

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN ALIMENTACIÓN Y
DESARROLLO, A. C.

ANÁLISIS DE LA CONDICIÓN DEL BOSQUE DE MANGLAR EN EL SISTEMA
LAGUNAR TEACAPÁN-AGUA BRAVA-MARISMAS NACIONALES Y SUS
RELACIONES A NIVEL DE PAISAJE

Por

JOANNA ACOSTA VELÁZQUEZ

Tesis aprobada por la

UNIDAD MAZATLÁN
EN ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRÍA EN CIENCIAS

MAZATLÁN, SINALOA, MÉX.

DICIEMBRE DE 2003

APROBACIÓN

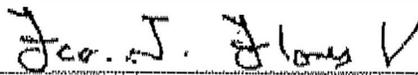
Los miembros del comité designado para revisar la tesis de Joanna Acosta Velázquez, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ciencias, con especialidad en Manejo Ambiental.



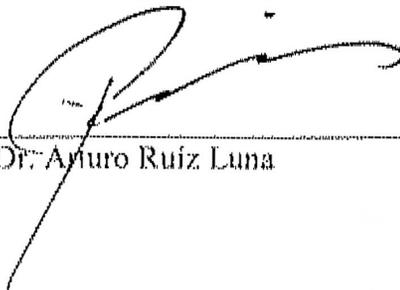
M. en C. César Alejandro Berlanga Robles
Director de Tesis



Dr. Miguel Betancourt Lozano



Dr. Francisco Flores Verdugo



Dr. Arturo Ruiz Luna

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

Se permiten citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé el crédito correspondiente. Para la reproducción total o parcial de esta tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del director del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. (CIAD).

La publicación en comunidades científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa aprobación escrita del director de tesis.

Dr. Alfonso Antero Gardea Béjar
Director General del CIAD, A.C.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente al Centro de Investigación en Alimentación Desarrollo, A. C. por la beca otorgada durante un año de mis estudios de maestría.

Al M. en C. César A. Berlanga Robles por la dirección de esta investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el crédito brindado en mi primer semestre de maestría.

Al Centro Estatal de Ciencia y Tecnología de Sinaloa por el apoyo otorgado al proyecto "Análisis de la estructura de la asociación de manglares del sistema Teacapán-Agua Brava y sus relaciones a nivel de paisaje" y por la beca de terminación de mis estudios de maestría.

A la Unidad Académica Mazatlán, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM por permitirme el uso del acervo bibliográfico y equipo de cómputo.

Al Laboratorio de Manejo Ambiental del CIAD-Mazatlán, por abrirme las puertas y por todo el apoyo recibido.

A los miembros de mi comité de tesis formado por el Dr. Arturo Ruiz Luna, Dr. Miguel Betancourt y Dr. Francisco Flores Verdugo, por sus aportaciones y sugerencias.

DEDICATORIA

a Antonio, Josefina y Adriana

en estos días
*a las fotos del desierto
y al campamento de Ceuta*

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a cada una de las personas y circunstancias que me alejaron de la ciudad de los locos, de las despedidas y del rayo. Y también a todas las que me acercaron a la ciencia, al jardín, a los atardeceres, a la trova y a la literatura.

Gracias a mis abuelos, tios y primos, en especial a mi otra familia guanatense: Migue, Meli, Leo, Diego, Victoria, Miguel y los que vienen. A mi parte del CUCBA, Marcela, Enrico, Pablo, Gustavo, Gloria, Rafa Bello, Jesús Cortés, Eri, Pablo y Dana, Erick De la Barrera, Carlos Ibarra, José Carrillo, Julio, Rodrigo, Karla Ibarra, Eduardo, Erika y Hugo, Claudia, Itzel, Lucila Mendez, Raymundo Ramirez, los ferrerios, los puchis y los locos. A las superpoderosas: Rosario, Briscia y Roxana. A los amigos que tuve la oportunidad de hacer en el CIAD: Ana Roque, Arturo, Diana, Beto Contreras, Nora, Miguel V., Anabel, Rubi, Hugo, Ana Ramos y a todos los miembros del LAMA que hicieron tan placentero mi paso por el CIAD. A los maestros que con tanta suerte encontré y que contribuyeron, entre otras cosas, en mi formación académica: Eulogio Pimiento, Ernesto Lau, Pablo Torres, Aaron Rodríguez y Juan Madrid. A Olas Altas, Fernando, Raúl, Kristian y a esas hadas madrinas que el destino me brindó donde menos lo imaginé y más lo necesité: Denisse Escobar, Celina y Karina Soltero. Las circunstancias ustedes, en parte, las conocen.

Con harto cariño y respeto a todas las personas que me apoyaron y ayudaron en la realización de este trabajo: César Berlanga, Arturo Ruiz, Enrico Yepez, Pablo Munguía, Marcela Lopez, Francisco Flores y Miguel Betancourt.

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS.....	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
RESUMEN.....	vi
ABSTRACT.....	vii
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS.....	4
Objetivo General.....	4
Objetivos Particulares.....	4
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
Área de estudio.....	16
Selección y pre-procesamiento de imágenes de satélite.....	19
Caracterización reciente del paisaje en el sistema TABMN.....	21
Clasificación de la escena 1999-2000.....	21
Estimación de cambios del paisaje de 1990 al 2000.....	27
Clasificación de la escena de 1990.....	27
Cambios en el Paisaje (1990-2000).....	27
Relaciones entre las características espaciales del bosque de manglar y su condición.....	30
Métricas del paisaje.....	30
Índice Normalizado de Vegetación.....	32
Relación métricas del paisaje-NDVI.....	33

RESULTADOS.....	34
Clasificación de la escena de 1990.....	38
Cambios en el paisaje (1990-2000).....	41
Métricas del paisaje.....	45
Estimación del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI).....	52
Relaciones entre las métricas y el NDVI.....	51
DISCUSIÓN.....	56
CONCLUSIONES.....	72
BIBLIOGRAFÍA.....	74
ANEXOS.....	85

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.- Número de habitantes de los municipios establecidos en el área de estudio.....	17
Cuadro 2.- Principales características de las imágenes multispectrales del satélite Landsat empleadas en este estudio.....	19
Cuadro 3.- Descripción de las clases de coberturas y usos del terreno utilizadas en la clasificación supervisada (1999-2000).....	22
Cuadro 4.- Correspondencia entre las clases de cobertura y usos del terreno establecidas en este estudio y las definidas en las cartas de usos de suelo hojas F13-5 y F13-8 escala 1: 250 000 (INEGI, 1991).....	28
Cuadro 5.- Métricas calculadas a nivel de clase y paisaje en sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (1990-2000). Basado en McGarigal y Marks (1994).....	31
Cuadro 6.- Matriz de error del mapa temático del 2000, con 270 puntos de prueba tomados en campo. La exactitud global fue de 93.7% y κ de 0.92.....	37
Cuadro 7.- Superficie en hectáreas de la principales coberturas y usos del terreno del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (2000).....	38
Cuadro 8.- Matriz de error del mapa temático de 1990, con 255 puntos de prueba. Exactitud global de 93% y κ de 0.92.....	39
Cuadro 9.- Superficie en hectáreas de las principales coberturas y usos del terreno del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (1990).....	39
Cuadro 10.- Pérdida/ganancia neta en hectáreas de las principales coberturas y usos del terreno del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales de 1990-2000.....	41

Cuadro 11.- Matriz de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en el área de estudio para el período 1990-2000.....	44
Cuadro 12.- Superficie en hectáreas de las coberturas y usos del terreno del área de estudio (1990-2000) con doble filtrado modal 7x7.....	45
Cuadro 13.- Métricas del paisaje estimadas a partir de mapas de 30x30 m de resolución espacial, en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en 1990 y 2000.....	46
Cuadro 14.- Métricas de área/densidad y forma de las principales coberturas y usos del terreno, estimadas a partir de mapas de 30x30 m de resolución espacial, en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en 1990 y 2000.....	47
Cuadro 15.- Métricas de zonas núcleo, aislamiento/proximidad y contacto de las principales coberturas y usos del terreno, estimadas a partir de mapas de 30x30 m de resolución espacial, en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en 1990 y 2000.....	48

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Sistema lagunar Teacapán- Agua Brava-Marismas Nacionales.....	17
Figura 2.- Límites del área de estudio establecidos por las subcuencas de la cuenca Acaponeta y Río San Pedro.....	35
Figura 3.- Mapa temático de coberturas y usos del terreno en el paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (1999 - 2000).....	36
Figura 4.- Mapa temático de las coberturas y usos del terreno en el paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales de 1990.....	40
Figura 5.- a) Expansión de las granjas camaronícolas en la laguna El Valle. b) Cambios en el canal de Cuautla (1990 - 2000).....	43
Figura 6.- Frecuencia del tamaño de los parches de las principales coberturas y usos del terreno del paisaje de Teacapán- Agua Brava-Marismas Nacionales (1990-2000). Tamaño de clase (Hectáreas): 1: < 5; 2: ≥ 5-10; 3: >10-50; 4: > 50-100; 5: >100-1,000; 6: >1,000-10,000; 7: > 10,000.....	51
Figura 7.- Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) del sistema Teacapán-Agua Brava- Marismas Nacionales en el período 1990-2000.....	53
Figura 8.- Parches de la cobertura del bosque de manglar en Teacapán (2000).....	54
Figura 9.- Modelos de regresión lineal entre métricas área, de forma, zonas núcleo y de aislamiento/proximidad y la media del NDVI estimada para parches del bosque de manglar (2000).....	55

RESUMEN

El sistema Agrario Teacapá-Agua Brava-Maisnitas Nacionales en el noroeste de México sostiene al bosque de manglar más extenso del Pacífico Mexicano. Se estudiaron las condiciones recientes y las tendencias de cambio de este sistema a través de la evaluación de las coberturas y usos del terreno del paisaje. Las características espaciales y la condición del bosque de manglar se evaluaron con imágenes de satélite Landsat de 1990 y 2000 a través de métodos de clasificación supervisada (algoritmo de ECOC) lo que produjo mapas temáticos con las siguientes clases de coberturas y usos del terreno: aguas bosque secos matorrales manglar muertos vegetación secundarias agricultura suelos desnudos asentamientos humanos y acuicultura.

Las tendencias de cambio se estimaron a través de un análisis post-clasificación con una matriz de detección de cambio. La exactitud global de los mapas resultantes fue alta con 93% en 1990 y 94% en 2000, y coeficiente de Kappa estimado de 0.92 para ambas fechas. En el 2000, la agricultura fue la cobertura dominante distribuyéndose por la llanura costera intercalada con parches de vegetación secundaria. Las métricas del paisaje estimadas, indican que el sistema se conformó por 8 381 parches, con un área promedio de 73 ha, la dimensión fractal fue de 1.14 e índice de contacto de 54.37, que indican un paisaje fragmentado y con impacto antropogénico. El análisis de cambio identificó a suelos desnudos y vegetación secundaria como las clases con mayor cambio. La selva obtuvo la mayor pérdida neta (44 901 ha). El bosque de manglar perdió 9 500 ha, (1.48% deforestación media anual) aumentó de 324 parches en 1990 a 417 en el 2000 y se estimó una dimensión fractal de 1.23 lo que permite caracterizarlo como un humedal con alto impacto antropogénico. El análisis de frecuencias del Índice de Normalizado de Vegetación (NDVI) fue útil para detectar cambios en la condición del mangle. Sin embargo, el NDVI no mostró una relación significativa con las métricas del paisaje estimadas a nivel de parche, posiblemente por las características espaciales particulares del bosque y su condición, lo que indica la necesidad de más estudios en este campo. En suma, los resultados de este estudio ilustran que, debido a los cambios en el sistema durante los últimos 10 años, es necesario implementar planes de manejo costero.

ABSTRACT

The Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales lagoon system, in the Northwest of Mexico, supports one of the largest mangrove forests in the Mexican Pacific. The recent conditions and trends of change of this system were studied through assessing land covers and land uses in the landscape. The spatial characteristics and the mangrove forest condition were evaluated using Landsat satellite images of 1990 and 2000 analyzed through supervised classification methods (ECHO algorithm), which produced thematic maps containing the following land covers and land use classes: water, dry forest, salt marsh, mangrove, dead mangrove, secondary vegetation, agriculture, bare soil, human settlement and aquaculture. Trends of change were estimated through a post-classificatory analysis using a change detection matrix. The global accuracy of the resulting maps was high, with 93% in 1990 and 94% in 2000, and Kappa coefficient of 0.92 for both dates. Agriculture was the dominant land cover in 2000, being distributed along the coastal plain with patches of secondary vegetation. The landscape metrics indicate that the system was conformed by 8 381 patches, with an average patch area of 73 ha, a fractal dimension of 1.14 and a contact index of 54.37, which indicates a human induced fragmented landscape. According to the change detection analysis, the classes subjected to largest changes were bare soil and secondary vegetation, while dry forest was the class with the highest net loss (44 901 ha). Mangrove forest lost 9 500 ha (1.48% annual deforestation) and displayed an increase in patch number from 324 in 1990 to 417 in 2000, and a fractal dimension of 1.23, suggesting that the wetland has been impacted by human activities. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) frequencies analysis was useful in detecting changes in the mangrove condition. However, the NDVI did not show a significant relationship with the landscape metrics at patch level, possible due to the particular spatial characteristics of the forest and its condition, indicating that further studies are necessary in this field. Altogether, the results of this study illustrates that, due to changes in the system during the last 10 years, it is necessary to implement coastal management plans.

INTRODUCCIÓN

Los estuarios y lagunas costeras son ambientes complejos y dinámicos en donde se desarrollan los bosques de manglar, una de las comunidades vegetales más productivas de la biosfera (Day *et al.*, 1989). Los bosques de manglar soportan altos niveles de biodiversidad, productividad primaria y secundaria, modulan el flujo de agua, nutrientes y materiales sólidos a través del paisaje, proporcionan hábitat a una amplia variedad de especies de peces e invertebrados marinos de gran relevancia para las pesquerías ribereñas y hábitat para la vida silvestre (Baran y Hambrey, 1998; Osborne, 2000). Actualmente existe un incremento en la apreciación de los bosques de manglar como ambientes costeros altamente dinámicos y productivos, así como una eminente preocupación por la tasa a la cual se están perdiendo en todo el mundo. En las dos últimas décadas, se ha perdido aproximadamente el 35% del área de bosque de manglar en el mundo y de acuerdo a Valiela *et al.* (2001) la camaronicultura es el principal agente perturbador.

La estructura, funcionamiento y permanencia de los bosques de manglar, por su condición de ambientes costeros y ecosistemas terminales de las cuencas hidrográficas, dependen en buena medida de factores externos de gran escala como las corrientes oceánicas, la conexión con el mar, el clima y los cambios en la cobertura y usos del terreno a un nivel de paisaje (Roman *et al.*, 2000). De esta manera, el estudio y manejo de los bosques de manglar debe considerar las diferentes escalas espaciales y temporales en que suceden los procesos que definen su estructura y funcionamiento (Manson *et al.*, 2003), así como las formas en que el hombre hace uso de ellos y de los recursos que sustentan.

La ecología del paisaje es una disciplina que provee una base teórica y conceptual para el estudio de la estructura, funcionamiento y cambios de los paisajes (McGarigal y Marks, 1994). La ecología del paisaje al considerar: i) el desarrollo y la dinámica de la heterogeneidad espacial; ii) las interacciones e intercambios espaciales y temporales a través del paisaje; iii) a los paisajes como estructuras jerárquicas definidas espacial y temporalmente, y; iv) al humano como elemento de los ecosistemas (Bridgewater, 1993) proporciona un marco teórico en la aplicación de métodos eficientes para complementar escalas espaciales y temporales en el análisis y evaluación de los ambientes. La evaluación de los ambientes costeros bajo esta perspectiva implica el seguimiento de variables ambientales en intervalos amplios de tiempo y espacio. En este sentido, las técnicas de percepción remota y los sistemas de información geográfica permiten dar seguimiento a indicadores ambientales a un nivel de paisaje, tales como los cambios en el tamaño y forma de los hábitat costeros y de las coberturas vegetales, que pudieran tener relación con la biodiversidad y condición de los ambientes costeros (Klemas, 2001).

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, localizado al sur de Sinaloa y norte de Nayarit en México, está considerado como con uno de los sistemas más importantes del Pacífico americano, en cuanto a la extensión y desarrollo del bosque de manglar (Flores-Verdugo, 1989), con una extensión estimada de 83,000 hectáreas, que representa entre el 15 y 20% del total de manglares a nivel nacional (Carrera y de la Fuente, 2001 citado por Páez-Osuna *et al.*, 2003). El sistema es científicamente importante desde los puntos de vista geológico, fisicoquímico, biológico, hidrológico, además de su importancia económica y social por las pesquerías que sustenta, las actividades acuícolas de reciente introducción y el potencial en el desarrollo turístico (de la Lanza *et al.*, 1996). Por estas condiciones, el sistema se ha elegido como área de interés para realizar estudios de planeación territorial (FAO, 1995), además de ser considerado como región prioritaria para la conservación en México por la CONABIO y recientemente incluido en La Lista de Humedales de Importancia Internacional de RAMSAR (2001).

En el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (TABMN) se han reportado pérdidas en la cobertura del bosque de manglar (Pantoja *et al.*, 1991; Kovacs *et al.*, 2001a) que algunos autores asocian principalmente a los cambios hidrológicos causados por la apertura del canal de Cuautla en 1971 (Flores-Verdugo *et al.*, 1997, Kovacs *et al.*, 2001a) y a los impactos producidos por el Huracán Rosa en 1994 (Kovacs *et al.*, 2001b). En los últimos once años algunos autores han cuantificado la cobertura del bosque de manglar del sistema lagunar TABMN por medio de técnicas de percepción remota (Pantoja *et al.*, 1991; de la Lanza *et al.*, 1996; Kovacs *et al.* 2001a; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002). Sin embargo, las coberturas reportadas difieren entre los autores probablemente debido a las diferencias en los métodos utilizados y a la delimitación del área de estudio. Con excepción del trabajo de Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002), donde caracterizan el paisaje del sistema litoral Majahual (que incluye la laguna Agua Grande y el estero de Teacapán), los estudios anteriores se han enfocado principalmente a evaluar la cobertura de manglar sin considerar las posibles influencias de los ecosistemas adyacentes.

En este sentido, los propósitos del presente estudio fueron caracterizar la totalidad del paisaje del sistema lagunar TABMN, analizar las tendencias de cambio de las principales coberturas y usos del terreno del paisaje, así como la condición del bosque de manglar por medio de la aplicación de técnicas de percepción remota (obtención de mapas temáticos de coberturas/usos del terreno por clasificación y cálculo de índices de vegetación) y la estimación de indicadores ambientales a nivel de paisaje (métricas del paisaje). Para revertir la pérdida y degradación del bosques de manglar, es necesario implementar planes de conservación y manejo sustentable que partan del inventario de estos ambientes y de las coberturas y usos del suelo a nivel regional, así como del estudio de sus tendencias de cambio por lo que los resultados de este estudio podrán apoyar el diseño de planes de manejo y conservación que posibiliten la permanencia del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales por un periodo largo de tiempo.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Analizar el impacto de los cambios en las principales coberturas y usos del terreno en un periodo de diez años (1990-2000) sobre la estructura del paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, con énfasis en el bosque de manglar.

Objetivos Particulares

- Caracterizar el paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales con base en la extensión, distribución y complejidad de las coberturas del terreno.
- Analizar las tendencias de cambio del paisaje y del bosque de manglar en particular, utilizando los cambios en la cobertura del terreno como indicadores.
- Analizar las posibles relaciones entre las características espaciales del bosque de manglar, cuantificadas a través de métricas del paisaje, con la condición del mismo, medida de manera indirecta utilizando el índice normalizado de vegetación (NDVI, por sus siglas en inglés).

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

La zona costera se define como "la región conformada por una banda de tierra y el espacio oceánico adyacente en el que los procesos y usos terrestres afectan directamente a los procesos y usos oceánicos" (Kay y Alder, 1999). Las zonas costeras son utilizadas intensamente por las sociedades humanas, ya que más del 55% de la población mundial vive en o cerca de las costas (Adeel y Pomeroy, 2002). Esto ocasiona que dichas zonas se encuentren bajo múltiples e intensas presiones que se han traducido principalmente en impactos en su funcionamiento morfodinámico, incremento en la contaminación acuática y el agotamiento de recursos (Segar, 1997). La pérdida de hábitats para la fauna silvestre y el rompimiento del balance erosión-sedimentación en la línea de costa, son dos de los impactos más importantes provocados por actividades antropogénicas en la zona costera; Los efectos de estos procesos repercuten sobre los principales servicios ambientales que proveen las costas tales como la obtención de recursos alimentarios y la capacidad de amortiguamiento ante fenómenos naturales extremos (Múgica-Amaya y Díaz-Zavaleta, 2001).

La zona costera se constituye por ambientes sumamente complejos e inestables debido a su evolución geológica y comportamiento físicoquímico, a la ocurrencia de diversos fenómenos climáticos y a su condición de ecosistemas terminales de las cuencas hidrográficas (de la Lanza *et al.*, 1996). Los humedales son uno de los ambientes que se desarrollan en la zona costera y se definen como la "tierra donde la saturación con el agua es el factor dominante que determina la naturaleza del desarrollo del suelo y los tipos de comunidades vegetales y animales que viven en el suelo y en su superficie" (Cowardin *et al.*, 1979 citado por Liu y Cameron, 2001).

Los humedales son componentes dinámicos de los ecosistemas costeros y continentales que soportan altos niveles de diversidad biológica y de productividad primaria y secundaria además de modular el flujo del agua, nutrientes y materiales a través del paisaje y proveen hábitat para la vida silvestre (Osborne, 2000; Liu y Cameron, 2001; Junk, 2002). El bosque de manglar es uno de los humedales costeros característico de las zonas tropicales y subtropicales, el cual se constituye por la vegetación arbórea y arbustiva localizada en el espacio de transición de las zonas costeras dotadas de un régimen estuarino o lagunar (Osborne, 2000).

Los bosques de manglar se conforman por unidades taxonómicas muy diversas, agrupadas aproximadamente en 16 familias que corresponden a 40-50 especies, dependiendo de la clasificación (McKee, 1996). El grado estructural y la distribución de las especies, en los bosques de manglar, están determinados por diversos factores, entre los que destacan la disponibilidad de agua dulce y nutrientes terrestres, los flujos de mareas, el clima, la frecuencia de huracanes, la edad de la vegetación y los contaminantes u otros impactos antropogénicos (Herz, 1999). En México se encuentran cuatro especies de manglar ampliamente distribuidas: mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle negro (*Avicennia germinans*) y botoncillo (*Conocarpus erectus*), además de otra especie de mangle rojo (*Rhizophora harrisonii*) reportada en Chiapas por Rico-Gray (1981).

Los bosques de manglar se caracterizan por ser importantes desde el punto de vista biológico, económico y social. Por ejemplo, al ser zonas de alimentación, refugio y crecimiento de juveniles de crustáceos y alevines funcionan como hábitat de apoyo a las pesquerías de la plataforma continental, por lo que sostienen una elevada producción pesquera, son fuentes de energía (leña) para el hombre y poseen un alto valor estético y recreativo. Además, los bosques de manglar actúan como sistemas naturales de control de inundaciones en la zona costera, así como barreras de huracanes e intrusión salina, controlan la erosión y protegen las costas, mejoran la calidad del agua al funcionar como filtro biológico removiendo nutrientes y toxinas, contribuyen en la prevención de la acidificación de los suelos y en el mantenimiento de sistemas y procesos naturales tales

como respuestas a cambios en el nivel del mar, mantienen procesos de sedimentación y funcionan como trampas de carbono. Finalmente, sirven de refugio de flora y fauna silvestre (Day *et al.*, 1989; Flores-Verdugo, 1989; McKee, 1996; Osborne, 2000).

Por su naturaleza costera, los bosques de manglar pueden sufrir impactos severos, tanto de origen natural como antropogénico. Los factores naturales que contribuyen a la pérdida de los ecosistemas de manglar son los huracanes, procesos geomorfológicos, reducción en las descargas de los ríos, cambios en los regímenes de mareas, sequías y altas tasas de sedimentación. Estos agentes naturales ocasionan cambios en la salinidad, fertilidad y grado de anoxia en los manglares (McKee, 1996; Day *et al.*, 1989; Osborne, 2000).

Entre los factores de origen antropogénico están los impactos resultantes de la contaminación (vertimiento de aguas negras, lavado de tierras agrícolas) e impacto directo de la agricultura, acuicultura, desarrollo urbano y construcción de canales, diques y caminos (Jiménez *et al.*, 1985; Ramírez-García *et al.*, 1998; Kovacs, 2000). Los impactos más severos en el bosque de manglar han sido los de origen antropogénico. En particular, los caminos tienen un impacto significativo en los humedales costeros porque impiden el movimiento de pequeños invertebrados de poblaciones locales, modifican la hidrología de los humedales y patrones de sedimentación, aumentan la cantidad de bordes en los parches, facilitan la invasión de especies exóticas e incrementan el acceso de humanos a hábitats silvestres (Liu y Cameron, 2001). Al respecto, Patterson-Zucca (1982) realizó un estudio en manglares de Puerto Rico para determinar la causa de las altas mortalidades observadas en una zona de 600 hectáreas de manglares. Los resultados de este trabajo muestran que en la zona hubo alteraciones en el flujo de agua resultantes de la construcción de una carretera que evitaba la llegada de las mareas, lo que causó la alta mortalidad de manglares en el área.

