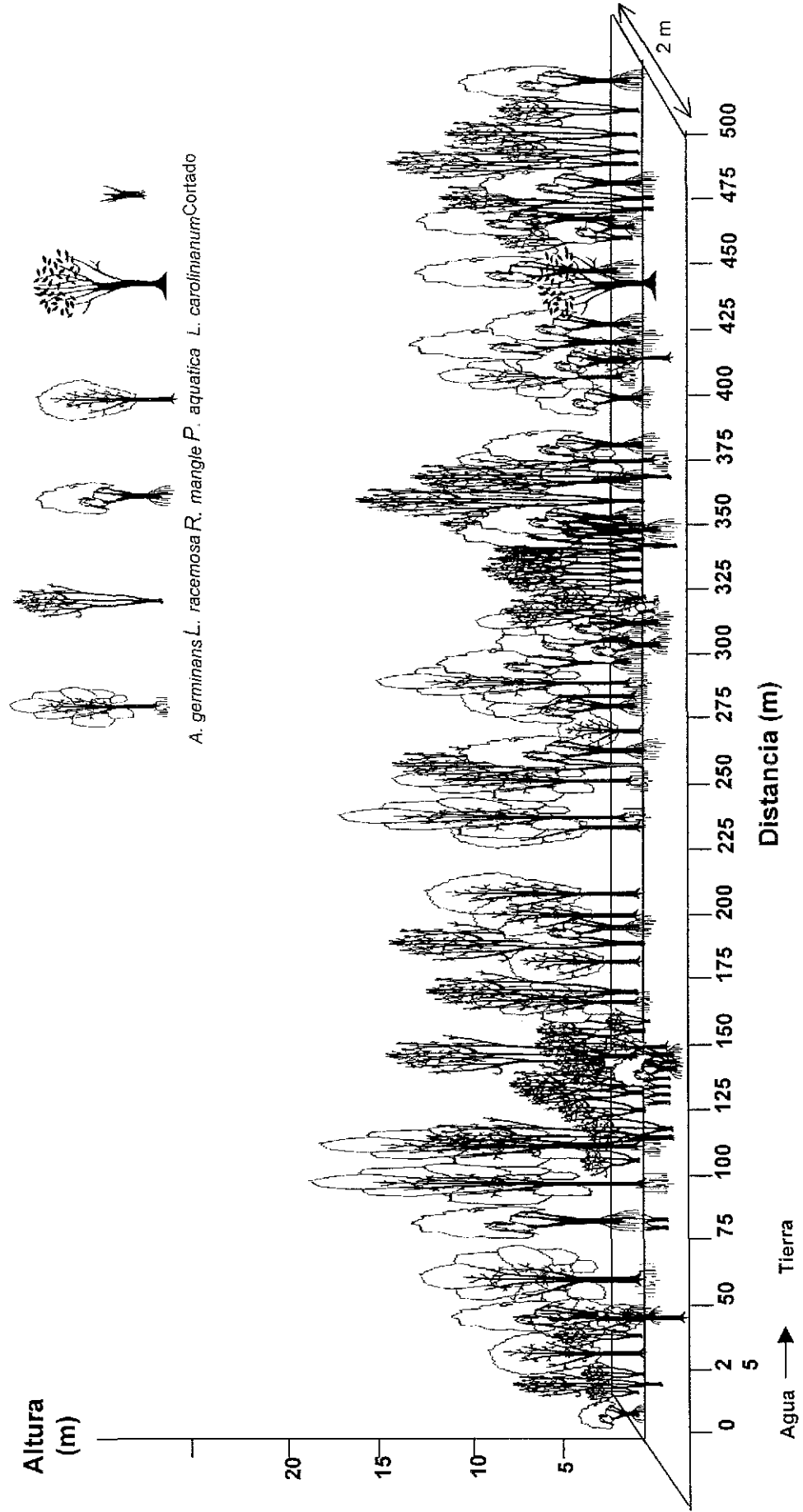


Figura 15. Perfil diagramático del transecto No. 7, Rincón de Galafá, Alvarado, Veracruz (2029000-2068700 UTM). Se encuentra ubicado en una zona protegida al norte de la laguna Las Pintas. La altura promedio en este sitio fue de 9.7 m. Los valores de importancia (V. I.) fueron: *L. racemosa* 89.84, *A. germinans* 79.21, *R. mangle* 69.32, *P. aquatica* 40.36 y *L. carolinianum* 21.17. *L. racemosa* tuvo el V. I. más alto debido a la densidad de sus individuos. Se puede observar que la mayor cantidad de individuos de *R. mangle* se encuentra más allá de los 250 m, en una asociación con *L. racemosa*. Se registraron 83 plántulas, principalmente de *R. mangle* (71) y 7 árboles extraídos por corte, con diámetros entre 5.1 y 10 cm (4).

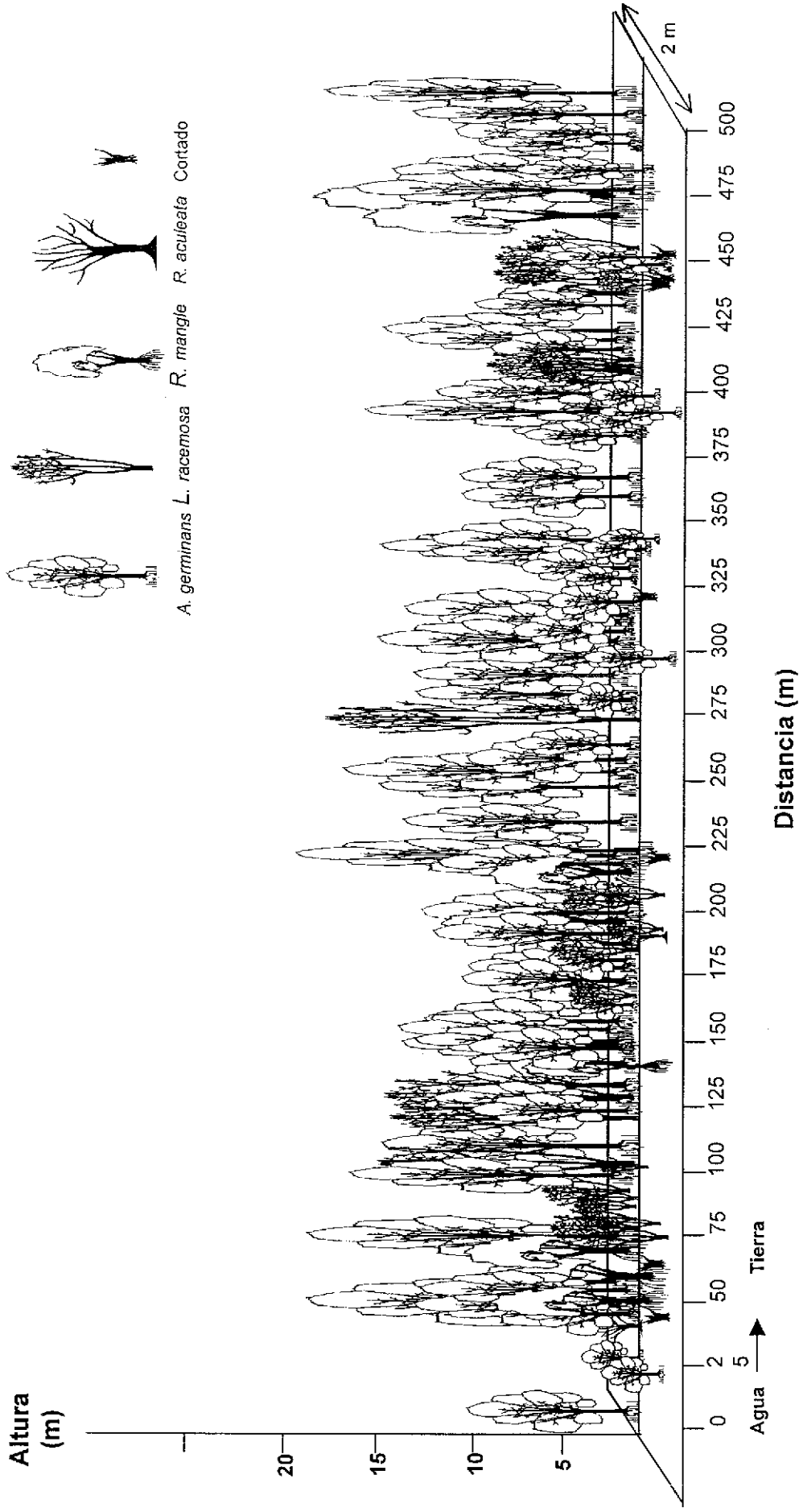
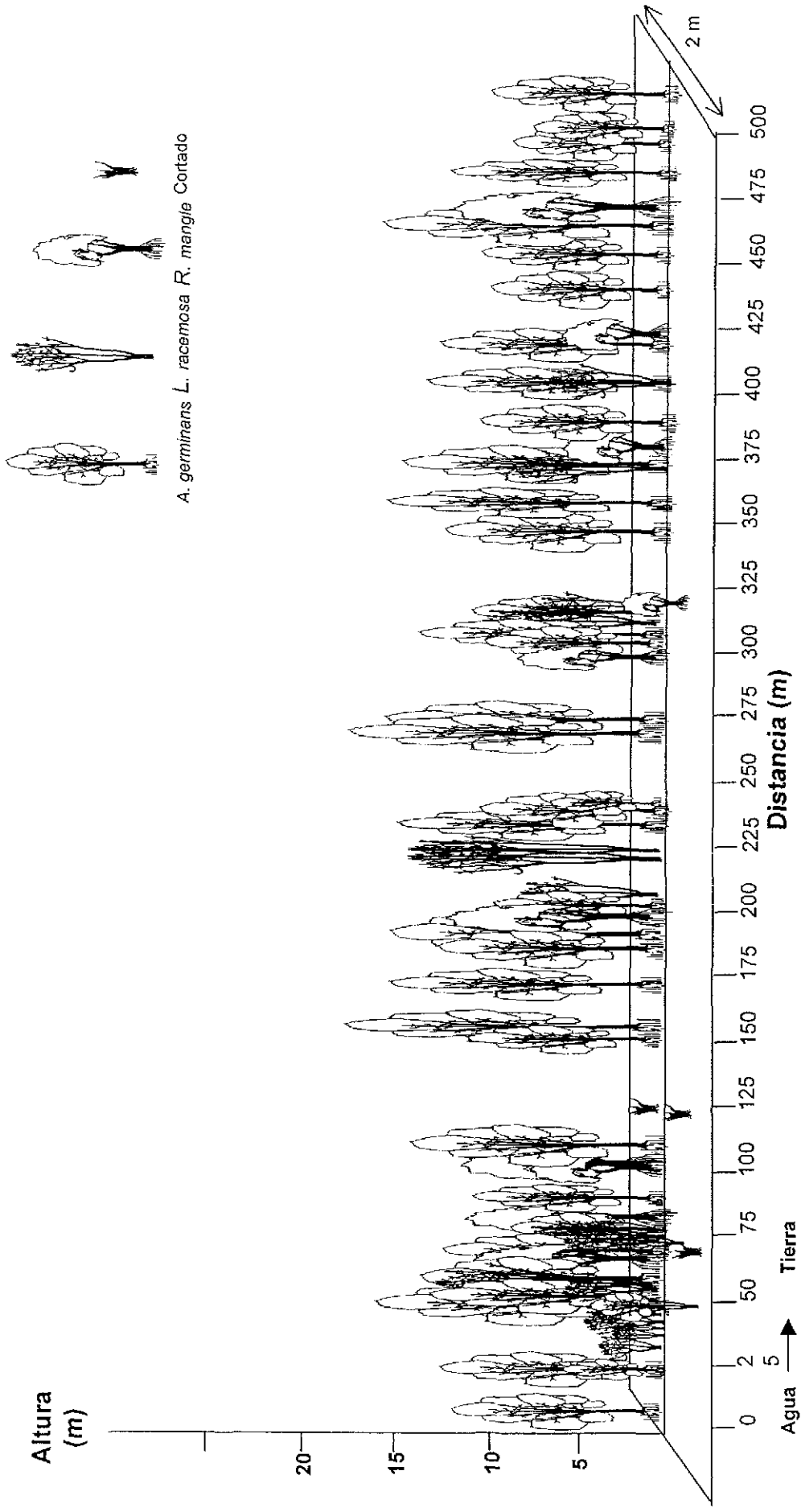


Figura 16. Perfil diagramático del transecto No. 11, Alvarado, Veracruz (209200-2068000 UTM). Se encuentra localizado sobre el Río Acula cerca del poblado Plaza de Armas, es el transecto ubicado más "tierra adentro" con respecto a la Laguna de Alvarado. La altura promedio en este sitio fue de 9.8 m. Los valores de importancia (V I.) fueron: 178.52 para *A. germinans*, 57.21 para *L. racemosa*, 37.54 para *R. mangle* y 26.73 para *R. aculeata*. *A. germinans* alcanzó el V. I. más alto, debido a que se registró una alta densidad de estos individuos en todas las categorías diamétricas, lo cual también se refleja en la dominancia de esta especie. Se pueden observar árboles de *R. mangle* de altura considerable ya casi al final del transecto. Se registraron 29 plántulas, principalmente de *L. racemosa* (25) y 8 árboles cortados, de los cuales 6 fueron de *A. germinans*.



A. germinans L. racemosa *R. mangle* Cortado

Figura 17. Perfil diagramático del transecto No. 12, Chucumites, Alvarado, Veracruz (210575-2073800 UTM). Se encuentra ubicado frente a la Isla Los Tejones, es un zona que se ve directamente afectada por la acción de los nortes. La altura promedio en este sitio fue de 10.4 m. Los valores de importancia (V. I.) fueron: *A. germinans* 175.23, *L. racemosa* 69.38 y *R. mangle* 55.38. *A. germinans* tuvo el V. I. más alto, debido a que tanto el valor de dominancia como el de densidad, fueron altos para esta especie. Se puede observar una baja densidad de árboles con respecto a otros transectos. Se registraron 13 plántulas y 3 árboles cortados.

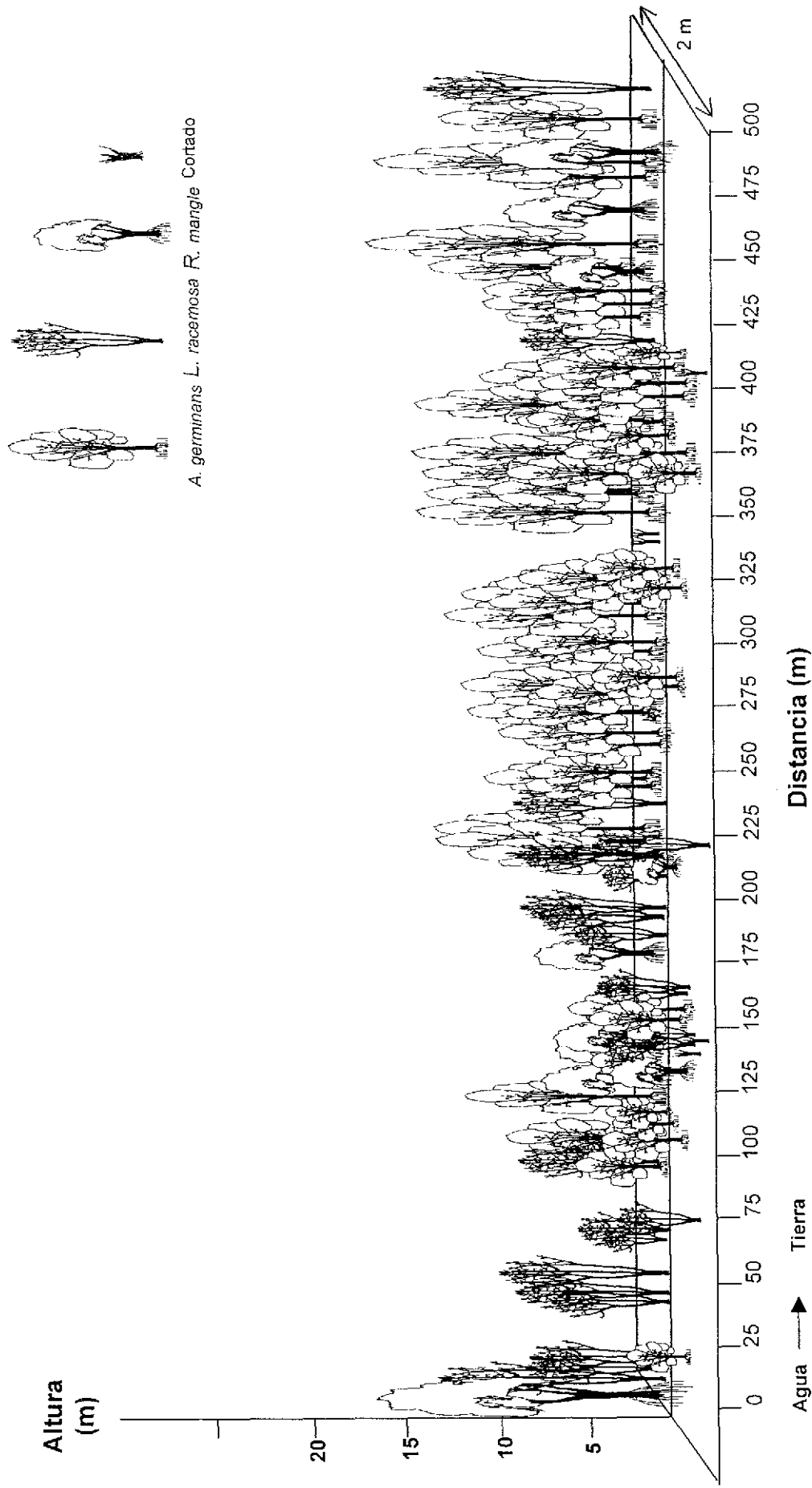


Figura 18. Perfil diagramático del transecto No. 14, Alvarado, Veracruz (204100-2070150 UTM). Se encuentra ubicado cerca del poblado Nacastle, en una zona relativamente protegida de la acción de la acción de los nortes. La altura promedio en este sitio fue de 8.5 m. Los valores de importancia (V I.) fueron: *A. germinans* 180.16, *L. racemosa* 71.96 y *R. mangle* 47.87. *A. germinans* tuvo este valor como resultado de tener también los valores más altos en dominancia y densidad. Se observa una baja densidad de individuos en los primeros 100 m del transecto, así como algunos árboles *R. mangle* de altura considerable al final del transecto. Se registraron 28 piñantulas y 6 árboles cortados.

