

Evaluación de cambios en el paisaje y sus efectos sobre los humedales costeros del sistema estuarino de San Blas, Nayarit (México) por medio de análisis de imágenes Landsat

Assessment of landscape changes and their effects on the San Blas estuarine system, Nayarit (Mexico), through Landsat imagery analysis

CA Berlanga-Robles^{1, 2*}, A Ruiz-Luna¹

¹ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, AC, Apartado postal 711, Mazatlán, CP 82000, Sinaloa, México.

* E-mail: cesar@ciad.mx.

² Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

Resumen

Se realizó un estudio multitemporal con imágenes Landsat MSS de 1973, 1986 y 1992 y la composición pancromática Landsat ETM+ de 2001 para detectar cambios en el paisaje asociado a humedales costeros en el sistema estuarino de San Blas, Nayarit (México). Se definieron siete clases de coberturas de terreno para producir mapas temáticos por medio de clasificación supervisada y digitalización de datos auxiliares. La exactitud de la clasificación, considerando las superficies acuáticas, fue alta (exactitud total > 80%), reduciéndose a moderada cuando esta categoría fue excluida del análisis (exactitud total = 78% coeficiente de Kappa = 0.68), siendo todavía más exacta que una clasificación generada al azar. Los mapas resultantes fueron transpuestos para detectar dirección y proporción de los cambios, incluyendo la evaluación de la estabilidad de localización y residencia a nivel de clase. La proporción de cambio a nivel de paisaje fue significativa, 20% de 1973 a 1986 y 30% de 1986 a 1992, aunque los humedales costeros permanecieron relativamente estables. El paisaje estuvo dominado desde 1973 por coberturas inducidas, desplazando principalmente a la selva, la cual perdió la mitad de su cobertura en 19 años con una tasa media de deforestación anual de 3.4%, presentándose así un proceso de homogenización del paisaje costero. Para 2001 se estimó un total de 1900 ha de estanquería para el cultivo de camarón, alterando principalmente las planicies de inundación e impactando al conjunto de los humedales por la interrupción de la conectividad entre ellos.

Palabras clave: percepción remota, clasificación, detección del cambio, granjas camaronícolas.

Abstract

A multitemporal study using Landsat MSS images from 1973, 1986 and 1992, and a panchromatic Landsat ETM+ scene from 2001 was conducted to detect changes in the landscape associated with coastal wetlands in the San Blas estuarine system, Nayarit (Mexico). Seven land cover classes were selected to produce thematic maps based on supervised classification techniques and digitization of ancillary data. The accuracy of the classification was high when the aquatic surface category was included (overall accuracy > 80%), but moderate when it was excluded from the analysis (overall accuracy = 78%; Kappa coefficient = 0.68), and it was better than that of a random classification. The output maps were cross-tabulated to detect the trends and proportion of the changes, and to assess the location and residence stabilities at class level. At landscape level the proportion of changes was significant, around 20% from 1973 to 1986 and 30% from 1986 to 1992, although the coastal wetlands remained relatively stable. Since 1973, the San Blas landscape has been dominated by induced coverages that have gained areas formerly occupied by forests, which have lost about 50% of their coverage in 19 years, with an annual deforestation rate of 3.4% that is homogenizing the coastal landscape. Around 1900 ha of shrimp culture ponds were determined from the 2001 image, mainly located in the floodplains, with an overall impact on the wetland areas due to the loss of connectivity among them.

Key words: remote sensing, classification, change detection, shrimp farming, Nayarit.

Introducción

Los ambientes costeros, tales como lagunas, arrecifes, estuarios y manglares, son sistemas complejos y dinámicos caracterizados por su alta productividad, que proporcionan hábitat para una gran cantidad de fauna silvestre y soportan una rica diversidad biológica (Liu y Cameron 2001). Desempeñan un papel fundamental en la protección de la línea de costa, la prevención de inundaciones, el mantenimiento de la calidad del

Introduction

Coastal wetlands, such as lagoons, reefs, estuaries and mangroves, are complex and dynamic ecosystems characterized by their high productivity, providing habitat for a wide variety of wild fauna and supporting a rich biological diversity (Liu and Cameron 2001). Coastal wetlands play a fundamental role in the protection of the coastline, flood prevention, maintenance of water quality and recharge of water to aquifers

agua y la recarga de agua de los acuíferos (Mitch y Gosselink 1993). De estos ambientes depende el ciclo de vida de numerosas especies marinas, incluyendo peces de importancia comercial. Sin embargo, estos sistemas se encuentran amenazados por cambios de uso de suelo, vertido de aguas de origen agrícola, industrial y urbano, así como por otras actividades humanas que se llevan a cabo en la parte continental de la zona costera. Más del 50% de los humedales costeros de los Estados Unidos se han perdido directamente por cambios en el uso del suelo (Kennish 2001, Klemas 2001) y a nivel mundial se estima una pérdida de 35% del área de bosque de manglar en las pasadas dos décadas, siendo la camaronicultura el principal agente transformador (Valiela *et al.* 2001). En México, las cifras sobre la pérdida de manglares en las últimas dos décadas son discordantes, con estimaciones que mencionan hasta el 60% de pérdida de la cobertura nacional, pero en su mayoría tales estimaciones carecen de un adecuado sustento técnico que las valide.

Sumados a la pérdida directa de humedales, los cambios de cobertura y uso del suelo en las cuencas pueden llegar a duplicar la carga fluvial de sedimentos hacia las costas (Neshyba 1987, Rooney y Smith 1999). La transición de coberturas naturales a coberturas antropogénicas modifica radicalmente la contribución relativa de las fuentes de nutrientes y su carga (Valiela y Bowen 2002), trayendo como consecuencia la eutrofización de las aguas litorales (Nixon 1995). Además, estos cambios han provocado la extinción de especies vegetales y animales como consecuencia de la fragmentación, degradación y destrucción de los hábitats y la explotación de recursos (Toledo-Cuarón *et al.* 1987).

Para revertir la pérdida y degradación de los humedales costeros es necesario desarrollar planes de conservación y manejo que invariablemente deben partir del inventario de cuerpos de agua costeros, coberturas y usos del terreno a nivel regional, así como del estudio de sus tendencias de cambio. En este sentido, la percepción remota se presenta como una técnica que ofrece una visión sinóptica y repetitiva de los rasgos terrestres que permite dar seguimiento a variables ambientales relacionadas con la dinámica y usos de la zona costera en diferentes intervalos de tiempo y espacio (Baily y Nowell 1996, Green *et al.* 1996, Ozesmi y Bauer 2002).

Las técnicas de percepción remota permiten analizar indicadores ambientales a nivel de paisaje, tales como los cambios en el tamaño y forma de los hábitats costeros y las coberturas vegetales que tienen relación con la diversidad y condición de los humedales costeros (Klemas 2001, Ramsey *et al.* 2001). Dado que los humedales costeros son enlaces críticos entre los ecosistemas terrestres y acuáticos y que proporcionan servicios vitales para los ecosistemas marinos de los cuales las comunidades ribereñas obtienen múltiples beneficios sociales y económicos, es necesario conocer la velocidad y tendencias de las perturbaciones de origen humano a fin de contribuir con esta información a las propuestas de manejo costero. Bajo esta perspectiva, en el presente estudio se aprovecharon las ventajas que ofrece la percepción remota para el estudio de la zona

(Mitch and Gosselink 1993). The life cycles of many marine species, including commercial fish, depend on these environments that are now threatened due to land use changes and discharges of agricultural, industrial and urban sewage, as well as by other economic activities performed in the upper land of the coastal zone. More than 50% of the coastal wetlands in the United States have disappeared because of land use changes (Kennish 2001) and, at world-wide level, Valiela *et al.* (2001) estimated a 35% loss of mangrove forests in the last two decades, with shrimp farming being main source of transformation. The figures available for mangrove loss in Mexico during the last two decades differ, with loss estimates of up to 60% of the total coverage; however, most of those estimates lack of technical support to be validated.

Besides the reduction in wetlands systems, land use and land cover changes could increase runoff as much as two-fold (Neshyba 1987, Rooney and Smith 1999). The transition from natural to anthropogenic covers radically modifies the relative contribution from diverse sources of nutrients and their loads (Valiela and Bowen 2002), with the consequent eutrophication of littoral waters (Nixon 1995). In addition, land cover changes in the coastal zone have caused extinction of vegetal and animals species because of the fragmentation, degradation and destruction of their habitats and overexploitation of the resources (Toledo-Cuarón *et al.* 1987).

To reverse the degradation and loss of coastal wetlands, it is important to implement conservation and sustainable management plans that must be based on inventories of coastal waters, land cover and land use patterns at a regional level, as well as on the study of their trends of change. From this perspective, remote sensing is a technique that can provide a synoptic and repetitive vision of terrestrial features, allowing the monitoring of environmental variables related to the dynamics and uses of the coastal area in different intervals of time and space (Baily and Nowell 1996, Green *et al.* 1996, Ozesmi and Bauer 2002).

Remote sensing techniques allow the analysis of environmental indicators at landscape level, such as changes in the size and form of coastal habitats and vegetal covers that could be related to the diversity and conditions of coastal wetlands (Klemas 2001, Ramsey *et al.* 2001). Considering that coastal wetlands are critical links between terrestrial and aquatic ecosystems and that they provide vital services for marine ecosystems, from which local communities obtain multiple social and economic benefits, it is necessary to know the rates and trends followed by man-made perturbations on these ecosystems to establish appropriate coastal management plans. In this study we therefore made use of the advantages offered by remote sensing techniques to study coastal areas (Green *et al.* 1996), in order to assess the magnitude and temporal rates of land cover and land use changes in the San Blas estuarine system, Nayarit (Mexico).

The San Blas estuarine system, together with Laguna Grande de Mexcaltitán and the Teacapan-Agua Brava system, located in northern Nayarit and southern Sinaloa, constitute the

costera (Green *et al.* 1996), con el fin de determinar la magnitud y velocidad de cambio en las coberturas y usos de suelo que componen el paisaje del sistema estuarino de San Blas, Nayarit (México).

El sistema estuarino de San Blas, junto con la Laguna Grande de Mexcaltitán y el sistema Teacapán-Agua Brava, localizados en el norte de Nayarit y sur de Sinaloa conforman el complejo Marismas Nacionales, el ecosistema de manglares más extenso del Pacífico oriental y uno de los de mayor importancia económica y ecológica del país. Este sistema fue designado como sitio Ramsar en 1995, y en 1998 se identificó y decretó como un sitio AICA (Área importante para la Conservación de Aves) por tratarse de un humedal representativo, de reconocida importancia como refugio de aves, que desempeña un papel hidrológico, biológico y económico fundamental para las cuencas hidrográficas y sistemas costeros de Nayarit y Sinaloa.