En los últimos veinte años, Valiela *et al.* (2001) estimaron pérdidas de aproximadamente el 35 % de los bosques de manglar en el mundo y, según los mismos autores, la camaronicultura es la causa principal de las pérdidas. Tal es el caso de países como Filipinas, donde la camaronicultura fue responsable de la disminución del 75% del

bosque de manglar, de 448 000 ha en 1968 a 110 000 ha en 1988 (Primavera, 1989). En Ecuador el 24% de la camaronicultura fue desarrollada en áreas donde anteriormente había manglar, lo que representa 13-14% del área original del manglar (Macintosh y Phillips, 1992).

Por otro lado, los factores que determinan la distribución del bosque de manglar son variados, complejos y actúan en diferentes escalas temporales y espaciales (Manson *et al.*, 2003). A escala global, el factor más importante es la temperatura mientras que en escalas regionales y locales los factores más importantes son los fisicoquímicos (temperatura, lluvia, salinidad, frecuencia de inundaciones, procesos de sedimentación, nivel de protección de la acción de las olas, química del suelo, grado y frecuencia del flujo de agua dulce) y los factores biológicos como la dispersión de propagulos, estados de sucesión, etc. (Osborne, 2000; Meckee, 1996).

En orden de identificar y dar seguimiento a la cobertura y distribución de los bosques de manglar y sus cambios en el tiempo, es necesario cuantificar los patrones espaciales de estos hábitats (Manson *et al.*, 2003). Bajo este contexto, la disciplina denominada ecología del paisaje provee una forma de describir la distribución espacial de hábitats de un paisaje, las interacciones entre los hábitats y los cambios temporales de los patrones espaciales de los hábitats (Farina, 1998). En términos generales dicha disciplina se define como el estudio de la estructura, función y cambios de un área heterogénea compuesta de ecosistemas interconectados (Garman y Bradshaw, 1993). Al respecto, Forman (1995) define al paisaje como “una mezcla de ecosistemas locales o tipos de uso de suelo que se repiten en el terreno”. En una escala humana el paisaje puede definirse como un mosaico terrestre compuesto de elementos espaciales que son parches, corredores y una matriz. El arreglo o patrón estructural de los parches, corredores y la matriz es el determinante principal de los flujos funcionales y del movimiento en el paisaje junto a los cambios en los patrones y procesos del paisaje. Cada punto en el paisaje está en un parche, corredor o matriz y esto se presenta en cualquier mosaico terrestre (Forman, 1995).

Los paisajes no existen aislados, están anidados dentro de paisajes más grandes por lo que cada paisaje presenta un contexto o marco regional independiente a la escala en la que se esté estudiando y a la definición utilizada. Los paisajes son sistemas "abiertos" ya que energía, materiales y organismos se mueven dentro y fuera del paisaje. La importancia del marco o contexto regional es dependiente del fenómeno de interés, pero típicamente varía como una función de la "apertura" del paisaje. La "apertura" del paisaje depende no solo del fenómeno en cuestión, sino de los criterios utilizados para delinear los límites del paisaje. Desde un punto de vista geomorfológico o hidrológico, las cuencas hidrográficas forman un paisaje natural de manera que si el paisaje se define con los límites de una cuenca se puede considerar relativamente "cerrado", aunque existan flujos de materia y energía. Contrariamente, desde una perspectiva biológica (ej. la distribución de una población de vertebrados) las fronteras topográficas pueden poseer poca relevancia ecológica, por lo cual el paisaje definido por los límites de la cuenca podrían ser considerados como un sistema relativamente "abierto" (McGarigal y Marks, 1994).

Las cuencas hidrográficas se consideran como unidades ambientales que contienen un cúmulo de recursos que interactúan como un sistema, en el cual procesos únicos como el flujo de agua y minerales dependen de los componentes naturales como el clima, topografía, suelo, vegetación, fauna y los componentes no naturales como el uso del suelo (Riera *et al.*, 1998). Al respecto, las cuencas hidrográficas pueden proporcionar una escala apropiada para el estudio y manejo de los ambientes desde la perspectiva de la ecología del paisaje (Farina, 1998). Esta perspectiva se ha aplicado en estudios tales como el realizado por Van Wilgen *et al.* (1996) sobre los fynbos en Suráfrica, donde cambios en el paisaje habían ocasionado una disminución en la disponibilidad de agua, causando un incremento de especies invasoras, de incendios y de las tasas de erosión. La propuesta de manejo del ambiente a un nivel de cuenca redujo la invasión de especies, la severidad de los incendios y mejoro la disponibilidad de agua para el ambiente y los habitantes de la región.

Bajo la perspectiva de la ecología del paisaje, la evaluación de los ambientes costeros requiere el seguimiento de variables ambientales en intervalos amplios de tiempo y espacio. En este sentido, la percepción remota (PR) y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son técnicas que facilitan el seguimiento de variables e indicadores ambientales a nivel de paisaje. Un beneficio significativo de estas técnicas es la capacidad de coleccionar, estructurar y analizar información espacial relevante para el manejo costero (Klemas, 2001).

En lo que respecta al estudio de los manglares con técnicas de percepción remota, en las últimas tres décadas se han utilizado una gran variedad de sensores y métodos de procesamiento de imágenes. Green *et al.* (1998) revisaron 28 estudios realizados en bosques de manglar en todo el mundo, que fueron publicados entre 1979 y 1995, de los cuales 13 trabajos utilizaron datos provenientes del sensor TM (thematic mapper) del satélite Landsat. Las principales técnicas de procesamiento de imágenes de satélite empleadas en el estudio de los manglares son la interpretación visual, la estimación de índices de vegetación, clasificación supervisada y no supervisada y la división de bandas espectrales. La aplicación de dichas técnicas en el manejo costero permiten el mapeo e inventario de manglares, la detección de cambios (deforestación), la evaluación de sitios para la acuicultura e inventario de estanques acuícolas en bosques de manglar (Green *et al.*, 2000).

Entre los trabajos recientes en el estudio de manglares por percepción remota con los sensores SPOT y Landsat TM están: el mapeo e inventarios de bosque de manglar, con imágenes SPOT (Aschbacher *et al.*, 1995; Rasolofoharinoro *et al.*, 1998; Gang y Agatsiva, 1992) y con imágenes Landsat TM (Long y Skewes, 1996; Kovacs *et al.*, 2001a) y la evaluación de la extensión y estructura del bosque de manglar con imágenes Landsat TM (de la Lanza *et al.*, 1993; de la Lanza *et al.*, 1996; Ramírez-García *et al.*, 1998). También se han realizado estimaciones y aplicación de índices de vegetación con imágenes Landsat TM (Green *et al.*, 1997; Ramsey III y Jensen, 1996) y con imágenes SPOT (Rasolofoharinoro *et al.*, 1998) y la identificación de bordes de manglar por clasificación de imágenes Landsat TM (Syed *et al.*, 2001). Asimismo, los datos

provenientes de imágenes de satélite pueden ser útiles para estimar índices o métricas del paisaje, las cuales combinadas en un Sistema de Información Geográfica (SIG) con capas de datos secundarios, pueden proveer estimados cuantitativos de la condición y tendencias de cambio en hábitat costeros y estuarinos (Klemas, 2001).

Los índices o métricas del paisaje son medidas cuantitativas de la configuración espacial (patrón) del paisaje que se han utilizado para ligar procesos ecológicos y ambientales con los patrones espaciales del paisaje (Frohn, 1998). Las métricas del paisaje describen las características espaciales de los hábitats de un paisaje y se pueden clasificar en métricas de área (ej. área total), métricas de borde (ej. perímetro del hábitat), métricas de forma (ej. dimensión fractal), métricas de aislamiento (ej. vecino más cercano) y de diversidad; estas métricas, en general, cuantifican la composición y configuración de los paisajes (McGarigal y Marks, 1994). Aunque muchas de estas métricas se han aplicado ampliamente en el estudio de hábitats terrestres (Krummel *et al.*, 1987; Ochoa-Gaona, 2001), sólo se han aplicado recientemente a hábitats costeros en un número limitado de estudios, como los realizados por Liu y Cameron (2001) y Manson *et al.* (2003).

Una de las métricas del paisaje que es factible estimar utilizando datos de percepción remota es la dimensión fractal. Ésta métrica puede ser de gran utilidad para evaluar los cambios en la forma de la cobertura del terreno y la vegetación, además de que permite cuantificar la complejidad de la forma de los parches y relacionarlos con los procesos fundamentales que influyen en la complejidad de las formas en los parches (Frohn, 1998) y se ha utilizado como una medida del grado de disturbio humano sobre el paisaje (Krummel *et al.*, 1987). La premisa fundamental en la aplicación de esta métrica es que las fronteras naturales presentadas por la vegetación natural presentan formas más complejas que aquellas que son resultado de las actividades humanas como las campos agrícolas (Frohn, 1998).

La dimensión fractal se ha aplicado en la evaluación de impacto antropogénico en coberturas naturales. Krummel *et al.* (1987) utilizan este indicador para analizar la conversión de coberturas naturales a inducidas (bosque a agricultura) en parches de

bosque caducifolio en Estados Unidos. Los resultados muestran diferencias en los valores de la dimensión fractal de parches grandes contra los parches pequeños de vegetación. Los resultados de esta investigación demuestran que mientras el nivel de disturbio humano aumenta, los valores de la dimensión fractal disminuyen.

Liu y Cameron (2001) calcularon la dimensión fractal en humedales costeros de Texas, EUA para examinar la relación entre procesos ecológicos y antropogénicos con los patrones espaciales de humedales costeros. Los resultados demuestran la existencia de diferencias significativas entre la dimensión fractal de humedales y no humedales, lo cual podría ser resultado de la acción de procesos naturales tales como las mareas o tormentas con oleajes que forman los límites complejos en los humedales. Además, la mayor dinámica de las áreas naturales respecto a zonas con influencia antropogénica puede ser apreciada por cambios en la morfología de los humedales. Los resultados de este trabajo determinan que los humedales con alto impacto por disturbio humano presentan una dimensión fractal significativamente menor que los humedales que no estaban altamente impactados. Esto lo explican por el hecho de que los humedales con alto impacto usualmente están limitados por caminos y canales, lo que causa bordes rectilíneos y menores dimensiones fractales.

Las técnicas de percepción remota permiten llevar a cabo seguimientos de la condición de los humedales costeros, los cuales requieren mediciones repetidas de una serie de indicadores de los atributos biofísicos de la superficie terrestre (como la cobertura vegetal, biomasa o la heterogeneidad del paisaje), conocer la estacionalidad de estos atributos y una escala fina de los patrones espaciales (Foody *et al.*, 2001). Los parámetros comúnmente utilizados para evaluar la condición de un ecosistema son la biomasa y la productividad primaria. Cambios rápidos en estos parámetros pueden ser señales de enfermedad o daños en el ecosistema donde el cambio puede incluir la acumulación o pérdida de biomasa (Klemas, 2001). Un método para evaluar por percepción remota la condición de la vegetación de los humedales costeros, es caracterizar la superficie del terreno utilizando índices de vegetación que son combinaciones aritméticas de las bandas espectrales, siendo la mayoría de estos índices

variantes del índice normalizado de vegetación (Richards y Jia, 1999). El índice normalizado de vegetación (NDVI, por sus siglas en inglés) es un índice derivado empíricamente, que se utiliza para ponderar la biomasa vegetal a partir de las regiones espectrales del rojo e infrarrojo cercano para representar la pigmentación vegetal y el contenido de clorofila, respectivamente, en la caracterización de las condiciones de las coberturas del paisaje (Walsh *et al.*, 2001). El NDVI se ha aplicado para estimar indirectamente la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel de la vegetación, atributos del dosel (índice de área foliar) estrés o vigor de la vegetación (Lambin, 1999).

El NDVI ha sido utilizado en el estudio de los ecosistemas costeros. Particularmente, en el bosque de manglar Ramsey III y Jensen (1996) utilizan el NDVI junto a trabajo de campo para describir cambios estructurales intra e interespecificas y en la distribución del manglar en el suroeste de Florida, EUA, encontrando que el 84% de la varianza del índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés) puede ser predicha por el NDVI. Por su parte Green *et al.* (1997) utilizaron un modelo de regresión lineal para describir la relación entre el NDVI y el LAI en manglares de las islas Turks y Caicos a partir de imágenes satelitales SPOT 1995. Los autores señalan que el uso del NDVI, junto con validaciones en campo, es una herramienta poderosa para estimar la distribución espacial del LAI en el bosque de manglar.

En lo que respecta al área de estudio, en el sistema de humedales Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (TABMN), con una extensión de aproximadamente 1 500 km² de canales de marea, se desarrolla el bosque de manglar más extenso del pacífico mexicano (Flores-Verdugo *et al.*, 1997) por lo que ha sido objeto de múltiples investigaciones. El bosque de manglar del sistema TABMN cuenta con cuatro especies distribuidas heterogéneamente que son *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Conocarpus erectus* o mangle botoncillo (Flores-Verdugo *et al.*, 1997). En este sistema lagunar el manglar tipo borde se localiza en los márgenes de los deltas de ríos y de los canales de entrada, dominado por *Rhizophora mangle* el cual llega a medir hasta 20 m. En cambio,

el manglar tipo cuenca está dominado por *Laguncularia racemosa*, el cual llega a ser monoespecífico en algunas áreas, además de ser la especie dominante en la región de Agua Brava, con excepción de la Laguna Grande donde *Rhizophora mangle* es la especie dominante. *Avicennia germinans* es escasa en Agua Brava, pero es la especie dominante en el estero de Teacapán combinado con las otras especies (Flores-Verdugo *et al.*, 1997). En 1990, Flores-Verdugo *et al.* estimaron densidades de 3,203 árboles por hectárea y área basal promedio de 14.0 m²/ha caracterizando al bosque de manglar como un bosque productivo.

Por otro lado, Pantoja *et al.* (1991) reportaron una superficie afectada de 280.8 km² en la cobertura del bosque de manglar entre 1980 y 1991 mediante un estudio multitemporal con imágenes de satélite Landsat TM y cartografía. Con base a estos datos se calculó una tasa anual de desmonte del manglar de 2.38% en el sistema. Por su parte, de la Lanza *et al.* (1996) definieron las características geológicas e hidrológicas del sistema, así como los patrones climáticos de periodos anuales, y también evalúan la abundancia de las especies de manglar en 1993 a través de una imagen de satélite Landsat TM. Los autores reportan una cobertura de 1,556.90 km² de manglar en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales-Mezcaltitán, mientras que Flores-Verdugo *et al.* (1997) estimaron la cobertura del bosque en 1,172.38 km², que representa el 20% del área total de manglares en México.

Kovacs (1999) hace una serie de entrevistas entre los pobladores de los municipios cercanos al sistema lagunar Teacapán-Agua Brava sobre el uso local de las especies de manglar, identificando a *Laguncularia racemosa* como la especie más frecuentemente utilizada por los pobladores, principalmente en la construcción de cercos. Asimismo, Kovacs *et al.* (2001b) estudiaron el efecto del Huracán Rosa (1994) sobre el bosque de manglar de Teacapán-Agua Brava mediante un modelo de regresión logística con datos de campo obtenidos en 1997 y otros registros, encontrando que a *Rhizophora mangle* como la especie menos afectada por el huracán con el 65% de árboles en buenas condiciones en contraste con el 34% en *Laguncularia racemosa* y 42% en *Avicennia germinans*.

Por otro lado, Kovacs *et al.* (2001a) estudiaron el sistema por medio de percepción remota con imágenes Landsat TM (1986, 1999), reportan un área total de 468.56 km² de manglares para 1999, mientras que en 1986 el área total de manglar fue de 474 km², donde el 18% (86 km²) estaba muerto o en condiciones pobres, para 1999 el 33% (152 km²) del manglar estaba muerto o en pobres condiciones.

Finalmente, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002) realizaron un estudio multitemporal post-clasificadorio en el sistema litoral Majahual, que incluye a la laguna Agua Grande y al estero de Teacapán, estimando una cobertura de manglar de 173.32 km² en 1997 y una tasa de deforestación de 1973 a 1997 de 0.2%, lo cual sitúa al sistema como uno de los bosques de manglar con menor tasa de deforestación en México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales se localiza en el sur de la costa de Sinaloa y el norte de Nayarit, en el noroeste de México, entre los 21° 39' 50" y 22° 59' 24" de latitud norte y los 105° 7' 45" y 106° 1' 57" de longitud oeste (Figura 1) abarcando los humedales del sistema litoral Majahual y los humedales del sistema Agua Brava. Dentro del área de estudio se localizan la desembocadura de los ríos Acaponeta, Cañas, Bejuco y Rosamorada; las lagunas Cerritos, Grande, Las Cañas y Agua Grande; y los esteros de Agua Grande, el Maíz y Teacapán en el sur de Sinaloa; las lagunas Agua Brava, el Valle, la Garza, el Pescadero, los Pericos, de Auta, Grande de Mexcaltitán y Toluca, los esteros El Salado, El Indio, Cuautla, Grande y El Gavilán en el norte de Nayarit.

El sistema se extiende paralelo a la línea de costa, comunicándose con el océano Pacífico a través de la boca del estero de Teacapán y, a partir de 1971, por el canal artificial de Cuautla, el cual, por su errónea planeación, ha acelerado la erosión marina del sistema y es la principal causa de los cambios bruscos en la salinidad del mismo (Flores-Verdugo *et al.*, 1990). En el sistema dominan los sedimentos limo-arcillas y fango (Contreras, 1993). Lankford (1977) clasifica al sistema como de tipo III-C, plataforma de barrera interna, depresión de planicie costera.

Fisiográficamente el área de estudio se ubica en las subprovincia Delta del Río Grande de Santiago (provincia Llanura Costera del Pacífico) y en la subprovincia Pie de la Sierra (provincia Sierra Madre Occidental). Dicha área se ubica en la Región Hidrológica No. 11 Presidio y San Pedro en las partes terminales de las cuencas Río Acaponeta y Río San Pedro. El clima de la región es del tipo Aw₀ cálido-subhúmedo, con una temperatura media anual entre los 21 a 31° C y con precipitaciones que van de

los 1 000 a los 1 500 mm anuales. En el conjunto Majahual-Teacapán la precipitación es en promedio de 1 033 mm y en Agua Brava de 1 459 mm (INEGI, 1995; INEGI, 1999).

En el área de estudio se ubican ocho municipios, siete en Nayarit (Acaponeta, Tecuala, Rosamorada, Ruíz, Huajicori, Tuxpan y Santiago Ixcuintla) y uno en Sinaloa (Escuinapa). La población total para el 2000 en los cinco municipios correspondió a 32 1912 habitantes en una superficie aproximada de 6 115 km² (Cuadro 1) lo cual representa una densidad poblacional promedio de 53 habitantes/km², que puede ser considerada elevada para estándares rurales (INEGI, 2000).

Cuadro 1.- Número de habitantes de los municipios establecidos en el área de estudio.

Municipio	Número de habitantes
<i>Nayarit</i>	
Acaponeta	36512
Huajicori	10294
Rosamorada	34683
Ruíz	21722
Santiago Ixcuintla	94979
Tecuala	42237
Tuxpan	31202
<i>Sinaloa</i>	
Escuinapa	50283
Total	321912

Fuente: XII Censo nacional de población y vivienda, 2000.

Las principales actividades económicas del área de estudio son la agricultura (primordialmente de temporal), la pesca (principalmente de camarón y de ostión) y recientemente la camaronicultura. Los principales cultivos de la región son frijol, maíz y sorgo a nivel de granos básicos y tabaco, caña de azúcar y árboles frutales como plantaciones más relevantes (FAO, 1995). En la producción frutícola se encuentran cultivos de mango-ciruela, aguacate, limón-naranja-aguacate y el cultivo de coco (INEGI, 1995). La agricultura se practica preponderantemente en el ciclo de otoño-invierno.

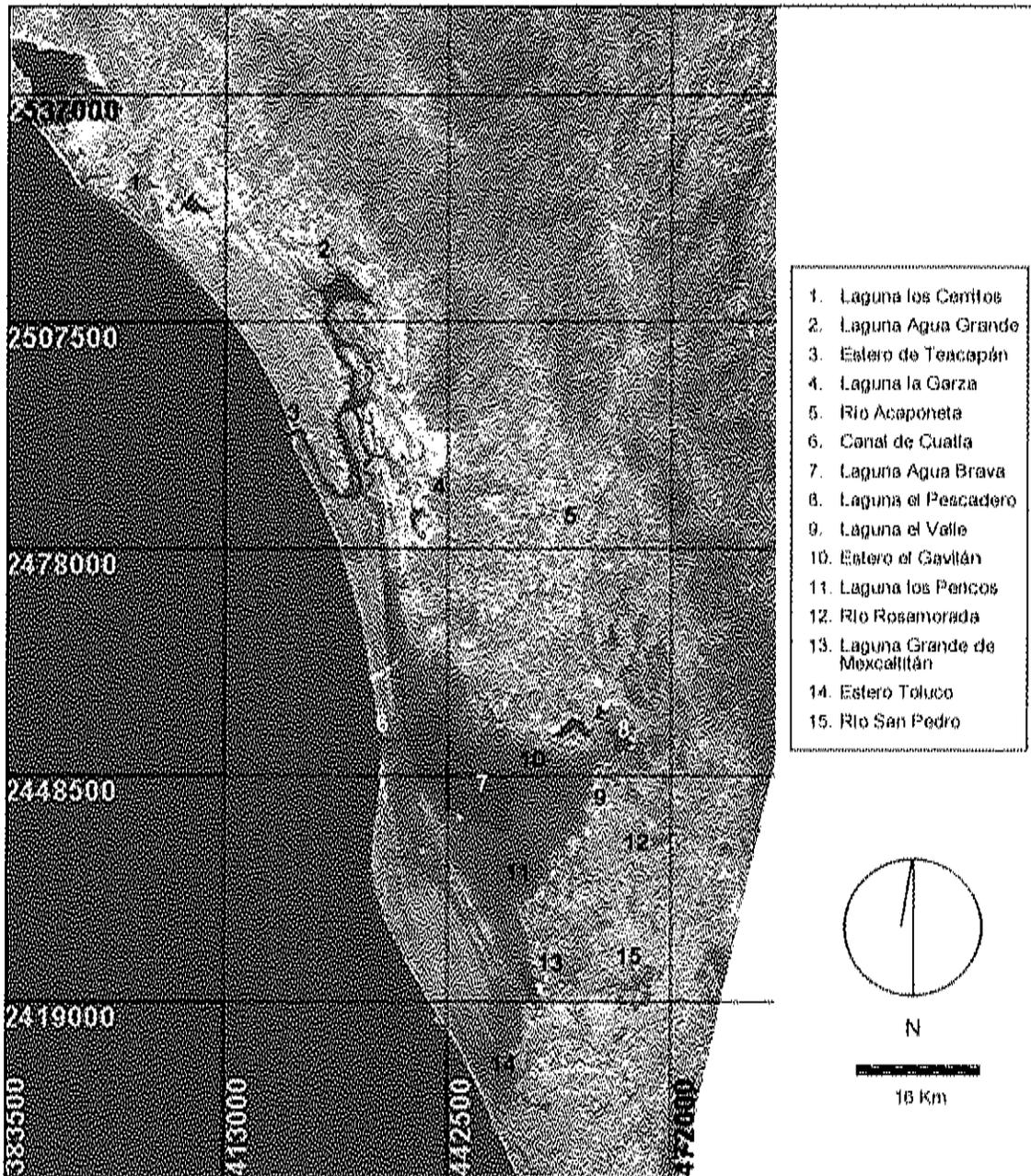


Figura 1. - Sistema Lagunar Teacapan - Agua Brava - Marismas Nacionales.

Selección y pre-procesamiento de imágenes de satélite

Con el fin de caracterizar el paisaje reciente del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (TABMN), evaluar los cambios en la cobertura del terreno de 1990 a 2000 y analizar las relaciones entre las características espaciales y la condición del bosque de manglar, se emplearon técnicas de percepción remota y estimación de indicadores del paisaje, las cuales siguieron distintos procedimientos que requirieron de un pre-procesamiento de las imágenes utilizadas. Se adquirieron dos imágenes para cada una de las fechas analizadas, a fin de abarcar totalmente el área de estudio, definidas por la ruta (path) 31 y las filas (row) 44 y 45 del sistema mundial de referencia (Worldwide Reference System, WSR). Los detalles de las imágenes se describen en el Cuadro 2.

Cuadro 2.- Principales características de las imágenes multispectrales del satélite Landsat empleadas en este estudio.

	1990		1999	2000
Path/Row	31/44	31/45	31/45	31/44
Plataforma	Landsat 5		Landsat 5	Landsat 7
Sensor	TM		TM	ETM
Líneas	3756	7877	4480	7919
Columnas	5228	7333	4480	7062
X min (UTM)	322988	265520	374850	299366
X max (UTM)	471986	490015	486825	536936
Y min (UTM)	2489437	2291158	2368500	2449250
Y max (UTM)	2596483	2500148	2480475	2661110
Resolución espacial (m)	30		30	
Resolución espectral (μm)	Banda 1 (0.45-0.52)		Banda 1 (0.45-0.52)	
	Banda 2 (0.52-0.60)		Banda 2 (0.52-0.60)	
	Banda 3 (0.63-0.69)		Banda 3 (0.63-0.69)	
	Banda 4 (0.76-0.90)		Banda 4 (0.76-0.90)	
	Banda 5 (1.55-1.75)		Banda 5 (1.55-1.75)	
	Banda 7 (2.08-2.35)		Banda 7 (2.08-2.35)	
Fecha de registro	06/04/1990		30/04/1999	15/05/2000

El pre-procesamiento digital de las imágenes en su fase previa consistió en la corrección geográfica de las imágenes y la generación de escenas con las coordenadas extremas del área de estudio. Las cuatro imágenes fueron corregidas geográficamente a una proyección UTM (Universal Transverse Mercator), referenciadas a la zona 13 norte, datum US27 basado en la elipsoide de Clarke 1886, con un tamaño de pixel de 30 m X 30 m. Las imágenes 31 44/45 de 1990 y 31/45 de 1999 fueron rectificadas con base en la imagen 31/44 de 2000 empleando el algoritmo del vecino más cercano, utilizando al menos 15 puntos de control (Campbell, 1996).