8.1.2 Composición y estructura de plántulas

Se contabilizaron 2412 individuos considerados dentro de la categoría de plántulas (<2.5 cm Ø), existen por lo tanto 1723 plántulas por hectárea. Se observa que el mayor número de plántulas son de *R. mangle*, seguida de *L. racemosa* y finalmente, con una diferencia importante, *A. germinans* (Tabla 9 y Figura 20). Si consideramos sólo los transectos del 1 al 9, ya que las condiciones de inundación de la época en que se realizaron permitieron un mejor conteo de plántulas, podemos ver que las plántulas de *R. mangle* son las que predominan en cinco transectos. Sin embargo, a excepción del transecto 1, *R. mangle* no es la especie que domina en etapas más tardías. Esto puede ser el resultado de las condiciones aptas para el establecimiento de la especie con la presencia de factores que posteriormente afectan su sobrevivencia.

Tabla 9. Número de plántulas registradas en cada uno de los sitios.

Especie	Número de Transecto															Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
<i>A. germinans</i>	23	28	10	40	12	82	11	72	68	7	4	0	0	10	31	398
<i>L. racemosa</i>	51	99	72	532	32	7	0	12	42	4	25	6	2	18	74	976
<i>R. mangle</i>	256	249	124	29	13	66	71	47	89	5	0	6	0	0	61	1016
<i>P. aquatica</i>	0	0	6	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	9
<i>A. aureum</i>	0	0	0	0	10	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	11
<i>R. aculeata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
Total	330	376	212	601	68	156	83	132	200	16	29	13	2	28	166	2412

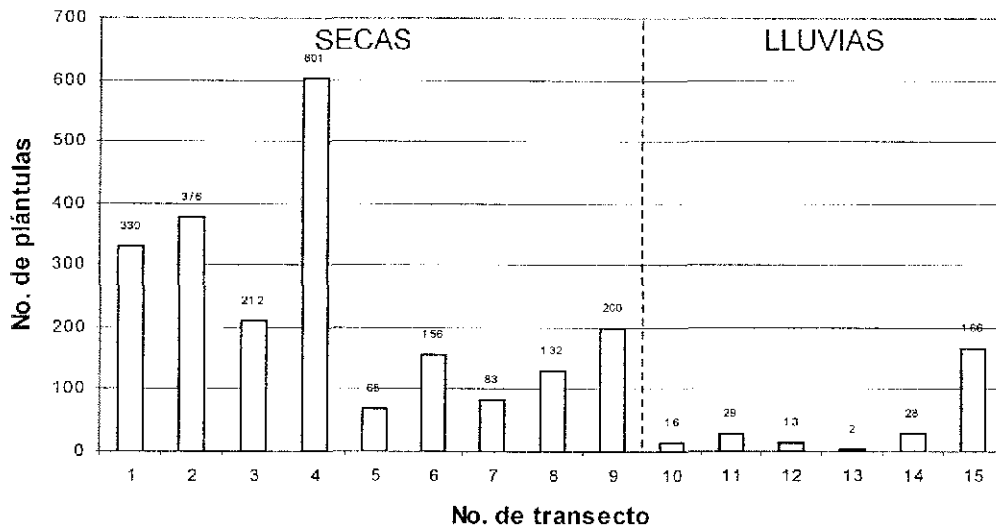


Figura 19. Número total de plántulas registradas en cada uno de los transectos. Se observa una diferencia importante entre el conteo en época de secas y en la temporada de lluvias. El sitio 4 corresponde a un lugar ubicado entre dos zonas lagunares

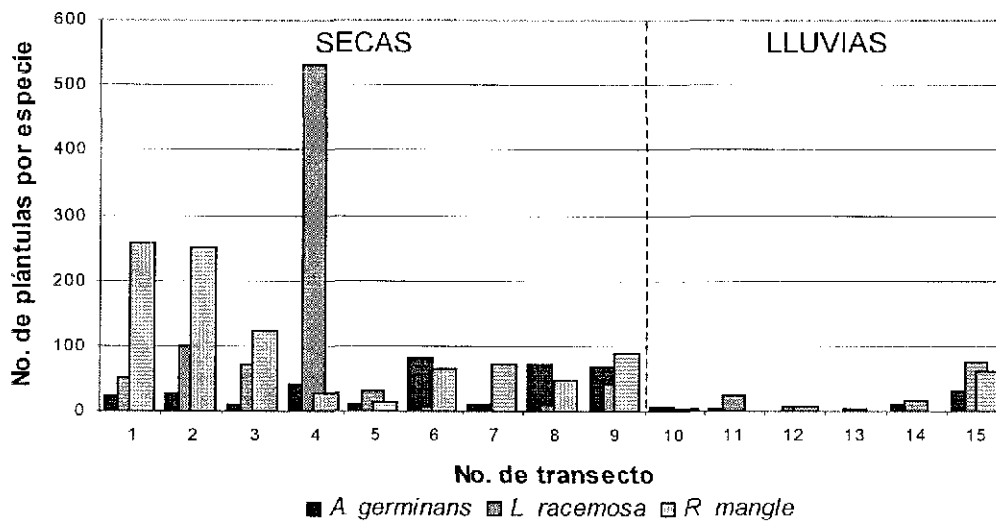


Figura 20. Número total de plántulas disociadas por especie, registradas en cada uno de los transectos. Se aprecia que en transecto 4, *L. racemosa* fue la especie con mayor aporte al número de plántulas por sitio.

8.1.3. Evaluación de la tendencia de extracción específica

Se registraron 151 árboles extraídos por corte, lo que genera un resultado de 108 individuos extraídos por hectárea. Al igual que en la evaluación de plántulas, se definió la composición por especies y además se registró el diámetro que presentaban (Tabla 10 y Figuras 21-23). Los sitios con mayor extracción de árboles (1, 2, 3, 6, 9 y 10 figura 29) son áreas ubicadas frente o cerca de asentamientos humanos o contiguos a lugares que están sometidos a cambios de uso de suelo, principalmente por ganadería.

Tabla 10. Número de árboles extraídos en cada uno de los sitios.

Transecto	No. de árboles extraídos	Especies				Diámetro de los árboles extraídos (cm)		
		<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	<i>P. aquatica</i>	0.1-5	5.1-10	>10
1	13	1	2	10		3	6	4
2	15	9	3	3		3	1	11
3	23	2	19	2		5	9	9
4	8	1	6	1		0	5	3
5	6	0	6	0		2	1	3
6	12	10	2	0		2	5	5
7	7	2	5	0		1	4	2
8	4	0	1	3		0	3	1
9	17	2	12	2	1	9	7	1
10	23	18	5	0		4	10	9
11	8	6	1	1		3	2	3
12	3	2	1	0		0	1	2
13	4	0	4	0		1	2	1
14	6	3	3	0		2	2	2
15	2	2	0	0		1	0	1
TOTAL	151	58	70	22	1	36	58	57

En la figura 21 se aprecia el número de árboles extraídos por hectárea, en 6 sitios (1, 2, 3, 6, 9 y 10 figura 29) esta cantidad supera a los 100 individuos extraídos por hectárea, por lo tanto si consideramos que existen en promedio 956 árboles superiores a 2.5 cm de DAP en una hectárea de manglar, esto corresponde al 10.5% de árboles. No obstante, hay sitios (3 y 10) en los que esta cifra se incrementa hasta el 24%.

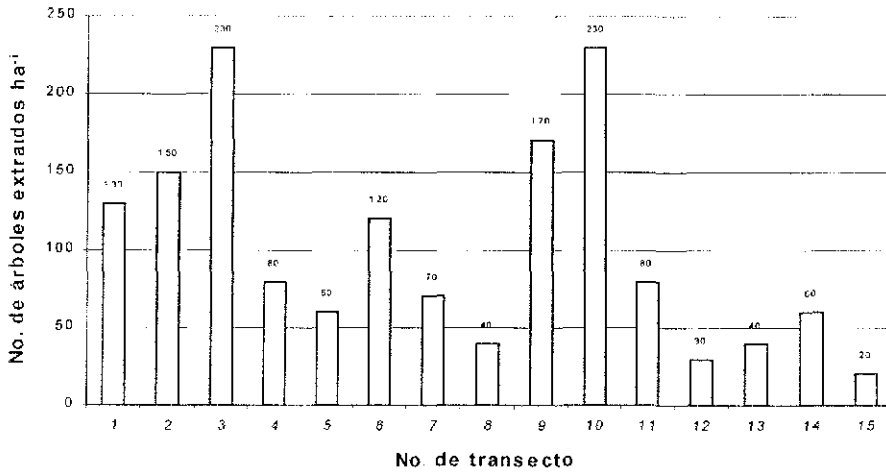


Figura 21. Número total de árboles extraídos en cada uno de los transectos.

La figura 22 muestra la preferencia en la extracción de árboles; los transectos 3 y 10 son los sitios con mayor extracción. Las especies que se extraen son distintas, en el primero es *L. racemosa* y en el segundo es *A. germinans*, resultado probable de los fines con los que se extrae la madera en cada sitio.

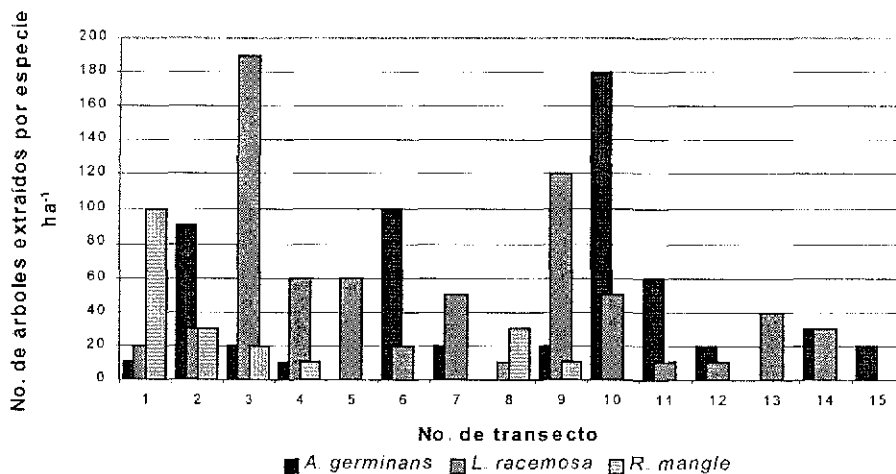


Figura 22. Número de árboles extraídos separados por especie.

En el SLA, la especie que se extrae con mayor frecuencia es *L. racemosa* (Figura 23). No obstante, esta no es la especie con mayor valor de importancia en el área, esto puede ser porque en Alvarado se extrae esta especie, para ser usada como "tutor" de tomate; los diámetros que se utilizan con este propósito varían entre dos y tres centímetros (*com. Pers. E. Portilla*). La categoría con mayor frecuencia de extracción se encuentra entre los individuos de 5 a 10 cm de diámetro, por lo que el uso principal de esta especie puede corresponder a otros fines diferentes, que la de ser usada como "tutor"; en la figura 24 se observa que en seis sitios se extraen árboles con estas características

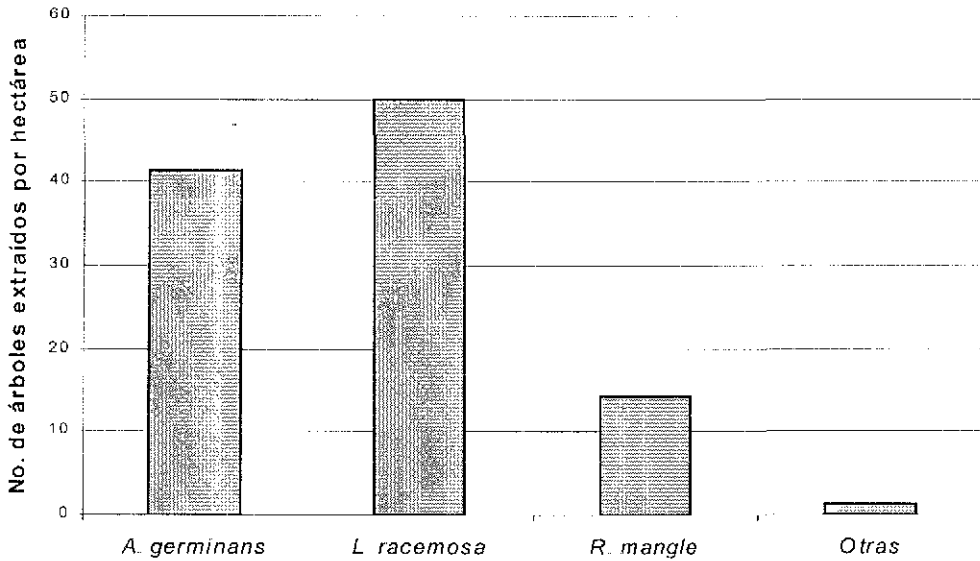


Figura 23. Número de árboles extraídos por especie en una hectárea de manglar .

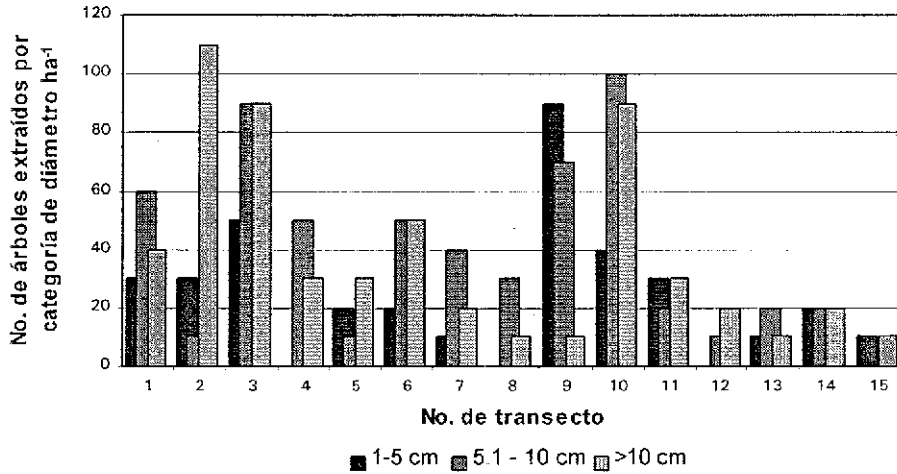


Figura 24. Preferencias de selección de diámetros en los árboles extraídos

Sin embargo, a pesar de que al menos en seis sitios (mayoría) se extraen árboles con diámetros entre 5 y 10 cm, finalmente al contabilizar todos los árboles que se extraen en el SLA, se observa que tanto los árboles con estos diámetros y aquellos de más de 10 se extraen casi con igual frecuencia (Figura 25).

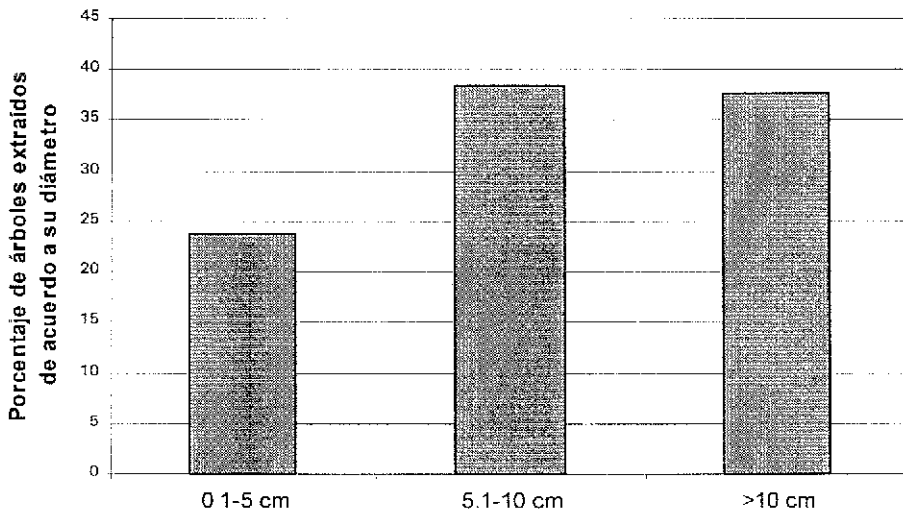


Figura 25. Proporción de preferencias diamétricas en la extracción de árboles.

8.2 Evaluación de la deforestación

Para la imagen de 1973 se obtuvo la raíz del error cuadrado medio (*Root Mean Square Error [RMSE]*, conocido también como sigma) de 0.57 y para la imagen de 2000 este fue de 1.25. Estos valores proporcionaron una exactitud suficiente para validar diversas posiciones en campo que fueron verificadas posteriormente

Con las áreas finales de la clasificación de las imágenes de satélite se obtuvo la tasa de deforestación para los manglares de Alvarado, Veracruz (Tabla 11).

Tabla 11. Tasa de deforestación a la que están sometidos los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz.

Localidad	Fecha	Intervalo de años	Area con manglar (ha)	Tasa de deforestación (%)
Alvarado,	1973	27	19991	1.6
Veracruz	2000		13045	

Tabla 12. Extensión de las áreas que se obtuvieron para cada tipo de clase en cada una de las imágenes a partir de la clasificación.

Clase*	Imagen Landsat	Imagen Landsat
	MSS 1973	TM 2000
Agua	53454	54196
Área sin vegetación	3321	3959
Hidrófitas	41464	65314
Manglar	19991	13045
Pastizal	25380	3589

De las cinco clases definidas, tres constituyen tipos de vegetación ya descritas en el apartado de la descripción de la zona de estudio. La vegetación de hidrófitas estuvo compuesta por tulares de *Typha dominguensis*, popales de *Thalia geniculata* y grandes extensiones de *Eleocharis interstincta* y *Nymphaea prolifera*.

La clase agua incluye agua marina, de ríos y lagunas, mientras que la clase área sin vegetación, incluye áreas urbanas, dunas de arena y áreas desprovistas de vegetación.