Por las razones anteriores y dado que el desarrollo de las actividades antropogénicas en el municipio de San Blas están afectando la calidad ambiental de este importante sistema de humedales, provocando reducción de coberturas naturales, contaminación de suelos y de los sistemas acuáticos, erosión y saqueo de flora y fauna (Ramírez-García *et al.* 1998, Grupo Ecológico El Manglar 2001), se identificó esta zona para realizar el presente estudio. Debido a que los impactos señalados están relacionados con los patrones de uso del terreno, la evaluación de las tendencias, dirección y magnitud de los cambios, objetivo del presente estudio, contribuyen con elementos técnicos para integrar un plan de manejo y conservación de este importante ecosistema costero.

Materiales y métodos

Área de estudio

El sistema estuarino de San Blas, Nayarit, se localiza en las costas del Pacífico mexicano y para efectos del presente estudio, quedó acotado por un polígono regular situado entre 1°20'–21°44' N y 105°02'–105°27' W; se sitúa dentro de las regiones hidrológicas Lerma-Santiago (RH12) y Huicicila (RH13), en la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico, en la subprovincia Delta del Río Grande de Santiago (fig. 1). El análisis se llevó a cabo únicamente en la parte continental de la zona costera, que quedó limitada al norte por el poblado de Aután, al sur por Santa Cruz y al este por La Libertad. El sistema está constituido por los esteros Boca Cegada, del Pozo, Rey y San Cristóbal, así como por los cuerpos de agua dulce La Tobara, La Aguada y La Atascada, además de incluir las marismas La Tigra, Zoquipa y La Chayota. Entre sus principales tipos de vegetación se encuentran manglares, selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, vegetación halófila y popal (INEGI 2000). La mayoría de los asentamientos humanos en el área corresponden a comunidades rurales con excepción de San Blas, con alrededor de 50,000 habitantes.

complex known as Marismas Nacionales, the largest mangrove ecosystem in the oriental Pacific and one of the most important economically and ecologically for the country. This system was declared a Ramsar site in 1995 and an important bird conservation area (AICA) in 1998, since it is an important shelter and breeding habitat for local and migratory birds and its relevance for some Nayarit and Sinaloa watershed processes at hydrological, biological and economic level has also been well established.

Considering that anthropogenic activities in San Blas are distressing the environmental quality of this important ecosystem, causing a reduction of the natural vegetation covers (including mangroves), pollution of the aquatic systems and soils, erosion and loss of flora and fauna (Ramírez-García *et al.* 1998, Grupo Ecológico El Manglar 2001), this wetland system was chosen for the present study. Since all these deleterious effects are closely related to land use patterns, this study aims to assess the trends, direction and magnitude of changes, in order to contribute technical elements that will be of use in the implementation of appropriate plans for the management and conservation of this coastal environment.

Material and methods

Study area

The San Blas estuarine system is located on the Pacific coast of Mexico and, for the purposes of this study, it was delimited by a regular polygon between 21°20'–21°44' N and 105°02'–105°27' W. The system is situated within the Lerma-Santiago (RH12) and Huicicila (RH13) hydrological regions, in the Pacific Coastal Plain physiographic province, in the Santiago River Delta subprovince (fig. 1). The study was conducted in the continental part of the coastal area, limited to the north by Aután, to the south by Santa Cruz and to the east by

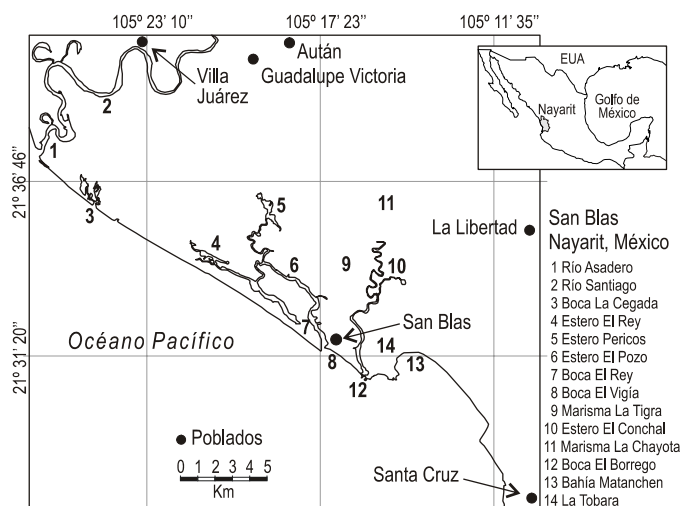


Figura 1. Sistema estuarino San Blas, Nayarit, México.
Figure 1. San Blas estuarine system, Nayarit, Mexico.

Análisis de imágenes

Las imágenes utilizadas en este estudio fueron donadas por el programa North American Landscape Characterization (NALC) de la National Aeronautics and Space Administration (NASA) de los Estados Unidos. Se aplicó parcialmente el protocolo del Coastal Change Analysis Program (C-CAP) de NOAA que ha desarrollado una base de datos estandarizada de la cobertura del terreno y el cambio de hábitat en las regiones costeras de Estados Unidos, incluyendo hábitats sumergidos, humedales y terrenos continentales adyacentes (Dobson *et al.* 1995).

Los cambios en el paisaje en el sistema estuarino de San Blas fueron analizados a partir de la interpretación de mapas temáticos de coberturas y usos del suelo de distintas fechas, producidos por la clasificación supervisada de imágenes Landsat, utilizando campos de entrenamiento digitalizados a partir de la fotointerpretación de composiciones en falso color de las imágenes con el auxilio de fotografía aérea, cartografía en diferentes escalas y datos de campo. Este procedimiento se utilizó para analizar ocho clases de cobertura del terreno, de las que seis fueron clasificadas y dos digitalizadas (tabla 1). La selección de las clases se hizo con base en estudios previos de caracterización de la zona costera en el noroeste de México (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles 1999, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2002, Ruiz-Luna y Berlanga-Robles 2003), con lo cual se garantiza la compatibilidad y posibilidades de comparación entre regiones. Además de las coberturas naturales, se incluyen usos de suelo (agricultura, acuicultura, poblados), por ser los principales agentes de transformación del paisaje y cuyo

La Libertad. The San Blas estuarine system includes brackish (Boca Cegada, del Pozo, Rey and San Cristóbal) and fresh-water (La Tobarra, La Aguada and La Atascada) systems, as well as salt-marsh areas (La Tigra, Zoquipa and La Chayota). Among the main vegetal associations are mangrove forests, dry forests, deciduous seasonal forests, as well as halophyte and hygrophyte vegetation (INEGI 2000). Most of the human settlements in the area are rural communities, except San Blas, a small town of around 50,000 inhabitants.

Imagery analysis

The images used in this study were donated by NASA's North American Landscape Characterization (NALC) program. This study partially followed NOAA's Coastal Change Analysis Program (C-CAP) protocol, which has developed a standardized database of the land cover and habitat changes in coastal regions of the USA, including submerged habitats, wetlands and highlands (Dobson *et al.* 1995).

The changes in the landscape of the San Blas estuarine system were analyzed through the interpretation of land cover and land use thematic maps, produced for different dates by supervised classification of Landsat images, creating training fields based on the interpretation of false color compositions aided by aerial photography, cartography and field data. This procedure was applied to six of the eight land cover classes analyzed in this study. The other two classes were digitized on-screen (table 1). The selection of the land cover and land use classes was based on previous characterization studies of the coastal zone of northwestern Mexico (Ruiz-Luna and Berlanga-Robles 1999, Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2002, Ruiz-Luna and

Tabla 1. Clases de cobertura del terreno analizadas en el sistema estuarino de San Blas, Nayarit, México.

Table 1. Land use categories analyzed in the San Blas estuarine system, Nayarit, Mexico.

Clase/Class	Coberturas del terreno/Land cover
Superficies acuáticas <i>Aquatic surfaces</i>	Sistemas estuarinos, canales y cauces de ríos, excluyendo al Océano Pacífico. <i>Estuaries, channels and rivers, excluding the Pacific Ocean.</i>
Manglar <i>Mangroves</i>	Asociaciones de hidrófitas dominadas por especies de manglar. <i>Association of hydrophytes dominated by mangrove species.</i>
Selva <i>Forests</i>	Selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia. <i>Dry and seasonal deciduous forests.</i>
Planicie de inundación <i>Floodplains</i>	Marismas en su etapa seca con o sin vegetación. <i>Salt marshes in the dry season with or without associated vegetation.</i>
Agricultura <i>Agriculture</i>	Terrenos agrícolas cosechados o en preparación. Áreas dedicadas al pastoreo. <i>Agricultural soils with plants, harvested or in preparation. Open livestock areas.</i>
Vegetación arbustiva <i>Shrub vegetation</i>	Vegetación secundaria, principalmente vegetación arbustiva y perturbada. <i>Secondary succession, mostly shrub and perturbed vegetation.</i>
Poblados (digitalizada de cartografía) <i>Towns (digitized from cartography)</i>	Principales asentamientos humanos. <i>Main towns and villages.</i>
Camaronicultura (digitalizada de imagen pancromática Landsat ETM+ del 2001) <i>Shrimp farming (digitized from Landsat ETM+ panchromatic image)</i>	Estanquería de granjas camaronícolas. <i>Shrimp farming ponds.</i>

impacto sobre los sistemas costeros ha sido ampliamente documentado (Childers y Gosselink 1990)

Se emplearon tres imágenes multispectrales Landsat MSS path/row: 30/45 del 3 de febrero de 1973, 9 de abril de 1986 y 28 de abril de 1992, todas registradas durante la época de estío con el fin de reducir el efecto de las variaciones naturales en la reflectancia de las distintas clases evaluadas (Sabins 1997). Todas las imágenes proporcionadas por NALC incluyen una corrección geométrica que cambia la resolución espacial original a píxeles de 80 a 60 m, y fueron proyectadas a la zona 13 norte del sistema Universal Transversal de Mercator, utilizando el Datum NAD27 basado en la elipsoide de Clarke 1866.