Una vez que las imágenes fueron rectificadas geoméricamente, se generaron escenas del área de estudio. En el caso de 1990, las imágenes 31/44 y 31/45 se editaron para ajustarlas a las coordenadas extremas del área de estudio UTM (383006.375, 2395371.75) y (487826.375, 2560369.5) para las bandas 1,2,3,4 y 5 de cada imagen de 1990 y cada banda se concatenó. La concatenación de las imágenes fue realizada con el modulo de mosaico de IDRISI que estandariza los valores de brillantez para reducir la variación que pudieran tener mismos tipos de coberturas en los valores de su brillantez (Eastman, 1995). Este proceso permitió realizar la clasificación y el cálculo del NDVI en una sola escena para 1990. Es importante señalar que la imagen 31/44 1990 no se disponía completa, por lo que parte del área de estudio quedo excluida para todos los análisis multitemporales.

Las imágenes de 1999 y 2000 por ser capturadas en años diferentes y un mismo tipo de cobertura mostraba variación en la brillantez, se procedió a realizar la clasificación y calcular el NDVI de manera independiente para posteriormente concatenar los mapas resultantes. Las imágenes (1999 y 2000) se editaron para ajustarlas a las coordenadas extremas del área de estudio; la imagen de 1999 se acotó a las coordenadas UTM (425786, 2395371.75) (486626, 2479742.5) y la imagen del 2000 a las coordenadas UTM (383006.375, 2469709.5) (487826.375, 2560369.5) para las bandas 2,3,4,5 y 7 en ambos casos. El pre-procesamiento de las imágenes, así como todos los análisis digitales, se realizaron con los programas de cómputo MultiSpec para Windows 1.2, desarrollado por la School of Electrical Engineering, Purdue University

(Landgrebe y Biehl, 1995) e IDRISI 32 desarrollado por el Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University (Eastman, 1995).

Caracterización Reciente del Paisaje en el Sistema TABMN

Clasificación de la escena 1999-2000

Las escenas del área de estudio de 1999 y 2000 fueron clasificadas de manera supervisada con el objetivo de generar mapas temáticos de la cobertura reciente del terreno. Las diferencias en las fechas de adquisición de las escenas significan posibles diferencias ambientales (humedad relativa, nubosidad) que se advierten como variaciones en la radianza de las coberturas del terreno que no corresponden a cambios en el paisaje (Campbell, 1996) por lo que se procedió a clasificar independientemente las escenas de cada año de manera supervisada.

La clasificación supervisada es el procedimiento más utilizado en los análisis cuantitativos de imágenes de satélite. En este tipo de clasificación, el analista define en la imagen un área pequeña llamada campo de entrenamiento, el cual es representativo de cada clase de cobertura o uso del terreno definidas previo a la clasificación. Los valores espectrales de los píxeles de un campo de entrenamiento se utilizaron para definir la firma espectral de una clase. Después de que los campos de entrenamiento son definidos, la computadora clasifica los píxeles restantes de la escena por medio de un algoritmo (Sabins, 1996).

La clasificación supervisada se realizó con el algoritmo de Extracción y Clasificación de Objetos Homogéneos (ECHO, por sus siglas en inglés). Este algoritmo contextual, además de considerar la variación espectral de las imágenes, considera las variaciones espaciales existentes entre los píxeles de la imagen. En primera instancia el algoritmo ordena a la imagen en regiones espectralmente homogéneas para después clasificarlas bajo un esquema de máxima verosimilitud (Landgrebe y Biehl, 1995). Por

otro lado se digitalizaron campos de entrenamiento de las siete clases reconocidas en el área de estudio (Cuadro 3) para extraer sus propiedades espectrales.

Cuadro 3.- Descripción de las clases de coberturas y usos del terreno utilizadas en la clasificación supervisada (1999-2000).

Clase	ID	Código	Descripción
Agua	1	AGU	Cuerpos de agua: Océano, bahías, esteros, lagunas costeras y agua dulce, ríos, presas.
Selva	2	BTC	Selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, selva baja espinosa.
Marismas	3	MRS	Suelos salinos, planicies de inundación intermedia con o sin cubierta vegetal principalmente <i>Salicornia</i> spp.
Manglar	4a	MAN	Asociación de cuatro especies de mangle: Mangle blanco <i>Laguncularia racemosa</i> , mangle rojo <i>Rhizophora mangle</i> , mangle negro <i>Avicennia germinans</i> y mangle botoncillo <i>Conocarpus erectus</i> . Además de manglar en pobres condiciones con pocas hojas y doseles abiertos.
	4b	MM	Zonas con restos de troncos de manglar muerto
Vegetación Secundaria	5	VSE	Vegetación en proceso de sucesión, especies invasoras, selva perturbada
Suelos desnudos	6	SDE	Zonas sin vegetación aparente, erosionadas
Agricultura	7	AGR	Agricultura de riego y temporal
Poblados ^{1,2}	8	POB	Asentamientos humanos urbanos y rurales
Acuicultura ^{1,3}	9	GRA	Granjas acuícolas
Píxeles sin clasificar	10	PSC	Principalmente nubes

NOTA: ¹Datos auxiliares; ²Digitalizados de cartas topográficas 1:50,000; ³Digitalizada en pantalla de composiciones en falso color

Los polígonos de los campos de entrenamiento se ubicaron con el auxilio de las cartas topográficas a escala 1:50 000, hojas F13 C19 (INEGI, 2001), F13 A78 (INEGI, 2001), F13 A68 (INEGI, 2001) y de las cartas topográficas a escala 1:250 000, hojas F13-5 (INEGI, 1998) y F13-8 (INEGI, 1998); información digitalizada de la carta estatal de vegetación y uso actual de Nayarit escala 1:400 000 (INEGI, 1999); así como información obtenida de los mapas del estado del bosque de manglar en Teacapán-Agua Brava realizados por Kovacs *et al.* (2001), fotointerpretación de fotografía aérea escala 1:20 000 INEGI, 1995; 800 datos recolectados en cinco recorridos realizados entre 2001 y 2003 en el área de estudio acompañados con un Sistema de Posicionamiento Global (SPG) Trimble Navigations, Ensign XI; y por la interpretación visual de composiciones en falso color de las escenas. Las firmas espectrales se elaboraron utilizando las bandas 2, 3, 4, 5 y 7 de las imágenes 1999 TM y 2000 ETM. Las bandas más importantes en la detección de humedales son las bandas 3, 4 y 5, mientras que la banda 1 se utiliza generalmente cuando la calidad del agua es de interés para el estudio (Ozesmi y Bauer, 2001). Los estadísticos básicos de los campos de entrenamiento de la clasificación de las imágenes de 1999 y 2000 se presentan en los Anexos 1 y 2.

Los límites continentales del área de estudio se definieron tomando en cuenta la definición científica de la zona costera propuesta por Kay y Alder (1999) como la región conformada por una banda de tierra y el espacio oceánico adyacente en el que los procesos y usos terrestres afectan directamente a los procesos y usos oceánicos. En este sentido, el sistema Teacapán-Agua Brava constituye la parte terminal de la subcuenca Palote-Higueras de la cuenca Río Acaponeta, por lo que el primer criterio utilizado para establecer los límites continentales del paisaje costero del área de estudio fue el de cuenca hidrológica (Farina, 1998), definiéndose inicialmente el área de estudio con los vértices de esta subcuenca. Considerando que las subcuencas Acaponeta, Las Conchas, San Diego, El Bejuco y Rosamorada, de la misma cuenca, confluyen en la provincia fisiográfica de la Planicie Costera, también fueron incorporadas para definir los límites continentales del área de estudio, incluyendo parte de la cuenca Río San Pedro.

La digitalización de los vértices de las subcuencas se realizó a partir de dos cartas hidrológicas de aguas superficiales a escala 1:250 000, hojas F 13-8 (DGGTN, 1981) y F 13-5 (DGGTN, 1981) y de la carta estatal de Regionalización Fisiográfica Nayarit a escala 1:400 000 (INEGI, 1999), utilizando una tableta digitalizadora (CALCOMP Drawing Board III) y el programa AutoCad (1999).

Con el fin de mejorar los mapas temáticos se incorporaron polígonos derivados de datos auxiliares (Ramsey III *et al.*, 2001), en este caso las clases poblados y acuicultura. La clase poblados se digitalizó a partir de cartas topográficas escala 1:50 000, hojas F13 C19 (INEGI, 2001), F13 A78 (INEGI, 2001), F13 A68 (INEGI, 2001). La clase acuicultura y el Océano Pacífico se digitalizaron sobre la pantalla de manera independiente sobre la composición en falso color. Los polígonos resultantes, tanto de los límites continentales, del Océano Pacífico y de los datos auxiliares fueron transformados a formato raster con los mismos parámetros espaciales de las escenas del área de estudio. De este modo se obtuvo en una máscara los límites continentales del área de estudio, el Océano Pacífico, así como la cobertura de los poblados y las granjas camaroneras.

Finalmente, el mapa temático de los patrones recientes de cobertura y uso del terreno se generó concatenando los mapas resultantes de la clasificación supervisada de cada escena de 1999 y 2000, añadiendo al mapa resultante la máscara de los límites continentales del área de estudio con los poblados y granjas camaroneras. Asimismo, se generó una máscara mediante fotointerpretación y la digitalización de los límites de la cobertura del bosque de manglar en la carta estatal de vegetación y uso actual de Nayarit a escala 1:400 000 (INEGI, 1999) para la clase manglar; con esta máscara se eliminaron los píxeles ubicados en áreas de la imagen que no corresponden a la zona de distribución de esta clase; estos píxeles fueron reclasificados a la clase selva.

Una vez obtenido el mapa temático, se estimó la exactitud de la clasificación contrastando campos de prueba extraídos del mapa con datos de referencia obtenidos de los recorridos en campo. Para tal efecto se seleccionaron por lo menos 30 puntos de referencia por medio de un muestreo aleatorio para cada clase según lo recomendado por

Ramsey III *et al.* (2001). La exactitud de la clasificación se estimó con el procedimiento descrito por Congalton y Green (1999), que consiste en crear una matriz de error o confusión a partir de datos de referencia y su correspondencia con la clasificación obtenida. La matriz de error es un medio efectivo de representar la exactitud de un mapa donde la exactitud individual de cada clase informacional se describe con los errores de comisión y omisión. Los errores de comisión son producidos al asignar un pixel a una clase diferente de la que pertenece y, por lo contrario, los errores de omisión ocurren cuando se excluyen pixeles de una clase a la que realmente pertenecen (Congalton y Green, 1999).

Una vez obtenida la matriz de error, se calcularon el coeficiente de exactitud global y un estimador del coeficiente de Kappa, además del error de usuario y del productor como indicadores del nivel de exactitud. La exactitud global es la sumatoria de la diagonal principal (unidades correctamente clasificadas) dividida entre el número total de unidades de la matriz de error y presenta valores entre cero y uno. La exactitud del productor y del usuario son medios de representar la exactitud individual de las clases informacionales analizadas en la matriz de error. La exactitud del productor resulta de dividir las unidades correctamente clasificadas en una clase dada, entre el número total de unidades de los datos de referencia para esa clase (sumatoria de la columna de la clase) y se representa como el porcentaje de unidades de una clase correctamente identificadas en el mapa. La exactitud del usuario se obtiene al dividir las unidades correctamente clasificadas entre el número de unidades de la clasificación (sumatoria del renglón de la clase) siendo un porcentaje que indica la certeza con la que se puede utilizar un mapa (Congalton y Green, 1999).

El coeficiente de Kappa (K) es una medida de la agregación o exactitud, basado en la diferencia entre la precisión actual de la matriz de error (la precisión entre la clasificación y los datos de referencia indicados por la diagonal principal) y la exactitud debida al azar indicada por los totales de las columnas y los renglones (Congalton y Green, 1999; Richards y Jia, 1999).

El coeficiente de Kappa se define en términos de los elementos de la matriz de error que se pueden representar como x_{ij} y el número total de observaciones de la matriz de error como N (Richard y Jia, 1999), de manera que:

$$x_{i+} = \sum_j x_{ij} \text{ (sumatoria de todas las columnas para el renglón } i\text{)}$$

$$x_{+j} = \sum_i x_{ij} \text{ (sumatoria de todos los renglones para la columna } j\text{)}$$

donde el estimador del coeficiente de Kappa (\hat{K}) se define por:

$$\hat{K} = \frac{n \sum_k x_{kk} - \sum_k x_{k+} x_{+k}}{n^2 - \sum_k x_{k+} x_{+k}}$$

Suponiendo una distribución normal para \hat{K} , la exactitud de la clasificación puede ser evaluada a través de una prueba de hipótesis con el estadístico Z , donde $H_0: K=0$ y $H_1: K \neq 0$. La hipótesis nula que implica una clasificación incorrecta, se rechaza cuando $Z \geq Z_{\alpha/2}$ donde $Z_{\alpha/2}$ es el nivel de significancia para una prueba de Z de dos extremos y los grados de libertad se asumen como infinito (Congalton y Green, 1999). Para asumir como aceptable los resultados de la clasificación, se definió un valor mínimo aceptable de 80% en la exactitud global (Henderson *et al.*, 1999). En caso de que la exactitud global resultara menor a este valor, se procedió a realizar la clasificación de nuevo definiendo subclases informacionales (ver Anexos) e incorporando un número mayor de campos de entrenamiento por clase informacional.

Una vez que la exactitud fue aceptable, se estimaron las coberturas en hectáreas para cada una de las clases informacionales. El paisaje del área de estudio se caracterizó en función de la extensión y distribución espacial de las clases informacionales, siguiendo una propuesta similar a la de Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002) e incorporando los resultados de la estimación de las métricas del paisaje que se describen más adelante.

Estimación de Cambios del Paisaje de 1990 al 2000

Clasificación de la escena de 1990

Las escena de 1990 se clasificó siguiendo un procedimiento similar al empleado para la creación del mapa de coberturas del 2000. Los campos de entrenamiento se seleccionaron con la interpretación de las cartas de uso del suelo F13-5 y F13-8 escala 1:250 000 (INEGI, 1991). Los estadísticos básicos obtenidos para las firmas espectrales generadas se presentan en el Anexo 3. La clase poblados se digitalizó a partir de las mismas cartas de uso de suelo, mientras que la clase acuicultura se digitalizó de manera independiente sobre la composición en falso color. Los límites continentales y el Océano Pacífico se establecieron con la misma mascara generada para el año 2000.

La exactitud de la clasificación se evaluó con los mismos métodos empleados en el 2000, utilizando como datos de referencia puntos provenientes de las cartas de uso del suelo hojas F13-5 y F13-8 escala 1:250 000 (INEGI,1991). Las clases de dichas cartas fueron ajustadas a las clases definidas en este estudio (Cuadro 4).

Cambios en el Paisaje (1990-2000)

La evaluación del cambio se realizó a través de un análisis post-clasificadorio con matrices de detección de cambio que permiten comparar dos mapas temáticos, producidos independientemente, pixel por pixel (Singh, 1989). La matriz de detección de cambios contiene información del cambio de una clase a otra y su arreglo posibilita el cálculo del cambio en conjunto y por clases en los mapas que se están evaluando. Los datos en la diagonal, representan los pixeles sin cambio en el tiempo mientras los datos fuera de la diagonal, representan los cambios de una clase a otra en forma de ganancia o pérdida (renglones y columnas respectivamente) entre las dos fechas (Congalton y

Green, 1999). La matriz de detección de cambios arroja un coeficiente de Kappa que evalúa simultáneamente la coincidencia total de ambas clasificaciones y la coincidencia con base en cada clase. El coeficiente de Kappa puede alcanzar valores de -1.0 (cambio total) hasta 1.0 , cambio nulo (Eastman, 1999).

Cuadro 4.- Correspondencia entre las clases de cobertura y usos del terreno establecidas en este estudio y las definidas en las cartas de usos de suelo hojas F13-5 y F13-8 escala 1: 250 000 (INEGI, 1991).

Clases de cobertura y usos del terreno	
Clasificación Supervisada	Cartas de uso del suelo (INEGI)
Agua	Esteros, laguna perenne, laguna intermitente y presas.
Selva	Bosque espinoso, selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, bosque de encino y bosque de galería.
Marismas	Vegetación halófito y de dunas costeras.
Manglar	Manglar.
Vegetación Secundaria	Vegetación secundaria arbórea y arbustiva.
Suelos desnudos	Áreas sin vegetación aparente y erosión.
Agricultura	Agricultura de riego, agricultura de humedad, agricultura de temporal y pastizal cultivado.

Con los datos de la matriz de detección de cambios, se calcularon la estabilidad de localización y residencia propuestas por Ramsey III *et al.* (2001). La estabilidad de localización se refiere al porcentaje de una clase que permanece como la misma clase en la misma ubicación espacial desde el principio al fin del periodo de estudio.

La estabilidad de localización (EL) se define:

$$EL (\text{por clase}) = \frac{[(\text{cobertura año inicial} - \text{pérdida cobertura año inicial})]}{\text{cobertura año inicial}} \times 100$$

La pérdida en la cobertura del año inicial indica la pérdida de la cobertura durante el periodo de estudio en la misma ubicación espacial y adquiere valores de cero (cambio total) a 100 (no cambio).

La estabilidad de residencia se refiere al porcentaje de cambio en cada clase dentro del área de estudio durante el periodo de seguimiento. Valores de cero asociados a una clase indican no cambio neto en su área total de cobertura dentro del área total en el periodo de seguimiento. Valores positivos, en cambio, indican un incremento en la cobertura comparada con el año inicial y valores negativos indican disminución en la cobertura comparada con el año inicial. La fórmula para calcular la estabilidad de residencia (ER) es:

$$ER (\text{por clase}) = \frac{[(\text{cobertura año final} - \text{cobertura año inicial})]}{\text{cobertura año inicial}} \times 100$$

Con las estimaciones en hectáreas hechas para cada clase del paisaje en el periodo de estudio (1990-2000), se calcularon las tasas de deforestación de las clases selva, mangle y vegetación secundaria, con la fórmula propuesta por Dirzo y García (1992):

$$R = 1 - \left(1 - \frac{A_i - A_f}{A_i} \right)^{1/t}$$

donde A_i y A_f son el área total de la cubierta vegetal al inicio y al final del periodo de estudio y t es el número de años dentro del periodo de estudio.

Relaciones entre las características espaciales del bosque de manglar y su condición

Métricas del paisaje

Para analizar las posibles relaciones entre las características espaciales del bosque de manglar con la condición del mismo se estimaron distintas métricas del paisaje que describen patrones espaciales. Posteriormente se calculó el índice normalizado de vegetación (NDVI) y finalmente se relacionaron las métricas a nivel de parche con el NDVI.

Los mapas temáticos de 1990 y 2000 fueron sometidos a un proceso de doble filtrado con una ventana de 7x7 píxeles y la moda como medida de estandarización. Este procedimiento remueve los píxeles aislados (Gibson y Power, 2000) reduciendo el efecto de "sal y pimienta" en regiones homogéneas del mapa temático (Richards y Jia, 1999). Las diferencias en hectáreas entre el mapa sin realce y el mapa filtrado se evaluaron con la prueba de rangos señalados y pares igualados de Wilcoxon (Siegel, 1990). De existir diferencias significativas el filtrado de los mapas se evitaría pero al no existir diferencias significativas entre los mapas de la misma fecha, los mapas filtrados de 1990 y 2000 se utilizaron en la estimación de las métricas del paisaje mismas que fueron utilizadas para complementar la caracterización del paisaje y la detección de cambios. La estimación de las métricas se llevó a cabo mediante el programa FRAGSTATS v 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002), las métricas estimadas fueron a nivel de clase y paisaje y están descritas en el cuadro 5.

Una vez que se obtuvo el número de parches del paisaje y de cada clase, se calculó el incremento o decremento anual del número de parches (NP) con la misma fórmula utilizada para calcular la deforestación (Dirzo y García, 1992), utilizando NP_i y NP_f en lugar de A_i y A_f .

Cuadro 5.- Métricas calculadas a nivel de clase y paisaje en sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (1990-2000). Basado en McGarigal y Marks (1994).

Métrica y descripción
Métricas de área/densidad
<ol style="list-style-type: none"> 1. <i>Área total (AT)</i>: Área total que ocupa la clase en el paisaje. 2. <i>Número de parches (NP)</i>: Número de parches correspondiente a cada clase, es un indicativo de la fragmentación de la clase. 3. <i>Índice del parche mayor (IPM)</i>: Porcentaje del paisaje que ocupa el parche de mayor área. 4. <i>Área promedio de los parches (AP)</i>: Es el promedio del tamaño de los parches.
Métricas de forma
<ol style="list-style-type: none"> 1. <i>Índice de forma (IF)</i>: El área promedio del índice de forma toma valores ≥ 1, sin límite superior. Cuando los parches de la clase son en forma de círculo o de cuadrados, el índice es igual a uno. La forma modifica la cantidad de zonas núcleo. Los parches de formas irregulares obtienen un índice de forma mayor. 2. <i>Dimensión Fractal (DF)</i>: Es una medida de la complejidad de la forma de los parches. Obtiene valores entre 1 y 2. Valores de uno resultan de formas geométricas sencillas como el cuadrado. Figuras complejas alcanzan valores cercanos a 2.
Métricas de zonas núcleo
<ol style="list-style-type: none"> 1. <i>Área promedio de zonas núcleo (ZN)</i>: Área en la cual se localiza un parche después de una distancia de borde específica (30 metros en este estudio). Indica el área de los parches sin influencia de los bordes. 2. <i>Número total de zonas núcleo (NZN)</i>: Es el número total de zonas núcleo de la clase correspondiente. Si el número de zonas núcleo es menor que el número de parches, algunos parches no tienen zonas núcleo. Un número mayor de zonas núcleo que los parches indica que hay parches con más de una zona núcleo conectados por corredores estrechos. 3. <i>Área total de zonas núcleos (ATZN)</i>: Es la suma de la superficie total de todas las áreas núcleo correspondientes a la clase (ha). 4. <i>Porcentaje de zonas núcleo en el paisaje (PZN)</i>: Es el porcentaje del paisaje que ocupa la sumatoria de todas las zonas núcleo de una determinada clase.
Métricas de aislamiento/proximidad
<ol style="list-style-type: none"> 1. <i>Distancia euclidiana promedio del vecino más cercano (VMC)</i>: Está basado en la distancia del borde más cercano entre los parches de una clase. Representa una medida del aislamiento de los parches y se calcula utilizando geometría euclidiana simple como la línea derecha más corta entre un parche y el vecino más cercano de la misma clase.
Métricas de contacto
<ol style="list-style-type: none"> 1. <i>Índice de contacto (IC)</i>: Este índice mide la tendencia de una cobertura a agruparse en algunos o pocos parches. Valores de 0 representan el grado máximo de desagrupación. Cuando es igual a 100 los parches están agrupados al máximo. Esta métrica solo es a nivel de paisaje.

Índice Normalizado de Vegetación

Para evaluar la condición del bosque de manglar en 1990 y 2000 se procedió a calcular el índice normalizado de vegetación (NDVI; por sus siglas en inglés). El NDVI es un índice derivado empíricamente, que se utiliza para ponderar la biomasa vegetal a partir de las regiones espectrales del rojo e infrarrojo cercano en la caracterización de las condiciones de las coberturas del paisaje (Walsh *et al.*, 2001). Los valores que toma el NDVI están en el intervalo de -1, que indica ausencia de vegetación, a +1, cobertura vegetal completamente sana y verde (Gibson y Power, 2000). De esta manera es posible establecer correlaciones positivas entre el NDVI y el dosel y área foliar de vegetaciones homogéneas, siendo un buen indicador del estado y densidad de la vegetación (Green *et al.*, 1997). El NDVI es en general definido como:

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

donde R es la reflectancia roja de la superficie e IR es la infrarroja. Para el presente estudio el NDVI se calculó para las dos fechas analizadas con las bandas 3 (rojo) y 4 (infrarrojo), obteniéndose dos imágenes raster con valores del NDVI en cada pixel del área de estudio.

Con el fin de aislar la cobertura del bosque de manglar se realizó una reclasificación de los mapas temáticos de 1990 y 2000 utilizando únicamente dos clases manglar (1) y fondo (0). Los mapas reclasificados se utilizaron como máscaras en los mapas del NDVI para obtener la distribución de frecuencias del NDVI exclusivamente de la cobertura del bosque de manglar en ambas fechas. Posteriormente, se compararon las distribuciones de frecuencias del NDVI (Berlanga, 1999; Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999) por medio de una tabla de contingencia con Ji cuadrada para detectar cambios entre las dos fechas.