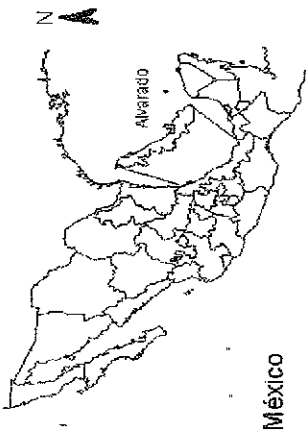
La clase vegetación de dunas costeras no se incluyó en esta parte del trabajo, debido a que es una clase con poca distribución, y que se encuentra frecuentemente

mezclada con otros tipos de vegetación, por lo que su diferenciación de otras clases no se apreció claramente.

En las figuras 26 y 28 se presentan las imágenes de satélite (1973 y 2000) en las diferentes composiciones a color que se utilizaron, mientras que en las figuras 27 y 29 se presentan las clasificaciones generadas para cada una de ellas. En estas dos imágenes se encuentran enmarcadas aquellas zonas que han sufrido una mayor conversión de uso de suelo y las que sería importante considerar para fines de recuperación del ecosistema.

IMAGEN DE COMPUESTO
A COLOR
Alvarado, Veracruz
Landsat MSS 1973

Mapa de localización



Despliegue
Rojo Banda 4
Verde Banda 2
Azul Banda 1

1 : 250000

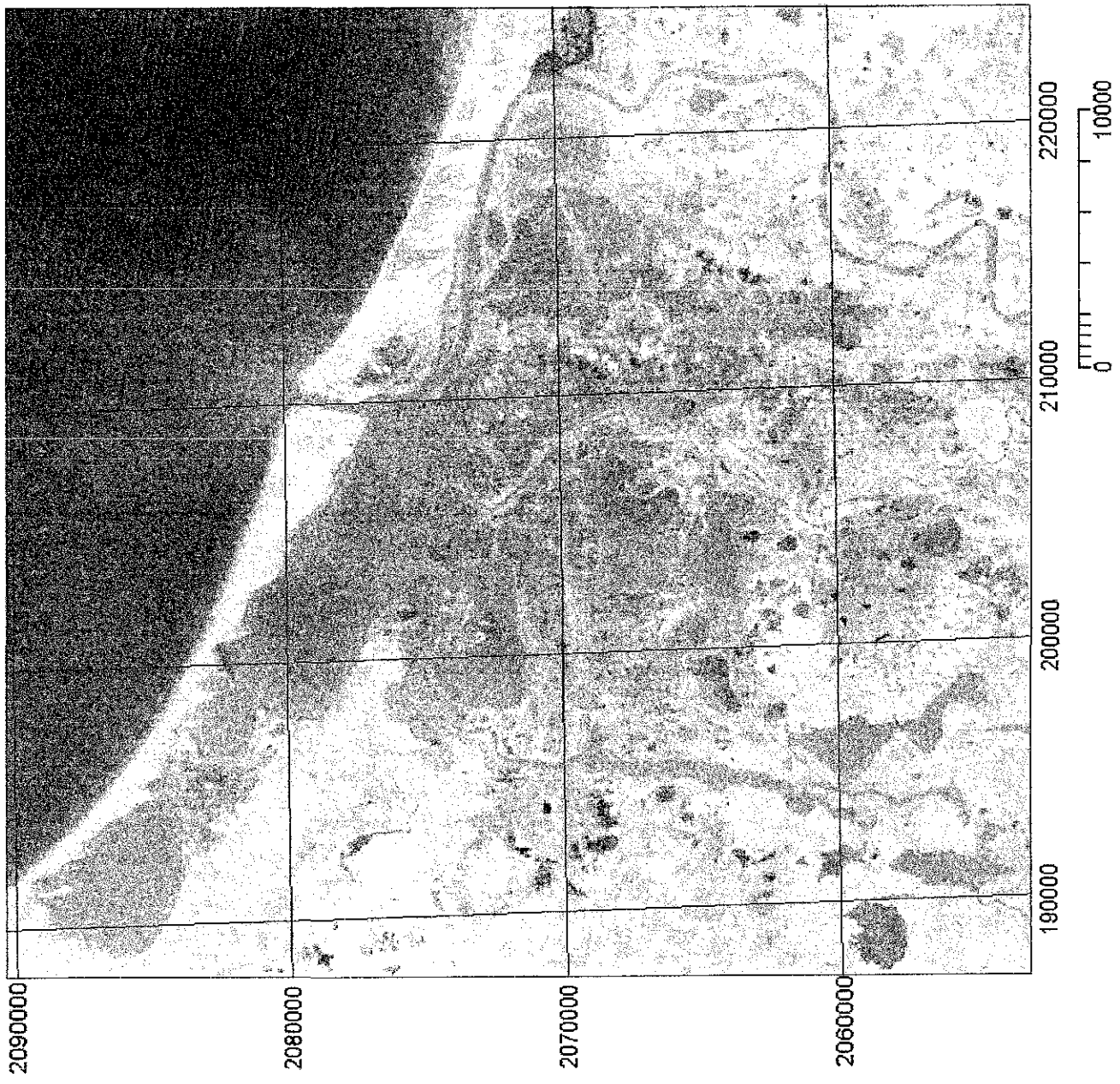
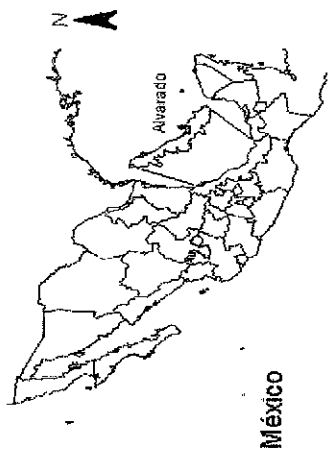


Figura 26. Imagen (MSS, 1973) de falso color elaborada con las bandas 4,2 y 1 del satélite Landsat. Se observa en rojo intenso la cobertura inicial del manglar del Sistema Lagunar de Alvarado.

MAPA DE USO DE SUELO
Alvarado, Veracruz
Landsat MSS 1973

Mapa de localización



- Agua
- Area sin Vegetación
- Hidrófitas
- Manglar
- Pastizal

1 : 250000

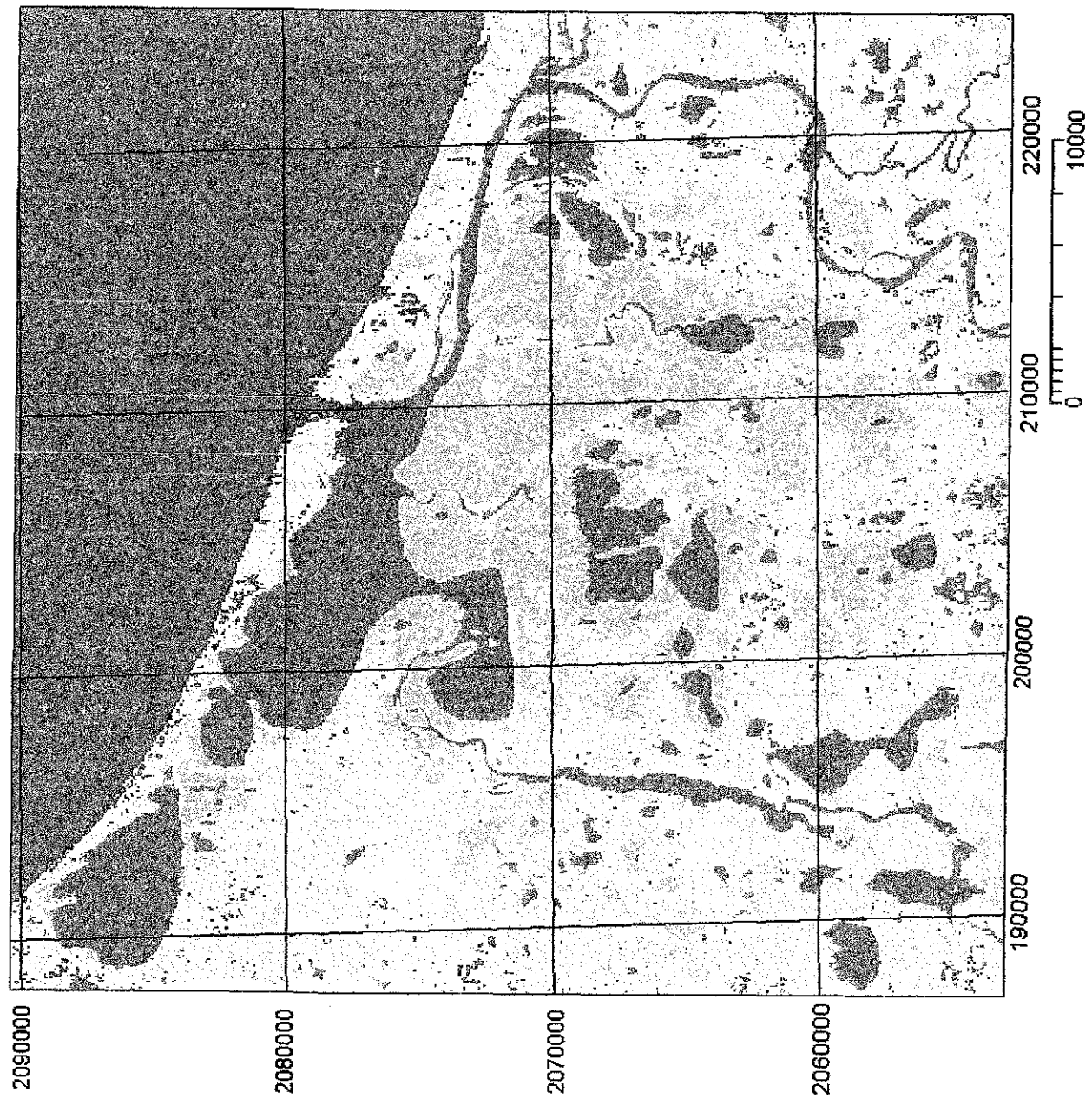
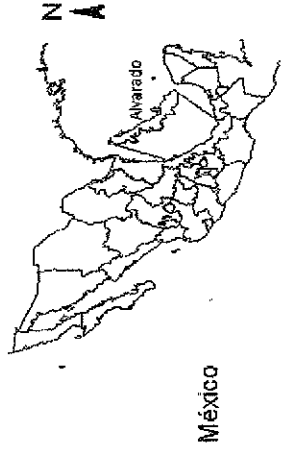


Figura 27. Imagen obtenida del proceso de clasificación supervisada. Se muestra en color verde la cobertura inicial (1973) de manglar (19,991 ha), en el SLA.

IMAGEN DE COMPUESTO
A COLOR
Alvarado, Veracruz
Landsat TM 2000

Mapa de localización



México

Despliegue
Rojo Banda 5
Verde Banda 4
Azul Banda 3

1 : 250000

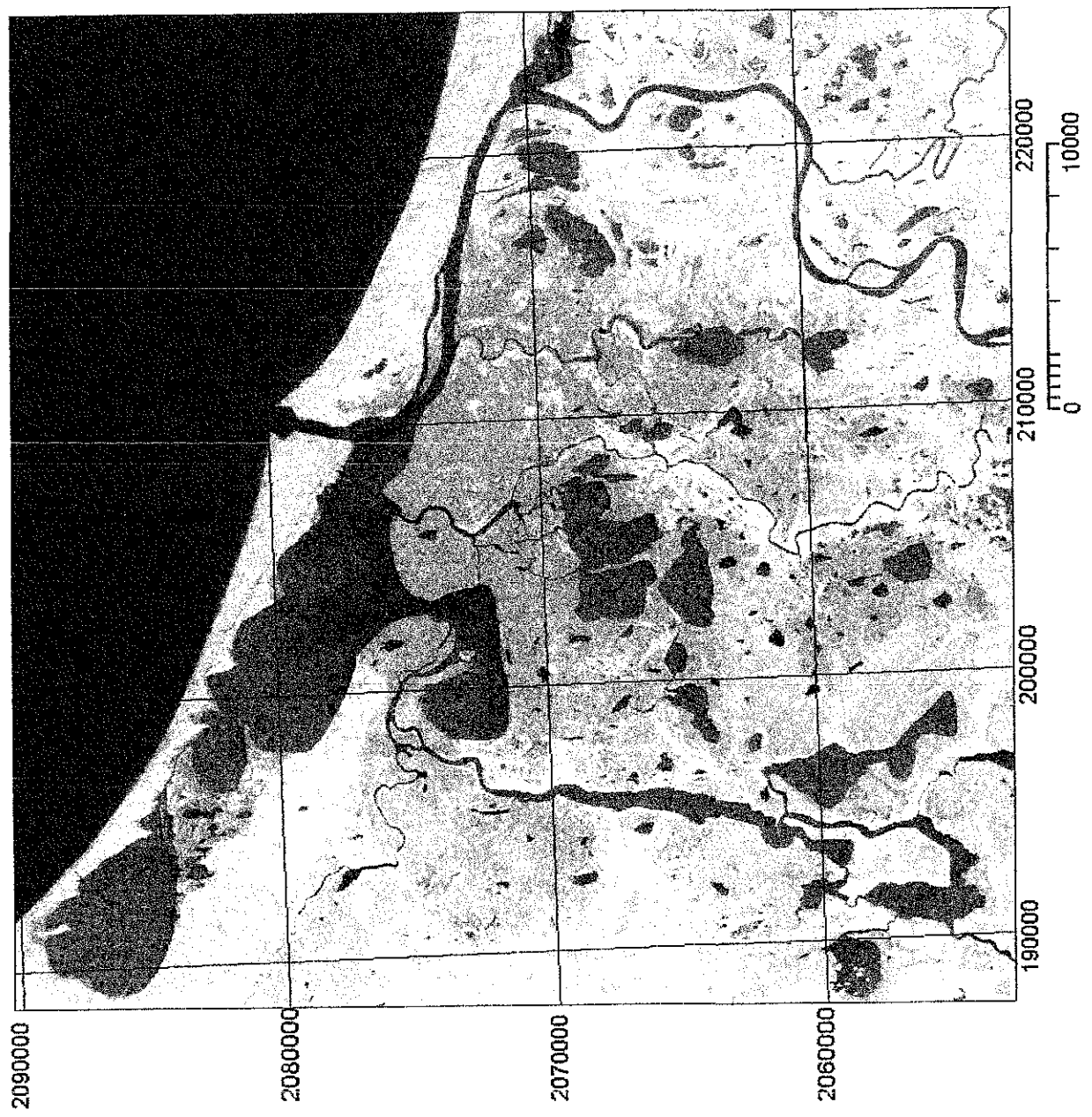
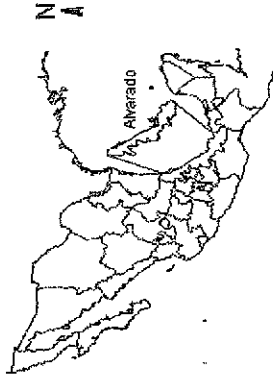


Figura 28. Imagen (TM, 2000) de falso color elaborada con las bandas 5, 4 y 3 del satélite Landsat. Se observa en verde intenso la cobertura final del manglar del Sistema Lagunar de Alvarado.

MAPA DE USO DE SUELO
Alvarado, Veracruz
Landsat TM 2000

Mapa de localización



México

- Agua
- Area sin vegetación
- Hidrofitas
- Manglar
- Pastizal

1 : 250000

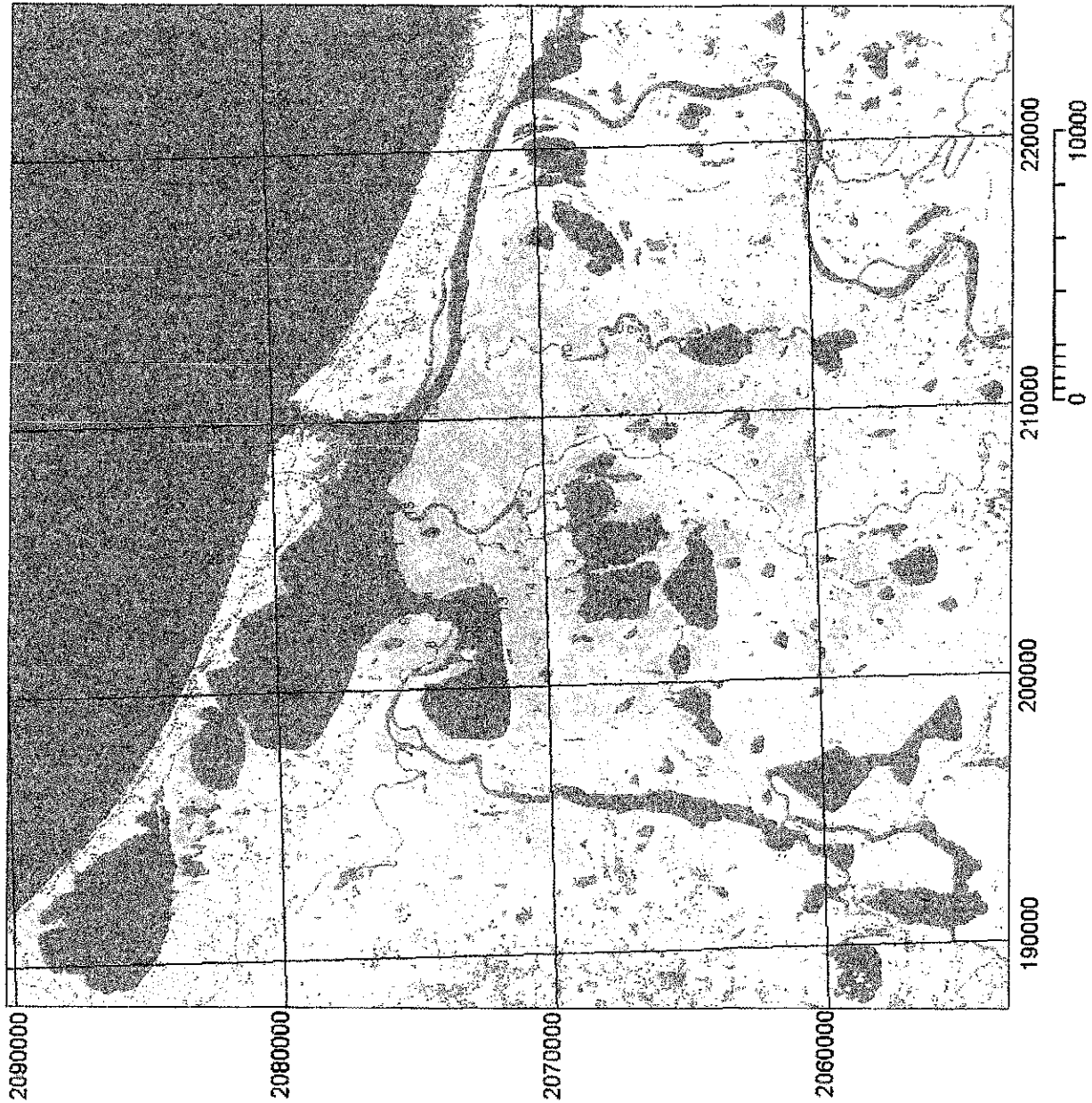


Figura 29. Imagen obtenida del proceso de clasificación supervisada. Se muestra en color verde la cobertura final (2000) de manglar (13,045 ha), en el SLA. Los números indican la posición de los transectos realizados.