Las imágenes fueron editadas dentro de los límites del área de estudio (coordenadas 451611, 2398470 y 484243, 2371297 UTM 13 norte) y se clasificaron de manera independiente por lo cual no fue necesario un proceso de estandarización radiométrica. Se utilizó un método supervisado que usa muestras de píxeles de identidad conocida para clasificar píxeles de identidad desconocida (Campbell 1996). El proceso consiste en la identificación de campos de entrenamiento de las clases previamente definidas, delineados mediante la digitalización de polígonos sobre imágenes compuestas en falso color (bandas 2, 3, 4). La selección de los campos se llevó a cabo con el auxilio de la carta de uso de suelo escala 1:250,000 F-13-8 de INEGI (1992) y datos recabados en recorridos de campo con un sistema de posicionamiento global (SPG) Trimble Navigation, modelo Ensign XL con una precisión de ± 100 m. Posteriormente, las clases fueron caracterizadas en cada una de las bandas espectrales para crear sus firmas o patrones de respuesta espectral, con base a los cuales se llevó a cabo la clasificación utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud que evalúa la probabilidad de que un píxel con una respuesta espectral específica, pueda pertenecer a una clase y lo asigna a la clase con la más alta probabilidad de pertenencia (Campbell 1996), aplicando un porcentaje de exclusión del 1%.

La exactitud de la clasificación de la imagen de 1992 se validó a través de una matriz de error a partir de la cual se estimaron los errores de comisión y omisión, la exactitud total y el coeficiente de Kappa. La matriz de error es un arreglo que expresa el número de unidades de muestra asignados a una clase particular en una clasificación, con relación al número de unidades de muestra asignadas a la misma clase pero en otra clasificación (datos de referencia o prueba). La exactitud de cada clase se describe por los errores de comisión, que se presentan cuando un área se incluye dentro de una clase a la que no pertenece, y los errores de omisión, que ocurren cuando se excluye un área de una clase cuando en realidad pertenece a ella. La exactitud total es estimada dividiendo la suma de los valores de la diagonal mayor de la matriz de error, que representan las unidades de muestreo correctamente clasificadas, entre el número total de unidades muestreadas (Congalton y Green 1999).

Por su parte, el análisis de Kappa determina estadísticamente si una matriz de error es significativamente diferente de

Berlanga-Robles 2003). Using this approach, the compatibility and further comparisons among regions was assured. Land uses (agriculture, aquaculture, villages) are included in this study together with land covers because they are the main promoters of landscape changes and their impact on the coastal zone has been established (Childers and Gosselink 1990)

We used three Landsat multispectral scanner (MSS) path/row images: 30/45 from 3 February 1973, 9 April 1986 and 28 April 1992. All of them were acquired during the dry season to reduce the effect of natural variations on the spectral patterns of the classes evaluated in the change detection analysis (Sabins 1997). All the NALC images had been geometrically corrected, which changes the original pixel size to 60 m, and projected to the Universal Transverse Mercator (UTM) system, zone 13 north, using the NAD27 datum based on the Clarke 1866 ellipsoid.

The images were edited to fit within the limits of the study area (451611, 2398470 and 484243, 2371297 UTM coordinates). A radiometric normalization process was not necessary since every image was classified separately and independently. The images were classified using a supervised method, which takes samples of well-known identity (pixels already assigned to informational classes) to classify pixels of unknown identity (Campbell 1996). The process consists of the identification of the training fields of previously defined classes, by digitization of representative polygons on false color composite images (bands 2, 3, 4). Selection of the training fields was done with the aid of a land use chart, F-13-8, scale 1:250,000 (INEGI 1992), and ground data collected in field surveys with a Trimble Navigation global positioning system (GPS), model Ensign XL (precision of ± 100 m). Thereafter, the classes were characterized in each one of the spectral bands to create the spectral signatures or patterns. The maximum likelihood algorithm was used to perform the supervised classification, applying a 1% exclusion error. The algorithm uses the data from the training fields to estimate the mean and variance of brightness for each class, which is used to assess the probability that a pixel belongs to a particular class (Campbell 1996).

The accuracy of the classification for the 1992 image was assessed through an error matrix, from which the commission and omission error, total accuracy and Kappa coefficient were estimated. The error matrix is a numerical arrangement that defines the number of sample units assigned to a particular class in a classification, related to the number of sample units assigned to the same class but in another classification (reference or test data). In this arrangement, the individual accuracy of each class is described by the commission and omission errors of the classification. The commission error occurs when a pixel is included inside a class to which it does not belong, while the omission error occurs when a pixel of a class is excluded from the class that it really belongs to. The total accuracy is estimated dividing the sum of the values from the main diagonal of the error matrix, which represents the correctly classified sampling units, by the total number of units sampled (Congalton and Green 1999).

otra. El coeficiente de Kappa (K) es una medida de la concordancia o exactitud basada en las diferencias entre los datos de la clasificación y de referencia, y la exactitud de una clasificación debida al azar (Congalton y Green 1999, Richards y Jia 1999).

Si P es el número total de unidades de muestreo (puntos o campos de prueba) de la matriz de error y si $x_{i+} = \sum_j x_{ij}$ (sumatoria de todos los valores de las columnas en el renglón i) y $x_{+j} = \sum_i x_{ij}$ (sumatoria de todos los valores de los renglones en la columna j), el estimador del coeficiente de Kappa (K') está definido por:

$$K' = \frac{P \sum_k x_{kk} - \sum_k x_{k+} x_{+k}}{P^2 - \sum_k x_{k+} x_{+k}}$$

K' toma valores en el intervalo de cero a uno. Cuando es significativamente diferente de cero el proceso de clasificación es mejor que el de una clasificación debida al azar (Mas 1999). K' tiene una distribución asintótica normal, por lo que su valor puede ser interpretado con una prueba de hipótesis con un estadístico Z , donde $H_0: K = 0$ y $H_1: K \neq 0$ (Congalton y Green 1999).

Para construir la matriz de error se registraron al azar 120 puntos de prueba a partir de la carta F-13-8 de usos de suelo escala 1:250,000 de INEGI (1992), lo que se apoyó con datos de campo registrados con GPS durante 1999, considerándose como válidos aquellos puntos que pertenecieran a la misma clase tanto en la carta como en el muestreo; es decir, aquellos puntos que no presentaron cambios de cobertura entre 1992 y 1999. El número de puntos de prueba por clase se asignó siguiendo un criterio estratificado al azar, ponderando la proporción de superficie cubierta por clase, evitándose la selección de puntos cercanos a colindancias entre clases.

Adicionalmente a la clasificación de las imágenes, los polígonos de los poblados fueron digitalizados de la carta topográfica F-13-8, 1:250,000 de INEGI (1971) y de usos de suelo escala 1:250,000 (INEGI 1992) con el fin de complementar los mapas temáticos. Los polígonos de los poblados de 1971 fueron añadidos a las clasificaciones de 1973 y 1986 y los de 1992 a la clasificación del mismo año. Para el análisis de la exactitud, esta clase se excluyó por ser resultado de un proceso de digitalización directa y no de la clasificación, considerando que esto puede aumentar artificialmente los resultados de la evaluación de la exactitud, por no presentar errores de omisión o comisión.

Para la detección de cambio se aplicó un análisis multitemporal postclasificatorio (Dobson *et al.* 1995, Mas 1999, Ramsey *et al.* 2001, Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2002), traslapando los mapas temáticos de cada fecha para generar matrices de detección de cambio (Eastman *et al.* 1995, Jensen *et al.* 1998), comparando los mapas de 1973 vs 1986 y de 1986 vs 1992. La matriz de detección de cambio permite calcular la

The Kappa analysis statistically determines whether an error matrix is significantly different from another. The Kappa coefficient (K) is a measure of the agreement or accuracy, based on the difference between the classification and reference data and the accuracy of a random classification (Congalton and Green 1999, Richards and Jia 1999).

If P is the total number of sampling units (points or test fields) of the error matrix and if $x_{i+} = \sum_j x_{ij}$ (sum of all the values of the columns in line i) and $x_{+j} = \sum_i x_{ij}$ (sum of all the values of the lines in column j), the Kappa coefficient estimator (K') is defined as:

$$K' = \frac{P \sum_k x_{kk} - \sum_k x_{k+} x_{+k}}{P^2 - \sum_k x_{k+} x_{+k}}$$

K' takes values in the range from zero to one. When it is significantly different from zero the classification process is better than a random classification (Mas 1999). Assuming a normal distribution for K values, the value for K' can be interpreted using a hypothesis test with a Z statistical, where $H_0: K = 0$ and $H_1: K \neq 0$ (Congalton and Green 1999).

To build the error matrix, 120 test points were selected from the F-13-8 land use chart, scale 1:250,000 (INEGI 1992), and additional data were gathered during a field survey carried out in 1999. The points were valid only when they belonged to the same class in both the land use chart and field sampling, that is, the points that did not present land cover changes between 1992 and 1999. The number of test points per class was defined by weighing the surface covered by each class, following a random stratified approach, avoiding the points close to the boundaries between classes.

Additionally to the image classifications, the polygons of towns and villages were digitized from the F-13-8 topographic map, scale 1:250,000 (INEGI 1971), and land use chart, scale 1:250,000 (INEGI 1992), to be added to the land cover thematic maps. The town polygons from 1971 were added to the classifications for 1973 and 1986, and those from 1992 were added to the classification for the same year. This class was excluded from the accuracy assessment because it was obtained by digitization and not by classification, and this could artificially raise the results of the accuracy assessment since commission and omission errors are not present.

A multitemporal post-classificatory analysis was applied to detect the changes in land cover and land use (Dobson *et al.* 1995, Mas 1999, Ramsey *et al.* 2001, Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2002). The thematic maps for each date were overlaid to create a change-detection matrix (Eastman *et al.* 1995, Jensen *et al.* 1998), comparing the maps of 1973 and 1986 and of 1986 and 1992. The change-detection matrix allows calculating the logical conjunction of all possible combinations of the classes represented in two maps. In a similar arrangement to the error matrix, but now comparing maps of different dates, the main diagonal represents pixels of the same class in both

conjunción lógica de todas las combinaciones posibles de las clases representadas en dos mapas. En un arreglo similar a la matriz de error, pero comparando mapas de diferentes fechas, la diagonal superior de la matriz representa píxeles de la misma clase en ambas fechas, es decir píxeles sin cambio (Eastman *et al.* 1995, Jensen *et al.* 1998). De la matriz de detección de cambio se pueden calcular el porcentaje del área de estudio sin cambio (equivalente a la exactitud total) y un estimador del coeficiente de Kappa, pero que en este caso toma valores en el intervalo de -1.0 a 1.0. Valores cercanos a -1.0 implican un cambio total, valores cercanos a cero denotan cambios próximos al 50% y valores cercanos a 1.0 indican ausencia de cambios (Eastman *et al.* 1995).