Relación métricas del paisaje-NDVI

El análisis de las relaciones entre las métricas y el índice normalizado de vegetación se llevó a cabo con los valores de seis métricas de los parches recientes del bosque de manglar y sus respectivos valores promedio del NDVI. Para lo cual primero se reclasificó el mapa temático del 2000 dejando a las clases manglar y mangle muerto como únicas clases verdaderas y el resto de las clases como fondo. La estimación de las métricas generó un mapa de identificación de parches utilizando un modelo simplificado de paisaje de islas biogeográficas (McGarigal, 2002) en el cual se da énfasis a un solo tipo de parche, en este caso el manglar, que es analizado de manera análoga a las islas oceánicas embebidas en una matriz ecológicamente neutra (fondo). A nivel de parche se calcularon las siguientes métricas: área, perímetro, índice de forma, dimensión fractal, área de zonas núcleo con una distancia mínima de bordes de 30 m (tamaño del pixel), distancia euclidiana del vecino más cercano. Las métricas estimadas están definidas en McGarigal y Marks (1994), los procedimientos se llevaron a cabo mediante con el programa FRAGSTAT v 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002).

Finalmente, al mapa temático resultante del cálculo del NDVI del 2000 se le traslapó el mapa de identificación de parches de la misma fecha. Se estableció el límite de una hectárea para el tamaño mínimo de los parches utilizados (según lo recomendado por Ochoa-Gaona, 2001). Este procedimiento permitió obtener el valor promedio del NDVI de cada parche, los que se relacionaron con los valores estimados de las métricas a nivel de parche por medio de modelos de regresión lineal.

RESULTADOS

La proyección de las imágenes al sistema UTM 13 norte y corrección geográfica resultó en un error de suma media de cuadrados (RSM, por sus siglas en inglés) de 0.23 con 15 puntos de control en las imágenes de 1990 y en la imagen de 1999 el RSM fue de 0.15 con 30 puntos de prueba.

Las escenas de 1990 y del 2000 del área de estudio se conforman por 2028 columnas por 2812 renglones en las imágenes 31/45 y 3494 columnas por 3022 en las imágenes 31/44; con una resolución espacial de 30x30 metros, cubriendo un área aproximada de 611 500 hectáreas entre las coordenadas UTM-13n (394000, 2542846) y (486618, 2395733) correspondientes a la totalidad del paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (Figura 2).

Clasificación de la escena de 1999-2000

La clasificación de las imágenes, con la incorporación de datos auxiliares y digitalización de máscaras, resultó en un mapa temático (Figura 3) con una exactitud global de 94%, coeficiente de Kappa de 0.92 ± 0.01 y el valor de Z para el coeficiente de 60.90 por lo que se rechazó la hipótesis nula ($P > 0.05$) lo que significa que la clasificación hecha fue mejor que una al azar.

Con respecto a la evaluación individual de las clases, las clases poblados y acuicultura, al ser datos auxiliares, obtuvieron 100% de exactitud tanto del productor como del usuario las clases resultantes de la clasificación supervisada con valores de exactitud del productor más elevados fueron manglar y agua con el 100%, mientras que suelos desnudos resultó la menor con un valor de 82%.

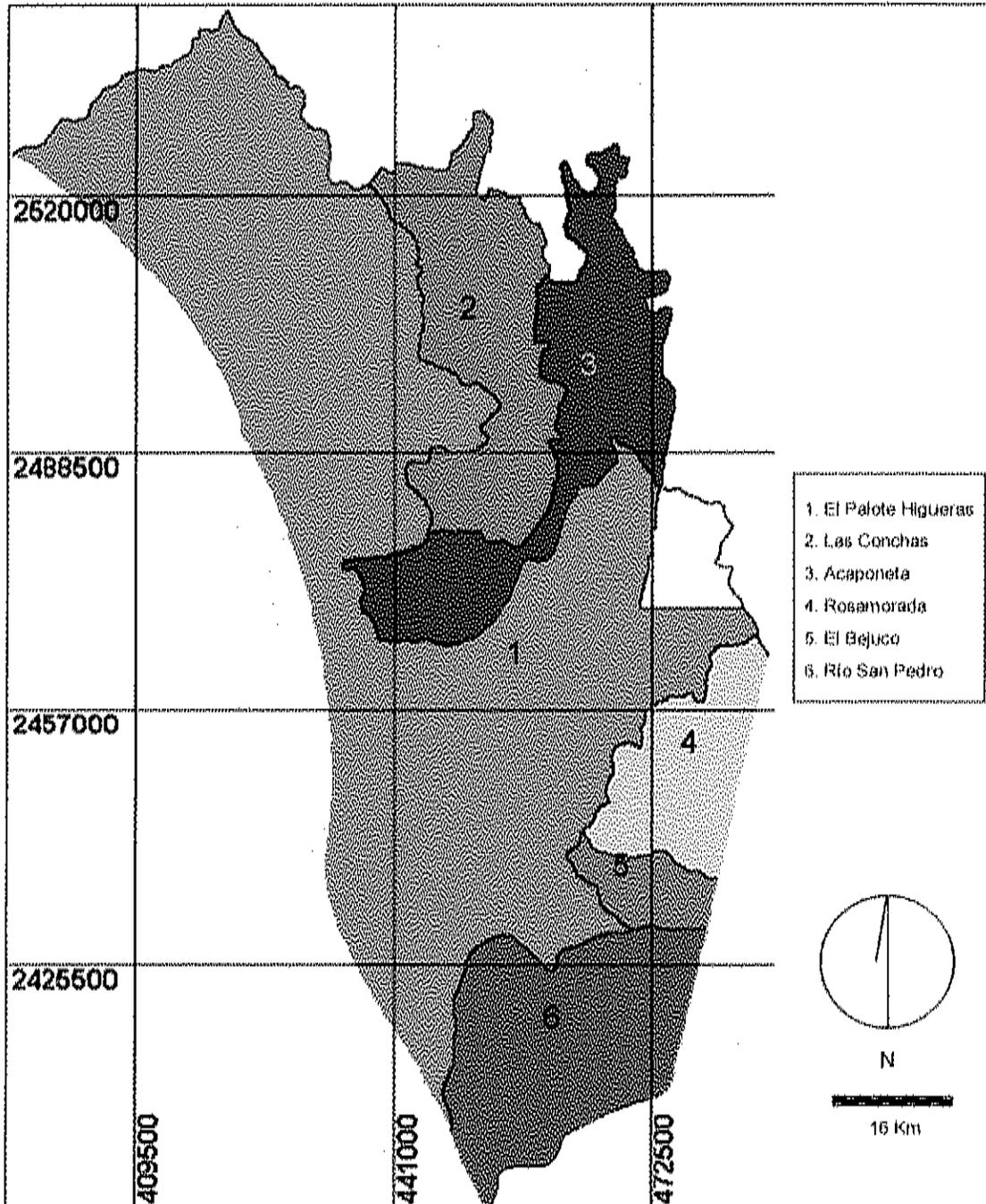


Figura 2.- Límites del área de estudio establecidos por las subcuencas de la cuenca Acaponeta y Río San Pedro.

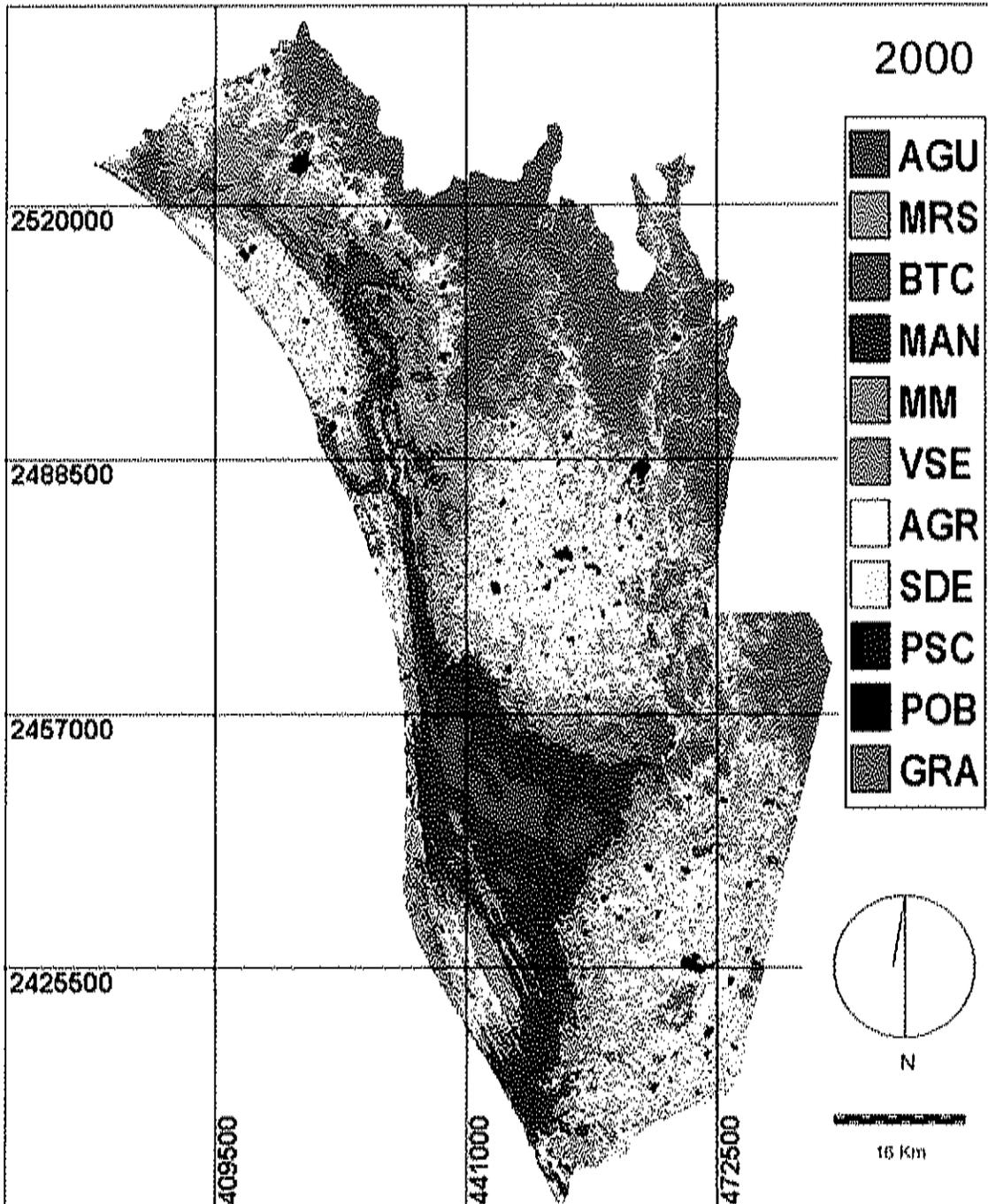


Figura 3.- Mapa temático de coberturas y usos del terreno en el paisaje del sistema lagunar Teacapán - Agua Brava - Marismas Nacionales (1999 - 2000). Leyenda: AGU, Agua; MRS, Marismas; BTC, Selva; MAN, Mangle; MM, Mangle muerto; VSE, Vegetación secundaria; SDE, Suelos desnudos; AGR, Agricultura; POB, Poblados; GRA, Acuicultura.

En la exactitud del usuario, el valor más elevado fue la clase agua con 100%, mientras que suelos desnudos nuevamente obtuvo el valor más bajo con 83%. El resto de las clases obtuvieron valores por encima del 90% (Cuadro 6).

Cuadro 6.- Matriz de error del mapa temático del 2000, con 270 puntos de prueba tomados en campo. La exactitud global fue de 93.7% y κ de 0.92.

		Datos de referencia										
Clasificación producida	Clase	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	Tota	EU %
	1. AGU	30	0	0	0	0	0	0	0	0	30	100.0
	2. BTC	0	28	0	0	2	0	0	0	0	30	93.33
	3. MRS	0	0	27	0	0	2	1	0	0	30	90.00
	4. MAN	0	0	1	29	0	0	0	0	0	30	96.67
	5. VSE	0	2	0	0	27	0	1	0	0	30	90.00
	6. SDE	0	0	2	0	0	25	3	0	0	30	83.33
	7. AGR	0	1	0	0	1	1	27	0	0	30	90.00
	8. POB	0	0	0	0	0	0	0	30	0	30	100.0
	9. GRA	0	0	0	0	0	0	0	0	30	30	100.0
Total	30	31	30	29	30	28	32	30	30	270		
EP %	100.0	90.32	90.0	100.0	90.0	82.29	84.38	100.00	100.0			

Nota: AGU, Agua; BTC, Selva; MRS, Marismas; MAN, Mangle; VSE, Vegetación secundaria; SDE, Suelos desnudos; AGR, Agricultura; POB, Poblados; GRA, Acuicultura; EU, exactitud del usuario; EP, exactitud del productor.

La clase con mayor superficie fue agricultura con área estimada de 147 508 ha, que corresponde el 24% del paisaje; a la que siguieron las clases vegetación secundaria y selva con 127 233 ha (21%) y 126 140 ha (21%), respectivamente. Dentro de las clases pertenecientes a coberturas naturales la clase marismas ocupó 67 572 ha (11%) y la clase manglar con 63 671 ha lo que equivale el 10% del paisaje (Cuadro 7).

Respecto a las coberturas culturales o inducidas, la clase suelos desnudos ocupó 18 088 ha (3%), mientras que la clase acuicultura con 3 717 ha fue la que menor extensión del paisaje ocupó (0.6%). La clase poblados con 5 898 ha (1%) fue superior a la clase acuicultura. La proporción de píxeles sin clasificar fue solamente del 0.1% con respecto al total (Cuadro 7).

Cuadro 7.- Superficie en hectáreas de la principales coberturas y usos del terreno del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (2000).

Clase	Cobertura	
	(Ha)	(%)
Coberturas Naturales	308520 ¹	50.46 ¹
1. Agua	51077	8.35
2. Selva	126140	20.63
3. Marismas	67572	11.05
4. Manglar	63671	10.42
Coberturas culturales/perturbadas	302444 ¹	49.46 ¹
5. Vegetación secundaria	127233	20.81
6. Suelos desnudos	18088	2.96
7. Agricultura	147508	24.12
8. Poblados	5898	0.96
9. Acuicultura	3717	0.61
10. Píxeles sin clasificar	506	0.08
TOTAL	611470	100.00

Nota: ¹: totales parciales

Clasificación de la escena de 1990

El mapa temático de 1990 (Figura 4) se produjo con una exactitud global de 93%; coeficiente de Kappa de 0.92 ± 0.02 (cuadro 8) y el valor de Z para el coeficiente de 60.90 por lo que se rechazó la hipótesis nula ($P > 0.05$). Las clases con exactitudes del productor más bajas fueron agricultura y vegetación secundaria con 86% y 88% respectivamente. Las clases restantes obtuvieron valores arriba del 90%. En cuanto a la exactitud del usuario, la clase agricultura obtuvo el valor más bajo con el 80%, seguida por la clase suelos desnudos con el 87%. El resto de las clases consiguieron valores superiores al 90% (Cuadro 8).

Los resultados de esta clasificación indican la clase selva predominó con 171 041 hectáreas que es aproximadamente la cuarta parte del área de estudio (28%), seguida por la clase agricultura con 142 529 ha (23%).

Cuadro 8.- Matriz de error del mapa temático de 1990, con 255 puntos de prueba. Exactitud global de 93% y κ de 0.92.

		Datos de referencia									Tota	EU %	
Clasificación producida	Clase	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.			
	1. AGU	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	100.0
	2. BTC	0	29	0	0	1	0	0	0	0	0	30	96.67
	3. MRS	0	0	27	1	0	2	0	0	0	0	30	90.00
	4. MAN	0	0	1	29	0	0	0	0	0	0	30	96.67
	5. VSE	0	0	0	0	28	0	2	0	0	0	30	93.33
	6. SDE	0	0	2	0	0	26	2	0	0	0	30	86.67
	7. AGR	0	3	0	0	3	0	24	0	0	0	30	80.00
	8. POB	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	30	100.0
	9. GRA	0	0	0	0	0	0	0	0	15	15	30	100.0
Total		30	32	30	30	32	28	28	30	15	255		
EP %		100.0	90.63	90.00	96.67	87.50	92.86	85.71	100.00	100.0			

Nota: AGU, Agua; BTC, Selva; MRS, Marismas; MAN, Mangle; VSE, Vegetación secundaria; SDE, Suelos desnudos; AGR, Agricultura; POB, Poblados; GRA, Acuicultura; EU, exactitud del usuario; EP, exactitud del productor.

Las coberturas naturales ocuparon 372 608 ha (61%), de las cuales 78 417 ha fueron ocupadas por marismas, 70 592 ha por la clase manglar y 52 558 ha por la clase agua. Las coberturas culturales y perturbadas obtuvieron un área total de 238 861 ha (39%), de las cuales las clases suelos desnudos, poblados y acuicultura ocuparon 19 015 ha. La vegetación secundaria ocupó el 13% del paisaje (Cuadro 9).

Cuadro 9.- Superficie en hectáreas de las principales coberturas y usos del terreno del área de estudio (1990).

Clase	Cobertura	
	(Ha)	(%)
Coberturas Naturales	372608 ¹	60.57 ¹
1. Agua	52558	8.60
2. Selva	171041	27.97
3. Marismas	78417	12.82
4. Manglar	70592	11.54
Coberturas culturales/perturbadas	238861 ¹	39.06 ¹
5. Vegetación secundaria	77317	12.64
6. Suelos desnudos	13338	2.18
7. Agricultura	142529	23.31
8. Poblados	4349	0.71
9. Acuicultura	1328	0.22
TOTAL	611470	100.00

Nota: ¹: totales parciales

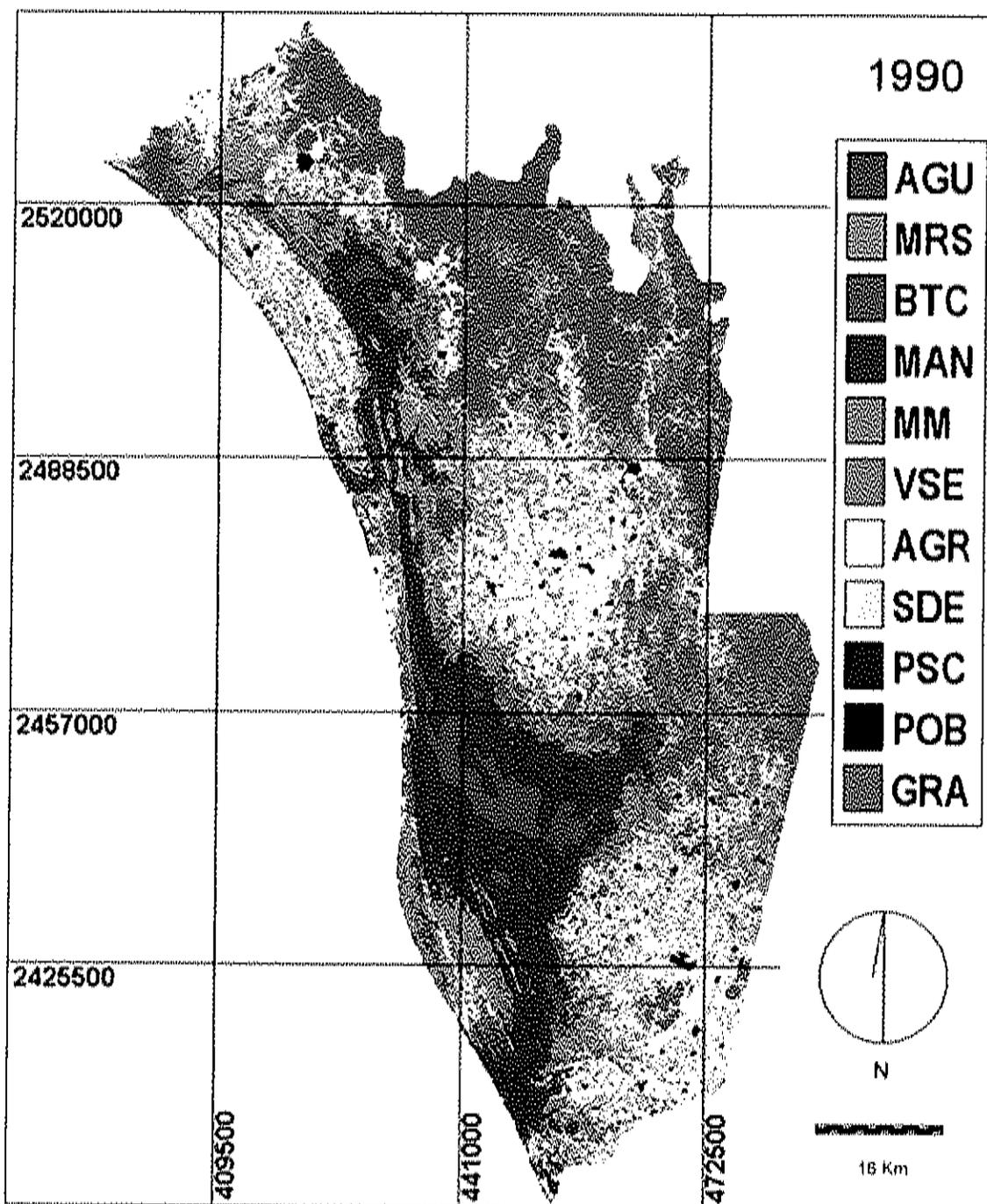


Figura 4.- Mapa temático de las coberturas y usos del terreno en el paisaje del sistema lagunar Teacapan - Agua Brava - Marismas Nacionales de 1990. Leyenda: AGU, Agua; MRS, Marismas; BTC, Selva; MAN, Mangle; MM, Mangle muerto; VSE, Vegetación secundaria; SDE, Suelos desnudos; AGR, Agricultura; POB, Poblados; GRA, Acuicultura.

Cambios en el Paisaje (1990-2000)

Las pérdidas y ganancias netas en hectáreas de las coberturas y usos del terreno se aprecian en el cuadro 10. El valor general del coeficiente de Kappa, estimado a partir de la matriz de detección de cambios (Cuadro 11) fue de 0.63, que representa un 19% de cambio ponderado en el paisaje; en tanto que los píxeles con cambio fue de un 33%. El análisis por categoría indica que las clases con menos cambios fueron acuicultura (\hat{K} : 0.98%) y poblados (\hat{K} : 0.92). Las clases que presentaron mayores cambios fueron suelos desnudos (\hat{K} : 0.25) y vegetación secundaria (\hat{K} : 0.45).

Cuadro 10.- Pérdida/ganancia neta en hectáreas de las principales coberturas y usos del terreno del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales de 1990-2000.

Clase	1990	2000	Pérdida (-) /ganancia (+)
Coberturas Naturales			
1. Agua	52558	51077	-1481
2. Selva	171041	126140	-44901
3. Marismas	78417	67572	-10845
4. Manglar	70592	63671	-6921
Coberturas culturales/perturbadas			
5. Vegetación secundaria	77317	127233	+49916
6. Suelos desnudos	13338	18088	+4750
7. Agricultura	142529	147508	+4979
8. Poblados	4349	5898	+1549
9. Acuicultura	1328	3717	+2389
10. Píxeles sin clasificar	0	565	+565

La clase con menor estabilidad de residencia (ER, Cuadro 11) fue la selva, ER= -26.25% (44 901 ha pérdida neta) misma que fue desplazada por la vegetación secundaria (41 599 ha) y la agricultura (10 078 ha). La acuicultura fue la clase con mayor ER= 179% y una ganancia neta de 2 389 ha (Figura 5), ganándole terreno principalmente a las marismas (1 683 ha). Aunque la vegetación secundaria obtuvo valores intermedios en la ER (36%), fue la clase que presentó la mayor ganancia neta con 49 916 ha desplazando a la selva, agricultura (33 492 ha), marismas (11 172 ha) y suelos desnudos (3 798 ha). En el caso del manglar, se estimó una pérdida de 9 545 ha (ER= -14%) con desplazamiento por las clases agua 3 355 ha (Figura 5), marismas (3 998 ha) y mangle muerto (3 499 ha) y ganó terreno a las clases agua (781 ha) y marismas (532 ha). El mangle muerto aumentó 2 623 ha (ER= 116%). Todas las coberturas naturales presentaron una ER negativa, lo que indica una disminución en sus coberturas comparadas con el año inicial lo cual se relaciona con el incremento de las coberturas culturales y perturbadas que presentan valores de ER positivos.

La estabilidad de localización (EL, Cuadro 11) muestra que la acuicultura y los poblados sufrieron cambios menores al 10% en cuanto a su localización, es decir más del 90% de los píxeles de estas clases mantuvieron el mismo tipo de cobertura de 1990 a 2000. La mayoría de las clases presentaron estabilidad de localización entre el 60 y 86%. Las clases con menor EL, y por lo tanto con mayor cambio, fueron la vegetación secundaria (47%) y suelos desnudos (EL: 27%) solamente el 47 y 27% de estas clases permaneció en la misma ubicación en el 2000. El 16% de la clase manglar cambió de localización, en tanto que el mangle muerto cambió el 41%.

En el periodo de 10 años se calculó una tasa de deforestación anual para el bosque de manglar del 1.03%. La clase manglar (ID: 4a) a razón de 1.48% por año, mientras que el mangle muerto (ID: 4b) aumentó en 8.2% al año. La selva (bosque tropical caducifolio) disminuyó a una tasa de 3.0% por año, mientras que la vegetación secundaria incrementó en 5.4% por año.