En las tablas 13 y 14 se muestran las matrices de error para cada imagen. Se observa que en ambas la exactitud fue muy alta para todas las clases excepto para pastizal, ya que en la imagen de 1973 se obtuvo una exactitud del 85% y para el 2000 esta fue todavía más baja (65%) a pesar de la mejor resolución de la imagen. La clasificación tanto para esta clase *pastizal* como para *hidrófitas* resulto más difícil. Esta inconsistencia ocurre por la similitud en respuestas espectrales de las dos clases, sin embargo, estas clases pueden ser separadas un poco mejor visualmente.

Tabla 13. Matriz de error que muestra la exactitud para cada tipo de clase de la imagen Landsat MSS 1973.

	Manglar	Agua	Pastizal	Area sin vegetación	Hidrófitas	Total renglón
Manglar	3762	0	0	0	1	3763
Agua	0	10326	0	1	0	10327
Pastizal	0	0	294	6	21	321
Area sin vegetación	0	0	43	156	0	199
Hidrófitas	18	12	8	0	752	790
Total columna	3780	10338	345	163	774	15400
Exactitud del producto						
Manglar =	$3762/3780=99.52\%$					
Agua =	$10326/10338=99.88\%$					
Pastizal =	$294/345=85.22\%$					
Area sin vegetación =	$156/163=95.70\%$					
Hidrófitas =	$752/774=97.16\%$					
	Exactitud total: $(3762+10326+294+156+752)/15400=99.28\%$					

Tabla 14. Matriz de error que muestra la exactitud para cada tipo de clase de la imagen Landsat TM 2000.

	Agua	Manglar	Area sin vegetación	Hidrófitas	Pastizal	Total renglón
Agua	20484	0	0	0	0	20484
Manglar	0	5994	0	7	0	6001
Area sin vegetación	0	0	473	2	91	566
Hidrófitas	0	0	14	112	0	126
Pastizal	0	0	15	1	181	197
Total columna	20484	5994	502	122	272	27374
Exactitud del producto						
Agua=	$20484/20484=100\%$					
Manglar=	$5994/5994=100\%$					
Area sin vegetación=	$473/502=94.22\%$					
Hidrófitas=	$112/122=91.80\%$					
Pastizal=	$181/272=66.54\%$					
	Exactitud total: $(20484+5994+473+112+181)/27374=99.52\%$					

En las figuras 30-37 se presentan las clasificaciones generadas a partir de la fotointerpretación y digitalización correspondientes; cada juego de fotos proporcionó diferentes calidades de detalle inherentes a la escala y calidad de las mismas. Debido a que estas no corresponden a la misma área no fue posible hacer un proceso comparativo entre todos los juegos; sin embargo se pueden observar algunas áreas que han estado sometidas a procesos de deforestación más intensa principalmente en las zonas de manglar.

Por ejemplo, en la figura 31 del año 1976, se aprecia con mayor detalle la región central del SLA, es una de las áreas más afectadas por las actividades de ganadería, que se explica por su cercanía al poblado de Tlacotalpan (Figura 32). En la figura 30 (1974) se observa en un recuadro una zona importante con manglar, y posteriormente esta misma zona se ve considerablemente reducida teniendo como origen nuevamente la expansión de la actividad ganadera. Asimismo, en la figura 34 del año 1981, se observa dentro de los recuadros distintas zonas de manglar que posteriormente en el año 2000 (Figura 37) se aprecian muy fragmentadas, e incluso en una de estas islas el manglar se encuentra deforestado casi en su totalidad.

En la tabla 15 se presentan las áreas cubiertas por las diferentes clases de uso de suelo para cada año. Aún cuando no es factible comparar la totalidad del SLA, si es posible realizar algunas comparaciones numéricas entre aquellas fotografías de años distintos que correspondan aproximadamente a la misma escena. Es necesario aclarar que estas clasificaciones se obtuvieron antes de realizar un recorrido más intenso de la zona, por lo que algunas clases se presentan como la combinación de dos tipos de uso de suelo. No obstante, las zonas de manglar siempre fueron factibles de identificar con precisión.

Finalmente, con relación al material que se obtuvo con el empleo del dirigible, fueron fotografías de alta resolución que ayudaron considerablemente a reconocer los tipos de cubierta de algunas áreas.

Tabla 15. Áreas cubiertas para cada clase de uso de suelo para diferentes años en el Sistema Lagunar de Alvarado, generadas a partir de la interpretación de ocho juegos de fotografías aéreas

CLASES DE USO DE SUELO (ha)												
Año	Área total	Agua	Agrupación de hidrofitas	Área sin vegetación	Manglar	Manglar-Pastizal	Pastizal	Vegetación de dunas costeras	Zona Urbana	Agrupación de hidrofitas-Manglar	Pastizal-Agrupación de hidrofitas	Encinar*
Feb-1974	17160	10509	206		2560	166	1820	1888	11			
Porcentaje	100	61.24	1.2		14.92	0.97	10.61	11	0.06			
Feb-1976	15288	4483		90	7391		2318	893	113			
Porcentaje	100	29.32		0.59	48.34		15.16	5.84	0.74			
Mar-1976	15780	2977			2654		10047		102			
Porcentaje	100	18.86			16.82		63.66		0.65			
Abr-1980	45916	21906	3612		3439		16777		148			34
Porcentaje	100	47.71	7.87		7.49		36.54		0.32			0.07
May-1981	55351	15676	12525	265	12262		10441	2660	116	1406		
Porcentaje	100	28.32	22.63	0.48	22.15		18.86	4.8	0.21	2.54		
Nov-1986	32363	14796	3407		7589		3263	2370	221		717	
Porcentaje	100	45.72	10.53		23.45		10.08	7.32	0.68		2.21	
Mar-1991	31912	12453	3041	52	8913		3889	1944	271		1349	
Porcentaje	100	39.02	9.53	0.16	27.93		12.19	6.09	0.85		4.23	
Ene-1995	25802	8780	1310		6200	1775	4502	2064	452		719	
Porcentaje	100	34.03	5.08		24.03	6.88	17.45	8.0	1.75		2.79	

* Clasificación *a priori* basada en los datos de INEGI, posteriormente se verificó que este tipo de vegetación no existe en el área.



Figura 30. Clasificación de las fotografías de febrero de 1974 con escala 1:75,000.
El recuadro indica superficie de manglar deforestada

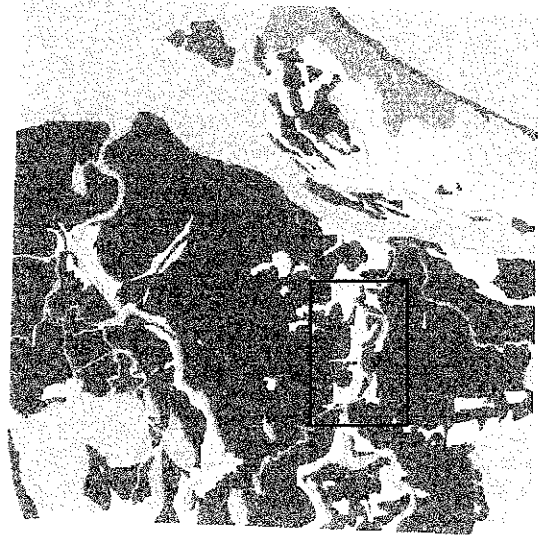


Figura 31. Clasificación de las fotografías de febrero de 1976 con escala 1:50,000.
El recuadro indica superficie de manglar deforestada

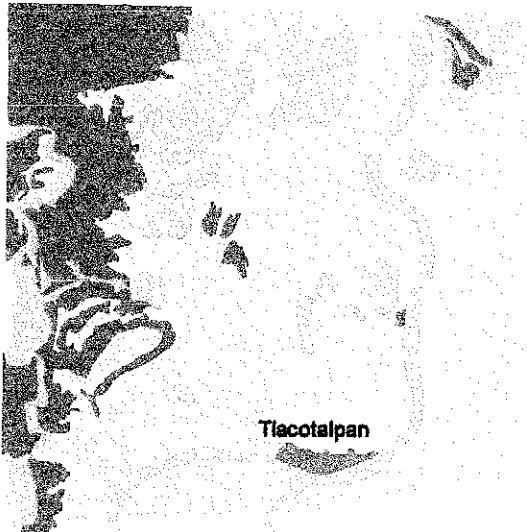


Figura 32. Clasificación de las fotografías de marzo de 1976 con escala 1:50,000.



Figura 33. Clasificación de las fotografías de abril de 1980 con escala 1:70,000.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

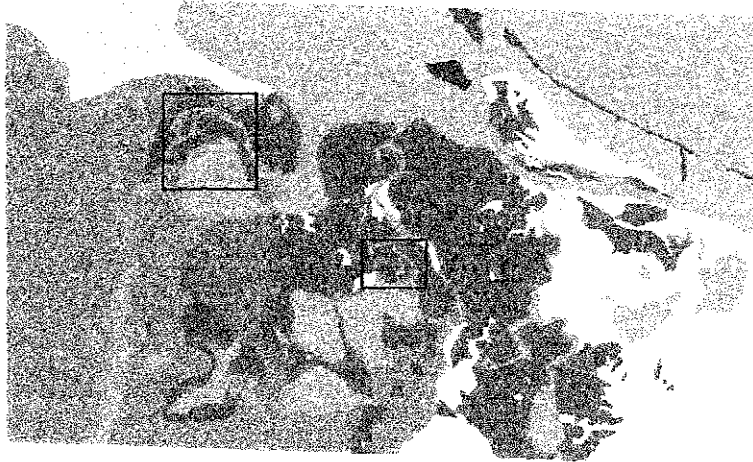


Figura 34. Clasificación de las fotografías de mayo de 1981 con escala 1:70,000.
El recuadro indica superficie de manglar deforestada

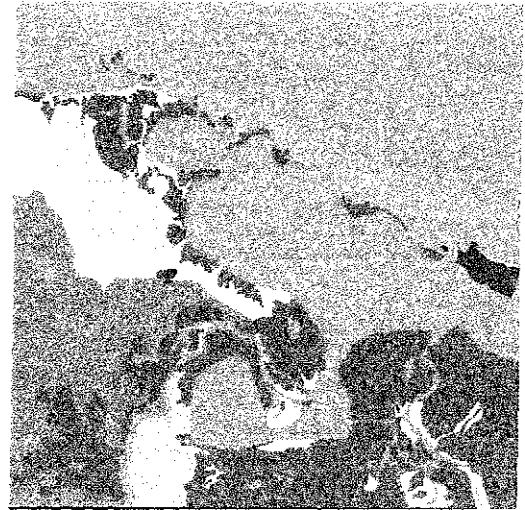


Figura 35. Clasificación de las fotografías de noviembre de 1986 con escala 1:75,000.



Figura 36. Clasificación de las fotografías de marzo de 1991 con escala 1:75,000.

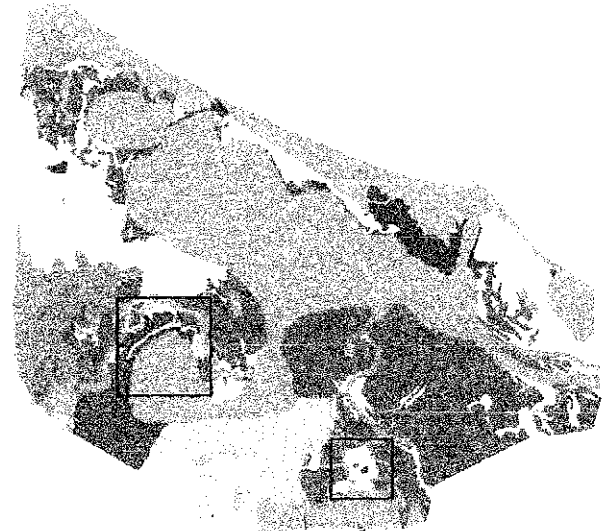


Figura 37. Clasificación de las fotografías de enero de 1995 con escala 1:37,500.
El recuadro indica superficie de manglar deforestada

- Agua
- Agrupación de hidrófitas
- Manglar
- Manglar con pastizal
- Pastizal
- Duna costera

- Zona urbana
- Vegetación de duna costera con pastizal
- Area sin vegetación
- Agrupación de hidrófitas con manglar
- Pastizal con agrupación de hidrófitas

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

9. DISCUSION

9.1. Estructura de la vegetación

9.1.1. Estructura general

Los manglares de México en general han sido relativamente poco estudiados; existen aproximadamente cuarenta trabajos publicados a nivel nacional, siendo que a lo largo de los dos litorales existen al menos 123 lagunas costeras que potencialmente pueden tener manglares. Hace aproximadamente cuarenta años, en el trabajo de Sánchez (1963), apenas se hablaba de la probable distribución de los manglares en las costas mexicanas. Tomando en cuenta esto, cualquier investigación bien desarrollada en este tipo de hábitat es importante. En este sentido, los estudios de estructura de este ecosistema resultan relevantes y son un buen punto de partida para investigaciones con otros enfoques.

Una comunidad biológica está integrada por numerosas especies con diferentes tipos de interacciones entre ellas, y aunque el primer paso para conocerla consiste en describir la composición de especies, la misma queda pobremente descrita solo con un listado. Para entender mejor el funcionamiento de una comunidad es necesario conocer cómo las diferentes especies contribuyen a la estructura principal de la comunidad, qué determina el número de especies y la importancia relativa de cada una en el sistema. El estudio de la forma y estructura en comunidades naturales es conocido como fisionomía (Whittaker 1975).

Con respecto a la fisionomía de los bosques de manglar de Alvarado, podemos notar que el número de árboles por hectárea es de aproximadamente 950 individuos en promedio (Tabla 4). Este valor resultó bajo con respecto a otros datos existentes para México (Tabla 16), no así con respecto a otros países como Nicaragua (Roth 1992), la India (Azariah *et al.* 1992) y Panamá (Fromard *et al.* 1998). Considerando esto, es mejor discutir este valor con base en otros factores locales como puede ser la extracción.

De los 15 transectos que se realizaron (Figura 35), se observa que al menos cuatro de los que presentaron mayor densidad se localizaron en sitios más protegidos de todo el sistema lagunar (transectos 3, 6, 10 y 11). Lo que concuerda con Saifullah *et al.* (1994) quienes registraron que la densidad varía significativamente entre los diferentes sitios de muestreo y que los sitios con mayores valores de densidad se registraron en áreas protegidas, el cual es uno de los requisitos principales para el crecimiento de los manglares.

Tabla 16. Comparación de diversos parámetros estructurales de distintos bosques de manglar.

Lugar	Densidad (ind. ha ⁻¹)	Area basal (m ² ha ⁻¹)	Indice de Complejidad de Holdridge	Autor	
México					
Laguna de Términos	Manglar de franja	7510	23.3	31.5	Day <i>et al.</i> 1987
	Manglar ribereño	3360	34.2	68.9	
El Verde, Sinaloa.	1800	9.9	1.1	Flores-Verdugo <i>et al.</i> 1987	
La Lechuguilla	4341	11.4		Flores-Verdugo <i>et al.</i> 1992	
Boca la Tigra Agua Brava	3203	14		Flores-Verdugo <i>et al.</i> 1992	
Chantuto-Teculapa- Panzacola	1722	41.7		Flores-Verdugo <i>et al.</i> 1992	
La Lechuguilla	4341	11.4		Flores-Verdugo <i>et al.</i> 1992	
Boca la Tigra Agua Brava	3203	14		Flores-Verdugo <i>et al.</i> 1992	
Laguna Oriental Oaxaca	496	106.13		Ramirez-Ahumada 1995	
Acapetahua Chiapas		23.95	79.22	Segura-Zamorano 1997	
Barra de Tecoanapa Guerrero		3.5-49.6	10.5-69.6	Tovilla-Hernández 1998	
Otros países					
Isla del Venado Nicaragua	440	14.88		Roth 1992	
Karachi, Pakistan	1518	13.3		Saifullah <i>et al.</i> 1994.	
Asia	463			Fromard <i>et al.</i> 1998	
Australia	16000				
Panamá	712				
Guyana Francesa	41000				
India	346			Azariah <i>et al.</i> 1992	

La altura promedio de los árboles fue de 7.2 m, aunque se registraron algunos individuos de más de 20 m. Este valor es bajo con respecto a otros manglares mexicanos como los de Teacapán Sinaloa (Pool *et al.* 1977). Medina *et al.* 1995, mencionan que una de las razones por las cuales se encuentran manglares de altura considerable (15-30 m) (Lot *et al.* 1975) en la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, es la elevada disponibilidad de agua dulce. No obstante, cabe mencionar que en la zona de Alvarado al menos tres ríos de caudal importante desembocan en la zona; uno de ellos es el Papaloapan, uno de los más caudalosos del Golfo de México, por lo que la disponibilidad de agua dulce no sería en este caso un factor limitante para que los manglares de Alvarado no desarrollaran grandes alturas. De la Lanza y Cáceres (1994), mencionan que la salinidad de laguna de Alvarado tienen valores mínimos y máximos entre 1.9 y 18.2 ‰ característico de un sistema con una fuerte influencia de ríos.