Para cada clase, con los datos de la matriz de detección de cambio, se estimaron las estabilidades de localización y residencia. La estabilidad de localización (EL) mide la proporción (porcentaje) de una clase que permanece como la misma clase en la misma localidad al inicio y al final del periodo de estudio. El valor inferior (0) denota que la clase se desplazó totalmente de su localización original en tanto que el límite superior (100) implicaría cambio nulo.

$$EL = \frac{\text{cobertura año base} - \text{pérdida de cobertura año base}}{\text{cobertura año base}} \times 100$$

De manera análoga, la estabilidad (ER) de residencia es una medida de cambio de cada clase con respecto al área total durante el periodo de estudio, por lo que toma valores negativos cuando hay pérdida de cobertura, toma valores positivos cuando la clase aumenta con respecto al año inicial y es cero cuando la clase no presenta cambios (Ramsey *et al.* 2001).

$$ER = \frac{\text{cobertura año final} - \text{cobertura año base}}{\text{cobertura año base}} \times 100$$

Adicionalmente, se estimó la tasa media de deforestación anual (dn) para las clases manglar y selva con la relación propuesta por Palacio-Prieto *et al.* (2004):

$$dn = \left[\left(\frac{\text{cobertura año final}}{\text{cobertura año base}} \right)^{\frac{1}{\text{número de años}}} \right] - 1$$

que puede ser expresada en porcentaje ($dn \times 100$).

Finalmente, para evaluar el desarrollo de la camaricultura en la región, con la composición pancromática de una imagen Landsat ETM+ del 21 de diciembre de 2001 con una resolución espacial de 15 m, se digitalizaron en pantalla los polígonos de las granjas camarícolas. Estos vectores fueron transformados a formato raster con las mismas dimensiones espaciales que los mapas temáticos y se traslaparon al mapa temático de 1973 para generar una matriz de detección de cambio y estimar la conversión de los diferentes ambientes a camaricultura.

dates, that is, pixels without change (Eastman *et al.* 1995, Jensen *et al.* 1998). From this change-detection matrix it is possible to calculate the percentage of landscape without change (equivalent to the total accuracy) and also an estimator of the Kappa coefficient, but in this case taking values ranging from -1.0 to 1.0. Values close to -1.0 imply a total change, values close to zero denote changes around 50%, and values close to 1.0 indicate that there was no change (Eastman *et al.* 1995).

Data from the change-detection matrix were used to evaluate the location and residence stabilities. The location stability (EL) quantifies the proportion of a class that remains as the same class in the same location during the period of study. The lower value (0) indicates that the land-cover class was totally displaced from its original location, whereas the upper limit (100) represents no change.

$$EL = \frac{\text{base year coverage} - \text{loss of base year coverage}}{\text{base year coverage}} \times 100$$

Likewise, the residence stability (ER) is a measure of the rate of change of the classes that can take negative values when the final year coverage is smaller than the base year coverage. It takes positive values when the cover class increases relative to the initial year and it is zero when the class does not present changes (Ramsey *et al.* 2001).

$$ER = \frac{\text{final year coverage} - \text{base year coverage}}{\text{base year coverage}} \times 100$$

The annual deforestation rate (dn) was also calculated for the mangrove and forest classes with the formula proposed by Palacio-Prieto *et al.* (2004):

$$dn = \left[\left(\frac{\text{final year coverage}}{\text{base year coverage}} \right)^{\frac{1}{\text{number of years}}} \right] - 1$$

that can be expressed as a percentage ($dn \times 100$).

Finally, to assess shrimp farming development in the region, using the panchromatic band of a Landsat ETM+ image of 15 m pixel, acquired on 21 December 2001, the shrimp farm polygons were digitized on screen. These polygons were transformed to raster format with the same spatial dimensions of the thematic maps and then overlaid on the thematic map for 1992 to create a change-detection matrix and to estimate the conversion from different land covers to shrimp farming.

Results

The output thematic maps from the supervised classification of images are displayed in figure 2, considering the Pacific Ocean as part of the background. The proportion of unclassified pixels was 0.8% for 1973, 0.3% for 1986 and 1.1% for

Resultados

Los mapas temáticos resultantes de la clasificación supervisada de cada imagen se muestran en la figura 2, considerándose como fondo a la superficie correspondiente al Océano Pacífico. La proporción de píxeles sin clasificar fue de 0.8% para la imagen de 1973, 0.3% para la de 1986 y 1.1% para la de 1992. La imagen de 1992 se clasificó con una exactitud total de 78%, con 94 de 120 puntos de prueba correctamente clasificados (tabla 2). El valor estimado del coeficiente de Kappa (K') fue de 0.69, significativamente diferente de cero (desviación estándar = 0.054, $Z_c = 12.72$, $P > 0.05$), por lo que la clasificación resultante fue mejor que una generada al azar.

Para las clases poblados, camaronicultura y superficies acuáticas no se evaluó la exactitud de producción o de usuario por ser la resultante de digitalización en pantalla o por contar con una firma espectral completamente segregable del resto. En las clases restantes, la correspondiente a planicie de inundación generó la menor exactitud de producción (29%) mientras

1992. The 1992 image was classified with an overall accuracy of 78%, 94 of 120 test points were correctly classified (table 2), and the Kappa coefficient estimator (K') was 0.69, significantly different from zero (standard deviation of 0.054, $Z_c = 12.72$, $P > 0.05$), which means that the output classification was better than a random classification.

The accuracy for towns, shrimp farming and aquatic surfaces was not evaluated since these classes were produced by digitization and their spectral signature cannot be confused with any other. For the rest of the classes, floodplains displayed the lowest production accuracy (29%), while forests and mangroves the best, with accuracies of 88% and 83%, respectively. On the other hand, the mangrove and floodplain classes obtained user accuracies of 100% (table 2).

For each year, anthropogenic covers prevailed over the other classes, displaying a positive trend and occupying half of the analyzed area in 1992. Aquatic surfaces was the less significant class, occupying less than 1000 ha, not considering the marine environments (table 3). The aquatic surfaces class

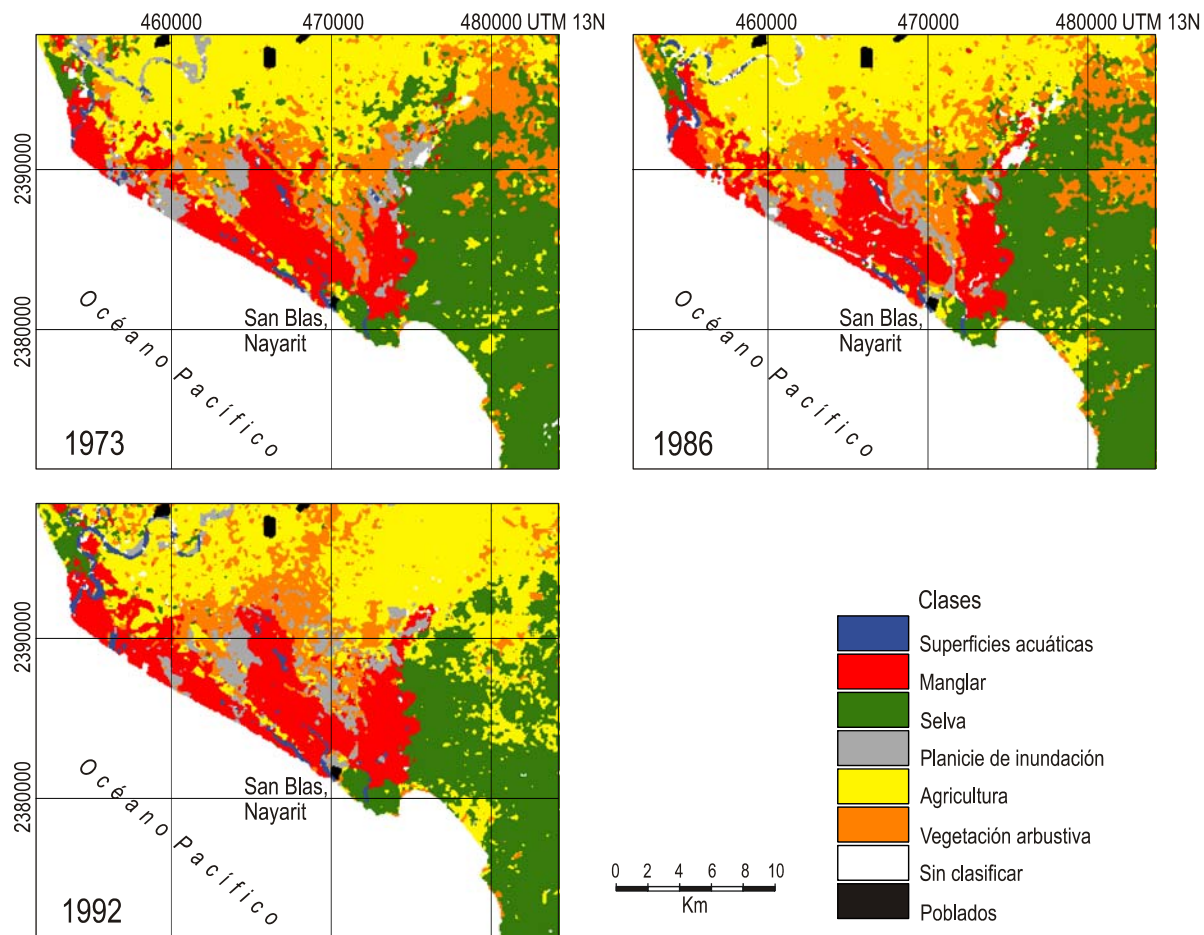


Figura 2. Mapas temáticos de coberturas y usos del suelo en el sistema estuarino de San Blas, Nayarit (México) producidos por la clasificación supervisada de imágenes Landsat MSS.

Figure 2. Thematic maps of land coverage and uses in the San Blas estuarine system (Mexico) obtained by supervised classification of Landsat MSS images. Classes in descending order: aquatic surfaces, mangroves, forests, floodplains, agriculture, shrub vegetation, unclassified pixels and towns.

que las coberturas vegetales naturales (selva y manglar) fueron las mejor clasificadas con exactitudes de 88% y 83%. Las clases manglar y planicies de inundación no presentaron error de omisión, por lo que obtuvieron 100% en términos de la exactitud del usuario (tabla 2).

En los tres mapas temáticos resultantes dominaron las coberturas de origen antropogénico presentando una tendencia creciente y ocupando, en conjunto, el 50% del área de estudio en 1992, aproximadamente. Por otra parte, la clase con menor representatividad dentro del área fue la correspondiente a superficies acuáticas que, sin considerar los ambientes propiamente marinos, ocupó una superficie inferior a 1000 ha (tabla 3). Esta clase estuvo representada por los esteros El Rey, Pericos, El Pozo y El Conchal y por la desembocadura y parte del cauce del Río Grande de Santiago, que presentó cambios radicales con el tiempo (fig. 3).