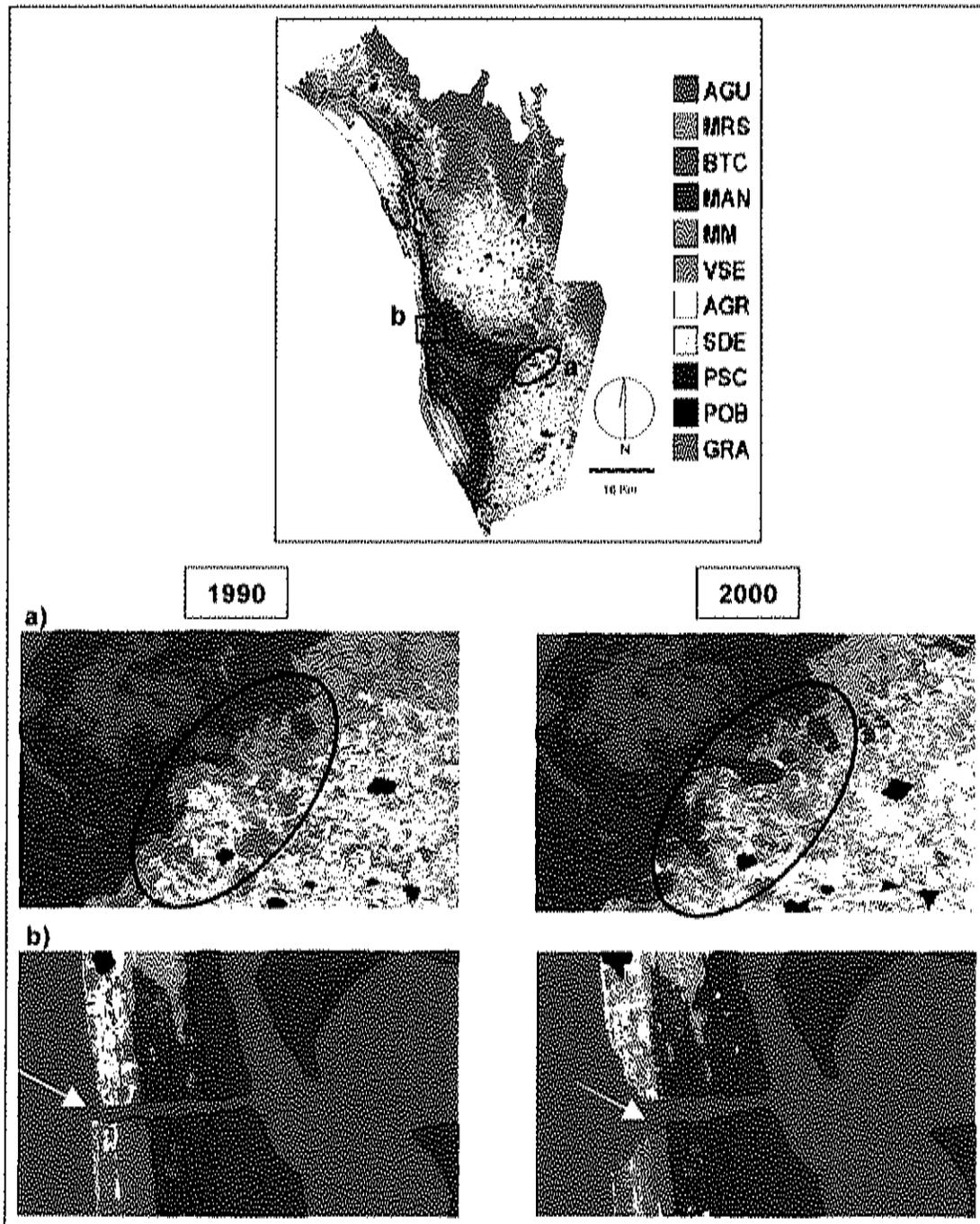


Figura 5.- a) Expansión de las granjas camaronícolas en la laguna El Valle b) Cambios en el canal de Cuautla (1990 - 2000). Leyenda: AGU, Agua; MRS, Marismas; BTC, Selva; MAN, Mangle; MM, Mangle muerto; VSE, Vegetación secundaria; SDE, Suelos desnudos; AGR, Agricultura; POB, Poblados; GRA, Acuicultura.

Cuadro 11. Matriz de detección de cambio de las principales coberturas y usos del terreno en el sistema lagunar Teacapán - Agua Brava - Marismas Nacionales para el periodo 1990 - 2000.

Clase	1990										Total	
	1.	2.	3.	4a.	4b.	5.	6.	7.	8.	9.		10.
1. Agua	45200	421	1229	3335	277	123	97	358	17	0	0	51077
2. Selva	147	115007	262	10	0	7922	290	2506	2	0	0	126140
3. Marismas	5114	1306	51227	3998	583	1694	650	2973	3	25	0	67572
4. a) Manglar	781	53	532	57327	49	18	4	24	1	0	0	58789
b) Mangle muerto	19	1	26	3499	1336	0	0	0	0	0	0	4882
5. Vegetación secundaria	337	41599	11172	47	3	36708	3798	33492	75	2	0	127233
6. Suelos desnudos	248	2150	1922	2	0	4133	3623	5990	21	0	0	18088
7. Agricultura	388	16078	10075	32	3	26401	4770	95525	236	0	0	147508
8. Poblados	23	32	153	0	0	197	106	1395	3993	0	0	5898
9. Acuicultura	271	170	1683	4	9	85	0	194	0	1301	0	3717
10. Píxeles sin clasificar	30	229	136	59	0	37	0	73	0	0	0	565
Total	52558	171041	78417	68334	2258	77317	13338	142529	4349	1328	0	611470
K ^a	0.85	0.59	0.61	0.82	0.59	0.34	0.25	0.57	0.92	0.98	0	0.6725
EL (%)	86.00	67.24	65.33	83.89	59.13	47.48	27.16	67.02	91.81	97.92	-	-
ER (%)	-2.82	-26.25	-13.83	-13.97	116.16	64.56	35.61	3.49	35.62	179.80	-	-

Notas: ^aK: coeficiente de Kappa estimado; EL: Estabilidad de localización; ER: Estabilidad de Residencia
Los valores en negritas son las áreas que no presentaron cambio de un año a otro.

Cuadro 11. Matriz de detección de cambio de las principales coberturas y usos del terreno en el sistema lagunar Teacapan - Agua Brava - Marismas Nacionales para el periodo 1990 - 2000.

Clase	1990										Total	
	1.	2.	3.	4a.	4b.	5.	6.	7.	8.	9.		10.
1. Agua	45200	421	1229	3355	277	123	97	358	17	0	0	51077
2. Selva	147	115007	262	10	0	7922	290	2506	2	0	0	126140
3. Marismas	5114	1306	51227	3998	583	1694	650	2973	3	25	0	67572
4. a) Manglar	781	53	532	57327	49	18	4	24	1	0	0	58789
b) Mangle muerto	19	1	26	3499	1336	0	0	0	0	0	0	4882
5. Vegetación secundaria	337	41599	11172	47	3	36708	3798	33492	75	2	0	127233
6. Suelos desnudos	248	2150	1922	2	0	4133	3623	9990	4121	0	0	18088
7. Agricultura	388	10078	10075	32	3	26401	4770	95525	236	0	0	147508
8. Poblados	23	32	153	0	0	197	106	1395	3993	0	0	5898
9. Acuicultura	271	170	1683	4	9	85	0	194	0	1301	0	3717
10. Píxeles sin clasificar	30	229	136	59	0	37	0	73	0	0	0	565
Total	52558	171041	78417	68334	2258	77317	13338	142529	4349	1328	0	611470
K ^c	0.85	0.59	0.61	0.82	0.59	0.34	0.25	0.57	0.92	0.98	0	0.6725
EL (%)	86.00	67.24	65.33	83.89	59.13	47.48	27.16	67.02	91.81	97.92	-	-
ER (%)	-2.82	-26.25	-13.83	-13.97	116.16	64.56	35.61	3.49	35.62	179.80	-	-

Notas: ^aK: coeficiente de Kappa estimado; EL: Estabilidad de localización; ER: Estabilidad de Residencia
Los valores en negritas son las áreas que no presentaron cambio de un año a otro.

Métricas del paisaje

La prueba de Wilconxon indicó que los mapas filtrados de 1990 (T_{α} : $0.05=4 < r1$ calculado=18) y de 2000 (T_{α} : $0.05 = 4 < r1$ calculado = 23) no presentaron diferencias significativas en las áreas de las clases con respecto a los mapas sin filtrar, por lo que se procedió a utilizarlos para la estimación de las métricas del paisaje. Las diferencias en porcentaje de los mapas se aprecian en el cuadro 12.

Cuadro 12. Superficie en hectáreas de las coberturas y usos del terreno del área de estudio (1990-2000) con doble filtrado modal 7x7.

Clase	1990		2000		Diferencias (%)	
	Sf	7x7	Sf	7x7	1990	2000
1. Agua	52558	51608	51077	50287	0.16	0.13
2. Selva	171041	172163	126140	126745	-0.18	-0.11
3. Marismas	78417	79130	67572	68152	-0.12	-0.09
4a. Mangle	68334	68939	58789	59383	-0.10	-0.09
4b. Mangle muerto	2258	2151	4882	4732	0.02	0.02
5. Vegetación secundaria	77317	74242	127233	125666	0.50	0.26
6. Suelos desnudos	13338	12247	18088	16846	0.18	0.20
7. Agricultura	142529	145312	147508	149411	-0.46	-0.31
8. Poblados	4349	4349	5898	5898	0.00	0.00
9. Acuicultura	1328	1328	3717	3716	0.00	0.00
10. Píxeles sin clasificar	0	0	565	583	0.00	-0.01
Total	611,470	611,470	611,470	611,470	0.00	0.00

Notas: sf: sin filtrar; 7x7: doble filtro modal con ventana de 7x7.

El paisaje del sistema lagunar TABMN se conformó de 8381 parches, con un área promedio de 73 hectáreas en el año 2000 (Cuadro 13). El índice del parche mayor fue de 12.35%. El índice de forma de los parches del paisaje fue de 1.39 y la dimensión fractal de 1.14. Se calcularon un total de 7 890 zonas núcleo con 543 268 ha de extensión y un área promedio de 65 ha. La distancia euclidiana promedio del vecino más cercano en el paisaje fue de 404 metros. El índice de contacto calculado fue de 54.37. Los resultados de las métricas calculadas se presentan en el cuadro 13.

Cuadro 13.- Métricas del paisaje estimadas a partir de mapas de 30 x 30 m de resolución espacial, en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en 1990 y 2000.

METRICA		Paisaje	
		1990	2000
Área/densidad			
AT	Área total	611470	611470
NP	Número de parches	8877	8381
IPM	Índice parche mayor	12.35	10.91
AP	Área promedio parches	68.88	72.89
Forma			
IF	Índice de forma	1.369	1.387
DF	Dimensión fractal	1.132	1.141
Zonas núcleo			
AZN	Área promedio de zonas núcleo	61.58	64.82
NZN	Número total de zonas núcleo	8185	7890
ATZN	Área total de zonas núcleo	546650	543268
Aislamiento/proximidad			
VMC	Distancia euclidiana del vecino cercano	428	404
Contacto			
IC	Índice de contacto	55.878	54.368

La clase con mayor número de parches en paisaje (NP, Cuadro 14) fue la vegetación secundaria con 2 652. La clase manglar fue la de mayor área promedio (AP, Cuadro 14) de parche con 229 hectáreas, y la menor fue suelos desnudos con 13 hectáreas. En cuanto a la forma de los parches, el índice de forma (IF, Cuadro 14) tomó valores en un intervalo de 1.32 a 1.55 asociados a suelos desnudos y mangle, respectivamente. El promedio del IF para las coberturas naturales fue de 1.42 y el de las coberturas culturales y perturbadas fue de 1.40. Todas las coberturas naturales, con excepción del agua, presentaron dimensión fractal (DF, Cuadro 14) mayores a 1.20; mientras que la dimensión fractal de los usos del terreno culturales obtuvieron valores en la dimensión fractal entre 1.05 a 1.09.

En lo que respecta a las zonas núcleo, la clase con mayor número de zonas núcleo en el paisaje (NZN, Cuadro 15) fue la vegetación secundaria con 2 552 zonas núcleo (área promedio de 40 ha). La clase manglar tuvo 256 zonas núcleo y obtuvo la mayor área promedio de zonas núcleo (AZN, Cuadro 15) de 211 ha.

Cuadro 14.- Métricas de área/densidad y forma de las principales coberturas y usos del terreno, estimadas a partir de mapas de 30x30 m de resolución espacial, en el sistema lagunar Teacapán - Agua Brava - Marismas Nacionales en 1990 y 2000.

ME	Descripción	AGU		BTC		MRS		MAN		MM	
		1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000
Coberturas Naturales											
AT	Área total	51608	50287	172163	126795	79130	68152	68939	59383	2151	4732
NP	Número de parches	1080	785	1.526	974	781	635	240	259	84	158
IPM	Índice parche mayor	2.62	3.86	12.35	10.91	3.14	1.93	5.23	4.62	0.22	0.31
AP	Área promedio parches	47.79	64.06	130.18	112.82	107.33	101.32	287.25	229.28	25.61	29.95
IF	Índice de forma	1.398	1.373	1.368	1.341	1.438	1.417	1.508	1.551	1.278	1.346
DF	Dimensión fractal	1.149	1.171	1.211	1.203	1.205	1.213	1.226	1.227	1.122	1.132
ME	Descripción	VSE		SDE		AGR		POB		GRA	
		1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000
C. culturales/perturbadas											
AT	Área total	74242	125666	12247	16846	145312	149411	4349	5898	1328	3717
NP	Número de parches	2756	2615	965	1270	1333	1531	100	102	12	52
IPM	Índice parche mayor	0.78	2.04	0.08	0.16	7.75	7.48	0.09	0.06	0.07	0.07
AP	Área promedio parches	26.94	48.06	12.69	13.26	109.01	97.59	43.49	57.83	110.70	71.48
IF	Índice de forma	1.351	1.409	1.276	1.324	1.383	1.389	1.461	1.505	1.442	1.469
DF	Dimensión fractal	1.132	1.176	1.089	1.091	1.052	1.053	1.066	1.074	1.071	1.067

Nota. ME: Métrica; C: Coberturas; AGU = Agua; BTC = Selva; MRS = Marismas; MAN = Mangie; MM = Mangie muerto; VSE = Vegetación secundaria; SDE = Suelos despidos; AGR = Agrícola; POB = Poblados; GRA = Acuicultura.
Áreas en hectáreas, IPM: en porcentaje

Cuadro 15.- Métricas de zonas núcleo, aislamiento/proximidad y contacto de las principales coberturas y usos del terreno, estimadas a partir de mapas de 30x30 m de resolución espacial, en el sistema lagunar Teacapan - Agua Brava - Marismas Nacionales en 1990 y 2000.

ME	Descripción	AGU		BTC		MRS		MAN		MM	
		1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000
Coberturas Naturales											
AZN	Área promedio ZN	42.57	57.38	103.96	120.91	90.60	96.50	267.08	210.75	21.56	24.76
NZN	Número total ZN	798	677	1478	915	740	576	241	256	80	152
ATZN	Área total de ZN	49972	45047	158637	117766	70760	61276	64098	54584	1811	3912
VMC	DE vecino cercano	391	472	365	495	331	303	313	306	1431	675
ME	Descripción	VSE		SDE		AGR		POB		GRA	
		1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000	1990	2000
C. culturales/perturbadas											
AZN	Área promedio ZN	21.90	40.42	9.53	9.93	98.26	87.61	36.52	49.30	98.86	61.95
NZN	Número total ZN	2617	2552	1245	1443	871	1156	103	107	12	56
ATZN	Área total de ZN	60350	105687	130986	13432	9199	12613	3652	5028	1186	3221
VMC	DE vecino cercano	338	289	346	313	613	424	2831	2633	8187	2134

Nota: ME: Métrica; C: Coberturas; AGU = Agua; BTC = Selva; MRS = Marismas; MAN = Mangie; MM = Mangle muerto; VSE = Vegetación secundaria; SDE = Suelos desnudos; AGR = Agricultura; POB = Poblados; GRA = Acuicultura. Áreas en hectáreas.

En cuanto al área total, dentro de las coberturas naturales, la clase selva presentó la mayor área total de zonas núcleo (ATZN, Cuadro 15), con 117 766 ha. Por otro lado, la clase que obtuvo el mayor valor en la métrica de aislamiento y proximidad de los parches (VMC, Cuadro 15) fue poblados con 2 633 metros. La clase marismas y manglar obtuvieron el valor menor de VMC con 303 y 306 metros, respectivamente.

En el periodo de estudio, el número total de parches (NP, Cuadro 14) disminuyó de 8 877 a 8 381 lo cual corresponde a un porcentaje de decremento anual del número de parches del 0.57%. Todas las coberturas naturales, a excepción del bosque de manglar, disminuyeron en el número de parches. El bosque de manglar (mangle y mangle muerto) aumentó de 324 a 417 parches, 2.56% incremento anual.

La clase selva presentó los parches de mayor extensión en el paisaje (IPM, Cuadro 14), ocupando en 1990 el 12% (75 520 ha) del total del área de estudio y disminuyendo en el 2000 al 11% (66 709 ha). En lo que respecta al bosque de manglar, el parche de mayor extensión disminuyó de 31 965 ha (IPM: 5.23%) a 28 267 ha (IPM: 4.62%). El bosque de manglar presentó dos parches grandes en la laguna Agua Brava que juntos ocuparon 53 435 ha (9% del paisaje) en 1990 y disminuyeron a 47 541 ha (8%) en 2000. En el caso de las marismas el parche disminuyó de 19 221 ha (3%) a 11 793 ha (2%). El parche de la clase agua aumentó de 16 046 ha (3%) en 1990 a 23 595 ha (4%) en el 2000. La vegetación secundaria también aumentó el área del parche mayor de 4 742 ha (1%) en 1990 a 12 458 ha (2%) en el 2000. Las otras clases no presentaron cambios considerables.

El área promedio de los parches aumentó en el paisaje dentro del periodo de estudio. Sin embargo, al ver las clases por separado se aprecia un decremento en el área promedio de los parches (AP, Cuadro 14) de las clases mangle (58 ha), agricultura (11 ha) y acuicultura (39 ha). En todas las demás clases, el área promedio de los parches aumentó entre una y 21 hectáreas. En 1990, el 68% de los parches del paisaje fue menor a 10 ha (Figura 6) para el 2000 el porcentaje disminuyó a 67%.

En cuanto a la forma de los parches, el índice de forma (IF, Cuadro 13) incrementó en el paisaje de 1.37 en 1990 a 1.39 en el 2000. Las coberturas naturales, a excepción del manglar, presentaron menores valores en el índice para el 2000. En cambio, los usos del terreno culturales y perturbados aumentaron en los valores del índice de forma. El índice de forma de la clase manglar aumento de 1.508 a 1.551 y el mangle muerto de 1.278 en 1990 a 1.346 en 2000. Las diferencias dentro el periodo de estudio en los valores del índice de forma de las diferentes coberturas del terreno del paisaje estuvieron entre 0.006 (agricultura) y 0.067 (mangle muerto). La dimensión fractal (DF, cuadro 14) aumentó en el paisaje de 1.132 a 1.141 en todas las clases a excepción de la selva y la acuicultura. Las diferencias en los valores de la dimensión fractal en todas las clases estuvieron entre 0.001 (mangle y agricultura) y 0.045 (vegetación secundaria).

En lo que respecta a las zonas núcleo durante el periodo observado se perdieron 295 zonas núcleo (NZN, Cuadro 15) con 3 382 hectáreas en el paisaje. Las pérdidas en hectáreas de las zonas núcleo de las coberturas naturales fueron de hasta 40 871 ha en la clase selva, 9 483 ha en las marismas, 9 514 ha en el manglar y de 121 ha en el agua. Las coberturas culturales y perturbadas obtuvieron ganancias en el área de sus zonas núcleo, obteniéndose la mayor ganancia en la vegetación secundaria con 45 337 ha. El área promedio de las zonas núcleo (AZN, Cuadro 15) obtuvo una ganancia de 3.24 ha en el paisaje. La ganancia observada entre las clases que la presentaron obtuvo valores entre las 0.40 ha (suelos desnudos) y 19 ha (vegetación secundaria). Las clases que presentaron pérdidas en el área promedio de las zonas núcleo fueron manglar (56 ha), acuicultura (-37 ha) y agricultura (-11 ha).

Por último, la distancia euclidiana promedio del vecino más cercano (VMC, Cuadro 15) disminuyó 24 metros en el paisaje de 1990 al 2000. En general todas las clases disminuyeron en el valor promedio de ésta métrica. La clase con el mayor cambio fue la acuicultura, que disminuyó de 8 187 m en 1990 a 2 134 m en el 2000. Sólo las clases agua y selva aumentaron, 81 m y 130 m, respectivamente.

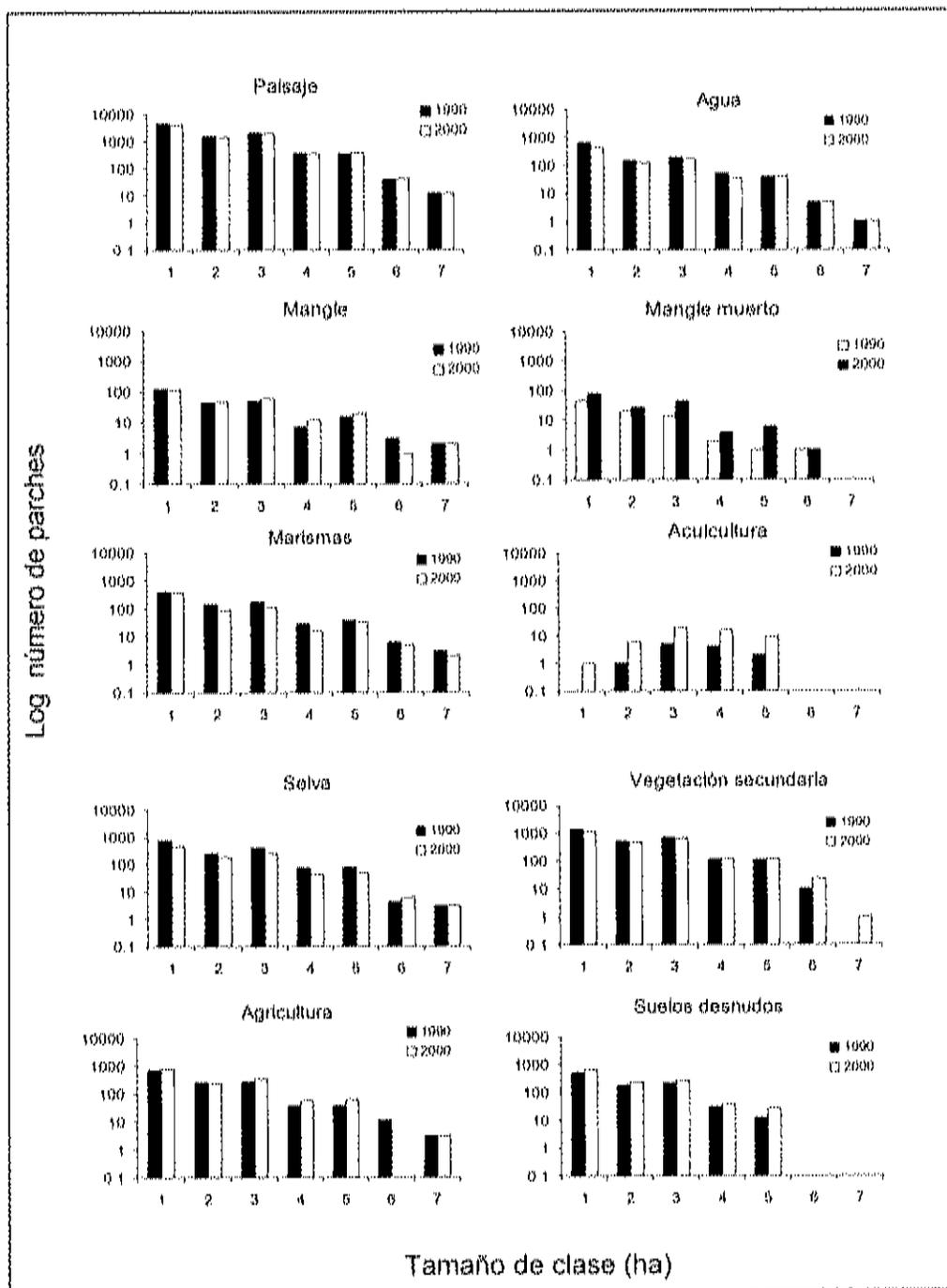


Figura 6.- Frecuencia del tamaño de los parches de las principales coberturas y usos del terreno del paisaje de Teacapán- Agua Brava-Marismas Nacionales (1990-2000). Tamaño de clase (Hectáreas): 1: < 5; 2: ≥ 5-10; 3: > 10-50; 4: > 50-100; 5: > 100-1,000; 6: > 1,000-10,000; 7: > 10,000.

Estimación del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI).