Ha sido demostrado por numerosos autores que existe una clara asociación entre la fisonomía, la productividad y la distribución de los manglares con los diferentes factores ambientales. Se considera que posiblemente el aporte por corrientes continentales es

más importante que la precipitación local en la reducción de la salinidad y que este factor está frecuentemente asociado a la distribución y composición de las comunidades del manglar (Montes *et al.* 1999).

En los manglares en particular, la reducción en el crecimiento está asociada a altas cantidades de cloruros y sodio en los tejidos, que a su vez afectan los mecanismos que controlan la concentración intracelular del fósforo, con efectos adversos para el crecimiento (Montes *et al.* 1999). Considerando esto, se puede mencionar que si bien en esta investigación no se realizó la evaluación de estos parámetros en relación con los manglares, sería conveniente ahondar en este tema para discernir la causa de la baja altura promedio del sistema.

Pool *et al.* (1977) en un estudio que realizaron en 25 sitios de manglar en tres países, encontraron valores de área basal entre 6 y 96 m² por hectárea, la mayoría (17) de los lugares estudiados tuvieron un valor entre 15 y 30 m²; el valor que se obtuvo en el presente estudio resultó muy semejante a este último (30.5 m² h⁻¹). Para sitios inundables, Richards (1996) sugiere un rango entre 300 y 700 árboles con valores superiores a 10 cm de DAP por hectárea, el valor de 513 para este trabajo (Tabla 8) entra dentro de este rango.

Al igual que en el estudio realizado por Pool *et al.* (1977), se consideraron los individuos superiores a 2.5 y 10 cm de diámetro. En parcelas de 0.1 ha, estos autores encontraron que los manglares de Marismas Nacionales de la costa del Pacífico de México, tenían un alto índice de complejidad estructural de Holdridge (ICH) (49.7-73.2), debido a su área basal alta (57.8-60.8 m²/ha), altura (16-17 m) y abundancia de árboles superiores a 10 cm de diámetro (103-145 ha). Si tomamos en consideración estos datos, entonces los de este estudio resultan bajos ya que se obtuvo un valor máximo de ICH de 16.46 en árboles >2.5 cm de DAP y de 6.05 para todo el SLA. Este bajo valor es el resultado de una altura promedio de 7.2 m y un área basal de 30.42 y siete especies en total, entre manglares y asociadas.

Holdridge *et al.* (1971) encontraron un valor de complejidad estructural para el sitio de manglares de su estudio de 1.5 (Tabla 17), lo que significa que fue un sitio estructural y florísticamente muy simple. Esta simplicidad está fuertemente relacionada con la salinidad y condiciones de marea en las cuales los manglares se encuentran. Se observa que por lo general, los sitios relacionados con zonas de mareas presentan un Índice de Complejidad menor que de zonas similares pero sin este efecto (Holdridge *et al.* 1971).

Tabla 17. Valores obtenidos por Holdridge *et al.* (1971) en diferentes sitios en bosques tropicales.

Fisiografía	Área basal	Altura	Densidad	Especies	Índice Complejidad
Laderas bien drenadas	4 19	54	52	31	370
Planicie de agua dulce	4 13	45	43	24	186
Pantano de mareas	1.25	34	36	1	1 5

En agrupaciones con composiciones florísticas uniformes, como pueden ser los manglares, la distribución de la densidad y composición de diámetros de los árboles, considerando todas las especies juntas, es usualmente azaroso (Richards 1996).

La composición de especies del manglar puede ser explicada por condiciones de salinidad y de contenido de agua en el suelo durante la estación seca (Ball 1998). La baja diversidad de especies en estos ecosistemas puede estar relacionada con los cambios fisiológicos del hábitat del manglar (Roth 1992).

En este trabajo, se registraron en los transectos tres especies de manglar y cuatro especies vegetales asociadas. Además, se pudieron observar y recolectar 12 especies cercanas a los sitios de muestreo (Anexo 1). Esta investigación comparte algunas semejanzas con el trabajo de Vázquez-Yanes (1971) de la laguna de Mandinga en Veracruz, por ejemplo, la presencia de *Randia aculeata* (tres transectos) y de *Lycium carolinianum* (un transecto) (Tabla 5). Es de resaltar el escaso registro de *Rhizophora mangle* en el interior de los manglares, ya que de igual forma en este caso, se registraron individuos de esta especie hasta casi 500 m adentro del manglar, como se puede observar en los perfiles diagramáticos (Figuras 13-18). En este sentido, se ha documentado que *R. mangle* es la especie que muestra un intervalo de tolerancia más amplio pudiendo encontrarse tanto en condiciones de agua tanto salobre como dulce.

Ocaña-Nava (1992) también registró a *Randia aculeata* en los manglares de Río palizada en Campeche y Lot *et al.* (1975) la registró para los manglares de la Laguna de Sontecomapan en Veracruz, mientras que *Lycium carolinianum* fue registrado en los manglares de La Pesca en Tamaulipas por estos mismos autores. Finalmente, otra especie que fue registrada en este trabajo es *Pachira aquatica*, la cual también fue observada por Medina *et al.* (1995) en la laguna de Sontecomapan y que al igual que en Alvarado (Figura 35), fue encontrada principalmente en sitios inundados tierra adentro.

Laguncularia racemosa fue la especie con mayor valor de importancia del transecto 13 (Tabla 7). Thom (1967), menciona que agrupaciones monoespecíficas de *L. racemosa* se asocian en algunos casos a zonas perturbadas. Este transecto se ubica en una zona con alta fragmentación del ecosistema de manglar, por lo que el valor puede estar respondiendo a esta situación y este transecto en específico puede ser un ejemplo de un área perturbada de manglar.

Es de notar que Tovilla y González (1994) mencionan como la especie más productiva del SLA a *R. mangle*, seguida de *L. racemosa*. Refieren además la presencia de asociaciones entre estas dos especies e inclusive mencionan la presencia de *C. erectus*. Sin embargo no menciona nada acerca de *Avicennia germinans*, que en el presente trabajo, fue la especie con mayor valor de importancia, además de ser la especie que principalmente forma asociaciones con otras especies y considerando esto, muy probablemente sería también la primera en producción. Además no se registró la presencia de *C. erectus* en ninguno de los sitios muestreados en este trabajo, por lo que sería conveniente visitar el sitio para el cual se reporta esta especie en el trabajo referido. Los resultados presentados por Tovilla y González (1994) se deben probablemente a que sólo se trabajó en tres sitios del sistema (de los cuales no se menciona cuántas canastillas de colecta se utilizaron) y además el trabajo tuvo como objetivo la evaluación de la producción de hojarasca del manglar del SLA por lo que es recomendable tener precaución en las aseveraciones que se hacen en ese trabajo sobre la estructura y composición de especies del sistema.

La estratificación en un ecosistema vegetal se refiere a las capas, niveles o estratos que se distinguen en la comunidad. Los estratos se han venido asociando tradicionalmente a las formas de vida presentes, se han definido como cuatro estratos principales: arbóreo, arbustivo, herbáceo y rasante. Al estrato arbóreo se le suele dar el nombre de dosel y al arbustivo y herbáceo se le conoce con el nombre de sotobosque. Sin embargo, estos criterios son difíciles de aplicar y resultan subjetivos cuando se trata de un bosque donde la diversidad es baja y la mayoría de los individuos son arbóreos. En el caso de los manglares de Alvarado el estrato herbáceo se constituye de forma diferencial: en algunos sitios es más conspicua la presencia del helecho *Acrostichum aureum*, y en otros este estrato está prácticamente ausente y el arbustivo o de sotobosque está poco desarrollado y dominado por las plántulas de manglar; el estrato

arbóreo se caracteriza por presentar un rango de alturas entre 9 y 15 metros para aquellos árboles con DAP >10 cm.

Una comunidad es una mezcla de diferentes especies. Las características de esta mezcla de especies expresan el ambiente de la comunidad y la prevalencia relativa de diferentes adaptaciones a lo largo de gradientes ambientales y en algunos casos son predecibles. Las comunidades tienen diferente estructura vertical o estratificación (Whittaker 1975). Los estudios cuantitativos estructurales de manglares sugieren la existencia de una gran variación en las estrategias de sobrevivencia, las cuales están probablemente relacionadas tanto con la dinámica de oleaje, calidad del agua, frecuencia e intensidad de huracanes, procesos geomorfológicos y salinidad del suelo, entre los más importantes. Estas estrategias o adaptaciones funcionales pueden proveer una base para definir los principios comunes que están determinando el comportamiento de los manglares y otros ecosistemas costeros (Pool *et al.* 1977). En un bosque de manglar, los parámetros que determinan la estructura son la densidad, frecuencia, y dominancia de cada especie presente. Un valor que de forma general describe la estructura es el valor de importancia. En el caso de los manglares de Alvarado, *A. germinans* tuvo el valor más alto (Tabla 4) entre las tres especies de manglar que en conjunto contribuyen con el 93% del valor total del V.I.

Vázquez-Yanes *et al.* 1999 menciona que un incremento en el área basal de *A. germinans* y *L. racemosa* en sitios fértiles, con altos contenidos de nutrientes, puede limitar el desarrollo de *R. mangle* debido a la competencia por luz, por lo que posteriores estudios en la zona podrían ser encaminados en este sentido.

Trabajos antiguos en manglares han sugerido que los procesos físicos tales como la tolerancia fisiológica de las diferentes especies, a factores como la salinidad y el régimen hidrológico, son importantes en la determinación de la estructura de la comunidad y su zonación. En la zona de estudio, no se observó ningún patrón en particular, esto posiblemente como resultado de la presencia de "caños" y un sistema hidrológico complejo. Esta situación también fue observada por de la Lanza *et al.* (1993), quienes encontraron heterogeneidad en la distribución de las especies, sin un patrón definido en Laguna de Términos, Campeche.

La hidrología se modifica de acuerdo a los rasgos topográficos y geomorfológicos de la región, desarrollándose en algunos casos en mayor o menor número microdrenajes hasta el canal principal, con lo cual se redistribuyen de forma diferencial las partículas

acumuladas por la propia vegetación, y por ende provocando diferentes grados de inundación que influyen en la fisiología de las plantas (Snedaker 1982). Por lo anterior, para que los patrones de zonificación de la vegetación queden claramente definidos es necesario que la topografía del sistema se vuelva regular de acuerdo a una distribución gradual de alturas desde el interior de las zonas de manglar hasta el canal de mareas, con amplio espacio para el desarrollo de gradientes.

Trabajos recientes sugieren que la zonación de los manglares es probablemente el resultado conjunto tanto de las interacciones bióticas (como depredación de propágulos y competencia) así como de los procesos físicos (Louda 1989, Semesi 1998, Lee 1999). En este trabajo no se evaluó el proceso de depredación de propágulos; no obstante en algunos hipocótilos de *R. mangle*, se observaron daños por cangrejos y hormigas.

Se menciona que en los manglares no existen modelos de zonación universal y esta puede presentarse en bandas discretas a nivel regional o local, como resultado de distintos procesos físicos y biológicos como (Louda 1989, de la Lanza *et al.* 1993, McKee 1995b):

- 1) *Tolerancia fisiológica a la salinidad,*
- 2) *El clima y procesos geomorfológicos locales,*
- 3) *Competencia inter e intraespecífica,*
- 4) *Dinámica de dispersión y predación de propágulos y*
- 5) *Eventos meteorológicos recurrentes*

Las especies dominantes en una comunidad pueden ejercer un poderoso control sobre la ocurrencia de otras especies y son reconocidas por su abundancia numérica o biomasa (Krebs 1978). En relación a este planteamiento se puede mencionar que *A. germinans* fue la especie con los valores más altos de altura (10.5 m), diámetro promedio (20 cm), área basal ($19 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y valor de importancia (43.19) (Tabla 4 y Figura 12) para los manglares de Alvarado. Por lo tanto, está determinando de forma importante la composición de las otras especies, resultando más eficiente en la competencia por espacio y luz en el ecosistema, resultado que concuerda (al menos para *Avicennia*) con Blasco *et al.* (1996) quienes mencionan que *Avicennia* y *Rhizophora* son las especies dominantes de los manglares en todo el mundo

Se han estudiado los patrones y niveles de herbivoría en diversos ecosistemas tropicales (Coley 1980; Dirzo 1986). Aunque la herbivoría en mangles ha sido poco estudiada (Johnstone 1981, Lee 1991, Farnsworth y Ellison 1993, Feller y Mathis 1997,

Goncalves-Alvim *et al.* 2001), se ha sugerido que este tipo de vegetación tiene poco ataque por herbívoros ya que se encuentra protegida por una gran cantidad de taninos como componentes de protección antiherbívoros (Farnsworth y Ellison 1997, Feller y Mathis 1997). La gran mayoría de los estudios de herbivoría se han desarrollado en hojas de árboles juveniles o adultos y los que se han realizado en plántulas han demostrado que la herbivoría sobre estas es un importante agente selectivo y que determina de forma considerable la demografía de las plántulas (Louda 1989).

En esta investigación se observó un menor número de plántulas de *A. germinans* (tabla 9) que puede estar relacionado con la alta depredación de los propágulos de esta especie, lo que se atribuye a su relativa talla pequeña, alto contenido nutritivo y bajo acúmulo de defensas químicas como taninos (McKee 1995). A su vez, este proceso estaría fuertemente relacionado con la cantidad de propágulos capaces de ser reclutados. No obstante, en Alvarado la especie con mayor V.I. es *A. germinans*.

En cuanto a la herbivoría en árboles adultos, existen resultados contradictorios. Por una parte, Tovilla (1998) observó una mayor herbivoría en hojas de árboles de *A. germinans*, seguida de *L. racemosa*, *C. erectus* y finalmente *R. mangle*, mientras que Goncalves-Alvim *et al.* (2001) reportan que *A. germinans* resulta menos vulnerable por la presencia de sal en sus hojas.

La creación de claros en los bosque de manglar es un proceso muy importante en la regeneración del ecosistema. Feller y McKee (1999) estudiaron la creación de pequeños claros por barrenadores de madera, observaron que los claros en los bosques de *Rhizophora* son más pequeños que los claros de *Avicennia*, y que en el primer caso son provocados por el corte de ramas por un escarabajo cerambicido (*Elaphidion mimeticum*). Plantean que este insecto es el principal responsable de disturbios a pequeña escala, mientras que para *Avicennia*, estos claros se producen por el derrumbe de árboles que no son provocados por el mismo escarabajo. La apertura de claros modifica las condiciones ambientales y por consecuencia la estructura del bosque. La sobrevivencia de las plántulas de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa* fue más alta en el interior de estos pequeños claros, indicando su importancia en la regeneración de los bosques de manglar.

En este mismo sentido, Schupp (1981) observó que la alta disponibilidad de luz en los claros favorece fuertemente el establecimiento exitoso de los propágulos. Si bien este trabajo no tenía como objetivo conocer a los herbívoros del manglar de Alvarado, no

obstante se observó y recolectó un insecto (*Oncideres albomarginata* Fam. Cerambycidae) que se encontraba derrumbando una rama de aproximadamente cuatro centímetros de diámetro. Futuras investigaciones en el sitio podrían abocarse al conocimiento de este proceso en la zona.

Existen procesos físicos como el acumulo de sedimentos que tienen una relación directa con la estructura de los bosques de manglar. Cahoon y Lynch (1997), sugieren que los manglares están en su mayor parte avanzando al mismo paso que el aumento del nivel del mar. El acumulo de sedimentos sobre la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas de manglar es importante, ya que el incremento de sedimento aumenta la mortalidad por la alteración en la captura de oxígeno en el sistema radicular en particular en las lenticelas (Terrados *et al.* 1997).

Los fenómenos meteorológicos también pueden afectar la estructura de los bosques de manglar. Clarke (1995) menciona que los episodios de mortalidad masiva y/o regeneración ocurren en dos escalas espaciales. Los disturbios a pequeña escala resultan de la muerte de pocos individuos que crean claros de poco diámetro, mientras que los disturbios a gran escala resultan de las tormentas y ataque por patógenos que crean sitios de regeneración mayores a 0.1 ha. A menudo tales oportunidades ofrecen la posibilidad de regeneración del bosque.

Saad *et al.* (1999), basados en sus resultados sobre estudios de velocidad, sugieren que los bosques de manglar pueden mitigar el impacto del aumento del nivel del mar, y que los fenómenos meteorológicos, juegan un papel importante en el suministro de sedimento a los manglares, ya que las velocidades de acreción durante los monzones son más altas.

Los bosques sometidos continuamente a procesos meteorológicos como huracanes, presentan un desarrollo estructural bajo y más frecuente mortalidad de árboles que los que crecen en sitios con ambientes menos estresantes. La región de Alvarado se ve afectada por un promedio anual de 9 ciclones tropicales, lo que puede estar afectando su desarrollo estructural. Cabe mencionar, que aunque de forma general el desarrollo estructural es bajo para los manglares de Alvarado, también se registraron arboles de aproximadamente 20 m de altura, que pueden ser el resultado de las características más locales de los sitios donde crecen. Se observó en algunas zonas de casuarinas, la forma muy particular de la inclinación de los árboles por efectos de la dirección del viento

En cuanto al efecto que tienen los fenómenos meteorológicos sobre las plántulas, Roth (1992) encontró que las plántulas de las principales especies de manglar fueron encontradas creciendo exitosamente a través de todos los lugares alterados por un fenómeno de este tipo, excepto en lugares con agregaciones importantes del helecho *Acrostichum*. Se sugiere que la destrucción periódica de los manglares caribeños por tormentas ciclónicas puede ser en parte la explicación de su complejidad estructural baja.

El hecho de que un manglar alcance el estado maduro depende de la dinámica de las condiciones costeras bajo las cuales crece. Los manglares maduros son estados improbables para este tipo de ecosistema y son muy vulnerables a cambiar a estados más jóvenes (Lugo 1997).

Por su parte, Jiménez *et al.* (1985) mencionan que los humanos pueden provocar altas mortalidades en manglares por la introducción de estresantes crónicos que inhiben los mecanismos de regeneración.