En la comparación píxel por píxel, de 1973 a 1986 80% de los píxeles no presentaron cambios, situándose estos valores sobre la diagonal principal de la matriz de detección de

Tabla 2. Matriz de error para la clasificación del paisaje del sistema de San Blas con base en una imagen Landsat MSS de 1992: M, manglar; S, selva; PI, planicie de inundación; A, agricultura; VA, vegetación arbustiva.

Table 2. Error matrix for the San Blas system landscape classification based on a 1992 Landsat MSS image: M, mangroves; S, forests; PI, floodplains; A, agriculture; VA, shrub vegetation.

		Datos de referencia/ <i>Reference data</i>					
		M	S	PI	A	VA	Total
Datos de clasificación/ <i>Classification data</i>	M	10	0	0	0	0	10
	S	2	35	0	8	0	45
	PI	0	0	2	0	0	2
	A	0	4	5	35	4	48
	VA	0	1	0	2	12	15
	Total	12	40	7	45	16	120
Exactitud total/ <i>Overall accuracy</i> = 78%; <i>K'</i> = 0.69							

included the El Rey, Pericos, El Pozo and El Conchal estuaries, as well as the channel and mouth of the Santiago River. This

Tabla 3. Matrices de detección de cambio de las coberturas y usos del terreno en el sistema estuarino de San Blas para los periodos de 1973 a 1986 y de 1986 a 1992 (superficie en hectáreas). SA, superficies acuáticas; M, manglar; S, selvas; PI, planicies de inundación; A, agricultura; VA, vegetación arbustiva; SC, píxeles sin clasificar; P, poblados; EL, estabilidad de localización; ER, estabilidad de residencia.

Table 3. Matrices of change detection for land cover and land uses in the San Blas estuarine system from 1973 to 1986 and from 1986 to 1992 (figures in hectares). SA, aquatic surfaces; M, mangroves; S, forests; PI, floodplains; A, agriculture; VA, shrub vegetation; SC, unclassified pixels; P, towns; EL, location stability; ER, residence stability.

		SA	M	S	PI	A	VA	SC	P	Total (ha)	Total (%)
1973											
1986	SA	346	69	24	272	206	13	10	0	941	1.8
	M	76	6778	0	411	57	0	57	0	7379	14.3
	S	40	0	11221	438	1138	251	29	0	13117	25.4
	PI	18	256	257	4854	228	273	72	0	5956	11.5
	A	95	176	3136	311	16798	1142	211	0	21869	42.3
	VA	3	349	400	192	176	908	12	0	2040	3.9
	SC	0	15	1	77	38	39	11	0	182	0.4
	P	0	0	0	0	0	0	0	204	205	0.4
Total (ha)		578	7644	15040	6554	18641	2627	401	204	51688	
Total (%)		1.1	14.8	29.1	12.7	36.1	5.1	0.8	0.4		
EL (%)		60	89	75	74	90	35	3	100		
ER (%)		63	-3	-13	-9.1	17	-22	-55	0		
1986											
1992	SA	492	55	54	77	179	13	11	0	879	1.7
	M	65	5939	0	509	459	359	22	0	7353	14.2
	S	12	49	5747	48	1453	520	1	0	7829	15.1
	PI	186	532	663	4589	148	77	31	3	6229	12.1
	A	168	311	6245	308	18270	273	37	21	25632	49.6
	VA	9	448	391	357	956	790	38	0	2989	5.8
	SC	9	44	19	69	367	7	34	0	549	1.1
	P	0	0	0	1	36	2	0	189	228	0.4
Total (ha)		941	7379	13117	5956	21869	2040	175	212	51688	
Total (%)		1.8	14.3	25.4	11.5	42.3	3.9	0.3	0.4		
EL (%)		52	77	44	77	84	39	19	89		
ER (%)		-7	0	-40	5	17	46	214	8		

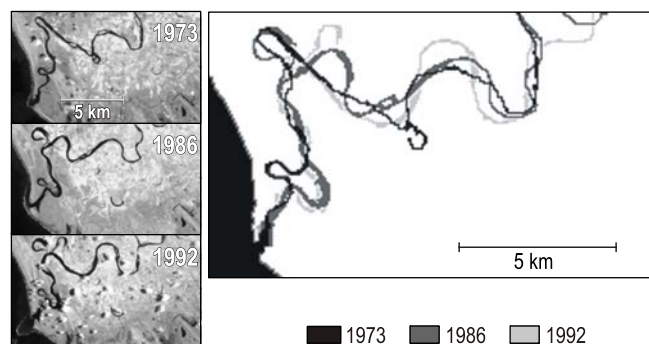


Figura 3. Cambios en el cauce y desembocadura del Río Santiago. A la izquierda, composición pancromática de la banda tres de Landsat MSS (infrarrojo cercano) en las tres fechas consideradas en el análisis multitemporal. A la derecha, sobreposición de los vectores del cauce del río en las tres fechas.

Figure 3. Changes in the course and delta of Santiago River. On the left, panchromatic composition of Landsat MSS band 3 (near infrared) on the three dates considered in the multitemporal analysis. On the right, overlying of the river's course by date.

cambio, generando un valor de 0.74 para K' , que pondera el cambio total considerando las variaciones individuales de cada clase (tabla 3). De 1986 a 1992 el cambio, tanto a nivel de paisaje como de clases, fue mayor que en el periodo anterior, manteniéndose 70% de los píxeles sin cambio y un valor de K' de 0.58.

Durante el primer periodo la clase superficies acuáticas presentó una EL de 60%, que indica que 40% del área que cubría en 1973 pasó a otra clase en 1986. Sin embargo esta pérdida fue compensada con área ganada a otras clases, inclusive en mayor proporción, por lo que mostró una tendencia de crecimiento que se reflejó en una ER de 63%. Para el siguiente periodo de análisis (1986–1992), esta clase observó una ligera disminución (ER = –7%), aunque en términos de localización sí presentó variaciones considerables resultando en una EL de 52%.

En ambas matrices de detección de cambio se aprecia una fuerte interacción entre las superficies acuáticas y las coberturas inducidas antropogénicamente, que señalan que 40% y 37% de las pérdidas de superficies acuáticas se debieron a conversión a terrenos agrícolas y de manera similar el 35% y 46% del área ganada por la superficies acuáticas fueron a expensas de la clase agricultura.

La clase selva, que representó poco menos de la tercera parte del paisaje en 1973, disminuyó de manera importante

river showed drastic changes throughout the study period (fig. 3).

In the pixel by pixel comparison, from 1973 to 1986, 80% of the pixels did not present land cover changes. These pixels are represented by the main diagonal in the change-detection matrix, producing a value of 0.74 for K' , which weighs the change for each class taking into account their individual variations (table 3). From 1986 to 1992 the change was greater than that for the former period, at both landscape and class levels. The unchanged pixels reached a proportion of 70% and K' had a value of 0.58.

From 1973 to 1986, aquatic surfaces displayed a location stability of 60%, which means that 40% of the area covered in 1973 changed to another class in 1986; however, as the area gained by other classes was greater than the lost area, this class displayed a positive trend, producing a residence stability of 63%. For the next period (1986–1992), aquatic surfaces displayed a slight reduction (residence stability of –7%), although half of the pixels detected in 1986 were relocated, resulting in a location stability of 52%.

Both change-detection matrices show a strong interaction between aquatic surfaces and the anthropogenic covers, indicating that 40% and 37% of the aquatic surfaces lost resulted from conversion to agricultural activities and, similarly, 35% and 46% of the area gained by aquatic surfaces was at the expense of agricultural areas.

Forests, which represented around a third of the whole landscape in 1973, showed an important reduction by 1992, when only 15% of the landscape was associated with this class. This vegetal cover was the main subsidiary for anthropogenic covers, contributing more than 3000 ha from 1973 to 1986 and more than 6000 ha from 1986 to 1992, with a reduction of around 50% of the total extension estimated for 1973.

The mangrove class, one of the most important for the aims of the present study, did not change to a great extent, showing a residence stability of –3% for the 1973–1986 period and of 0% for the 1986–1992 period. During the 19-year period, mangroves only diminished by around 300 ha, indicating an average deforestation rate of 0.2% on a yearly basis. In contrast, forests showed a negative trend, losing half of their cover in 19 years, with an annual deforestation rate of 3.4%. The deforestation rate was greater during the second period (1986–1992), with annual rates of around 8%.

Finally, regarding the growth of shrimp farming, around 1900 ha were estimated from the analysis of the panchromatic

Tabla 4. Cambios de uso del suelo provocados por la camaricultura en el sistema estuarino de San Blas, Nayarit, México, de 1992 al 2001 (superficie en hectáreas). SA, superficies acuáticas; M, manglar; S, selvas; PI, planicies de inundación; A, agricultura; VA, vegetación arbustiva; SC, píxeles sin clasificar; P, poblados.

Table 4. Land use changes due to shrimp farming in the San Blas estuarine system, Nayarit, Mexico, from 1992 to 2001 (figures in hectares). SA, aquatic surfaces; M, mangroves; S, forests; PI, floodplains; A, agriculture; VA, shrub vegetation; SC, unclassified pixels; P, towns.

	SA	M	S	PI	A	VA	SC	P	Total
Camaronicultura (ha)	3	230	5	1102	270	281	9	0	1900
%	0.2	12.1	0.3	58.0	14.2	14.8	0.5	0.0	

hacia 1992 aportando un 15% a la totalidad del paisaje analizado. Esta cubierta vegetal fue la principal subsidiaria de coberturas antropogénicas, aportando más de 3000 ha de 1973 a 1986 y más de 6000 ha de 1986 a 1992, reduciéndose prácticamente en 50% de la superficie estimada para 1973 (tabla 3).

Por otra parte, una de las cubiertas más importantes para los objetivos del presente estudio, el manglar, prácticamente no cambió a lo largo del periodo de estudio, mostrando $ER = -3\%$ entre 1973 y 1986 y de $ER = 0\%$ entre 1986 y 1992. El análisis indica que el manglar presentó una disminución global de poco menos de 300 ha en un periodo de 19 años, lo que representó una tasa media de deforestación anual de 0.2%. Lo anterior contrasta con los resultados de la clase selva, que presentó una tasa de deforestación de 3.4%, habiendo sido ésta mayor durante el segundo periodo (1986–1992), en el que alcanzó tasas anuales de alrededor de 8%.