Los mapas temáticos del índice normalizado de vegetación (NDVI) de la cobertura del bosque de manglar en el periodo de estudio, la distribución espacial de los valores del NDVI estimados y su distribución de frecuencias se aprecian en la figura 7. En 1990, el 97% (68 651 ha) de los píxeles clasificados como manglar presentó valores de NDVI mayores a cero. El NDVI en 1990 tuvo un valor mínimo de -0.50, máximo de 0.75, media de 0.37 y desviación estándar de 0.15. En el 2000 el 96% (61 609 ha) de los píxeles presentó valores de NDVI mayores a cero; con valor mínimo -0.4, máximo de 0.69, media de 0.34 y desviación estándar de 0.16. Con el valor de J_i^2 calculado de la tabla de contingencia ($J_i^2 = 23\ 843 > J_{i^2, 37, 0.05} = 52.19$) se rechazó la hipótesis nula (H_0) a favor de la hipótesis alternativa (H_1), lo que implica diferencias significativas entre las distribuciones del NDVI de 1990 y 2000.

Relaciones entre las métricas y el NDVI

En el periodo de estudio el número de parches del bosque de manglar menores o iguales a 10 ha pasó de 231 en 1990 a 270 en el 2000. Los parches de áreas entre 10 a 100 ha aumentaron (80 a 134 parches) al igual que los parches de tamaños entre 100 a 1 000 ha. Los parches de tamaños entre 1 000 y 10 000 ha disminuyeron de cuatro parches en 1990 a dos parches en el 2000. Finalmente, el número de los parches de extensiones mayores a las 10 000 ha se mantuvo constante, pero disminuyeron en su extensión. Los parches del bosque de manglar identificados en el 2000 se muestran en la Figura 8.

Los modelos de regresión lineal entre seis métricas a nivel de parche y su valor promedio del índice normalizado de vegetación (NDVI) se muestran en la figura 9. En general, no se encontraron relaciones significativas entre las métricas de los parches y la media del NDVI, los valores del coeficiente de determinación (R^2) para la regresión fue de 0.006 a 0.027.

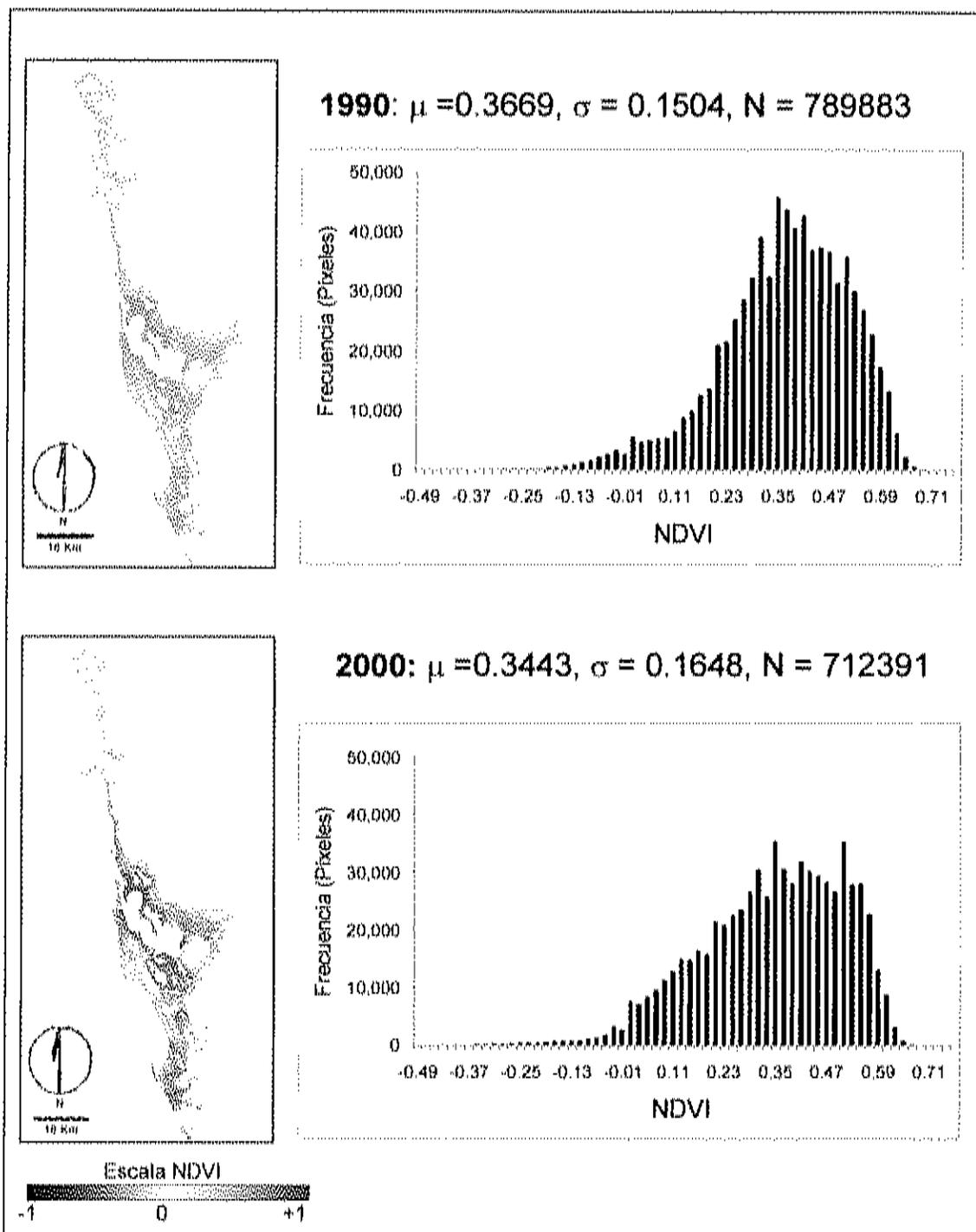


Figura 7. Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) del sistema Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales en el periodo 1990-2000.

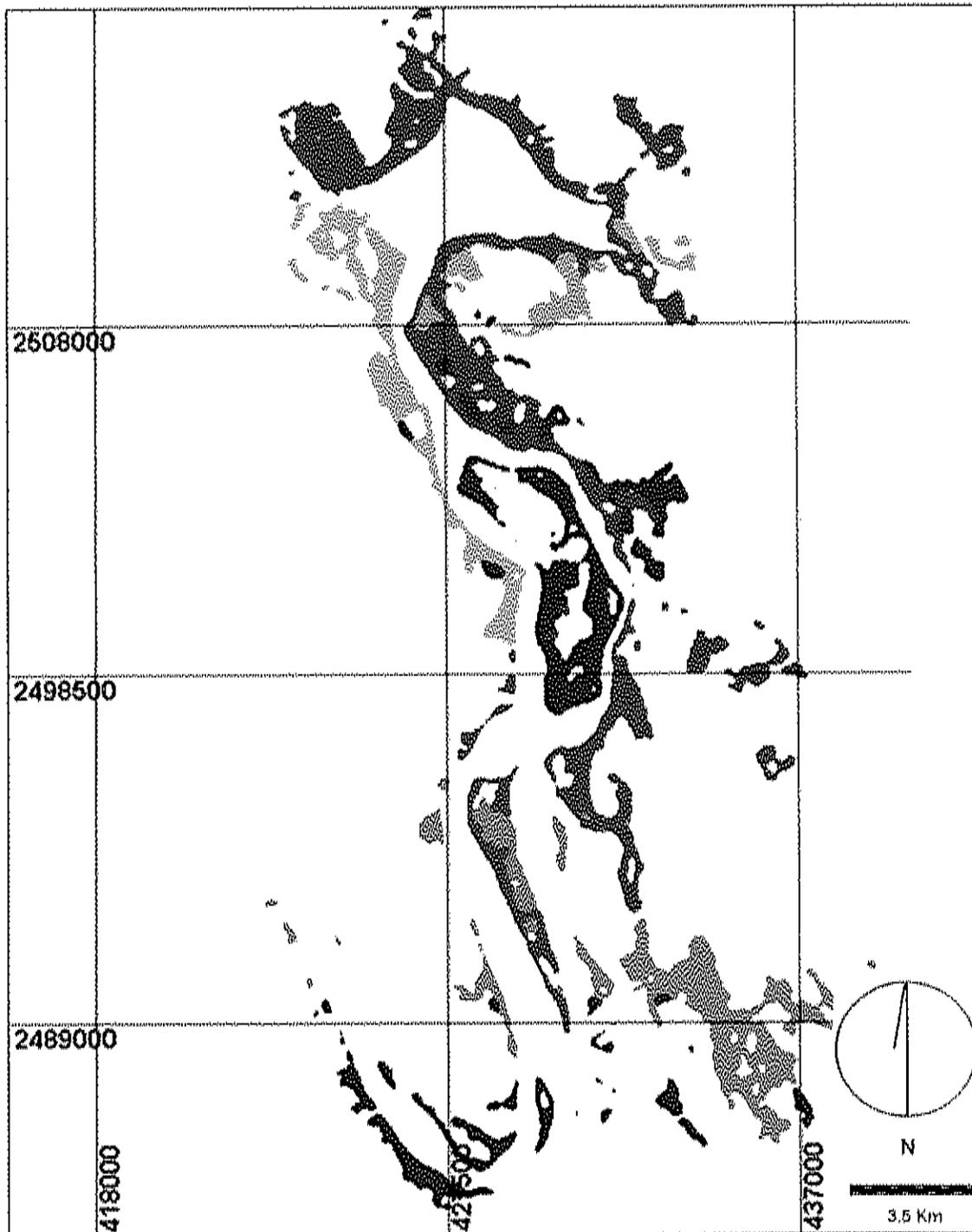


Figura 8.- Parches de la cobertura del bosque de manglar en Teacapán (2000).

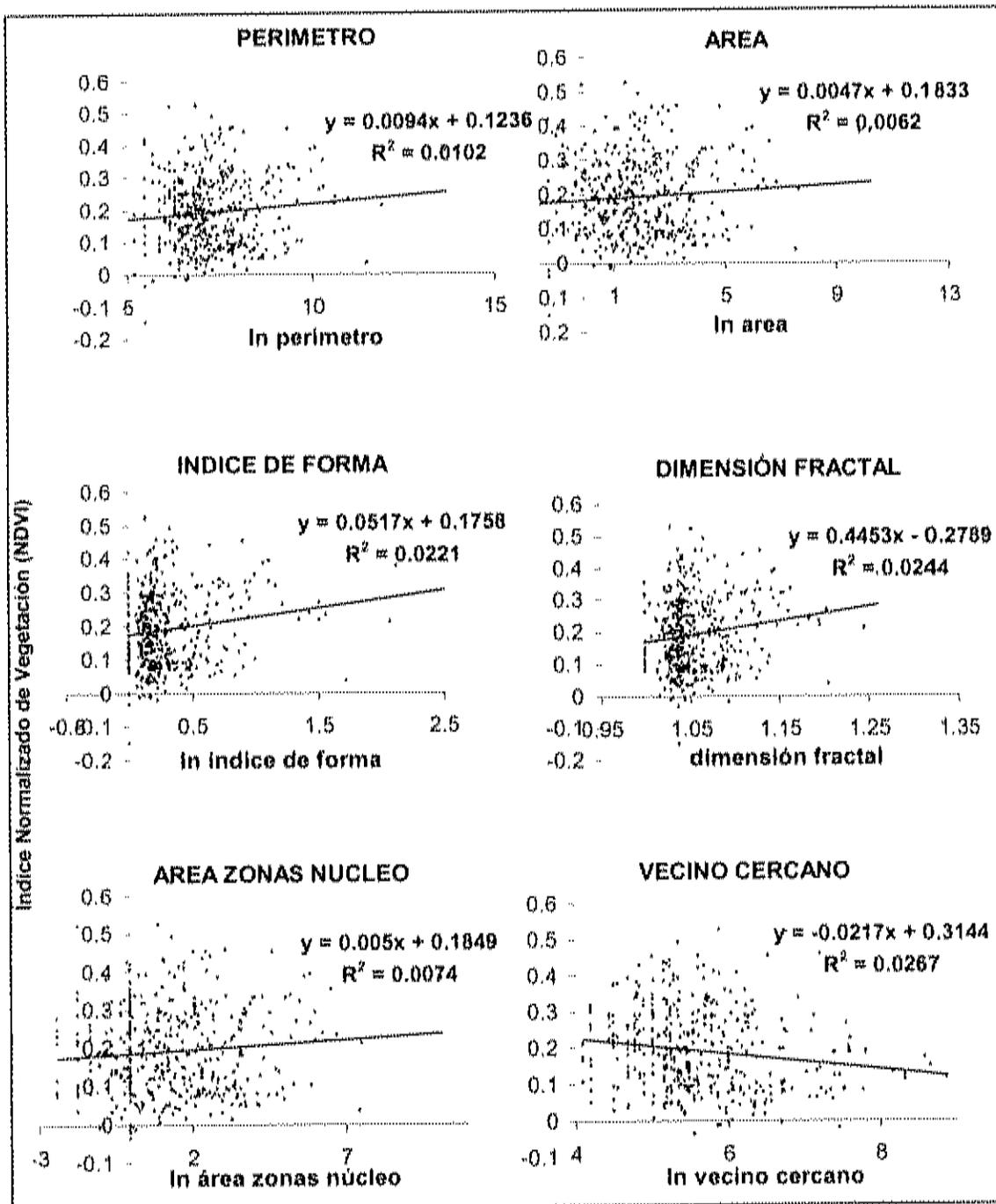


Figura 9.- Modelos de regresión lineal entre métricas área, de forma, zonas núcleo y de aislamiento/proximidad y la media del NDVI estimada para parches del bosque de manglar (2000).

DISCUSIÓN

El bosque de manglar es uno de los habitats más amenazados del planeta y en algunos países esta desapareciendo en tasas alarmantes. La pérdida del bosque de manglar es resultado, principalmente, de alteraciones humanas creadas por la conversión de manglares a camaronicultura, agricultura, urbanización y usos forestales. En las últimas tres décadas, con el desarrollo y disponibilidad de técnicas de percepción remota, se han generado algunos estudios sobre la extensión global y las tendencias de cambio en los bosques de manglar del planeta. Sin embargo, las estimaciones globales de la extensión del bosque de manglar varían considerablemente, ya sea por que la información disponible esté incompleta o por la utilización de métodos y fuentes inconsistentes de la cobertura del terreno. Por estos motivos, algunos autores proponen asumir tasas de deforestación del bosque de manglar. Por ejemplo, Adeel y Pomery (2002) asumen una tasa de deforestación anual con valores entre el 2 a 8%; por su parte, Valiela *et al.* (2001) estiman una tasa de cambio del 2.1% anual.

En el presente estudio, se estimó una tasa de 1.48% de deforestación anual (suponiendo que el cambio fue constante) en el bosque de manglar del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales de 1990 a 2000, la tasa de deforestación estimada en este estudio concuerda con los estimados a nivel mundial y en México. En lo que respecta al bosque de manglar de México, las tasas de deforestación reportadas en los sistemas de manglar más importantes del país están entre el 0.2% al 2.4% anual. Por ejemplo, Pérez y Pérez (1991) reportan 1.1% de deforestación anual en la Laguna de Términos donde se encuentra el bosque de manglar más extenso del Golfo de México. La tasa de deforestación reportada por Ramírez-García *et al.* (1998) es similar a la estimada en este trabajo, estos autores reportan una deforestación anual de 1.4% para los

manglares de la desembocadura del Río Grande de Santiago Nayarit, lo que es particularmente importante de resaltar ya que este sistema funciona como corredor biológico entre los manglares de Marismas Nacionales y San Blas.

Para el área de estudio Pantoja *et al.* (1991) reportan una deforestación anual del 2.4% en Marismas Nacionales (1980-1991). Kovacs *et al.* (2001a) reportan una pérdida de 3 074 ha en un periodo de 13 años, en el sistema Teacapán-Agua Brava, de la que se puede estimar una tasa de deforestación aproximada al 1% anual. La diferencia más notable entre la tasa de deforestación del bosque de manglar comparada con lo reportado en este trabajo en el sistema lagunar TABMN son las reportadas por Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002). Estos autores reportan 0.2% de deforestación anual para el sistema Majahual de 1973 a 1997. Al respecto, Kovacs *et al.* (2001a) mencionan que la mortalidad detectada en la laguna Agua Grande no se aprecia en imágenes de 1993, por lo que las diferencias entre los valores de las tasas de deforestación reportadas por Berlanga-Robles y Ruiz-Luna dan evidencia que la mortalidad del bosque de manglar en la laguna Agua-Grande debe ser posterior a 1997, lo que se tradujo en el incremento observado de la tasa de deforestación.

Por otro lado, uno de los requerimientos básicos para evaluar el impacto de los problemas ambientales a los que se enfrentan las zonas costeras en el mundo, como los cambios en el clima y en los usos del terreno, fragmentación del paisaje y pérdida de la biodiversidad, es el establecimiento de escalas espaciales y temporales en las que se llevará a cabo la evaluación. Los límites en dichas escalas, con frecuencia, se fijan arbitrariamente y, en particular, los estudios de evaluación de impacto en humedales costeros consideran sólo el área del humedal de interés en un periodo específico de tiempo caracterizado por un disturbio o actividad antropogénica específica. Bajo esta perspectiva el sistema de interés fija los límites geográficos de la evaluación, aislándolo de la influencia de los ecosistemas adyacentes (Bedford y Preston, 1988).

Bajo este contexto, en el presente estudio se utilizó al paisaje como la escala espacial en la evaluación de los ambientes costeros, con énfasis en el bosque de manglar, del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (TABMN) en un

periodo de 10 años (1990-2000). Dicha evaluación se llevó a cabo con técnicas de percepción remota y estimación de métricas del paisaje. Las fronteras del paisaje del sistema lagunar TABMN se establecieron tomando en cuenta los siguientes aspectos: a) la definición de la zona costera propuesta por Kay y Alder (1999) como "la región conformada por una banda de tierra y el espacio oceánico adyacente en el que los procesos y usos terrestres afectan directamente a los procesos y usos oceánicos"; b) que las funciones primarias de humedales costeros (ej. modular el flujo de agua, nutrientes y materiales sólidos a través del paisaje) no son producto de un solo humedal en particular, sino de las interacciones con otros humedales, otros ecosistemas y otros tipos de coberturas y usos del terreno y, por lo tanto, operan a gran escala dentro de cuencas, paisajes y regiones completas (Bedford y Preston, 1988); y, c) que cada paisaje presenta un marco o contexto regional, por lo que el establecimiento de sus fronteras influyen en la estimación, y por lo tanto, la interpretación y significado ecológico de métricas que cuantifican la estructura del paisaje (McGarigal y Marks, 1994).

Por lo que las fronteras del paisaje del sistema lagunar TABMN se definieron en primera instancia con los límites de las subcuencas El Palote Higueras y Río San Pedro, ya que extensas zonas de bosque de manglar se desarrollan en la parte terminal de ambas subcuencas. Por otro lado, el límite de la zona costera del paisaje se definió con la totalidad de las subcuencas San Diego, el Bejuco y las Conchas y parte de las subcuencas Acaponeta y Rosamorada. Estas dos últimas subcuencas, en particular, se extienden kilómetros dentro de la Sierra Madre Occidental, donde no es posible determinar si existe influencia del medio marino sobre estos ambientes terrestres, por lo que sólo se consideró el área correspondiente a la planicie de la Llanura Costera del Pacífico y a la subprovincia Pie de la Sierra. Esta última, es una región de transición entre la Sierra Madre Occidental y la Llanura Costera del Pacífico.

De esta forma, la delimitación del paisaje del sistema lagunar TABMN se propuso como una unidad funcional para la evaluación del impacto en el paisaje y en el bosque de manglar, que podrá ser de utilidad a futuros trabajos que se realicen en la zona de estudio. Cabe mencionar, sin embargo, que las imágenes de satélite disponibles no

cubrieron un pequeño porcentaje del paisaje propuesto. A pesar de esta limitación el estudio fue planteado de manera que las fronteras del paisaje utilizadas proporcionaran una aproximación al impacto que presentó el bosque de manglar del sistema lagunar TABMN en un periodo de 10 años (1990-2000), así como sus relaciones con otras coberturas y usos del terreno.

En lo que respecta al análisis multitemporal con imágenes Landsat TM y ETM+, los resultados indicaron que en un periodo de 10 años (1990-2000) el paisaje del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (TABMN) presentó alta heterogeneidad espacial en las siguientes coberturas y usos del terreno: agua, selva, marismas, mangle, mangle muerto, vegetación secundaria, agricultura, suelos desnudos, poblados y acuicultura. En el paisaje reciente del sistema lagunar TABMN, el conjunto de las coberturas naturales cubrieron la mitad del área total. Sin embargo, el paisaje está dominado de manera individual por coberturas culturales (agricultura) y perturbadas (vegetación secundaria). Además, el análisis identificó pérdidas considerables en la extensión del bosque de manglar del sistema lagunar TABMN, lo que se discutirá en las siguientes páginas.

Las exactitudes globales de las clasificaciones de 1990 y 2000 alcanzaron valores de 93% y 94%, respectivamente, mientras el coeficiente de Kappa tuvo valores de 0.92 para ambas clasificaciones. Estos resultados prueban que las clasificaciones obtenidas, de acuerdo a la propuesta de Landis y Koch 1977 (citado por Congalton y Green, 1999), en la que clasifican los valores del coeficiente de Kappa en tres grupos como medidas de la exactitud o concordancia (valores > 0.80 representan concordancia alta, valores entre 0.40-0.80 concordancia moderada y valores < 0.40 poca concordancia), corresponden a una concordancia alta. Esto es particularmente importante, ya que el error en las clasificaciones individuales es un factor determinante en las estimaciones de detección de cambio (Klemas, 2001) y, en consecuencia, en la estimación e interpretación de métricas del paisaje. Los altos valores en la exactitud de la clasificación se deben en parte a la incorporación de datos auxiliares (Ramsey III *et al.*, 2001) y a las máscaras utilizadas para la delimitación del bosque de manglar, ya que, aún utilizando algoritmos

que toman en cuenta tanto la variabilidad espectral como la espacial (ECHO), es difícil separar las firmas espectrales de la vegetación densa a pesar de la alta resolución espectral de las imágenes Landsat TM y ETM.

En el presente estudio, las coberturas culturales e inducidas (agricultura, vegetación secundaria, suelos desnudos, poblados y acuicultura) ganaron el dominio del 10% del paisaje del sistema lagunar TABMN en un periodo de 10 años (1990-2000), lo que consecuentemente se tradujo en pérdidas de las coberturas naturales. Las coberturas y usos del terreno dominantes en el área de estudio fueron la agricultura y la vegetación secundaria.

En el paisaje del sistema lagunar TABMN se ha desarrollado una intensa actividad agrícola donde se encuentran la mayor parte de la agricultura de riego de Nayarit. Por otro lado, la agricultura de temporal de Nayarit y Sinaloa se desarrolla principalmente en la llanura costera, en terrenos generalmente planos con suelos profundos y buen drenaje (INEGI, 1999). La agricultura fue la actividad que presentó una de las menores ganancias netas en el paisaje del sistema. Sin embargo, el análisis de cambios permitió asociar a ésta actividad como la principal causa de la deforestación del bosque tropical y desplazamiento de humedales costeros, en particular las marismas. Los efectos de las prácticas agrícolas, asociada con las actividades asociadas a la expansión urbana e industrial y a la construcción de caminos y canales, son remover la cobertura vegetal, compactar el suelo, crear erosión, alterar la hidrología local y regional y degradar la productividad del suelo reduciendo el contenido de nutrientes y la materia orgánica (Dale *et al.*, 1998). De manera similar, la agricultura afecta indirectamente a los humedales al generar cambios a gran escala en la cobertura vegetal de las cuencas hidrológicas, en la hidrología del paisaje y en la entrada de sedimentos, así como de agroquímicos. Más aún, dichos cambios, principalmente las altas tasas de deforestación y la modificación subsiguiente del hábitat, han sido relacionados con el decline de las pesquerías en Madagascar (Junk, 2002).

La vegetación secundaria es una cobertura perturbada que se distribuye por todo el paisaje del sistema lagunar TABMN, principalmente en los bordes de los parches del

bosque tropical y mezclada con los campos agrícolas con y sin cultivo. La vegetación secundaria fue una de las coberturas en las que se detectaron los mayores cambios, ya que sólo la mitad de su cobertura original permaneció en la misma localización espacial al final del estudio y registró un incremento del 65%, desplazando principalmente al bosque tropical y a la agricultura. La conversión de agricultura a vegetación secundaria se explica dado a que la agricultura de temporal domina el paisaje del sistema lagunar TABMN, donde es común el abandono de los campos de cultivo por algunos ciclos o de manera definitiva, siendo estos terrenos reemplazados por vegetación secundaria o suelos desnudos (Berlanga, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002).

En este sentido, los parches de vegetación secundaria que se logran establecer por cierto periodo de tiempo en cultivos abandonados, son hábitats en estado de sucesión que con un buen manejo de recursos y esfuerzos de restauración pueden revertir su condición. Por ejemplo, en Puerto Rico, se han hecho estudios ecológicos en parches de vegetación secundaria (<60 años) que se desarrollan en campos de cultivos abandonados. Los resultados indican que los parches de vegetación en estado de sucesión presentan un rápido desarrollo del área basal y de doseles cerrados, rápido incremento en la producción de biomasa y dominio inicial de especies invasoras seguida por un dominio de especies nativas (Lugo, 2002). El inconveniente es que, con el abandono del cultivo no se asegura la colonización forestal, por lo que hace falta investigar con más detalle cuanto tiempo y que condiciones se requieren para una recuperación completa.