Las mortalidades masivas de manglares podrían indicar cambios en la amplitud y duración diaria de inundación, por lo que los manglares pueden representar indicadores biológicos de cambios ambientales costeros (Blasco *et al.* 1996)

9.1.2. Composición y estructura de plántulas

Un bosque de manglar consiste en un mosaico de cohortes, con frecuencia de diferentes especies, cada una tiene una historia que depende del episodio de reclutamiento de plántulas (Clarke 1995). Diversos autores han evaluado el efecto de los factores abióticos sobre el establecimiento de las plántulas de manglar como la luz y nutrientes (Koch 1997), la salinidad natural (McMillan 1971) y la salinidad como consecuencia de cambios en el sistema hidrológico inducidos por el hombre (Elster *et al.* 1999). Aunque se ha prestado poca atención, también se ha evaluado el papel que tienen las interacciones planta-animal, como la herbivoría en el establecimiento de los propágulos del mangle (McKee 1995), así como la fuerte influencia que puede ejercer el helecho *Achrosticum* (colonizador pantropical agresivo) sobre el subsecuente reclutamiento de las plántulas de manglar (Srivastava *et al.* 1987). Cabe mencionar que *Achrosticum aureum* no se registró en los transectos realizados, pero sí en lugares cercanos a éstos

Roth (1992) encontró en un manglar de Nicaragua que las plántulas de *Avicennia* eran las más abundantes, seguidas por *Laguncularia* y *Rhizophora*, aunque no encontró

diferencias significativas (8583 vs 3943 vs 2054 ha⁻¹) Para Alvarado, se encontraron valores justamente al contrario: primero las plántulas de *R. mangle* (1016), seguidas de *L. racemosa* (976) y finalmente *A. germinans* (398), aunque tampoco se encontraron diferencias significativas entre la densidad ($F = 0.94$; $P = 0.397$); en tanto que Rabinowitz (1978) menciona que *Laguncularia* tiende a sufrir el más alto porcentaje de mortalidad de plántulas. Por ello, una vez más se hace evidente el hecho de que no existen patrones estructurales generales para los bosques de manglar en cuanto a densidad y sobrevivencia.

Saifullah *et al.* (1994) observaron que la distribución y densidad de las plántulas varía grandemente entre sitios; percibieron una tendencia a formar grupos alrededor de los árboles o en depresiones protegidas del movimiento del agua. Registraron casi 50,000 plántulas por ha de diversas especies. Este valor es muy alto, lo cual implica un adecuado reclutamiento en la mayoría de los sitios que muestrearon (Tabla 18).

Tabla 18. Diferentes valores de densidad de plántulas en bosques de manglar.

Lugar	Especies	No. de Plántulas ha ⁻¹	Autor
Isla del Venado, Nicaragua	<i>Avicennia</i>	8583	Roth 1992
	<i>Laguncularia</i>	3943	No encontró diferencias significativas
	<i>Rhizophora</i>	2054	
Sulawesi, Indonesia	<i>Rhizophora</i>	840	Nurkin 1994
	Varias	50,000	Saifullah <i>et al.</i> 1994
	<i>Rhizophora</i>	400,000-700,000	Jiménez <i>et al.</i> 1985
	<i>Avicennia</i>	1,400,000-3,300,000	Durante la colonización

9.1.3. Evaluación de los árboles extraídos

La tala de árboles en cualquier tipo de bosque y especialmente en los de manglar resulta en una alteración local muy importante de los factores físicos y químicos. Esta manipulación puede afectar a las poblaciones de macrofauna y esto a su vez reflejarse en el control de la abundancia y distribución de las especies vegetales (Fondo y Martens 1998). En la zona de estudio se registraron 108 árboles extraídos por corte, principalmente de la especie *L. racemosa* (46.7%) (Tabla 10) esta extracción responde en gran medida a las necesidades de la población, ya que entre otros usos es utilizado como tutor de tomate, aunque son necesarios más estudios que permitan conocer los diferentes usos de forma más precisa. En efecto, los diámetros que se extraen corresponden a aquellos árboles con diámetros superiores a 5 cm, por lo que estas clases diamétricas están siendo utilizadas para otros objetivos además del ya mencionado.

La tala de los manglares responde a situaciones específicas locales, ya que son diversos los usos que se le pueden dar a cada uno de los componentes de los árboles de manglar. Por ejemplo, en México un uso muy extendido es la extracción de árboles juveniles de *R. mangle* por su resistencia para ser usados como travesaños en viviendas o para la construcción de trampas para el camarón. La dureza y la resistencia de los postes y pilotes al agua de mar esta ampliamente reconocida por los pescadores. *R. mangle* tiene efecto anti-hiperglicémico y podría llegar a usarse en el control de la diabetes mellitus (Vázquez-Yanes *et al.* 1999).

No obstante, independientemente del fin con que sean extraídos los árboles de manglar, la tala en los manglares puede alterar en mayor o menor medida el ecosistema; algunos estudios indican que los manglares no se recuperan naturalmente en menos de un siglo, si es que esto ocurre (Bridgewater y Creswell 1999). La disminución de la biodiversidad es justamente una de las consecuencias de la deforestación de manglares (Fondo y Martens 1998).

En México, se ha desdeñado la posibilidad de explotar los recursos del manglar en general, y sobre todo en forma sustentable, en parte por la falta de interés del gobierno y empresas. Hace falta desarrollar estudios básicos que conlleven al conocimiento de por qué y cómo se pueden explotar los recursos, por ejemplo evaluando las características de durabilidad y resistencia de la madera de mangle, fomentando los desarrollos silvícolas; como los que actualmente se llevan a cabo en manglares de Tailandia e Indonesia (Jin-Eong 1995).

9.2. Evaluación de la deforestación

El ecosistema de manglar ha sido utilizado para distintos objetivos; recientemente este tipo de hábitat ha sido extensamente deforestado para la construcción de centros de acuicultura extensiva (Primavera 1995). Ésta y otras causas se traducen en una reducción anual del 1% de los manglares en todo el mundo (Hatcher *et al.* 1989).

El sistema de manglar de la actualidad, al igual que otros tipos de bosques, es el producto de modificaciones antropogénicas en décadas pasadas y procesos geomorfológicos en tiempos geológicos (Farnsworth 1998).

El uso de sensores remotos para la evaluación de los recursos naturales es una poderosa herramienta. La variación temporal de la vegetación no es un proceso que afecte de forma importante las evaluaciones del manglar, ya que esta vegetación

mantiene su característica de siempre verde que marca su distribución de modo muy claro y es posible incluso identificar los gradientes de su distribución en todas las estaciones del año, en caso de que existan (Herz 1999). Green *et al.* (1998) mencionan que los manglares pueden ser distinguidos de la vegetación de no manglar de forma muy exacta con las imágenes Landsat TM. No obstante, uno de los problemas más comunes y frustrantes en las clasificaciones multiespectrales usando reglas de decisión estadística, es la inconsistencia en la identificación de las clases de información (Bocco y Valenzuela 1991) como en el caso de la clase pastizal e hidrófitas mencionadas en este trabajo

La exactitud del mapa final está afectada por la habilidad en el procedimiento de la clasificación para discriminar entre varios tipos de vegetación, además del apoyo de diversas fuentes de información.

El uso de cámaras de video ha sido usado exitosamente para caracterizar y evaluar la vegetación y otros parámetros de uso de suelo en zonas costeras; el uso de imágenes de video se ha ido incrementando y se ha convertido en una herramienta más de los sensores remotos para la evaluación de los recursos (Everitt *et al.* 1999) Las imágenes de video proveen un detalle espacial mucho más grande que el que ofrece una imagen TM. En el presente trabajo este material sirvió para reconocer con mayor detalle zonas confusas como la vegetación de hidrófitas y pastizales y ayudó de forma considerable para mejorar la clasificación final de las imágenes. Cabe señalar que el tipo de vegetación encinar, registrado en los mapas de INEGI no se distribuye en el SLA

En México se han realizado algunos trabajos en que se involucra la evaluación de la deforestación en distintos ecosistemas (Tabla 19). Los métodos que se han empleado en cada uno de ellos varían, algunos tienen más calidad que otros, sin embargo, es importante considerarlos como punto de partida para estimar el problema de deforestación a escala nacional.

En este trabajo se obtuvo una tasa de deforestación anual de 1.56%, la cual se ubica por arriba del valor reportado por la FAO en el Inventario Nacional Forestal (SARH 1994) y es igual al valor reportado por Masera *et al.* 1992, para México. Sin embargo, es necesario analizar qué tan alta o baja es esta tasa para un ecosistema de distribución limitada (1% en el ámbito mundial [Fromard *et al.* 1998] y aproximadamente el 0.33% en México) como los manglares, más aún si se consideran los beneficios que trae consigo su preservación principalmente para el sector pesquero con amplia tradición en nuestro país.

La deforestación en el SLA tiene varios orígenes, aunque el principal ha sido la conversión de la vegetación natural a pastizales inducidos para la cría de ganado bovino, equino y vacuno. En este sentido, Saenger *et al.* (1983), también identifican a la ganadería como el principal factor de conversión de manglares a pastizales. Esta conversión afecta a especies no comerciales y conlleva a la eliminación de sitios de anidación y alimentación para otras especies.

Tabla 19. Evaluaciones de deforestación en distintos tipos de vegetación en México.

Tipo de vegetación	Tasa de deforestación	Autor
Para México	1.2%	FAO, ONU (SARH-UNAM 1994)
Para México	1.56%	Masera <i>et al.</i> 1992. Mayor en selvas tropicales, el 49% del total de esta deforestación es convertida a pastizales para la ganadería
Sureste de México	7.7%	Cuaron 1991
Selva perennifolia	4.3%	Dirzo y García 1992
Meseta Purepecha	1.5-2 %	Masera <i>et al.</i> 1992.
Palenque	12.4%	Masera <i>et al.</i> 1992
Selva Lacandona y Los Tuxtlas	4.3-4 5%	Masera <i>et al.</i> 1992
Chamela	3.8%	Masera <i>et al.</i> 1992
Selvas secas de Morelos.	1.4%	Trejo y Dirzo 2000

La fragmentación es un proceso que puede afectar de forma drástica al ecosistema de manglar, principalmente como resultado de la desecación (Gosselink y Maltby). Este proceso debería ser considerado, para proteger aquellas áreas de manglar que aún se encuentran compactas en el SLA y establecer programas de recuperación en aquellas que se encuentran más fragmentadas. Además, aplicando un modelo de decaimiento exponencial, se deduce que de prevalecer la tasa actual de deforestación, para el año 2023 el área de manglar se habrá reducido a la mitad del área original.

En cuanto a la exactitud que se obtuvo, esta fue alta si se compara con el valor que obtuvieron Ruiz-Luna y Berlanga Robles (1999) de 83% y el obtenido por Ramírez-García *et al.* (1998) de 88.5%, en ecosistemas de manglar en México; aunque estas diferencias también pueden ser el resultado del número de clases definidas. Para conocer más detalles del proceso e interpretación de imágenes de satélite, así como los procesos de evaluación de exactitud y fuentes de error se puede revisar Wilkinson 1991, Gopal y Woodcock 1994, Janssen y Wel 1994, Janssen *et al.* 1994, Green *et al.* 1998 y López-Blanco *et al.* 1998, entre otros

La combinación de bandas 5/4/3 para la imagen TM es una buena opción para la discriminación visual de las unidades de manglar de las que no lo son. Cabe señalar que esta combinación fue utilizada también por Gray *et al.* (1990) citado en Green *et al.* 1998.

Es importante conocer los impactos de las descargas de drenaje (visto como los componentes químicos que contiene) sobre el suelo y las plantas del manglar, por ejemplo: los acúmulos de nutrientes que se absorben y almacenan en los tejidos de las plantas, la retención en el suelo, la probable inmovilización de los microorganismos asociados con la raíz y el suelo, así como la dispersión de su contenido por la acción de las olas (Wong *et al.* 1995).

Los grandes impactos de los disturbios antropogénicos, tales como descargas de contaminantes y sus efectos sobre la ecología de los manglares y los hábitat adyacentes aun son pobremente conocidos (Lee 1999). En este sentido, es importante considerar el hecho de que al SLA descargan varios ríos, entre ellos uno de los considerados más contaminados, el río Blanco, y evaluar cual ha sido el efecto sobre la dinámica del ecosistema y que relación podría tener sobre la productividad pesquera del sistema.

10. CONCLUSIONES

- En el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) se distribuyen tres especies de manglar: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. Se registraron algunos sitios con *Pachira aquatica*, aunque pobremente representada. En la actualidad estas áreas están siendo cada vez más escasas, por lo que es importante proteger aquellos sitios del SLA donde esta especie aún se distribuye.
- La especie con mayor valor de importancia fue *A. germinans*, principalmente como resultado de su alto valor de dominancia relativa, lo que significa que esta especie determina de forma importante las características estructurales del bosque de manglar del SLA.
- Aunque *A. germinans* y *L. racemosa* tuvieron valores semejantes de individuos por hectárea, los individuos de la primera especie presentan mayores diámetros, lo que resultó en un mayor valor de importancia para esta especie.
- El área basal de los manglares del SLA es de 30 m² por hectárea, que es un valor alto para manglares en México. Esto nos indica que el ecosistema cuenta aún con los parámetros ambientales adecuados para su desarrollo a pesar de las diferentes presiones de origen humano a las que se encuentra sometido.
- El Índice de Complejidad Estructural del SLA resultó bajo comparado con otros sitios en México y otros países. No obstante, es necesario mencionar que no siempre un valor bajo se relaciona con una productividad pesquera baja, como es el caso del SLA, ya que según las estadísticas nacionales lo presentan como uno de los lugares más productivos del Golfo de México. Alvarado, es un lugar con amplia tradición pesquera, por lo tanto resulta relevante desarrollar estudios de capacidad de carga del sistema, evaluando el comportamiento de las pesquerías a lo largo del tiempo, utilizando métodos de muestreo rigurosos.
- La estructura y composición de plántulas del bosque no determina la composición en estados posteriores, ya que se encontró una mayor cantidad de plántulas de *R. mangle* y *L. racemosa*. Sin embargo, la especie dominante para árboles con diámetro superior a 2.5 cm fue *A. germinans*. Esto puede indicar que existen presiones ambientales importantes en los primeros estadios de *R. mangle* y *L. racemosa* que tienen una fuerte influencia en la estructura del bosque.

- La especie que se extrae con mayor intensidad en el SLA es *L. racemosa*. En conjunto para las tres especies de manglar se extraen aproximadamente el 10% de los árboles con diámetro superior a 2.5 cm de diámetro. Sin embargo existe una preferencia hacia los individuos que presentan un diámetro entre 5 y 10 cm.
- La tasa de deforestación para el SLA es de 1.6% anual, la principal causa de esto se puede atribuir a la ganadería como ocurre en otros ecosistemas tropicales esta actividad se encuentra ampliamente distribuida y está ocasionando una alta fragmentación del hábitat. Por lo tanto, se sugiere un ordenamiento de la actividad pecuaria en el corto plazo, ya que esta actividad productiva esta afectando indirectamente a otra actividad productiva: la pesca. Además, la ganadería es un factor que provoca la compactación del suelo que altera la regeneración natural del bosque.
- Es necesario establecer que de continuar la actual tasa de deforestación (1.56%), aunada al desarrollo desordenado de la actividad ganadera, en aproximadamente 20 años el área original de manglar (año 1973) se puede reducir hasta en un 50%, con sus respectivas implicaciones ecológicas y económicas, estas últimas principalmente sobre el sector pesquero.
- Finalmente cabe reconocer que la eliminación de los manglares como consecuencia del desarrollo de otro tipo de actividades, constituye la peor decisión ecológica y económica. Esta eliminación, además de afectar a los manglares, produce efectos negativos en la estabilidad de la costa y pérdidas en las pesquerías. Esta pérdida de los manglares como solución inmediata a la demanda de tierras para otros usos constituye un precedente peligroso para dar soluciones fáciles y a corto plazo, que inevitablemente conducirán a un desequilibrio ecológico.
- El manejo adecuado de cualquier ecosistema y en particular de los manglares involucra el conocimiento básico acerca de la estructura de la comunidad, para proporcionar las herramientas necesarias para la utilización del recurso y así mejorar las condiciones económicas de la gente que vive en los ecosistemas de manglar.