Finalmente, con relación al crecimiento de las granjas camaroneras, se estimó una superficie de 1900 ha a partir de la composición pancromática de la imagen ETM+ de 2001, lo que representa aproximadamente 4% del área analizada, desplazando principalmente a las planicies de inundación sobre las que se construyó 58% de la estanquería (tabla 4). Por otro lado, se estima que aproximadamente 230 ha de manglar (3.1% de la superficie en 1992) se perdieron por la construcción de las granjas (fig. 4).

Discusión

El resultado final de la clasificación de 1992 generó un estimado de K' significativamente diferente de cero (0.69), pero cuyo nivel de exactitud es moderado de acuerdo a la propuesta de Landis y Koch (1977). Sin embargo, esta estimación se obtuvo sin considerar las superficies acuáticas, que normalmente son incluidas y cuya respuesta espectral es evidentemente distinta de otras clases, por lo que se supuso que esta categoría fue clasificada sin errores de comisión u omisión. La inclusión de esta categoría genera mayor concordancia con los datos de referencia en la evaluación de la exactitud global (>0.8), pero no es indicativa de la clasificación en su conjunto.

Aún así, el resultado se considera robusto ya que en la selección de los puntos de prueba se siguió un proceso estratificado al azar, evitando además las fronteras entre clases, lo que permitió por un lado minimizar errores asociados a la resolución del equipo de posicionamiento global utilizado durante la captura de los puntos de prueba, y por el otro, que estos puntos representaran a la totalidad de los parches en que estaban embebidos, por lo que de manera implícita en el análisis de la exactitud quedó involucrado un número mayor de píxeles a los puntos de prueba (Congalton 2004).

Bajo esas consideraciones, las clases con mayor error de confusión fueron las planicies de inundación y vegetación arbustiva, que se confundieron ambas con la principal cobertura antropogénica en la región que es la agrícola. Esto se debe principalmente a que la agricultura es una clase

scene (ETM+ 2001), which represents around 49% of the analyzed area. This cover mainly displaced those areas classified as floodplains; 58% of the pond area was built on salt marshes (table 4). Also, around 230 ha of mangroves (3.1% of the estimated surface for 1992) were lost as a consequence of the construction of farms (fig. 4).

Discussion

The final result for the 1992 classification yielded a K' value significantly different from zero (0.69), representing a moderate level of accuracy in relation to Landis and Koch's (1977) proposal. This estimate, however, was obtained without considering the aquatic surfaces, which are normally included and whose spectral pattern differs from the other classes, so it was assumed that this class was classified without omission or commission errors. The inclusion of this class in the overall accuracy estimation produces a better agreement between the classification and reference data (>0.8), but this result does not represent the general classification.

Even so, this result is considered robust since the selection of the test points followed a stratified random process. The selection of points close to the border among classes was avoided to minimize error associated with the accuracy of the GPS device used during the gathering of test points and to assure that these points represent the patches in which they were included, implicitly involving a larger number of pixels in the accuracy assessment (Congalton 2004).

Under these circumstances, the highest confusion error was assigned to floodplains and shrub vegetation, both of them misclassified partially as agriculture, which is the main anthropogenic cover in the region. The commission error in a class is

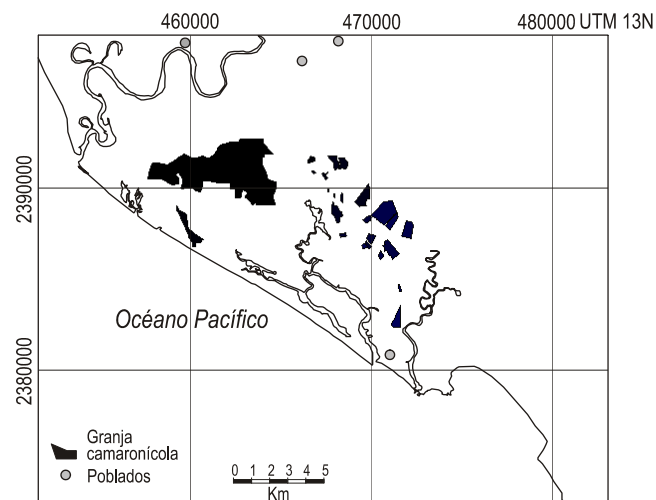


Figura 4. Distribución de las granjas camaronícolas en San Blas. Los polígonos fueron digitalizados de la composición pancromática de una imagen Landsat ETM+ de 2001.

Figure 4. Distribution of shrimp farms (shaded areas) in San Blas. Polygons were digitized from the panchromatic composite of a 2001 Landsat ETM+ image. Circles indicate human settlements.

heterogénea que incluye terrenos expuestos cuya firma espectral genera traslapes con la de las planicies de inundación, además, de terrenos con cultivos con baja densidad de siembra que se confunden con vegetación arbustiva.

Un procedimiento que en términos generales permite disminuir la confusión entre la respuesta espectral de las clases y mejorar la exactitud de las clasificaciones es incorporar datos auxiliares, procedentes de modelos digitales de elevación (MDE) o de fotografía aérea y cartografía (Klemas 2001, Ramsey *et al.* 2001). En este estudio, los polígonos de los poblados fueron digitalizados e integrados a los mapas temáticos sin errores de comisión u omisión. La clase fue excluida del análisis de exactitud ya que con su incorporación se sobrestimaría la exactitud atribuible únicamente a la clasificación.

La evaluación de la exactitud de los mapas de 1973 y 1986 no se realizó por no contar con datos de referencia históricos confiables para construir las matrices de error, pese a lo cual se supusieron valores de exactitud total y K' aproximados a los obtenidos en 1992, tomando en cuenta que los procedimientos de clasificación fueron similares (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2002).

Con las consideraciones anteriores, los resultados del presente estudio indican que los principales cambios en el paisaje del sistema estuarino de San Blas se dieron entre 1986 y 1992, pero durante todo el periodo que se abarcó las clases con menor estabilidad de localización fueron la vegetación arbustiva y las superficies acuáticas. La fuerte interacción mostrada en las matrices de detección de cambio entre superficies acuáticas y agricultura se reflejan en los cambios radicales en el cauce del Río Grande de Santiago, los cuales no se aprecian en el análisis numérico a nivel de paisaje pero sí cuando se analiza la clase de manera aislada, pues los cuerpos de agua representaron un mínimo porcentaje del área total, siendo esto una limitación del método.

Estos cambios en general son importantes, ya que al modificar la velocidad de flujo del agua y el transporte de materiales sólidos, interfieren en la dinámica de los deltas impactando las tasas de sedimentación y erosión, el aporte de nutrientes, los periodos de inundación de las marismas y la disponibilidad de hábitat. A pesar del aumento de las superficies acuáticas registrado en los mapas de 1986 y 1992 con respecto al de 1973, se ha reportado la reducción de los esteros El Pozo, El Rey y El Conchal, las marismas Zoquipa y La Tigra, así como la obstrucción de la boca del Estero El Rey en 1990 (Páez 2000). Estos cambios en los patrones hidrológicos repercuten sobre la conectividad del sistema estuarino El Pozo-El Rey al reducir o impedir la movilidad de diversos organismos acuáticos, modificando así procesos fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad tales como los equilibrios contemporáneos entre colonización y extinción (Wiens 2002), así como las interacciones biológicas y las cadenas alimenticias (Taylor 1997). La disminución de los cuerpos de agua antes mencionados tiene relación con la dirección y características del cambio de coberturas y usos de suelo registrados aquí.

equivalent to the omission error in another (Congalton and Green 1999). From this point of view, agriculture was the class with more omission errors, together with floodplains and shrub vegetation. As agriculture is a heterogeneous class, it includes exposed soils whose spectral signature overlaps with the spectral signature of floodplains; moreover, low density agriculture tends to be confused with shrub vegetation.

A procedure that allows reducing the confusion among the spectral signatures of the classes and improving the accuracy of the classifications is the integration of ancillary data, derived from digital elevation models (DEM) or aerial photography and land use cartography (Klemas 2001, Ramsey *et al.* 2001). In this study, the town polygons were digitized and added to the thematic maps, without commission or omission errors. This class was excluded from the analysis as its inclusion overestimates the accuracy attributable just to the classification process.

The accuracy of the 1973 and 1986 maps was not assessed because of the unavailability of reliable historical reference data to build the error matrices. Despite this lack of data, we assumed similar overall accuracy and K' values to those obtained for the 1992 classification, considering that the classification procedures were similar (Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2002).

Regarding these considerations, the main changes in the landscape of the San Blas estuarine system detected in this study took place from 1986 to 1992, and aquatic surfaces and shrub vegetation were the classes that displayed the lowest location stability throughout the study. The high interaction shown in the change detection matrices between aquatic surfaces and agriculture is reflected by the radical changes observed in the course of the Grande de Santiago River. These changes are not perceptible by the numerical analysis at landscape level because aquatic surfaces represent only a small proportion of the area, this being a limitation of the method.

Changes in the river's course and in other topographic features must be taken into account, since they modify the quantity and quality of the water flow and transport of solid materials, interfering with the dynamics of the river delta, and also with the sedimentation and erosion rates, nutrient supplies, duration of flood periods in salt marshes and habitat availability. In spite of the increase in aquatic surfaces detected in the 1986 and 1992 maps relative to the 1973 map, Páez (2000) reported a reduction of the El Pozo, El Rey and El Conchal estuaries, and of the Zoquipa and La Tigra salt marshes. This author also reported the obstruction of the mouth of the El Rey estuary in 1990. These changes in the hydrological patterns have negative effects on the connectivity of the El Pozo-El Rey estuarine system, reducing or obstructing the mobility of diverse aquatic organisms. This modifies some processes fundamental for the maintenance of the biodiversity and for the contemporary equilibrium between colonization and extinction (Wiens 2002), also affecting the biological interactions and food chains (Taylor 1997). The reduction in aquatic surfaces is

Se evidenció una fuerte reducción de la clase selva, favoreciendo el crecimiento de la frontera agrícola, siendo ésta la causa de más del 80% de la pérdida de áreas forestales y que posteriormente se traduce en incremento de escorrentía y tasas de sedimentación. Durante 19 años las selvas baja y mediana subcaducifolia de la planicie costera y de la región montañosa de San Blas perdieron casi la mitad de su extensión en 1973, con una tasa media de deforestación anual mayor a la reportada por Flores y Gerez (1994) para todo el estado de Nayarit (2.7%). Para el periodo de 1973 a 1986, además de la reducción del área forestal, con una tasa media de deforestación anual de 1.1%, se observó una tendencia a la fragmentación que se manifiesta en la pérdida total para el periodo siguiente. De 1986 a 1992 la clase selva fue desplazada a tasas más aceleradas, perdiendo más de 5000 ha con una tasa media de deforestación anual superior a 8%.

