

Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000)

Recibido: 11 de mayo de 2009. Aceptado en versión final: 15 de julio de 2009.

César Alejandro Berlanga Robles*

Rodrigo Ricardo García Campos**

Jorge López Blanco***

Arturo Ruiz Luna*

Resumen. Se clasificaron imágenes satelitales Landsat de los años 1973, 1990 y 2000 y posteriormente se realizó una comparación post-clasificatoria, con información digital complementaria, para analizar los cambios ocurridos en la cobertura vegetal y los usos del suelo de la región costa del norte de Nayarit (RCNN). Se produjeron mapas temáticos con nueve clases de cobertura y usos del terreno, con exactitudes totales > 85% y estimadores del coeficiente Kappa de 0.85 a 0.99 para las matrices de error espectral, en tanto que para el caso de las matrices de error real las exactitudes totales y Kappa fueron superiores al 87 y 0.85%, respectivamente. El análisis de las matrices de detección de cambio (1973-

1990, 1990-2000 y 1973-2000) indica que el porcentaje general de cambio en el área en estudio fue próximo al 25% entre periodos y del 30% para el periodo completo (1973-2000). En todos los casos existió una marcada tendencia al incremento de la superficie dedicada a las actividades humanas (agricultura, granjas camaronícolas y uso urbano) y una disminución de las superficies con coberturas naturales como los bosques y los manglares.

Palabras clave: Cobertura vegetal, cambio de uso del suelo, ambientes costeros, clasificación supervisada, matrices de error, análisis de cambios, índice de Kappa, Nayarit.

Land use and land cover change patterns in the north coast region of Nayarit (1973-2000)

Abstract. Landsat satellite imagery from 1973, 1990 and 2000, was classified and a further post classification comparison, including digital ancillary information, was done to analyze the land cover and land uses changes in the coastal region of northern Nayarit. We produced thematic maps with nine cover and land use classes with overall accuracies > 85% and estimates of Kappa coefficient from 0.85 to 0.99

for the spectral error matrices. For the field-error matrices, the overall accuracies and Kappa estimates were higher than 87 and 0.85%, respectively. The analysis of change-detection matrices (1973-1990, 1990-2000 and 1973-2000) indicate that the general percentage of change for the study area was around 25% for among periods and 30% for the whole period (1973-2000). In all the cases, a positive trend of

* Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, Av. Sábalo-Cerritos s/n, 82000 Mazatlán, Sinaloa, México. E-mail: cesar@ciad.mx, arluna@ciad.mx.

** Colegio de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

*** Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Circuito de la Investigación Científica, Ciudad Universitaria, 04510 Coyoacán, México, D. F. E-mail: jlopezblanco@hotmail.com.

growth for economic activities (agriculture, shrimp farms and urban use) was detected, as well as a decrease in natural covers such as forests and mangroves, among others.

Key words: Land cover, land use/cover change, coastal environment, supervised classification, error matrices, change analysis, Kappa index, Nayarit.

INTRODUCCIÓN

Históricamente se han presentado eventos naturales catastróficos, como huracanes e incendios, que han propiciado variaciones importantes en la cobertura natural, sin embargo, en las últimas décadas las actividades humanas se han convertido en el principal desencadenador de la transformación de los ecosistemas, modificándolos o destruyéndolos con el desarrollo de actividades económicas (Bassols, 1993). En el caso particular de las zonas costeras, los cambios de cobertura y uso del suelo han inducido la pérdida directa de entre 35 y 50% de los humedales costeros del planeta y son fuente del 70% de los contaminantes del medio marino, particularmente fertilizantes, plaguicidas, metales pesados, hidrocarburos y aguas negras (Agardy *et al.*, 2005; Gu *et al.*, 2007; Halpern *et al.*, 2008).

El cambio de cobertura vegetal y de uso del suelo es, en mayor medida, consecuencia de las interacciones entre las actividades humanas con el medio natural. La evaluación oportuna y precisa de los patrones de ese cambio permite conocer el impacto de las actividades económicas y de desarrollo sobre el territorio y sus recursos, además de ser el indicador ambiental más claro para identificar problemas relativos a la sustentabilidad en el uso de los bienes y servicios ecosistémicos (Lambin *et al.*, 2003; Lambin y Geits, 2007; Berberoglu y Akin, 2009). Por otro lado, la delimitación y cuantificación de los cambios contribuye a la caracterización del territorio y a la ubicación de áreas de atención prioritarias, así como al establecimiento de políticas correctivas y a la formulación de planes de acción para el mejor manejo de los recursos. También proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de deforestación, degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad (Palacio *et al.*, 2004).