11. BIBLIOGRAFÍA

- ALBERT L. A. & FIGUEROA A. 1987. Estudio preliminar sobre indicadores biológicos de la contaminación química en aguas superficiales del estado de Veracruz. Res. IX Congr. Nal Zool.
- ALTAMIRANO A. T. y GARCÍA C. R. 1989. Análisis del espectro trófico y papel ecológico de la comunidad herpetológica de Alvarado, Veracruz. *Umbral* 2(3):20-26.
- ASCHBACHER J., OFREN R., DELSOL J. P., SUSELO T., VIBULSRESTH S. & CHARRUPAT T. 1995. An integrated comparative approach to mangrove vegetation mapping using advanced remote sensing and GIS technologies: preliminary results. *Hydrobiologia* 295:285-294.
- AZARIAH J., SELVAM V. & GUNASEKARAN S. 1992. Impact of past management practices on the present status of the Muthupet mangrove ecosystem. *Hydrobiologia* 247: 253-259.
- BADILLO G. J. 1986. Evaluación preliminar de la contaminación por metales pesados en el río Blanco, Veracruz. Tesis Profesional ENEP-Iztacala. UNAM. 131 pp.
- BALL M. C. 1998. Mangrove species richness in relation to salinity and waterlogging: a case study along the Adelaide River floodplain, northern Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:73-82.
- BANDARANAYAKE W. M. 1998. Traditional and medicinal uses of mangroves. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 133-148.
- BARBIER E. B. & STRAND I. 1998. Valuing Mangrove-Fishery Linkages. *Environmental and Resource Economics* 12: 151-166.
- BASKIN Y. 1997. *The work of nature: how the diversity of life sustain us*. Island Press. United States of America. 263 pp.
- BERGER U. & HILDENBRANDT H. 2000. A new approach to spatially explicit modelling of forest dynamics: spacing, ageing and neighbourhood competition of mangrove trees. *Ecological Modelling* 132: 287-302.
- BLASCO F. 1984. Taxonomic considerations of the mangrove species. p. 81-90. *In*: S. C. Snedaker and V. J. Chapman (Edit.). *The mangrove ecosystem: Research*. UNESCO. Francia.
- BLASCO F. 1991. Los manglares. *Mundo Científico* 11(114): 616-625.
- BLASCO F., SAENGER P. & JANODET E. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena* 27:167-178.
- BOCCO G., PALACIO J. & VALENZUELA C. 1990. Gully erosion modelling using GIS and geomorphologic knowledge. *ITC Journal*: 253-261.
- BOCCO G. & VALENZUELA C. 1991. Integration of GIS and remote sensing in land use and erosion studies. p. 477-490. *In*: Belward A. & Valenzuela C. (Eds.). *Remote sensing and geographical information systems for resource management in developing countries*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- BOYD C. E. & CLAY J. W. 1998. Acuicultura de camarones y ambiente: Un asesor de los productores de peneidos y un conservacionista presentan una receta para criar camarones de forma responsable. *Investigación y Ciencia*. Agosto.
- BRETON Y. & LOPEZ-ESTRADA E. 1988. Oyster and shrimp producers in estuarine areas of the Gulf of Mexico: Ecological constraints, economic incentives and conflictual management. *J. of Shellfish Research* 7(2): 319-326.
- BRIDGEWATER P. B. & CRESSWELL I. D. 1999. Biogeography of mangrove and saltmarsh vegetation: implications for conservation and management in Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 3: 117-125.
- BUNT J. 1999. Overlap in mangrove species zonal patterns: some methods of analysis. *Mangroves and Salt Marshes* 3:155-164.
- CAHOON D. R. & LYNCH J. C. 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, U.S.A. *Mangroves and Salt Marshes* 1: 173-186.
- CALDER D. R., ELDDRIDGE P. & JOSEPH E. 1974. The shrimp fishery of the Southeastern United States: A management planning profile. S. Carol. Wild. Mar. Res. Dep. Tech. Rep. *In*: D'Croz I. y Kwiecinski B. 1980. Contribución de los manglares a las pesquerías de la Bahía de Panamá. *Revista de Biología Tropical* 28 (1): 13-29.

- CINTRÓN-MOLERO G. & SCHAEFFER-NOVELLI Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. p. 91-131. *In*: Snedaker S. y Snedaker J. Eds. The mangrove ecosystem research methods. UNESCO. United Kingdom.
- CINTRÓN-MOLERO G. & SCHAEFFER-NOVELLI Y. 1992. Ecology and Management of New World Mangroves. p. 233-257. *In*: Seelenger U. (Ed). Coastal Plant communities of Latin America. Academic Press, Inc. United Kingdom.
- CLARKE P. J. 1995. The population dynamics of the mangrove *Avicennia marina*; demographic synthesis and predictive modelling. *Hydrobiologia* 295: 83-88.
- CONABIO. 1998. Regiones Marinas Prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 198 pp.
- CONTRERAS F. E. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. CONABIO-UAM Iztapalapa. México. 415 pp.
- COTTAM G. 1949. The phytosociology of an oak woods in Southwestern Wisconsin. *Ecology* 30(3): 271-287.
- CUARON O. A. 1991. Conservación de los primates y sus habitats en el sur de México. Universidad Nacional Heredia, Costa Rica. Tesis de Maestría. 113 pp.
- CURTIS J. & McINTOSH R. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32(3): 476-496.
- CHAVEZ L., RODRIGUEZ R.A., ROCHA R., CHAZARO O., CRUZ G., & FRANCO L. 1992. Composición ictica y de crustáceos de la fauna de acompañamiento del camarón en Alvarado, Veracruz., México. Resúmenes IX Congreso Nacional de Oceanografía.
- CHUVIECO E. 1990. Fundamentos de teledetección espacial. Ediciones Ralp. España.
- D'CROZ L. & KWIECINSKI B. 1980. Contribución de los manglares a las pesquerías de la Bahía de Panamá. *Revista de Biología tropical* 28(1): 13-29.
- DALE P., CHANDICA A. & EVANS M. 1996. Using image subtraction and classification to evaluate change in sub-tropical intertidal wetlands. *International Journal Remote Sensing* 17(4): 703-719.
- DAY J. W., CONNER W. H., LEY-LOU F., DAY R. H. & MACHADO-NAVARRO A. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquatic Botany* 27: 267-284.
- de JONG B., OCHOA-GAONA S., CASTILLO-SANTIAGO M. A., RAMIREZ-MARCIAL N. & CAIRNS M. 2000. Carbon flux and patterns of Land-Use/Land-Cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *Ambio* 29(8): 504-511.
- de la CAMPA G. S. 1965. Notas preliminares sobre un reconocimiento de la flora marina del estado de Veracruz. *Anales del Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras*. 1 (dic.): 8-15.
- de la LANZA G. & CACERES M. C. (Eds.) 1994. Lagunas costeras y el litoral mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 525 pp.
- de la LANZA G., RAMÍREZ-GARCÍA P., THOMAS & ALCANTARA A. 1993. La vegetación de manglar en la laguna de Términos, Campeche. Evaluación preliminar a través de imágenes LANDSAT. *Hidrobiológica* 3(1-2): 29-39.
- de la LANZA G., SANCHEZ N., SORANI V. & BOJORQUEZ J. L. 1996. Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. *Investigaciones Geográficas Boletín* 32: 33-54.
- de la TORRE A., DOMINGUEZ S. I. & SOTO L. A. 1987. Inmigración de postlarvas planctónicas de camarones peneidos en la laguna de Alvarado, Ver. Resúmenes VII Congreso Nacional de Oceanografía.
- DIRZO R. & GARCÍA M. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6(1): 84-90.
- DIRZO R. 1986. Estudios sobre interacciones planta-herbívoro en "Los Tuxtlas", Veracruz. *Revista de Biología Tropical* 35: 119-131.
- DOMINGUEZ C. A., EGUIARTE L. E. NUÑEZ-FARFAN J. & DIRZO, R. 1998. Flower morphometry of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae): Geographical variation in mexican populations. *American Journal of Botany* 85(5): 637-643.

- ELSTER C. 2000. Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management* 131: 201-214.
- ELSTER C., PERDOMO L. & SCHNETTER M. 1999. Impact of ecological factors on the regeneration of mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Hydrobiologia* 413: 35-46.
- ELLISON A. M. & FARNSWORTH E. 1996. Anthropogenic disturbance on caribbean mangrove ecosystems: Past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica* 28 (4a): 549-565.
- EVERITT J. H., ESCOBAR D. E., YANG C., LONARD R. I., JUDD F. W., ALANIZ M. A., CAVAZOS I. & DAVIS M. R. 1999. Distinguish ecological parameters in a coastal area using a video system with visible/near-infrared/mid-infrared sensitivity. *Journal of Coastal Research* 15: 1145-1150.
- FARNSWORTH E. 1998. Issues of spatial, taxonomic and temporal scale in delineating links between mangrove diversity and ecosystem function. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 15-25.
- FARNSWORTH E. & ELLISON A. 1993. Dynamics of herbivory in Belizean mangal. *Journal of Tropical Ecology* 9: 435-453.
- FARNSWORTH E. & ELLISON A. 1997. The Global conservation status of mangroves. *Ambio* 26 (6): 329-334.
- FELLER I. & MATHIS W. N. 1997. Primary herbivory by wood-boring insects along an architectural gradient of *Rhizophora mangle*. *Biotropica* 29(4): 440-451.
- FELLER I. & MCKEE K. L. 1999. Small gap creation in Belizean mangrove forests by a wood-boring insect. *Biotropica* 31(4): 607-617.
- FIELD C. D. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia* 295: 75-81.
- FIELD C. D. 1999. Charter for mangroves p. (5-8) *In*: Yañez -Arancibia A. y Lara-Domínguez A. L. (Eds.) *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A. C. México. UICN/HORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 pp.
- FIELD C., OSBORN J., HOFFMAN L., POLSENBERG J., ACKERLY D., BERRY J., BJÖRKMAN O., HELD A., MATSON P. & MOONEY H. 1998. Mangrove biodiversity and ecosystem function. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 3-14.
- FLORES-COTO C. 1985. Estudio comparativo del ictioplancton de las lagunas costeras de Tamiahua, Alvarado y Términos, del Golfo de México. Tesis de Maestría UNAM. 145 pp.
- FLORES-VERDUGO F. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. Cap. 2: 21-56. *In*: Rosa Vélez, J. de la y F. González-Farías (Eds.) *Temas de oceanografía biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California. 337 pp.
- FLORES-VERDUGO F., DAY J. & BRISEÑO-DUEÑAS R. 1987. Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series* 35: 83-90.
- FLORES-VERDUGO F. J., GONZALEZ-FARIAS F., SEGURA-ZAMORANO D., RAMIREZ-GARCIA P. 1992. Mangrove ecosystem of the Pacific Coast of Mexico: distribution, structure, litterfall, and detritus dynamics. p. 269-288. *In*: Seelinger E. (Ed.) *Coastal plant communities of Latin America*. Academic Press, Inc. New York.
- FONDO E. N. & MARTENS E. E. 1998. Effects of mangrove deforestation on macrofaunal densities, Gazi Bay, Kenya. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 75-83.
- FORMAN R. T. & ALEXANDER L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-231.
- FRANCO L. J. & CHAVEZ L. R. 1992. Parámetros biológicos y ecológicos de la ictiofauna dominante del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz. Resúmenes IX Congreso Nacional de Oceanografía.
- FRANCO L. J., CHAVEZ L. R. & BEDIA S. M. 1992. Comunidades ictiofaunísticas en zonas de pesca comercial de camarón de Alvarado, Veracruz, México. Resúmenes III Congreso Nacional de Ictiología.

- FROMARD F., PUIG H., MOUGIN E., MARTY G., BETOULLE J. L. & CADAMURO L. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115: 39-53.
- GAO J. 1998. A hybrid method toward accurate mapping of mangroves in a marginal habitat from SPOT multispectral data. *International Journal of Remote Sensing* 19(10): 1887-1899.
- GARCIA E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. 217 pp.
- GENTRY A. H. 1982. Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. *Evolutionary Biology* 1-84.
- GOLDSMITH F. B. 1991. Monitoring for conservation and ecology. *Conservation Biology Series*. Chapman & Hall. 273pp.
- GONCALVES-ALVIM S., VAZ DOS SANTOS M. & FERNANDES G. W. 2001. Leaf gall abundance on *Avicennia germinans* (Avicenniaceae) along an interstitial salinity gradient. *Biotropica* 33(1): 69-77.
- GOPAL S. & WOODCOCK C. 1994. Theory and methods for accuracy assessment of thematic maps using fuzzy sets. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 60(2): 181-188.
- GOSSELINK J. & MALTBY E. 1990. Wetland losses and gains. p. 296-322. *In*: Williams M. *Wetlands: A threatened landscape*. Blackwell Publishers Oxford. U.K.
- GREEN E. P., CLARK C. D., MUMBY P. J., EDWARDS A. J. and ELLIS A. C. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing* 19(5): 935-956.
- GREEN E., MUMBY P., EDWARDS A., CLARK C. & ELLIS A. 1998. The assessment of mangrove areas using high resolution multispectral airborne imagery. *Journal of Coastal Research* 14(2): 433-443.
- HAMILTON S. & SNEDAKER C. (Eds). 1984. Handbook for mangrove area management. Environmental and Policy Institute East-West Center International Union for the Conservation of Nature and Resources, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 123 pp.
- HERZ R. 1999. Procesamiento digital de imágenes de satélite para el reconocimiento de patrones en los manglares. p. 83-108. *In*: Yañez -Arancibia A. y Lara-Domínguez A. L. (Eds.) *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A. C. México. UICN/HORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 pp.
- HOGARTH P. J. 1999. *The biology of mangroves*. Oxford University Press. Great Britain. 228 pp.
- HOLDRIDGE L. R., GRENKE W. C., HATHEWAY W. H., LIANG T. & TOSI Jr J. A. 1971. Forest environments in tropical life zones: A pilot study. Pergamon Press Ltd. Great Britain. 747 pp.
- HSIANG L. 2000. Mangrove conservation in Singapore: A physical or a psychological impossibility? *Biodiversity and Conservation* 9: 309-332.
- INP-UV. 2000. Instituto Nacional de la Pesca y Universidad Veracruzana. Informe Técnico de la Laguna de Alvarado, Veracruz. Programa Ecosistemas Lagunares Costeros.
- ITC-ILWIS. 2001. *Ilwis 3.0 Academic User's Guide*. Unit Geo Software Development, Sector Remote Sensing & GIS, IT Department, International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC) Enschede, The Netherlands. 530 pp.
- JANSSEN L. & van der WEL F. 1994. Accuracy assessment of satellite derived land-cover data: A review. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 60(4): 419-426.
- JANSSEN R. & PADILLA J. 1999. Preservation or conservation? Valuation and evaluation of a mangrove forest in the Philippines. *Environmental and Resource Economics* 14: 297-331.
- JIMENEZ J. 1992. Mangrove forests of the Pacific Coast of Central America. p. 259-267. *In*: Seelinger U. (Ed.) *Coastal plant communities of Latin America*. Academic Press, Inc. United Kingdom.
- JIMENEZ J. A., LUGO A. & CINTRON G. 1985. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica* 17(3): 177-185.

- JIMENEZ-QUIROZ C. & GONZALEZ F. 1996. Análisis de la estructura del manglar de la laguna de Juluápan, Col., México. *Ciencia Pesquera* 12: 76-84
- JING-EONG O. 1995. The ecology of mangrove conservation & management *Hydrobiologia* 295: 343-351.
- JOHNSTONE I M. 1981. Consumption of leaves by herbivores in mixed mangrove stands. *Biotropica* 13(4): 252-259.
- KALI U. L. & JONES G. P. 1998. Mangrove restoration : A potential tool for coastal management in tropical developing countries. *Ambio* 27(8): 656-661.
- KEEL S , GENTRY A.H. & SPINZI L. 1993. Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay *Conservation Biology* 7(1): 66 - 73
- KOBELKOWSKY A. 1991. Ictiofauna de las lagunas costeras del estado de Veracruz. p. 74-93. *In*: Figueroa T., Alvarez C. Esquivel A. & Ponce M E (Eds.). *Fisicoquímica de las lagunas costeras mexicanas*. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, México.
- KOCH M. S. 1997. *Rhizophora mangle* L seedling development into the sapling stage across resource and stress gradients in subtropical Florida. *Biotropica* 29(4): 427-439.
- KREBS C. J. 1978. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. 2nd. Ed. Harper & Row Publishers. 678 pp.
- LANKFORD R. R. 1977. Coastal Lagoons of Mexico: Their origin and classification. p 182-215. *In*: Willey M. E (Edit.). *Estuarine Processes. Circulation sediments and transfer material in the estuary*. Academic Press. Inc. E.U.A. Vol. 11.
- LARTIGUE B. C. 1994. The value of mangrove ecosystems for fisheries and consequences of their degradation. University of Edinburgh. Tesis de Maestría.
- LEE S. Y. 1991. Herbivory as an ecological process in a *Kandelia candel* (Rhizophoraceae) mangal in Hong Kong. *Journal of Tropical Ecology* 7:337-348.
- LEE S. Y. 1995. Mangrove outwelling: a review. *Hydrobiologia* 295: 203-212.
- LEE S. Y. 1999. Tropical mangrove ecology: Physical and biotic factors influencing ecosystem structure and function *Australian Journal of Ecology* 24: -36.
- LEWIS R. R. 1983. Impact of oil spills on mangrove forests. p. 171-183 *In* Teas H. (Ed.). *Biology and ecology of mangroves. Tasks for vegetation science* 8.
- LILLESAND T. M. & KIEFER R. W. 1994. Remote sensing and image interpretation John Wiley & Sons, Inn. United States of America. 750 pp.
- LIRA J. 1995. Introducción al tratamiento digital de imágenes. Cuadernos del Instituto de Geofísica No. 9. Instituto de Geofísica UNAM México. 38 pp.
- LOPEZ-BLANCO J., RAMIREZ-GARCIA J. P. & LOT-HELGUERAS A. 1998. Local distribution of seagrasses (*Phyllospadix* spp) by means of processing infrared and color imagery obtained with a tethered blimp to the north of Ensenada, Mexico. Fifth International Conference Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, San Diego, California, USA.
- LOPEZ-BLANCO J., RAMIREZ-GARCIA P. & OCAÑA D. 1997. Mangrove vegetation assessment using aerial photographs, video and Landsat TM imagery: The case of Santiago River Mouth, Nayarit Mexico. Twelfth International Conference and Workshops on Applied Geologic Remote Sensing, Denver, Colorado. USA
- LOPEZ-PORTILLO J. & EZCURRA E. 1989. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoaacan, Mexico. *Biotropica* 21(2): 107-114.
- LOPEZ-PORTILLO J. 1982. Ecología de manglares y de otras comunidades de halófitas de la costa de la laguna Mecoaacán, Tabasco. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis Profesional. 160 pp.
- LOT A. & CHIANG F. 1986. Manual de Herbario: Administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos. Consejo Nacional de Flora de México A. C. México. 142 pp.
- LOT A. & NOVELO A. 1990. Forested Wetlands of Mexico. p. 287-298 *In*: Ecosystems of the world Forested Wetlands. Lugo A. E., Brinson M & Brown S. (Eds.) Elsevier Amsterdam
- LOT A. 1991. Vegetación y flora vascular acuática del estado de Veracruz. Tesis doctoral Facultad de Ciencias. 226 pp.