Las coberturas del terreno con menor representación en el paisaje fueron los asentamientos humanos y la acuicultura, representando apenas el 1% cada una. Los asentamientos humanos presentaron un área de 4 349 ha, con una densidad poblacional de 53 habitantes/km², aumentaron el 37% en su cobertura original, ganándole terreno principalmente a la agricultura. El desplazamiento de campos agrícolas por el desarrollo de asentamientos humanos ocurre comúnmente en todo el mundo, caracterizándose en una primera etapa por la deforestación de las coberturas naturales debido a las prácticas agrícolas, para posteriormente presentarse la expansión del desarrollo urbano y rural en

los terrenos agrícolas en proporciones que son dependientes de área (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003) y de otros factores económicos y políticos.

La acuicultura, en el 2000, presentó un área de 3 717 hectáreas y un incremento del 180%, lo que indica que esta actividad está expandiéndose en el área de estudio. En 1990 se identificaron 12 granjas y para el 2000 ya eran 52. Ésta actividad se expandió principalmente en las marismas de la laguna del Valle y estero de Cuautla en Agua Brava (dos granjas en 1990 contra 22 en el 2000) y en las marismas del sistema Majahual (ocho granjas en 1990 contra 28 estanques en 2000). La ganancia de esta actividad fue principalmente sobre marismas y sólo se observaron 13 hectáreas de ganancia al bosque de manglar. Las marismas también fueron desplazadas por agricultura y vegetación secundaria. Al respecto, se ha especulado que las marismas tropicales y subtropicales tienen poco valor para el hombre (Páez-Osuna, 2001), lo que ha conducido a pérdidas considerables de este hábitat por cambios en el uso del terreno a agricultura, desarrollo industrial, construcción de marinas y granjas camaronícolas.

Es importante señalar que las marismas constituyen rutas importantes de descarga de agua durante inundaciones, tormentas y huracanes y son áreas de amortiguamiento con funciones de protección de ecosistemas adyacentes y lagunas costeras, e inclusive existe evidencia de que especies de peces y crustáceos utilizan a manglares y marismas como hábitats para reproducción y alimentación (Páez-Osuna, 2001). Aunque no se detectó un desplazamiento importante en el bosque de manglar por la acuicultura el bosque de manglar no está exento de los impactos indirectos de la actividad acuícola. Entre los principales impactos indirectos de la camaronicultura detectados en los manglares del Golfo de California están los cambios en los patrones hidrológicos, la hipersalinidad y la eutrofización, además de la construcción de caminos y canales (Páez-Osuna *et al.*, 2003)

Por otra parte, el conjunto de coberturas naturales (lagunas y esteros, bosque tropical, marismas y bosque de manglar) ocuparon la mitad del paisaje reciente del sistema lagunar TABMN. La cobertura natural dominante fue el bosque tropical (caducifolio, subcaducifolio y espinoso), al que también se identificó con mayores

pérdidas netas. Suponiendo que la tasa de cambio de la cobertura del bosque tropical fue constante, se estimó una tasa de deforestación del 3% anual. En el sistema Majahual, que es parte del paisaje del sistema lagunar TABMN, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002) reportan una tasa de deforestación de 2.4% anual de 1973 a 1997 para el sistema Majahual. Dichas pérdidas están presumiblemente asociadas al desplazamiento por vegetación secundaria y prácticas agrícolas. Por otro lado, la conversión de 1300 ha de bosque tropical a marismas, se puede explicar por la aparición en 1990 de parches de selva mediana subcaducifolia en estado de sucesión rodeados por parches de vegetación halófila cerca de la laguna el Chumbeño en Agua Brava (INEGI, 1991). Dichos parches aislados y con bosque degradado se perdieron en su totalidad, permitiendo posteriormente la colonización de *Salicornia* spp. característica de estos humedales costeros.

Las lagunas y esteros perdieron solo el 3% de su cobertura original, sin embargo el análisis de detección de cambios identificó una pérdida de 5 114 ha convertidas a marismas. Esta tendencia de cambio lo reporta Berlanga (1999) para el sistema Majahual y lo asocia al proceso de desecación de los cuerpos de agua. Asimismo, las lagunas y esteros también le ganaron terreno al bosque de manglar pero esto es motivo de una discusión posterior.

El bosque de manglar del sistema lagunar TABMN se caracterizó en dos clases: manglar y mangle muerto. La clase manglar se refiere al bosque de manglar en cualquier condición siempre y cuando presente algún porcentaje de cubierta vegetal. La clase manglar muerto se definió por zonas donde se tenía la certeza que en el pasado se desarrolló bosque de manglar.

Por otro lado, existen diferencias en la estimación del área reportada para el bosque de manglar del sistema lagunar TABMN reportada en estudios previos. Mientras en el presente estudio se estimaron 70 592 hectáreas, las diferencias en las estimaciones con otros trabajos se deben principalmente a la delimitación de la zona de estudio, así como a los métodos utilizados. Al respecto, Pantoja *et al.* (1991) incluyen en Marismas Nacionales al bosque de manglar de San Blas y estiman un área aproximada de 90 000

por interpretación visual a partir de imágenes Landsat TM pero no reportan ninguna medida de la exactitud de los mapas producidos. Por otro lado, Flores-Verdugo *et al.* (1992) reportan 113 238 ha de bosque de manglar para 1990 utilizando fotografía aérea y de la Lanza *et al.* (1996) estiman 155 690 ha con métodos de clasificación supervisada utilizando imágenes de satélite Landsat TM para 1993. Dichas estimaciones llaman la atención porque a pesar de que dichos autores no toman en cuenta la parte terminal de la subeuenca Río San Pedro, son los que reportan la mayor cantidad de manglares, aunque tampoco reportan la exactitud de los mapas producidos. Lo anterior conduce a suponer que las diferencias, aunque significativas, son resultado de la delimitación del área de estudio, aunque no se pueden hacer comparaciones de los posibles errores en los mapas, puesto que ningún trabajo previo reporta la exactitud de los mapas producidos.

Para el caso del 2000, Kovacs *et al.* (2001a) reportaron 46 856 ha de bosque de manglar en Teacapán y Agua Brava para 1999 contra las 63 371 ha estimadas en el presente estudio de bosque de manglar en el 2000. Sin embargo, Kovacs *et al.* (2001a) no incluyen a Marismas Nacionales en su estimación, a pesar de que éste forma parte de un solo bosque de manglar y tampoco proporcionan ninguna medida de la exactitud de los mapas.

Asumiendo que las estimaciones en la cobertura del bosque de manglar hechas en este estudio son correctas, el bosque de manglar del sistema lagunar TABMN presentó una pérdida neta de 6 921 ha de 1990 al 2000. Sin embargo, el análisis de detección de cambios mostró que las pérdidas fueron en realidad mayores, ya que la clase manglar perdió 3 355 ha por agua, 3 998 ha por marismas, 3 499 por mangle muerto y 154 ha por otras clases, lo que da un total de 11 006 hectáreas de pérdida real. La pérdida de 3 355 hectáreas de bosque de manglar hacia agua, se pueden asociar a los impactos reportados por la apertura del canal de Cuautla en 1970 y los efectos del Huracán Rosa en 1994 (Flores Verdugo *et al.*, 1997; Kovacs *et al.*, 2001a). Los impactos de las tormentas tropicales y huracanes en los humedales costeros son frecuentes, aunque no han sido extensamente estudiados. Al respecto, Ramsey III *et al.* (2001) asocian los impactos del huracán Andrew (1992), con pérdidas significativas en la

cobertura de humedales costeros de Louisiana Estados Unidos por el incremento del nivel del agua después del huracán.

En lo que respecta a los impactos producidos por la construcción del canal de Cuautla (1970), se han manejado algunas suposiciones puesto que no existen registros históricos de los cambios hidrológicos del sistema. Por ejemplo, Flores-Verdugo *et al.* (1997) sugieren que la construcción del canal tuvo un efecto negativo en el bosque de manglar por los cambios en los patrones naturales de circulación e incremento de la salinidad en el agua y sugieren que la mortalidad detectada cerca de la laguna El Pescadero es resultado a la modificación del canal. Carrera y de la Fuente, 2001 (citado por Páez *et al.*, 2003) reportan una mortalidad de 8 000 hectáreas en Teacapán-Agua Brava por el impacto de la construcción de este canal. Según estos autores la boca del canal inicialmente tenía 60 metros de ancho. En 1990, el ancho del canal se estimó en 420 metros, posteriormente El Huracán Rosa (1994) destruyó las barreras de protección de la boca del canal de Cuautla, y el ancho se ha ido incrementado sin control (Kovacs *et al.*, 2001b). En este estudio se estimó un ancho del canal de 870 metros en el 2000, lo que indica que en el periodo de estudio la anchura del canal de Cuautla aumentó el 107%. Aunque en general, la recuperación de un disturbio natural es más rápida que un disturbio antropogénico (Jiménez y Lugo, 1985), cuando ambas actúan en la misma escala espacial y temporal pueden crear nuevas condiciones ecológicas no apropiadas para la regeneración de árboles de manglar, como pudieran ser los efectos del Huracán en incremento del ancho del canal de Cuautla.

Por otro lado, la conversión de 3998 ha de bosque de manglar a marismas se observó principalmente en el sistema Majahual. Las causas de este cambio se pueden asociar a cambios en la frecuencia de inundaciones y un incremento en la salinidad del suelo por efecto de la expansión de la acuicultura en el sistema. Kovacs *et al.* (2001a) detecta mortalidad en el bosque de manglar de Teacapán, en la laguna de Agua Grande y la asocia a los posibles impactos producidos por la construcción de un canal para un estanque camaronícola. Resultados similares los reporta Martínez (2003) en las subcuencas de Bahía Navachiste y Río Sinaloa, donde se detectó una conversión de casi

1 100 ha de manglares a marismas que pudiera tener relación con los cambios en los patrones hidrológicos de las marismas causados por el desarrollo de la camaronicultura.

En lo que respecta al impacto directo de las actividades agrícolas en el bosque de manglar, sólo se detectaron 32 hectáreas de pérdida entre 1990 y 2000, mientras que Pantoja *et al.* (1991) detectan pérdidas importantes de bosque de manglar por desmonte para la agricultura en la parte norte del estero del Maíz (1980-1990), lo que hace suponer que la conversión del bosque de manglar a agricultura se presentó antes del periodo de este estudio.

La matriz de detección de cambios permitió identificar un total de 1 462 hectáreas nuevas de bosque de manglar en el sistema lagunar TABMN, la conversión la sufrió las clases agua y marismas. Tendencias similares de invasión de manglares a marismas las reportan Saintilan y Williams (1999) en bosque de manglar de Australia y lo explican en función de que un aumento en el nivel del mar o en la precipitación pluvial (por efectos de tormentas tropicales) mantienen inundadas las marismas, permitiendo la colonización de árboles nuevos de manglar. Por otro lado, la colonización del manglar en cuerpos de agua se da cuando existen condiciones propicias de profundidad, ya que el manglar puede expandirse a los cuerpos de agua someros, particularmente las áreas que bordean a canales o cuerpos de agua son colonizadas rápidamente con la ayuda de las mareas y el viento que dispersan las semillas (propagulos) del manglar (Jiménez-Lugo, 1985). Esta invasión del manglar en cuerpos de agua lagunares y estuarinos ha sido reportada con anterioridad en el bosque de manglar de la llanura costera de Nayarit (Paez-Brito, 2000).

La estimación de las métricas del paisaje indica que el paisaje del sistema disminuyó en el número total de parches y en el área promedio de los parches. Esto se explica ya que todas las coberturas naturales, a excepción del bosque de manglar disminuyeron en esta métrica. En cambio, todas las coberturas culturales y perturbadas aumentaron en estas métricas. Una reducción progresiva en el tamaño de los parches es un componente clave de la fragmentación del hábitat, ya que conforme disminuye el área promedio de los parches, aumenta la fragmentación entre clases y paisajes

(McGarigal y Marks, 1994). La reducción en el área promedio de los parches y el aislamiento de los parches conduce a un decremento en el número de individuos de las especies que habitan en ellos y en consecuencia, genera poblaciones pequeñas que podrían estar expuestas a un mayor riesgo de extinción estocástica (Hames *et al.*, 2001). Por otro lado, las coberturas naturales presentaron un decremento en el área total de sus zonas núcleo y en el número de las zonas núcleo en relación al número de parches que según Hames *et al.* (2001) es otro de los efectos de la fragmentación del paisaje. Berlanga (1999) caracteriza de manera general el paisaje continental del sistema Majahual con un análisis de cambios con técnicas de percepción remota y lo define como fragmentado y dominado por ambientes perturbados, puesto que los ambientes naturales, además de cubrir un área menor, generalmente se presentaron separados entre sí por ambientes perturbados.

En cuanto a la forma de los parches, las diferencias observadas entre los valores de la dimensión fractal entre las coberturas naturales y perturbadas, posiblemente se deben a que las áreas naturales presentan mayor dinámica que las antropogénicas (Liu y Cameron, 2001). El área promedio de los parches de las coberturas naturales del sistema lagunar TABMN en 1990 y 2000 fueron de mayor extensión que las coberturas antropogénicas. Al respecto Krummel *et al.* (1987) comparan la dimensión fractal en parches grandes y pequeños de bosque encontrando una menor dimensión fractal en los parches pequeños.

El bosque de manglar en el sistema lagunar TABMN aumentó en el número de parches (19 más en el 2000) y disminuyó en el área promedio de los parches y presentó una disminución drástica en el área total y promedio de las zonas núcleo. La disminución del área total y área promedio del manglar se relacionó con el incremento del área total y área promedio del mangle muerto lo que indica que la degradación del bosque de manglar produce fragmentos de bosque muerto. Resultados similares los reporta Ochoa-Gaona (2001) en bosque denso de encino en Chiapas, esta autora encuentra un decremento en el área total y área promedio relacionado al incremento del área promedio y total de fragmentos con bosque de doseles abiertos y perturbados. La

reducción en el área total de la cobertura y de las zonas núcleos unida al incremento del número de fragmentos del bosque de manglar, implican una desintegración y decremento del hábitat interior que puede influenciar a las especies que sustenta el bosque de manglar del sistema laguna TABMN. Además, la presencia de este tipo de conexiones le da a los fragmentos de un hábitat continuidad y la función de corredores biológicos para algunos organismos (Farina, 1998).

El bosque de manglar presentó dos parches grandes en la laguna Agua Brava que juntos ocuparon 53 435 ha (9% del paisaje) en 1990 y disminuyeron a 47 541 ha (8%) en 2000, estos parches probablemente sean los parches paternos del bosque de manglar del sistema por lo que es importante conservarlos. En manglares, el parche parentales es frecuentemente de extensiones grandes y existe poca oportunidad de establecimiento de semillas en las áreas inhóspitas que rodean los parches (Osborne, 2000).

En cuanto a la forma de los parches, la clase manglar presentó valores de dimensión fractal similares a los reportados por Liu y Cameron (2001) en humedales con alto grado de impacto. Los humedales con alto impacto están rodeados por más caminos y canales causando bordes rectilíneos y dimensión fractal más cercana a uno. Aunque la dimensión fractal no es una métrica dependiente a la escala, la fórmula utilizada por estos autores y la de MacGarigal *et al.* (2003) es diferente. Aunque existe evidencia de que se puede transferir información entre escalas, no queda claro como los patrones del paisaje varían en respuesta a la extensión y resolución (pixel, grano) y como las métricas del paisaje obtenidas en diferentes escalas puedan ser comparadas (McGarigal y Marks, 1994). Es importante señalar que falta estudiar el efecto de utilizar filtros de mejoramiento en las formas de los parches, los filtros no afectan significativamente el área total de las clases como se demostró con la prueba de Wilcoxon. Sin embargo a simple vista se aprecia que las formas de los parches se suavizan lo que pudiera afectar las relaciones perímetro-área que son la base del cálculo de las métricas de forma. Los filtros se tuvieron que utilizar ya que las características en el equipo de cómputo disponibles limitó la ejecución de corridas en mapas con un número extremo de parches.

En general no se encontró una variación importante entre las métricas del paisaje de las dos fechas estudiadas, la variación en el porcentaje de cambio fue menor al 6% en todas las métricas excepto en el índice del parche mayor, por lo que es difícil hacer conjeturas acerca de las tendencias de la estructura del paisaje del sistema TABMN. Resultados similares los reportan Manson *et al.* (2003), quienes encuentran que los valores de las métricas perímetro, número de parches e índice de forma en manglares de Australia variaron muy poco, aunque el índice de proximidad y el área promedio de los parches variaron entre los años no presentaron una tendencia consistente entre 1944 y 1997.

El análisis de las métricas del paisaje permitió describir la distribución de las coberturas y usos del terreno, así como la identificación de cambio en el paisaje del sistema lagunar TABMN. La estimación de las métricas del paisaje permitió ligar algunos de los posibles procesos ecológicos que están ocurriendo en el sistema, lo que puede servir de referencia a futuros trabajos en ecología en escalas locales. Aunque las métricas describen de forma general los cambios en el paisaje del sistema, se necesita complementar con el análisis de detección de cambios. Por ejemplo la métrica de área total indica solo las pérdidas netas entre clases y este dato es más potente con la información que brinda la matriz de detección de cambios.

En lo que respecta al análisis de la condición del bosque de manglar del sistema lagunar TABMN, los mapas temáticos del índice normalizado (NDVI) y la distribución de frecuencias muestran una reducción en el vigor de la vegetación del bosque de manglar del sistema TABMN. Aunque los valores promedio del NDVI estimados no variaron considerablemente en el periodo de estudio, las pérdidas registradas en el bosque de manglar repercutieron significativamente en la distribución de frecuencias del NDVI. Este cambio se dio por el cambio del bosque de manglar a otros usos del terreno y por la mortalidad detectada. Ramsey III *et al.* (2002) demuestran que los cambios en el NDVI se relacionan con la recuperación a incendios de humedales costeros. Cuando inicia la recuperación por el incendio, aumenta la vegetación y los

valores del NDVI incrementan, después del incendio el NDVI disminuye por la biomasa muerta sugiriendo una relación positiva entre la cantidad de biomasa viva con el NDVI.

El NDVI se ha aplicado para estimar indirectamente los atributos del dosel (índice de área foliar) estrés o vigor de la vegetación (Lambin, 1999). De acuerdo al modelo de Green *et al.* (1997) los valores promedio del NDVI estimado corresponden a un Índice de Área Foliar (LAI) de 6.0 (1990) y 5.7 (2000), los cuales entran en el rango de valores del LAI reportado por Pool (1977) en manglares de Florida que se conforman con las mismas especies del sistema TABMN. Los modelos para estimar el LAI por percepción remota permiten una predicción a la respuesta de los manglares en los cambios climáticos globales y otros problemas ambientales a gran escala. Por ejemplo, Matsushita y Tamura (2002) estiman la productividad primaria neta (gramos de carbono por m² por año) de 1998 en el continente Asiático utilizando un modelo con información de LAI estimado por NDVI.

Según los resultados de las relaciones entre NDVI y las métricas del paisaje del presente trabajo, ni el tamaño ni la forma de los parches tienen relación con la condición del bosque de manglar. Este resultado contradice lo reportado en el sentido de que los parches de tamaños grandes en otro tipo de bosques están más alejados del impacto antropogénico y presentan mejores condiciones en sus doseles (Krummel *et al.*, 1987). Respecto a los humedales, Liu y Cameron (2001) demuestran que la forma de los parches, medida a través de la dimensión fractal, es significativamente diferente entre humedales con poco y alto impacto como reflejo de la condición del bosque. Sin embargo, en el presente estudio, la falta de una relación entre los valores promedios del NDVI y las métricas del paisaje se explica por el hecho de que el bosque de manglar del sistema TABMN presentó parches con extensiones muy grandes donde un valor de tendencia central como el promedio no logra caracterizar la heterogeneidad espacial que existe en los doseles del bosque. En el dosel del bosque de manglar es común encontrar huecos (gaps) circulares mayores a los 10 m² y llegan a medir hasta 500 m² (Smith III, 1996), por lo que un valor promedio del NDVI pierde su significado ecológico.

Uno de los avances en el presente estudio fue caracterizar la cobertura del bosque de manglar en dos diferentes categorías con técnicas de percepción, lo que es importante dado a que la determinación de cambios en la cobertura del terreno debe reconocer que los cambios se presentan en dos formas, a) conversión de una clase de cobertura del terreno a otra clase diferente, lo que implica un cambio evidente; y b) modificación entre una clase, la cual es menos aparente (Jansen y Di Gregorio, 2002). Los resultados del presente estudio demostraron que al unirse las clases de bosque de manglar identificadas, se corre el riesgo de subestimar las pérdidas y dirección de los cambios. Los mapas temáticos de las coberturas y usos del terreno del sistema lagunar TABMN producidos en este estudio podrán ser utilizados como referencia para el seguimiento en la condición del bosque de manglar, la producción de estadísticas para planeación y manejo de los recursos del sistema y el control de problemas ambientales de interés mundial como los cambios en la biodiversidad y cambios climáticos.

CONCLUSIONES

Los análisis digitales de las imágenes de satélite aplicados en el presente estudio, permitieron estimar con altos valores de exactitud a la extensión, distribución y complejidad de las coberturas y usos del terreno del paisaje en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales, así como sus tendencias de cambio de 1990 al 2000.

El análisis de detección de cambios identificó pérdidas en las coberturas naturales del paisaje del sistema lagunar: lagunas y esteros, bosque tropical caducifolio, marismas y bosque de manglar; éstas fueron desplazadas principalmente por agricultura y vegetación secundaria. Por el contrario, las coberturas de origen antropogénico junto a la vegetación secundaria presentaron tendencias de cambio positivas, cubriendo el 50% del área analizada en el 2000. Finalmente, la camaronicultura fue la actividad que presentó el mayor crecimiento en la región desplazando principalmente a ambientes de marismas.

En el periodo de estudio, el bosque de manglar estuvo sujeto a diversas presiones ambientales, tanto de origen antropogénico como natural, lo que se tradujo en la pérdida del 14% de la cobertura con que contaba en 1990, así como en cambios en su condición y el aumento en el número de parches. La tasa de deforestación media anual estimada para el bosque de manglar del sistema fue de 1.48%

El análisis de frecuencias del Índice de Normalizado de Vegetación (NDVI), para detectar los cambios en la condición del bosque de manglar, mostró una tendencia hacia la izquierda a valores característicos de mangle muerto y de doseles abiertos. Con los métodos empleados en el presente estudio, no se estimaron relaciones significativas entre los valores promedio del NDVI de los parches del bosque de manglar del sistema con su extensión y complejidad (analizadas con métricas estimadas en este nivel).

En términos generales, el paisaje reciente del sistema lagunar se caracteriza como un paisaje fragmentado en cuanto a sus coberturas naturales empezándose a notar una ligera dominancia de las coberturas de origen antropogénico y perturbadas. Dado los cambios detectados en el sistema, y en especial a la alta tasa de deforestación estimada para el bosque de manglar, se recomienda la implementación de planes de manejo y conservación de estos ambientes costeros para asegurar su permanencia, así como la de los recursos que sustentan, con el fin de sostener los beneficios ecológicos, económicos y culturales que el sistema ofrece a nivel regional.

BIBLIOGRAFÍA

- Adcel, Z. y R. Pomeroy. 2002. Assessment and management of mangrove ecosystems in developing countries. *Trees* 16: 235-238.
- Aschbacher, J., R. Ofren, J. P. Delsol, T. B. Suselo, S. Vibulsresth y T. Charrupat. 1995. An integrated comparative approach to mangrove vegetation mapping using advanced remote sensing and GIS technologies: preliminary results. *Hydrobiologia* 295: 285-294.
- Baran, E. y J. Hambrey. 1998. Mangrove conservation and coastal management in Southeast Asia: What impact on fishery resources?. *Marine Pollution Bulletin* 37: 431-440.
- Bedford, B. L. y E. M. Preston. 1988. Developing the scientific basis for assessing cumulative effects of wetland loss and degradation on landscape functions: status, perspectives, and process. *Environmental Management* 12, 5: 751-771.
- Berlanga R., C. A. 1999. Evaluación de las condiciones actuales y del cambio en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa, México: una aproximación con el uso de datos provenientes de sensores remotos. Tesis de Maestría, UNAM, Facultad de Ciencias, 111 p.
- Berlanga-Robles, C. A. y A. Ruiz-Luna. 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of Northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research* 18, 3: 514-522.
- Bridgewater, P. B. 1993. Landscape ecology, geographical information systems and nature conservation. p. 23-36. En: R. Haines-Young, D. R. Green y S Cousins (eds). *Landscape Ecology and GIS*. Taylor and Francis. Londres. 288 p.
- Campbell, J. B. 1996. Introduction to remote sensing. 2a. edición, Taylor & Francis, Londres, 622 p.

- Congalton, R. G. y K. Green. 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Lewis Publishers, Florida, 137 p.
- Contreras, E. F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, 415 p.
- Dale, V. H., A. W. King, L. K. Mann, R. A. Washington-Allen y R. A. McCord. 1998. Assessing land-use impacts on natural resources. *Environmental Management* 22, 2: 203-211.
- Day Jr., J. W., C. A. S. Hall, W. M. Kemp y A. Yañez-Arancibia. 1989. Estuarine Ecology. John Wiley Sons, Nueva York, 558 pp.
- de la Lanza, G., P. Ramírez-García, Y.-F. Thomas y A. R. Alcántara. 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., N. Sánchez, V. Sorani y J. L. Bojórquez, 1996. Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. *Investigaciones Geográficas Boletín* 32: 33-54.
- Dirzo, R. y M. C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 84-90.
- Eastman, J. R. 1995. IDRISI for WINDOWS. User's guide. Massachusetts: IDRISI Production Clark University, 120 p.
- FAO, 1995. Guía metodológica para la formulación e implementación de planes locales para el desarrollo de la acuicultura (PLANDAC) en áreas lagunares costeras, Proyecto UTF/MEX/035/MEX "Modernización del sector pesquero" Estudios para el mejoramiento productivo de áreas lagunares costeras. SEMARNAP, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. México, D. F. Marzo de 1995.
- Farina, A. 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman & Hall Ltd., Londres. 235 p.