Estos cambios contribuyen a la reducción del nivel de intersección de agua por el dosel de la vegetación, reduciendo el tiempo de residencia del agua dentro de las cuencas y modifican los periodos de inundación y sequía de muchos humedales (Richarson y McCarthy 1994). Asimismo, el análisis de los registros históricos de sedimentos suspendidos, turbidez y concentración de nutrientes ha demostrado que la calidad del agua declina en humedales dentro de cuencas que han perdido gran parte de su cobertura vegetal (Childers y Gosselink 1990).

Con respecto a la cobertura de manglar, para 1992 ésta se estimó en 7353 ha, similar a lo registrado por otros autores que también hicieron uso de la percepción remota y estimaron una extensión de 7214 ha (Grupo Ecológico El Manglar 2001). Sin embargo, ha sido imposible contrastar estos resultados con los obtenidos por Ramírez-García *et al.* (1998), quienes también llevaron a cabo una evaluación con imágenes Landsat (TM) pero exclusivamente para el área de la desembocadura del Río Grande de Santiago y en la que estimaron una extensión de 724 ha, aproximadamente 10% de lo calculado en el presente estudio.

Considerando las estimaciones obtenidas para las otras dos fechas del presente estudio, la cobertura de manglar se mantuvo relativamente constante ($ER = -3\%$ y 0% , respectivamente), registrando los mayores valores de localización junto con los poblados y la agricultura. La deforestación de esta cubierta, aunque importante por el desplazamiento total (aproximadamente 300 ha), se considera marginal en términos de deforestación media anual (0.2%), contrastando con la tendencia mundial (Valiela *et al.* 2001) y también con otras regiones del mundo donde se ha desarrollado la camaronicultura (Terchunian *et al.* 1986, Boyd y Clay 1998) ya que en el sistema estuarino de San Blas la cobertura de manglar no ha sido desplazada por estanques camaronícolas en forma significativa.

En Nayarit la camaronicultura inició en 1979 con un sistema rústico en el Estero El Conchal. En 1988, antes de la publicación oficial de la Ley General de Protección al Ambiente (LGEEPA), había 30 granjas en la zona de San Blas con una superficie total de 257 ha. Para 1996 se construyeron

directly related to the direction and characteristics of the land use and land cover changes recorded in the present study.

The forest category displayed an important drop and was the main subsidiary for the agricultural cover enlargement. This trend of change represented more than 80% of forest cover loss, the subsequent effects being increased runoff and sedimentation rates. During the 19-year period, the dry and deciduous seasonal forests of the coastal and highland areas of the San Blas region lost almost half of their 1973 surface, with an annual deforestation rate higher than that reported by Flores and Gerez (1994) for Nayarit (2.7%). From 1973 to 1986, besides the reduction in forest area, with an annual deforestation rate of 1.1%, a tendency to fragmentation of the landscape was clearly observed that later changed to a total loss in the next period. From 1986 to 1992, forests were displaced at higher rates, losing more than 5000 ha, with annual deforestation rates above 8.0%.

These changes also contribute to reduce the level of water intersection by the canopy and the water residence time inside the basins, and to alter the periods of flood and drought of many wetlands (Richarson and McCarthy 1994). Additionally, the analysis of time series of suspended solids, turbidity and nutrient concentrations has demonstrated that water quality declines when wetlands inside the basins lose part of their vegetal cover (Childers and Gosselink 1990).

Regarding the mangrove cover, the present findings for 1992 (7353 ha) agree with previous results (7214 ha) derived from remote-sensing analysis (Grupo Ecológico El Manglar 2001). It was not possible, however, to contrast our figures with those reported by Ramírez-García *et al.* (1998), who also used Landsat (TM) imagery, since their study area was restricted to the Río Grande de Santiago river mouth, where they estimated around 724 ha of mangrove extension, roughly 10% of the area calculated in the present study.

According to the mangrove estimates obtained in the classifications, this cover remained constant (residence stability of -3% and 0% for the first and second period respectively), achieving the highest values for the location stability index, together with human settlements and agriculture. Although mangrove deforestation (around 300 ha) is important from a general viewpoint, it is marginal in terms of mean annual deforestation (0.2%) and compared with world-wide tendencies (Valiela *et al.* 2001), and with regions of the world where shrimp aquaculture has been developed (Terchunian *et al.* 1986, Boyd and Clay 1998). The mangrove cover of the San Blas estuarine system has not been displaced by shrimp ponds in a significant way.

Shrimp farming initiated in Nayarit in 1979 with a rustic system in the El Conchal estuary. Before the publication of the Mexican General Law for Environmental Protection in 1988, there were 30 farms in San Blas, covering a total surface of 257 ha. By 1996 there were another 15 farms, increasing the area to 593 ha (SEPLADE 1996). Recently, Ponce-Palafox *et al.* (2003) reported 63 shrimp farms, of which 58 were in

15 granjas más, adicionando 593 ha a las ya existentes (SEPLADE 1996). Recientemente, Ponce-Palafox *et al.* (2003) reportaron 63 granjas camaronícolas, de las cuales 58 están en operación alcanzando una superficie de espejo de agua de casi 1300 ha. En este estudio se estimó una superficie de 1900 ha de estanquería y al traslapar los polígonos de las granjas sobre el mapa temático de 1992 fue posible apreciar que las planicies de inundación fueron las principales subsidiarias de esta actividad, mientras que el manglar representó aproximadamente el 12% de la superficie dedicada a estanquería.

La mayoría de las granjas detectadas están localizadas en las proximidades de las marismas La Tigra y Las Horquetas y en los márgenes de los esteros El Conchal y el Pozo. Considerando que las marismas son componentes esenciales de los ecosistemas costeros y que el equilibrio en las tasas relativas de acreción sedimentaria e inmersión determinan la estabilidad de estos ambientes (Mitch y Gosselink 1993, Kennish 2001), la expansión de la camaricultura se torna en un riesgo no sólo por cambios directos en el uso del terreno, sino también por otros efectos. Los impactos de esta actividad se extienden por la construcción de canales, bordes, caminos y otras infraestructuras que alteran la hidrología de las marismas, interfiriendo sobre los patrones normales de inundación y drenaje de las mareas, modificando el flujo superficial terrestre del agua, reduciendo el suministro de sedimentos y deteniendo la acreción vertical (Kennish 2001).

Además de los impactos directos como la pérdida de hábitat y la alteración de los patrones hidrológicos por cambios en el uso del terreno, el desarrollo de la camaricultura conlleva un impacto adicional por el incremento en la carga de nutrientes a los sistemas acuáticos. Considerando las estimaciones de Páez-Osuna (2001) con relación al aporte anual de nutrientes procedente de granjas que operan con sistemas semi-intensivos ($74.6 \text{ kg N ha}^{-1}$ y $19.9 \text{ kg P ha}^{-1}$) y suponiendo que éste es el sistema más común en el área, se estima que la camaricultura regional aportaría anualmente una carga de nutrientes de alrededor de 142 toneladas de nitrógeno y 38 toneladas de fósforo al sistema. De acuerdo con el mismo autor, la descarga generada por la camaricultura aporta 0.8% del nitrógeno y 0.5% del fósforo de las cargas totales que drenan a los ambientes costeros de Nayarit.

En general, con el presente estudio se determinó que la extensión de los humedales de la zona costera de San Blas se mantuvo relativamente estable entre 1973 y 1992. Sin embargo, el crecimiento de las actividades antropogénicas, particularmente de la agricultura y la camaricultura, está provocando la homogenización del paisaje, poniendo en riesgo la permanencia de los humedales en el largo plazo debido a la rápida desaparición de los componentes naturales terrestres de la zona costera. Estos elementos naturales juegan un papel preponderante en su desarrollo al influir en los patrones de almacenamiento, descarga y calidad del agua, así como en el mantenimiento de la biodiversidad por el efecto que tienen en la conectividad y movilidad de los procesos ecológicos del paisaje.

operation, occupying a surface of almost 1300 ha. In the present study, the shrimp pond surface was estimated to be 1900 ha and when the farm polygons were overlaid on the thematic map for 1992 it became evident that floodplains are the main subsidiaries for this activity, whereas mangroves represent around 12% of the shrimp pond surface.

Most of the farms detected are located near the La Tigra and Las Horquetas salt marshes and close to El Conchal and El Pozo estuaries. Considering that salt marshes are essential components of coastal ecosystems and that equilibrium in the processes of sedimentation, accretion and submersion determines the stability of these environments (Mitch and Gosselink 1993, Kennish 2001), the expansion of shrimp farming becomes a risk, not only because of the direct land use changes, but also because of other effects. The impact of this activity includes the construction of channels, borders, roads and other necessary infrastructure that modify the hydrology of the salt marsh, interfering with the normal flood and drainage patterns of tides, modifying the terrestrial surface water flow, reducing sediment supply and stopping vertical accretion (Kennish 2001).

Besides the direct impact resulting from land use, such as habitat loss and changes in hydrological patterns, there is an additional impact from shrimp aquaculture as a consequence of the increased nutrient loads discharged to the aquatic systems. Considering the estimations reported by Páez-Osuna (2001) regarding the contribution to the nutrient load derived from semi-intensive shrimp farming ($74.6 \text{ kg N ha}^{-1}$ and $19.9 \text{ kg P ha}^{-1}$) and assuming that this is the most common system in the area, contributions of around 142 tons of nitrogen and 38 tons of phosphorous would be expected on a yearly basis. According to the same author, the total discharge derived from shrimp farming contributes 0.8% of the nitrogen and 0.5% of the phosphorous of the total discharge to the coastal systems of Nayarit.

In general, it is possible to conclude that the area of wetlands in the coastal zone of San Blas remained relatively stable from 1973 to 1992; however, the expansion of anthropogenic activities, especially agriculture and shrimp farming, is leading to landscape homogenization, threatening the long-term permanence of wetlands because of the rapid disappearance of the natural upland components of the coastal zone. These natural components play an important role in the development of the coastal zone, affecting the storage, draining and quality of the water, as well as in the maintenance of biodiversity, which depends on the connectivity and mobility of some ecological processes in the landscape.

Regarding the mangrove cover, the present results reveal only marginal loss of mangrove forest as a result of deforestation and shrimp pond construction, although the real effects on the structure of this vegetal cover could be worse, since shrimp farming and the associated infrastructure (channels, roads, etc.) pose a risk to the preservation of coastal wetlands. It is therefore necessary to implement regional studies at higher resolution levels to assess the real impact on this coverage, as well as on wetlands in general.