- LOT A., NOVELO A. & RAMIREZ-GARCIA P. 1998. Diversidad de la flora acuática mexicana. p. 563-578. *In* Biodiversidad Biológica de México: Orígenes y distribución. Ramamoorthy T. P., Bye R., Fa J. (Eds.). Instituto de Biología. UNAM.
- LOT A., VAZQUEZ-YANES C., MENENDEZ L. F. 1975. Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf Coast of Mexico p. 52-61 *In*: Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves (G. E. Walsh, S. C. Snedaker and H. Teas, Eds.), Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida.
- LOUDA S. M. 1989. Differential predation pressure: A general mechanism for structuring plant communities along complex environmental gradients? *TREE* 4(6): 158-159.
- LUGO A. 1997. Old-Growth mangrove forests in the United States. *Conservation Biology* 11(1): 11-20.
- LUGO A. E. & SNEDAKER S. C. 1974. The ecology of mangroves *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: 39-64.
- MASERA O., ORDOÑEZ M. & DIRZO R. 1992. Emisiones de carbono a partir de la deforestación en México. *Ciencia* 43(número especial): 151-153.
- McKEE K. L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest effects of establishment ability and physico-chemical factors *Oecologia* 101: 448-460.
- McMILLAN C. 1971. Environmental factors affecting seedling establishment of the black mangrove on the central Texas coast. *Ecology* 52(5): 927-930.
- MEDINA E., LUGO A. E. & NOVELO A. 1995. Contenido mineral del tejido foliar de especies de manglar de la laguna de Sontecomapan (Veracruz, México) y su relación con la salinidad. *BIOTROPICA* 27(3): 317-323.
- MENDOZA R. E. 1997. Análisis de la deforestación de la selva Lacandona: Patrones, magnitud y consecuencias. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 99 pp.
- MENENDEZ-LIGUORI F. 1976. Los manglares de la laguna de Sontecomapan, Los Tuxtlas, Ver. Estudio Florístico-Ecológico. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 115 pp.
- MIRANDA F. & HERNÁNDEZ X. E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- MONTES C. C., CASTILLO A. S. & LOPEZ-PORTILLO J. 1999. Distribución del manglar en cuatro sistemas lagunares en la costa de Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 64: 25-34.
- MULDAVIN E., NEVILLE P. & HARPER G. 2001. Indices of grassland biodiversity in the Chihuahuan desert ecoregion derived from remote sensing. *Conservation Biology* 15(4): 844-855.
- NUÑEZ-FARFAN J., DIRZO R., QUIJANO P. M., DOMINGUEZ P. C. & EGUIARTE F. L. 1996. Estudio ecológico de las poblaciones de *Rhizophora mangle* en México. Informe final del Proyecto CONABIO No B007. 95 pp.
- NURKIN B. 1994. Degradation of mangrove forests in South Sulawesi, Indonesia. *Hydrobiologia* 285: 271-276.
- OCAÑA-NAVA, D. 1992. Estudio de la vegetación acuática vascular del sistema fluvio-lagunar-deltaico del Río Palizada, en el estado de Campeche. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México Tesis Profesional. 75 pp.
- ODUM E., THOMAS J. & SMITH III. 1982. The ecology of the mangroves of south Florida: A community profile. Department of Environmental Sciences University of Virginia. 144 pp.
- OSBORNE L. P. 2000. Tropical ecosystems and ecological concepts. Cambridge University Press 464 pp.
- OTHMAN M. A. 1994. Value of mangroves in coastal protection. *Hydrobiologia* 285: 277-282.
- PANAPITUKKUL N., DUARTE C. M., THAMPANYA U., KHEOWVONGSRI P., SRICHAJ N., GEERTZ-HANSEN O., TERRADOS J. & BOROMTHANARATH S. 1998. Mangrove colonization. Mangrove progression over the growing Pak Phanang (SE Thailand) mud flat. *Est. Coast. and Shelf Science* 47(1) 51-61.

- PANNIER F. 1979. Mangroves impacted by human-induced disturbances: A case study of the Orinoco delta mangrove ecosystem. *Environmental Management* 3(3): 205-216.
- PASQUALINI V., ILLIS J., DESSAY N., LOINTIER M., GUELORGET O. & POLIDORI L. 1999. Mangrove mapping in North-Western Madagascar using SPOT-XS and SIR-C radar data. *Hydrobiologia* 413: 127-133.
- PATTERSON Z. C. 1982. The effects of road construction on a mangrove ecosystem. *Tropical Ecology* 23 (1): 105-124.
- PENNINGTON T. D. & SARUKHAN J. 1998. Arboles tropicales de México: Manual para la identificación de las principales especies. Ediciones Científicas Universitarias. UNAM, Fondo de Cultura Económica 521 pp.
- PINDER D. A. & WITHERICK M. 1990. Port industrialization, urbanization and wetland loss. p. 234-266. *In: Williams M. (Ed.) Wetlands: A threatened landscape* Blackwell Publishers. Oxford U. K.
- PLATA R. E. 1987. Fundamentos de cartografía en los recursos naturales. Universidad de Santo Tomás, Centro de Enseñanza Desescolarizada, Colombia. 442 pp.
- POOL D. J., SNEDAKER S. & LUGO A. E. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica* 9(3): 195-212.
- PORTILLA O. E., SANCHEZ H. A. & GALAN A. F. 1998. Los manglares del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz: Evaluarlos para Conservarlos. Memorias Taller de Reforestación en Manglares.
- PRIMAVERA J. H. 1995. Mangroves and brackishwater pond culture in the Philippines. *Hydrobiologia* 295: 303-309.
- RABINOWITZ D. 1978. Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. *Journal of Ecology* 66: 45-51.
- RAMIREZ B. P., DE SUCRE M. A., VARONA G. E. & CRUZ C. O. 2000. HUMEDALES DE ALVARADO, AICA 41. pag. 84. *In: ARIZMENDI M. Y MARQUEZ V. L. Areas de Importancia para Conservación de las Aves en México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- RAMIREZ F. O. 1987. Producción de hojarasca y metabolismo estuarino en un ecosistema de manglar en la laguna de Agua Brava, Nayarit. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis Profesional. 33 pp.
- RAMIREZ F. O. 1992. Environmental impact and management strategies for mangrove forest, with special reference to the Pacific Coast of Mexico. University of Newcastle. Tesis de Maestría. 140 pp.
- RAMIREZ-AHUMADA M. C. 1995. Estructura y demografía del manglar del estero "La Angostura", Laguna Oriental, Oax. y su relación con algunos parámetros ambientales. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México 73 pp.
- RAMIREZ-GARCIA J. P. & SEGURA-ZAMORANO D. 1994. Ordenación de la vegetación de manglar de la laguna de Panzacola Chiapas. Serie Grandes Temas de la hidrobiología: Los sistemas litorales. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (2) 105-113.
- RAMIREZ-GARCIA P., LOPEZ-BLANCO J. & OCAÑA D. 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.
- RAMSEY III E. W. & JENSEN J. R. 1996. Remote sensing of mangrove wetlands: Relating canopy spectra to site-specific data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62(8): 939-948.
- RASOLOFOHARINORO M., BLASCO F., BELLAN M. F., AIZPURU M., GAUQUELIN T. & DENIS J. 1998. A remote sensing based methodology for mangrove studies in Madagascar. *International Journal of Remote Sensing* 19(10): 1873-1886.
- RASOWO J. 1992. Mariculture development in Kenia: alternatives to siting ponds in the mangrove ecosystem. *Hydrobiologia* 247: 209-214.

- RAZ-GUZMAN A., de la LANZA G. & SOTO L. A. 1987. Caracterización ambiental de la laguna de Alvarado, Ver. basada en la distribución de sedimentos y vegetación. Resúmenes VII Congreso Nacional de Oceanografía.
- REGUERO M. & GARCIA-CUBAS A. 1989. Moluscos de la laguna de Alvarado, Veracruz Sistemática y Ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 16(2): 279-306.
- REGUERO R. M. 1994. Estructura de la comunidad de moluscos en lagunas costeras de Veracruz y Tabasco, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis Doctoral. 280 pp.
- RESENDEZ M. A. 1973. Estudio de los peces de la Laguna de Alvarado, Ver. México. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 34: 183-281.
- RICO-GRAY V. 1979. El manglar de laguna de la Mancha, Veracruz. Estructura y productividad neta. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis Profesional 32 pp.
- RICO-GRAY V. 1981. *Rhizophora harrisonii* (Rhizophoraceae), un nuevo registro de las costas de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México.* 41: 163-165.
- RICHARDS P. W. 1996. *The tropical rain forest an ecological study* 2nd. Ed. Cambridge University Press Great Britain. 575 pp.
- ROBBINS C. 1934. Northern Rhodesia; an experiment in the classification of land with the use of aerial photographs. *Journal of Ecology* 22: 88-105.
- RODRIGUEZ-BEJARANO D. 1991. Análisis digital del cambio de uso/cobertura del suelo: La zona fronteriza Guatemala/México. *Interciencia* 16(6): 329-332.
- ROLLET B. 1974. Introduction à l'étude des mangroves du Mexique. Photo-interprétation. Types de forêt. Bibliographie. *Revue Bois et Forêts des Tropiques* 156: 3-26.
- ROMAHN V. C., RAMIREZ M. H. & TREVIÑO G. J. 1994. Dendrometría. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 354 pp.
- ROTH L. C. 1992. Hurricanes and mangrove regenerations: effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotrópica* 24(3): 375-384.
- RUEDA Q. L., DIAZ G. G. & VAZQUEZ B. A. 1992. Contaminación por plaguicidas organoclorados en lagunas costeras del sureste de México. Resúmenes IX Congreso Nacional de Oceanografía
- RUIZ A. P. 1988. Taller de procesamiento digital de imágenes. México. Emayev. S. A. de C. V. 116 pp.
- RUIZ-LUNA A. & BERLANGA-ROBLES C. A. 1999. Modifications in coverage patterns and land use around the Huizache-Caimanero Lagoon system, Sinaloa, Mexico. A multi-temporal analysis using LANDSAT images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49:37-44
- RZEDOWSKI J. 1994. *Vegetación de México.* Limusa. México. 432 pp.
- SAAD S., HUSAIN M., YAACOB R. & ASANO T. 1999. Sediment accretion and variability of sedimentological characteristics of a tropical estuarine mangrove: Kemaman, Terengganu, Malaysia. *Mangroves and Salt Marshes* 3: 51-58.
- SAATCHI S., AGOSTI D., ALGER K., DELABIE J. & MUSINSKY J. 2001. Examining fragmentation and loss of primary forest in the Southern Bahian Atlantic forest of Brazil with Radar imagery. *Conservation Biology* 15(4): 867-875.
- SABINS F. F. 1987. *Remote sensing principles and interpretations* W. H. Freeman and Company. New York
- SADER S. & JOYCE A. 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica* 20(1): 11-19.
- SAENGER P., HEGERL E. J. and DAVIE J. D. (Eds.) 1983. *Global Status of Mangrove Ecosystems.* By the working group on mangrove ecosystems of the IUCN Commission on Ecology in cooperation with the United Nations Environment Programme and the World Wildlife Fund. Commission on Ecology Papers Number 3. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 88 pp.

- SAIFULLAH S. M., SHAUKAT S. S. and SHAMS S. 1994. Population structure and dispersion pattern in mangroves of Karachi, Pakistan. *Aquatic Botany* 47: 329-340.
- SANCHEZ R. M. 1963. Datos relativos a los manglares de México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 12(1-4): 61-72.
- SARH-UNAM 1994. Inventario Nacional Periódico. Memoria Nacional. Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre.
- SASEKUMAR A. & CHONG V. C. 1998. Faunal diversity in Malaysian mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 57-60.
- SCHUPP E. W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *OIKOS* 51:71-78.
- SEGURA-ZAMORANO D. 1997. Análisis de la estructura del manglar y su relación con algunos parámetros ambientales en la laguna Panzacola, municipio de Acapetahua, Chiapas. Facultad de Estudios Superiores de Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis Profesional. 102 pp.
- SEMESI A. K. 1998. Mangrove management and utilization in Eastern Africa. *Ambio* 27(8):620-626.
- SIMBERLOFF D. 2000. World Mangrove atlas. Book Review. *Biodiversity and Conservation* 9: 443-444.
- SKOLE D. 1994. Data on global land-cover change: Acquisition, assessment, and analysis. p. 437-471. *In*: Meyer W. & Turner II B. *Changes in land use and land cover: A global perspective*.
- SNEDAKER S. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia* 295: 43-49.
- SNEDAKER S. 1999. The future of mangrove research. *Hydrobiologia* 413: ix-x.
- SOLANO V. A. 1988. Ecología de la comunidad neotónica asociada al manglar del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, en el periodo de diciembre de 1987 a agosto de 1988. Mem. XII Simp. Biol. de Campo. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala.
- SOLIS-WEISS V. 1990. Edenes productivos del litoral mexicano: Arrecifes coralinos, manglares y pastos marinos. p. 421-451. *In*: E. Leff (Coord). *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. Porrúa-Centro de Investigaciones interdisciplinarias en Humanidades, Universidad Nacional Autónoma de México.
- SRIVASTAVA P. B., KEONG G. B. & MUKTAR A. 1987. Role of *Acrostichum* species in natural regeneration of *Rhizophora* species in Malaysia. *Tropical Ecology* 8:274-288.
- STEARNS F. 1951. The composition of the sugar maple-hemlock-yellow birch association in Northern Wisconsin. *Ecology* 32(2): 245-265.
- STRÖMBERG H., PETTERSSON C. & JOHNSTONE R. 1998. Spatial variations in benthic macrofauna and nutrient dynamics in a mangrove forest subject to intense deforestation: Zanzibar, Tanzania. *Ambio* 27(8): 734-739.
- SUMAN D. O. 1994. El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: Su manejo y conservación. Rosenstre School of Marine and Atmospheric Science. University of Miami and the Tinker Foundation N Y USA. 263 pp.
- TAYLOR J.G. (Ed.). 1989. Manglares: La importancia económica de los manglares en la política, planteamiento y manejo de los recursos naturales costeros. Fundación para la Defensa de la Naturaleza (FUDENA)-Asociación Venezolana de las Industrias Plásticas, Venezuela.
- TERRADOS J., THAMPANYA U., SRICHAJ N., KHEOWVONGSRI P., GEERTZ-HANSEN O., BOROMTHANARATH S., PANAPITUKKUL N., & DUARTE C. 1997. The effect of increased sediment accretion on the survival and growth of *Rhizophora apiculata* seedlings. *Estuarine coastal and shelf science*. 45: 697-701.
- THOM J. 1967. Geomorfología de los manglares del Delta Usumacinta y Grijalva. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* (3): 216-352.
- TOMLINSON P. B. 1986. The botany of mangroves. Cambridge University Press 413 pp.
- TOVILLA H. C. 1998. Ecología de los bosques de manglar y algunos aspectos socioeconómicos de la zona costera de Barra de Tecoaapa Guerrero, México. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis Doctoral. 365 pp.

- TOVILLA H. C. & de la LANZA E. 1999. Ecología y aprovechamiento del mangle *Conocarpus erectus* L., en Barra de Tecoanapa Guerrero, México. *Biotropica* 31(1): 121-134.
- TOVILLA C. & GARCIA M.F. 1990. Ecología de *Ruppia maritima* (L) en un sistema lagunar del Golfo de México. Resúmenes II Congreso de Ciencias del Mar.
- TOVILLA H. C. & GONZALEZ E. A. 1992. Evaluación de la producción de hojarasca de manglar en tres sistemas lagunares del Golfo de México y el Pacífico. Memorias III Reunión Nacional Alejandro Villalobos UAM-UNAM
- TOVILLA H.C & GONZALEZ E. A. 1994. Producción de hojarasca del manglar en tres sistemas lagunares del Golfo de México y el Pacífico. *Grandes Temas de Hidrobiología: Los Sistemas Litorales UAMI-UNAM*. 2:87-103.
- TREJO I. & DIRZO R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- UNCLES R., GONG W. & ONG J. 1992. Intratidal fluctuations in stratification within a mangrove estuary. *Hydrobiologia* 247: 163-171.
- VALDEZ J. H. 1991. Estructura fisonómica del bosque de mangles de la laguna de Agua Brava, Nayarit. Universidad Autónoma de Chapingo. División de Ciencias Forestales México. Tesis Profesional. 263 pp
- VAZQUEZ-YANES C., BATIS-MUÑOZ A., ALCOCER-SILVA M., GUAL-DIAZ M. & SANCHEZ-DIRZO C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto de Ecología, UNAM.
- VAZQUEZ-YANES C. 1971. La vegetación de la laguna de Mandinga, Veracruz. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México*. 42. Serie Botánica. 1: 49-94.
- VILLALOBOS E. A., GOMEZ S., ARENAS V., CABRERA J., de la LANZA G. LANZA G. & MANRIQUE F. 1975. Estudios hidrobiológicos en la Laguna de Alvarado. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México*. Serie Zoológica 1:34
- VOGELMAN J. E. 1995. Assessment of forest fragmentation in Southern New England using remote sensing and geographic information systems technology. *Conservation Biology* 9(2): 439-449.
- WHITTAKER R. H. 1975. *Communities and Ecosystems*. 2nd Ed. MacMillan Publishing Co. Inc. and Collier MacMillan Publishers. USA. 385 pp.
- WILKINSON G. 1991. The processing and interpretation of remotely-sensed satellite imagery-a current view. p. 71-96. *In: Belward A. & Valenzuela C. (Eds). Remote sensing and geographical information systems for resource management in developing countries. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands*
- WOLANSKI E. 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. *Hydrobiologia* 247: 141-161.
- WONG Y., LAN C., CHEN G., LI S., CHEN X., LIU Z. & TAM N. 1995. Effect of wastewater discharge on nutrient contamination of mangrove soils and plants. *Hydrobiologia* 295: 243-254.
- YAÑEZ-ARANCIBIA A. 1999. Terms of reference towards coastal management and sustainable development in Latin America: introduction to special issue on progress and experiences. *Ocean & Coastal Management* 42: 77-104.
- YAÑEZ-ARANCIBIA A., LARA-DOMÍNGUEZ A. L., ROJAS G. J., ZARATE L. D., VILLALOBOS Z. G. & SANCHEZ-GIL P. 1999. Integrated science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of México. *Ocean & Coastal Management* 42: 319-344.
- YIPP M., HAU C. & WALTHER G. 1995. Conservation evaluation of nine Hong Kong mangals. *Hydrobiologia* 295: 323-333.
- ZÁRATE L. D., SAAVEDRA V. T., ROJAS G. J., YAÑEZ -ARANCIBIA A. & RIVERA A. E. 1999. Terms of reference towards an integrated management policy in the coastal zone of the Gulf of Mexico and the Caribbean. *Ocean & Coastal Management* 42: 345-368