- Flores-Verdugo, F. J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. p. 21-56. En: J. Rosa-Vélez y F. González-Farías (eds). Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, 337 p.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, F. Amezcua-Linares, A. Yañez-Arancibia, M. Alvarez-Rubio y J. W. Day Jr. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava lagoon estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13, 2: 219-230.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, D. S. Zamorano y P. Ramírez-García. 1992. Mangrove ecosystems of the Pacific Coast of Mexico: distribution, structure, litterfall, and detritus dynamics. p. 269-288. En: U. Seeliger (ed.), Coastal coast communities of Latin America. Academic Press, Nueva York.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, M. Blanco-Correa y A. Núñez-Pastén. 1997. The Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales mangrove ecosystem on the Pacific coast of México. p. 35-46. En: B. Kjerfve, L. D. de Lacerda, E. H. S. Diop (eds.), Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa. UNESCO.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 3: 133-142.
- Foody, G. M., M. E. Cutler, J. McMorro, D. Pelz, H. Tangki, D. S. Boyd y I. Douglas. 2001. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology & Biogeography* 10: 379-387.
- Frohn, R. C. 1998. Remote sensing for landscape ecology. Lewix Publishers, Boca Raton, Florida. 99 p.
- Gang, P. O. y J. L. Agatsiva. 1992. The current status of mangroves along the Kenyan coast: a case study of Milda Creek mangroves based on remote sensing. *Hydrobiologia* 247: 29-36.

- Garman, J. R. y G. A. Bradshaw. 1993. Landscape analysis in ecosystem management. Indicators of Sustainable Development Workshop, Canada's Model Forest Program, Canada, Octubre 18-19, 1993, En línea: <http://mf.ner.forestry.ca/conferences/isd/garmaneng.html>
- Gibson, P. J. y C. H. Power. 2000. Introductory remote sensing: Digital image processing and applications. Routledge Taylor & Francis Group, Londres, 249 p.
- Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards, C. D. Clark y A. C. Ellis. 1997. Estimating leaf area index of mangrove from satellite data. *Aquatic Botany* 58: 11-19.
- Green, E. P., C. D. Clark, P. J. Mumby, A. J. Edwards y A. C. Ellis. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing* 19, 5: 935-956.
- Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards y C. D. Clark. 2000. Remote sensing handbook for tropical coastal management. UNESCO Publishing, París, 316 pp.
- Hames, R. S., K. V. Rosenberg, J. D. Lowe y A. A. Dhondt. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* 70: 182-190.
- Henderson, F. M., T. F. Hart Jr., B. P. Heaton y J. E. Portolese. 1999. Mapping coastal ecosystems over a steep development gradient using C-CAP protocols. *International Journal of Remote Sensing* 20, 4: 727-744.
- Herz, R., 1999. Procesamiento digital de imágenes de satélite para el reconocimiento de patrones en los manglares, p. 83-108. En: A. Yañez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.), Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A. C. México, UICN/HORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- INEGI. 1991. Carta uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000, hoja F13-5. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- INEGI. 1995. Estudio hidrológico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. 88 p.

- INEGI. 1999. Síntesis de Información Geográfica del Estado de Nayarit. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. Publicación única, 152 p.
- INEGI. 2000. Tabulados básicos nacionales por entidad federativa. Base de datos y tabulados de la muestra censal XII Censo General de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
- Jansen, L. J. M. y A. Di Gregorio. 2002. Parametric land cover and land-use classification as tool for environmental change detection. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91: 89-100.
- Jiménez, J. A., A. E. Lugo y G. Cintron. 1985. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica* 17: 177-185.
- Jiménez, J. A. y A. E. Lugo. 1985. Tree mortality in mangrove forests. *BIOTROPICA* 17, 3: 177-185.
- Junk, W. J. 2002. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation* 29, 4: 414-435.
- Kay, R. y J. Alder. 1999. Coastal planning and management. E& FN SPON, Londres. 375 p.
- Klemas, V. V. 2001. Remote sensing of landscape-level coastal environmental indicators. *Environmental Management* 27: 47-57
- Kovacs, J. M., 1999. Assessing mangrove use at local scale. *Landscape and Urban Planning* 43: 201-208.
- Kovacs, J. M. 2000. Perceptions of environmental change in a tropical coastal wetland. *Land Degradation & Development* 11: 209-220.
- Kovacs, J. M., J. Wang y M. Blanco-Correa. 2001a. Mapping disturbance in a mangrove forest using multi-date Landsat TM imagery. *Environmental Management* 27: 763-776.
- Kovacs, J.M., M. Blanco-Correa and F. Flores-Verdugo. 2001b. A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of the Mexican Pacific. *Journal of Coastal Research* 17: 30-37.

- Krummel, J. R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neill y P. R. Coleman. 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos* 48: 321-324.
- Lambin, E. F. 1999. Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. *Global Ecology and Biogeography* 8: 191-198.
- Landgrebe, D. y L. Biehl. 1995. An introduction to MultiSpec. West Lafayette, Indiana. Purdue Research Foundation, 81 p.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. Academic Press, Nueva York, 182-215 pp.
- Liu, A. J. y G. N. Cameron, 2001. Analysis of landscape patterns in coastal wetlands of Galveston Bay, Texas (USA). *Landscape Ecology* 16: 581-595.
- Long, B. G. y T. D. Skewes. 1996. A technique for mapping mangroves with Landsat TM satellite data and Geographic Information System. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43: 373-381.
- Lugo, A. E. 2002. Can we manage tropical landscapes? - an answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology* 17: 601-615.
- Manson, F. J., N. R. Loneragan y S. R. Phinn. 2003. Spatial and temporal variation in distribution of mangroves in Moreton Bay, subtropical Australia: a comparison of pattern metrics and change detection analyses based on aerial photographs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 653-666.
- McKee, K. L. 1996. Mangrove ecosystems: definitions, distribution, zonation, forest structure, trophic structure, and ecological significance. p. 1-6. En: I. C. Feller, M. Sitnik (eds.). *Mangrove Ecology: A manual for a field course*. Instituto Smithsonian, Washington. 135 p.
- Macintosh, D. J. y M. J. Phillips. 1992. Environmental issues in shrimp farming. p. 118-145. En: H. de Saram y T. Singh (eds.) *Proceedings of the 3ed Global Conference on the Shrimp Industry, 14-16 Septiembre, Hong Kong*. INFOFISH, Kuala Lumpur, Malasia.

- Martínez, A. R. 2003. Estudio sobre el uso del suelo en las subcuencas Bahía Navachiste y Río Sinaloa al noroeste de México. Tesis de grado. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C., Mazatlán, México.
- Matsushita, B. y M. Tamura. 2002. Integrating remotely sensed data with an ecosystem model to estimate net primary productivity in East Asia. *Remote Sensing of Environment* 81: 58-66.
- McGarigal, K. y B. J. Marks 1994. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Reporte Técnico PNW-GTR-351, Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, USA, 134 p.
- McGarigal, K. 2002. Landscape patterns metrics. p. 1135-1142. En: El-Shaarawi A. H. y W. W. Piegorsh (eds.), *Encyclopedia of environmentrics*. John Wiley & Sons, Inglaterra.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, y E. Enc. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Programa de cómputo producido por los autores en la Universidad de Massachusetts, Amherst. En línea: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- Múgica-Amaya, J. y Díaz Zavaleta, G. 2001. El ordenamiento ecológico costero y la camaronicultura: conceptos y criterios. En: F. Páez-Osuna (ed.). *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitario de Alimentos, Universidad Nacional Autónoma de México y el Colegio de Sinaloa. Mazatlán, Sinaloa, 452 p.
- Ochoa-Gaona, S. 2001. Traditional land-use systems and patterns of forest fragmentation in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 27, 4: 571-586.
- Osborne, P. L., 2000. *Tropical ecosystems and ecological concepts*. Cambridge University Press, Cambridge, 464 p.
- Ozesmi, S. L. y M. E. Bauer. 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 10: 381-402

- Paez-Brito, L. P. 2000. Evaluación de cambios de paisaje del sistema estuarino de San Blas, Nayarit y su área adyacente a la desembocadura del Río Santiago con aplicación de percepción remota. Tesis de grado. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C., Mazatlán, México.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental Pollution* 112: 229-231.
- Páez-Osuna, F., A. García, F. Flores-Verdugo, L. P. Lyle-Fritch, R. Alonso-Rodríguez, A. Roque y A. C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46: 806-815.
- Pantoja, I. N., O. M. Callejas, B. T. Martínez, H. F. Zaragoza, M. A. D. Olvera y B. C. García. 1991. Marismas Nacionales: Evaluación de cambios por medio de imágenes de satélite. México. Instituto Nacional de Geografía e Informática, Reporte Técnico INEGI/DGG/STDG, 15 p.
- Patterson-Zucca, C. 1982. The effects of road construction on a mangrove ecosystem. *Tropical Ecology* 23, 1: 105-124.
- Pool, D. J., S. C. Snedaker y A. E. Lugo. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, México, and Costa Rica. *BIOTROPICA* 9, 3: 195-212.
- Pérez, C. M. S. y G. M. R. Pérez. 1991. Evaluación de los manglares de Celestún con imágenes TM. Instituto Nacional de Geografía e Informática. Reporte Técnico INEGI/DGG/STDG. México, 6p.
- Primavera, J. H. 1989. The social, ecological, and economic implications of intensive shrimp farming. *Asian aquaculture* 11: 1-6.
- Ramírez-García, P., J. López-Blanco y D. Ocaña. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management* 105: 217-229.

- Ramsey III, E. W. y J. R. Jensen. 1996. Remote sensing of mangrove wetlands: relating canopy spectra to site-specific data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62, 8: 939-948.
- Ramsey III, E. W., G. A. Nelson y S. K. Sapkota. 2001. Coastal Change Analysis Program implemented in Louisiana. *Journal of Coastal Research* 17, 1: 53-71.
- Ramsey III, E. W., S. K. Sapkota, F. G. Barnes y G. A. Nelson. 2002. Monitoring the recovery of *Juncus roemerianus* marsh burns with the normalized difference vegetation index and Landsat Thematic Mapper data. *Wetlands Ecology and Management* 10: 85-96.
- Rasolofoharino, M., F. Blasco, M. F. Bellan, M. Aizpuru, T. Gauquelin y J. Denis. 1998. A remote sensing based methodology for mangrove studies in Madagascar. *International Journal of Remote Sensing* 19, 10: 1873-1886.
- Richards, J. A. y X. Jia. 1999. Remote sensing digital image analysis: An introduction. 3a. edición, Springer, Berlin, 363 p.
- Riera, J. L., J. J. Magnuson, J. R. Vande Castle y M. D. MacKenzie. 1998. Analysis of Large-Scale Spatial Heterogeneity in Vegetation Indices among North American Landscapes. *Ecosystems* 1: 268-282.
- Rico-Gray, P. 1981. Presencia del manglar rojo *Rhizophora harrisonii* en las costas de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 21: 163-164.
- Roman, C.T., N. Jaworski, F. T. Short, S. Findlay y R. S. Warrens. 2000. Estuaries of the Northeastern United States: habitat and land use signatures. *Estuaries* 23, 6: 743-764.
- Ruiz-Luna, A. y C. A. Berlanga-Robles. 1999. Modifications in cover 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.
- Ruiz-Luna, A. y C. A. Berlanga-Robles. 2003. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology* 18: 159-171.

- Sabins., F. F. 1996. Remote sensing principles and interpretation. 3a. edición, WH Freeman and Company, Nueva York, 493 p.
- Saintilan, N. y R. J. Williams. 1999. Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia. *Global Ecology & Biogeography* 8: 117-124.
- Segar, D. A. 1997. Introduction to ocean sciences. Wadsworth Publishing Company, Belmont, California, 497 p.
- Siegel, S. 1990. Estadística no paramétrica. Aplicada a las ciencias de la conducta. 3a. edición, Editorial Trillas, México, D. F., 344 p.
- Singh, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10, 6: 989-1003.
- Smith III, T. J. 1996. B. Mangrove forest structure. p. 7-21. En: I. C. Feller, M. Sitnik (eds.). *Mangrove Ecology: A manual for a field course*. Instituto Smithsonian, Washington. 135 p.
- Syed, A., Y. A. Hussin y M. Weir. 2001. Detecting fragmented mangroves in the Sundarbans, Bangladesh using optical and radar satellite images. Singapore. Centre for Remote Imaging, Sensing and Processing (CRISP), National University of Singapore; Singapore Institute of Surveyors and Valuers (SISV); Asian Association on Remote Sensing (AARS).
- Valiela, I., J. L. Bowen y J. K. York. 2001. Mangrove forests: one of the World's threatened major tropical environments. *BioScience* 51, 10: 807-815.
- van Wilgen, B. W., Cowlig, R. M., Burgers, C. J. 1996. Valuation of ecosystems services. A case study from South Africa fynbos ecosystems. *Bioscience* 46: 184-189.
- Yañez-Arancibia, A., A. L. Lara- Domínguez, G. J. V. Zapata, E. R. Arriaga, J. C. Sciño. 1993. Mangrove ecosystems of Mexico: Ecological function, economic value, and sustainable development. p. 2-3. En: L. D. Lacerda, C. D. Field (eds.), *Proceedings of a Workshop on Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions, Parte I: Latin America, Okinawa (Japan): International Society for Mangrove Ecosystems*.

Walsh, S. J., T. W. Crawford, W. F. Welsh y K. A. Crews-Meyer. 2001. A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85: 47-64.

ANEXOS

ANEXO 1.- Media y desviación estándar de los valores de brillantez para los campos de entrenamiento de las clases de coberturas y usos del terreno utilizados en la clasificación supervisada de la imagen Landsat TM del año 1999.

Clases	N	CE	B2	sd	B3	sd	B4	sd	B5	sd	B7	sd
AGUA												
agua 1 (lagunas)	1068	15	26	2	24	2	11	2	9	3	5	2
agua 2 (lagunas)	1521	18	35	2	39	3	18	3	8	3	4	2
agua 3 (esteros)	780	40	29	2	24	2	10	1	8	2	5	1
agua 4 (esteros)	426	10	32	2	32	3	29	7	10	8	4	2
Total	3795	83	31	2	30	2	17	3	9	4	4	2
SELVA												
selva 1 (espinosa)	703	18	25	1	23	2	75	7	67	7	22	4
selva 2 (subcaducifolia)	1511	18	23	1	21	2	64	7	56	10	18	4
selva 3 (caducifolia)	334	18	24	1	21	2	90	10	69	8	20	4
Total	2548	54	24	1	22	2	76	8	64	8	20	4
MARISMAS												
Marismas 1 (suelos salinos)	535	11	55	8	73	11	74	9	174	17	109	15
marismas 2 (suelos salinos)	284	7	40	5	51	8	55	6	129	18	76	17
marismas 3 (vegetación halófila)	783	19	31	2	36	4	58	4	105	13	46	8
marismas 4 (zona de inundación)	344	21	44	4	54	6	48	10	71	25	43	17
Total	1946	58	43	5	53	7	58	7	118	17	69	14
MANGLE												
mangle 1 (denso)	1025	32	24	1	20	1	71	6	38	3	11	2
mangle 2 (chaparro)	1031	38	25	1	24	2	52	6	46	7	17	3
mangle 3 (chaparro)	403	7	31	2	33	2	49	4	62	6	24	3
Total	2459	77	26	1	25	2	57	5	48	5	18	2
MANGLE MUERTO												
Total	754	45	37	6	43	9	47	9	70	17	31	10
VEGETACIÓN SECUNDARIA												
vegetación secundaria 1	472	12	30	30	37	4	49	4	123	15	54	8
vegetación secundaria 2	714	35	33	3	39	5	73	11	105	13	47	9
vegetación secundaria 3	443	11	31	2	38	5	57	4	115	15	50	8
Total	1629	58	31	3	38	5	60	6	114	14	50	8

AGRICULTURAS												
agricultura 1 (temporal)	619	8	34	2	40	4	72	8	113	14	51	7
agricultura 2 (temporal)	899	9	42	2	56	4	76	4	128	6	66	6
agricultura 3 (temporal)	945	9	47	2	65	3	72	3	138	6	82	5
agricultura 4 (temporal)	672	16	34	2	41	4	71	5	102	8	45	7
agricultura 5 (temporal)	259	7	37	4	51	8	62	9	154	18	74	11
agricultura 6 (riego)	986	17	30	3	29	5	99	11	81	7	27	5
agricultura 7 (riego)	747	11	33	2	37	3	82	5	92	7	35	5
agricultura 8 (riego)	491	7	35	2	38	4	90	11	92	10	38	6
Total	5318	84	36	2	45	4	78	7	112	10	52	6
SUELOS DESNUDOS												
suelos desnudos 1	520	15	49	3	70	6	82	7	180	22	94	8
suelos desnudos 2	575	15	45	3	66	5	82	4	175	12	82	9
Total	1095	30	47	3	68	5	82	6	178	17	88	8

Nota: N= número de píxeles, CE= número de campos de entrenamiento, B= valor promedio de brillantez en cada banda, s= desviación estándar en cada banda.

ANEXO 2.- Media y desviación estándar de los valores de brillantez para los campos de entrenamiento de las clases de coberturas y usos del terreno utilizados en la clasificación supervisada de la imagen Landsat ETM+ del año 2000.

Clases	N	CE	B2	sd	B3	sd	B4	sd	B5	sd	B7	S	
AGUA													
agua 1 (laguna)	727	13	41	5	30	6	11	1	12	1	11	2	
agua 2 (laguna)	770	21	47	5	41	5	23	5	12	2	10	1	
agua 3 (estero)	730	22	70	6	67	7	28	7	12	2	11	1	
agua 4 (turbia)	785	19	77	11	76	12	44	10	38	19	22	10	
Agua 5 (turbia)	509	10	55	7	55	10	30	4	48	20	31	13	
Total	3521	85	58	7	54	8	27	6	24	9	17	5	
SELVA													
selva 1 (baja pínosa)	819	26	49	2	40	4	74	4	75	7	39	5	
selva 2 (caducifolia)	630	19	54	4	58	7	56	6	110	15	69	11	
selva 3 (subcaducifolia)	734	34	43	4	34	4	72	15	65	11	33	6	
Total	2183	79	49	3	44	5	67	9	83	11	47	7	
MARISMAS													
marismas 1 (suelos salinos)	608	14	95	6	114	8	65	5	150	16	136	15	
marismas 2 (suelos salinos)	995	15	125	11	156	13	87	6	185	11	166	12	
marismas 3 (vegetación halófila)	714	32	62	6	69	10	57	5	121	16	82	14	
marismas 4 (zona de inundación)	507	21	72	12	76	16	53	10	87	16	63	13	
Total	2824	82	88	9	104	11	66	7	136	15	112	14	
MANGLE													
mangle 1 (elástico)	733	54	48	2	37	2	72	5	46	3	25	2	
mangle 2 (elástico)	734	50	51	2	43	3	60	5	52	5	32	4	
mangle 3 (elástico)	712	45	54	2	50	5	54	3	68	12	45	9	
Total	2179	149	51	2	43	3	62	4	55	7	34	5	
MANGLE MORTO													
mangle muerto 1	Total	733	30	59	5	62	7	47	4	91	18	65	16
VEGETACIÓN SECUNDARIA													
vegetación secundaria 1	516	29	57	3	61	6	63	10	111	13	71	10	
vegetación secundaria 2	513	14	64	4	79	8	61	5	156	17	104	13	
vegetación secundaria 3	987	12	61	6	70	10	58	5	128	18	85	14	
Total	2749	85	61	4	70	8	60	7	131	16	86	12	
AGRICULTURA													
agricultura (temporal)	854	22	86	4	113	7	77	4	150	9	121	8	
agricultura (permanente)	795	27	69	4	76	8	82	7	132	14	84	10	
agricultura (permanente)	915	24	56	3	47	4	101	8	86	5	44	4	
Total	2564	73	70	4	79	6	87	6	122	9	83	8	
SUELOS DESNUDOS													
suelos desnudos 1	752	32	96	10	126	13	83	8	168	27	137	23	
suelos desnudos 2	711	31	73	6	95	12	67	9	159	24	109	13	
Total	1463	63	85	8	110	12	75	9	163	25	123	18	

Nota: N= número de píxeles, CE= número de campos de entrenamiento, B= valor promedio de brillantez en cada banda, sd= desviación estándar en cada banda.

ANEXO 3. Media y desviación estándar de los valores de brillantez para los campos de entrenamiento de las clases de coberturas y usos del terreno utilizados en la clasificación supervisada de las imágenes Landsat TM del año 1990.

Clases	N	CE	B1	sd	B2	sd	B3	sd	B4	sd	B5	sd	
AGUA													
agua 1 (estero)	930	26	71	4	26	3	22	3	8	2	4	1	
agua 2 (estero)	983	12	68	3	21	2	15	2	7	2	4	1	
agua 3 (laguna)	1074	16	87	8	35	5	41	8	33	8	30	22	
agua 4 (laguna)	573	9	80	6	35	6	36	7	19	4	5	2	
Total	3560	63	77	5	29	4	29	5	17	4	11	7	
SELVA													
selva 1 (subcaducifolia)	1014	26	60	7	24	3	21	3	72	15	47	9	
selva 2 (subcaducifolia)	834	35	67	17	28	7	29	8	85	22	79	21	
selva 3 (barbinosa)	410	4	82	2	34	1	39	2	70	3	95	7	
selva 4 (barbinosa)	938	28	72	5	29	2	29	4	75	6	74	7	
selva 5 (caducifolia)	900	56	79	3	33	2	40	4	65	5	105	12	
selva 6 (caducifolia)	708	40	87	4	36	2	48	4	58	6	119	13	
selva 7 (caducifolia)	716	15	76	4	34	3	43	6	76	7	109	11	
selva 8 (caducifolia)	535	9	88	4	37	2	46	4	64	7	113	12	
Total	6055	213	76	6	32	3	37	4	71	9	93	12	
MARISMAL													
marismas 1 (los salinos)	643	44	136	12	66	7	96	11	83	7	173	7	
marismas 2 (los salinos)	501	36	145	20	73	11	109	16	97	12	203	13	
marismas 3 (vegetación halófila)	490	29	90	3	38	2	49	3	60	5	115	10	
marismas 4 (vegetación halófila)	156	6	84	3	36	2	44	3	61	6	105	14	
marismas 5 (vegetación halófila)	540	12	101	6	47	4	66	7	73	9	176	18	
marismas 6 (zona de inundación)	228	12	96	6	46	5	55	6	60	7	60	9	
marismas 7 (los salinos)	340	3	117	6	55	3	81	6	75	5	156	11	
Total	2898		110	8	51	5	71	7	73	7	141	12	
MANGLE													
mangle 1 (ropero)	988	55	76	4	30	2	29	2	65	7	45	5	
mangle 2 (ropero)	569	59	79	4	31	2	33	3	51	5	52	9	
mangle 3 (ropero)	954	53	68	2	26	2	22	2	89	7	40	4	
Total	2511	167	74	3	29	2	28	2	68	6	45	6	
MANGLE PRIMARIO													
mangle primario	Total	821	71	82	6	34	5	39	6	37	9	47	11
VEGETACIÓN SECUNDARIA													
vegetación secundaria 1	812	42	81	6	36	4	44	8	76	8	108	10	
vegetación secundaria 2	492	50	80	4	36	3	48	5	67	4	107	8	
vegetación secundaria 3	517	35	92	5	39	3	52	5	60	5	119	12	
vegetación secundaria 4	353	9	84	5	38	4	48	6	82	7	116	9	
vegetación secundaria 5	538	11	87	3	38	2	49	5	74	5	108	8	
Total	2712	128	85	5	37	3	48	6	72	6	111	9	

Clases		N	CE	B1	sd	B2	sd	B3	sd	B4	sd	B5	sd
AGRICULTURAS													
agriculturas (temporal)	permanente)	833	65	79	4	36	4	36	5	113	13	94	9
agriculturas (temporal)	permanente)	905	53	83	5	36	3	48	6	72	4	107	7
agriculturas (temporal)	permanente)	572	16	85	3	38	2	48	5	75	6	108	7
agriculturas (temporal)	permanente)	510	8	89	4	39	3	49	5	82	5	117	10
agriculturas (temporal)	permanente)	988	56	109	7	52	4	77	6	73	5	144	11
agriculturas (temporal)	permanente)	787	28	100	6	47	3	65	6	79	4	124	9
agriculturas (temporal)	permanente)	572	16	101	4	47	3	67	5	86	8	166	13
Total		4756	222	92	5	42	3	56	5	83	6	129	9
SUELOS DE CLASES DOS													
suelos de clase 1		236	12	132	6	64	3	93	6	75	4	117	11
suelos de clase 2		474	24	114	10	59	6	94	9	97	6	191	14
suelos de clase 3		648	21	101	5	46	3	65	6	71	6	176	15
Total		1358	57	115	7	56	4	84	7	81	6	161	13

Nota: N= número de píxeles, CE= número de campos de entrenamiento, B= valor promedio de brillo en cada banda, sd = desviación estándar en cada banda.