En particular para la cobertura de manglar, los resultados del presente trabajo indican pérdidas marginales por efecto de la deforestación y desplazamiento para la construcción de estanquería para el cultivo de camarón, aunque los efectos reales sobre la estructura de esta cobertura vegetal pueden ser mayores, ya que el desarrollo de la camaronicultura sobre las planicies de inundación, junto con la infraestructura complementaria como caminos y canales, ponen en riesgo al conjunto de humedales costeros, por lo que es necesario realizar estudios con mayor nivel de resolución para determinar el impacto real sobre esta cobertura y sobre los humedales costeros en general.

Los cambios en el paisaje costero de San Blas por el desarrollo de las actividades antropogénicas se oponen a los principios de sustentabilidad del ambiente. Para revertir esta tendencia negativa y garantizar la continuidad de las condiciones estables en la región es necesario implementar estrategias de ordenamiento ecológico que deben estar sustentadas en programas de investigación para la clasificación, inventario y monitoreo de los humedales costeros y los ambientes terrestres adyacentes (Bartlett 1993, Berlangua-Robles y Ruiz-Luna 2002, Ozesmi y Bauer 2002). Los resultados de este estudio son una contribución en ese sentido al presentar las tendencias generales de cambio de los principales componentes del paisaje de 1973 a 1992. A pesar de la exactitud moderada de los mapas producidos por la aplicación de técnicas de percepción remota, éstos representan una caracterización inédita del paisaje del sistema estuarino de San Blas y constituyen un diagnóstico que, debidamente actualizado y complementado con información de otros programas de investigación, puede ser la base para la elaboración de los planes de manejo costero para preservar los ambientes de San Blas junto con los beneficios ecológicos, económicos y culturales que el sistema ofrece.

Agradecimientos

Los autores agradecen a CONACYT y al gobierno del Estado de Nayarit por el apoyo a los proyectos FOMIX Nayarit 2003 (C019420, C019593, C019594 y C019595) así como el apoyo de SEMARNAT-CONACYT (Ref. 2002-C01-0044/A1).

Referencias

- Baily B, Nowell D. 1996. Techniques for monitoring coastal change: A review and case study. *Ocean Coast. Manage.* 32(2): 85–95.
- Bartlett D. 1993. GIS and the coastal zone: An overview. In: St. Martin K (ed.), *Explorations in Geographic Information Systems Technology*. Vol. 3. Applications in Coastal Zone Research and Management. Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University, USA, pp. 3–23.
- Berlangua-Robles CA, Ruiz-Luna A. 2002. Land-use mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *J. Coast. Res.* 18(3): 514–522.
- Boyd CE, Clay JW. 1998. Acuicultura de camarones y ambiente. *Invest. Cienc.* 236: 22–44.
- Campbell JB. 1996. *Introduction to Remote Sensing*. Taylor and Francis, London, 622 pp.

The changes observed in the San Blas landscape due to anthropogenic activities are in disagreement with the principles of environmental sustainability. To revert this negative tendency and to guarantee a long-term continuity of stable conditions in this region, it is necessary to implement integral management strategies. They should be based on reliable inventories and monitoring programs of wetlands and the neighboring uplands (Bartlett 1993, Berlangua-Robles and Ruiz-Luna 2002, Ozesmi and Bauer 2002). The results obtained in this study are of use to determine the general trends of change in the landscape elements from 1973 to 1992. In spite of the moderate accuracy of the output maps, these results represent an unedited characterization of the landscape of the San Blas estuarine system and they integrate a diagnosis, which properly updated and supplemented with information from other research programs, could be the basis for the elaboration of coastal management programs aimed to preserve the San Blas landscape and the ecological, economic and cultural benefits that this system offers at local and regional levels.

Acknowledgements

The authors acknowledge CONACYT and the local government of Nayarit for financial support to the 2003 FOMIX projects (C019420, C019593, C019594 and C019595). This work was also supported by SEMARNAT-CONACYT (Ref. 2002-C01-0044/A1).

- Childers DL, Gosselink JG. 1990. Assessment of cumulative impacts to water quality in a forested wetland landscape. *J. Environ. Qual.* 19: 454–463.
- Congalton RG. 2004. Putting the map back in map accuracy assessment. In: Lunetta RS, Lyon JG (eds.), *Remote Sensing and GIS Accuracy Assessment*. CRC Press, Florida, pp. 1–11.
- Congalton RG, Green K. 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida, 137 pp.
- Currie DJ. 1994. Sustainable aquaculture in developing countries. *World Aquacult.* 25(4): 20–25.
- Dobson J, Bright E, Ferguson R, Field D, Wood L, Haddad K, Iredale III H, Jensen J, Klemas V, Orth R, Thomas J. 1995. NOAA's coastal change analysis program, guidance for regional implementation. National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Tech. Rep. 123, Seattle, USA. <http://www.csc.noaa.gov/products/ak/html/proto.htm>.
- Eastman JR, McKendry JE, Fulk MA. 1995. *Change and Time Series Analysis*. United Nations Institute for Training Research/GRID, Geneva, Switzerland, 119 pp.
- Flores VO, Gerez P. 1994. *Biodiversidad y Conservación en México: Vertebrados, Vegetación y Uso del Suelo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Nacional Autónoma de México, México, 439 pp.
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ, Clark CD. 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coast. Manage.* 24: 1–40.
- Grupo Ecológico El Manglar. 2001. Diagnóstico socioambiental de la zona estuarina y de manglar del municipio de San Blas, Nayarit. <http://www.elmanglar.com/docs/DiagnosticoManglar.pdf>.

- INEGI. 2000. Síntesis de Información Geográfica del Estado de Nayarit. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, 140 pp.
- Jensen JR, Cowen DJ, Althausen JD, Narumalani S, Weatherbee O. 1998. An evaluation of coast watch change detection protocol in South Carolina. In: Lunetta RS, Elvidge CD (eds.), *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications*. Ann Arbor Press, USA, pp. 75–88.
- Kennish MJ. 2001. Coastal salt marsh systems in the US: A review of anthropogenic impacts. *J. Coast. Res.* 17(3): 731–748.
- Klemas VV. 2001. Remote sensing of landscape-level coastal environmental indicators. *Environ. Manage.* 27: 47–57.
- Landis J, Koch G. 1977. The measurements of observer agreements for categorical data. *Biometrics* 33: 159–174.
- Liu AJ, Cameron GN. 2001. Analysis of landscape patterns in coastal wetlands of Galveston Bay, Texas (USA). *Landscape Ecol.* 16: 581–595.
- Mas JF. 1999. Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. *Int. J. Remote Sens.* 20: 139–152.
- Mitch WJ, Gosselink JG. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand-Reinhold, New York, 722 pp.
- Neshyba S. 1987. *Oceanography. Perspectives on Fluid Earth*. John Wiley, New York, 506 pp.
- Nixon SW. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Ozesmi SL, Bauer ME. 2002. Satellite remote sensing of the wetlands. *Wetlands Ecol. Manage.* 10: 381–402.
- Páez BLP. 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, México, 76 pp.
- Páez-Osuna F. 2001. Descarga de nutrientes procedente de la camaricultura, agricultura y las aguas municipales en la zona costera del Golfo de California. En: Páez-Osuna F (ed.), *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos y El Colegio de Sinaloa, México, pp. 192–206 pp.
- Palacio-Prieto JL, Sánchez-Salazar MT, Casado IJM, Propin FE, Delgado CJ, Velázquez MLA, Chías B, Ortiz AMI, González SJ, Negrete FG, Gabriel MJ, Márquez HR. 2004. Indicadores para la caracterización y el ordenamiento territorial. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía y Secretaría de Desarrollo Social, México, 161 pp.
- Ponce-Palafox JT, Cancino JM, Lara G, Pérez R. 2003. Atlas Acuícola del Estado de Nayarit. UAN, ASANAY y SEDECO, México, 235 pp.
- Ramírez-García P, López-Blanco J, Ocaña D. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecol. Manage.* 105: 217–229.
- Ramsey III EW, Nelson GA, Sapkota SK. 2001. Coastal change analysis program implemented in Louisiana. *J. Coast. Res.* 17: 53–71.
- Richards JA, Jia X. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Springer-Verlag, Berlin, 363 pp.
- Richardson CJ, McCarthy EJ. 1994. Effect of land development and forest management on hydrologic response in southeastern coastal wetlands: A review. *Wetlands* 14: 56–71.
- Rooney JJ, Smith SV. 1999. Watershed landuse and bay sedimentation. *J. Coast. Res.* 15(2): 478–485.
- Ruiz-Luna A, Berlanga-Robles CA. 1999. Modifications in coverage patterns and land use in the landscape around the Huizache-Caimanero Lagoon System, Sinaloa, Mexico: A multitemporal analysis of Landsat images. *Est. Coast. Shelf Sci.* 49: 37–44.
- Ruiz-Luna A, Berlanga-Robles CA. 2003. Mapping changes derived from urban growth in a coastal landscape and associated aquatic ecosystems in northwest Mexico. *Landscape Ecol.* 18: 159–171.
- Sabins FF. 1997. *Remote Sensing. Principles and Interpretation*. WH Freeman, New York, 494 pp.
- SEPLADE. 1996. Diagnóstico y Perspectivas del Sector Acuícola de la Llanura Costera Centro Norte de Nayarit, Gobierno del Estado de Nayarit, México, 100 pp.
- Taylor PD. 1997. Empirical explorations of landscape connectivity. In: Cooper A, Power J (eds.), *Proc. Sixth Annual Conference of IALE (UK)*, The UK Region of the International Association for Landscape Ecology, University of Ulster, pp. 11–18.
- Terchunian A, Klemas V, Segovia A, Alvarez A, Vasconez B, Guerrero L. 1986. Mangrove mapping in Ecuador: The impact of shrimp pond construction. *Environ. Manage.* 10: 345–350.
- Toledo-Cuarón A, Botello AV, Herzig M. 1987. El Pantano: Una riqueza que se destruye. Cuadernos del Centro de Ecodesarrollo XII, México, 140 pp.
- Valiela I, Bowen JL. 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environ. Pollut.* 118: 239–248.
- Valiela I, Bowen JL, York JK. 2001. Mangrove forest: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51: 807–815.
- Wiens JA. 2002. Riverine landscapes: Taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biol.* 47(4): 501–515.

*Recibido en noviembre de 2004;
aceptado en mayo de 2006*