En este contexto, los avances tecnológicos de las últimas décadas en los campos de la teledetección y los sistemas de información geográfica (SIG) han permitido que los métodos para analizar los cambios de cobertura vegetal y usos del suelo sean cada vez más diversos y con diferentes grados de efectividad (Treitz y Rogan, 2004; Berberoglu y Akin, 2009). Estas geotecnologías permiten coleccionar, estructurar y analizar información espacial relevante para el manejo de ambientes costeros tropicales (Green *et al.*, 1996; Klemas, 2001).

Partiendo de las consideraciones anteriores, el objetivo de este trabajo fue establecer y analizar los patrones de cambio de cobertura vegetal y uso del suelo en la región de la costa norte de Nayarit (RCNN) en el periodo 1973-2000, mediante el procesamiento digital de imágenes Landsat en el contexto de un SIG. Con lo anterior, se pretendió determinar en qué medida se han afectado los ambientes naturales de esta región.

Entre otros ambientes destacan los bosques de encino-pino, selvas mediana y baja, una importante extensión de manglar y vegetación hidrófila, matorrales y praderas, incluyendo áreas agrícolas de riego y de temporal pero, sin lugar a dudas, el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (integrado por una compleja red de humedales) es uno de los más importantes y por sus características físicas ha sido aprovechado para diversas actividades humanas, encontrándose en situación de riesgo, particularmente ante la posible reactivación económica de la región con la construcción de presas y otra infraestructura hidráulica. El incremento de las actividades antrópicas ha generado patrones espaciales diferenciados de los usos actuales del suelo, que en términos generales, se reflejan en la reducción de las áreas con vegetación natural, como las de los bosques templados y tropicales (López, 2005). Por otro lado, la acuicultura también se ha desarrollado intensamente en la región, en especial durante las últimas décadas, aumentando el área de estanques para cultivo, primordialmente de camarón, provocando la disminución de áreas de humedales como las marismas (Berlanga y Ruiz, 2006, 2007).

Este valioso ecosistema representa entre el 10 y el 15% del total de manglares del país, depen-

diendo de las estimaciones a nivel nacional (Ruiz *et al.*, 2008), por lo que se puede considerar que es la región más importante en extensión del Pacífico de México y entre las cinco más importantes del Pacífico de América. Esta zona ocupa el sexto lugar en importancia en la lista de los 210 humedales prioritarios de México, los cuales son utilizados por aves acuáticas migratorias; por su valor ambiental está en proceso de declararse Área Natural Protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera. Este trabajo constituye una aportación técnica para la conservación de los ecosistemas.

ÁREA EN ESTUDIO

La región de la costa norte de Nayarit (RCNN), localizada entre los 21°20' N y 22°40' N y los 104°48' W y 105°46' W, incluye siete municipios: Tecuala, Acaponeta, Rosamorada, Tuxpan, Ruiz, Santiago Ixcuintla y San Blas (Figura 1), que en conjunto suman una superficie de alrededor de 7 519 km² y una línea de costa cercana a los 150 km.

En la región confluyen factores biofísicos del paisaje como el clima y la vegetación, y antropogénicos como la agricultura y la pesca, que influyen de manera importante para la transformación de la naturaleza. Algunos cauces, cuyas cabeceras están en la Sierra Madre Occidental, siguen trayectos dentro de la llanura costera y desembocan en las planicies lagunares o en el Océano Pacífico. Los ríos principales en el área son, de sur a norte: San Blas, Río Grande de Santiago, San Pedro, Bejuco, Rosamorada, San Francisco, Acaponeta y Cañas (Anguiano, 1992).

La RCNN se distribuye dentro de tres provincias fisiográficas: Llanura Costera del Pacífico con el 56% de la superficie, Sierra Madre Occidental con el 37% y Eje Neovolcánico Transversal con el 7%. El clima es cálido subhúmedo, con un gradiente de humedad de menor a mayor, de norte a sur, y de lluvias en verano, con temperaturas de 21 a 31°C, respectivamente, y una precipitación invernal inferior al 5%. Al norte del área, la precipitación media anual es de 800 a 1 200 mm, mientras que al sur es de 1 000 a 1 500 mm.

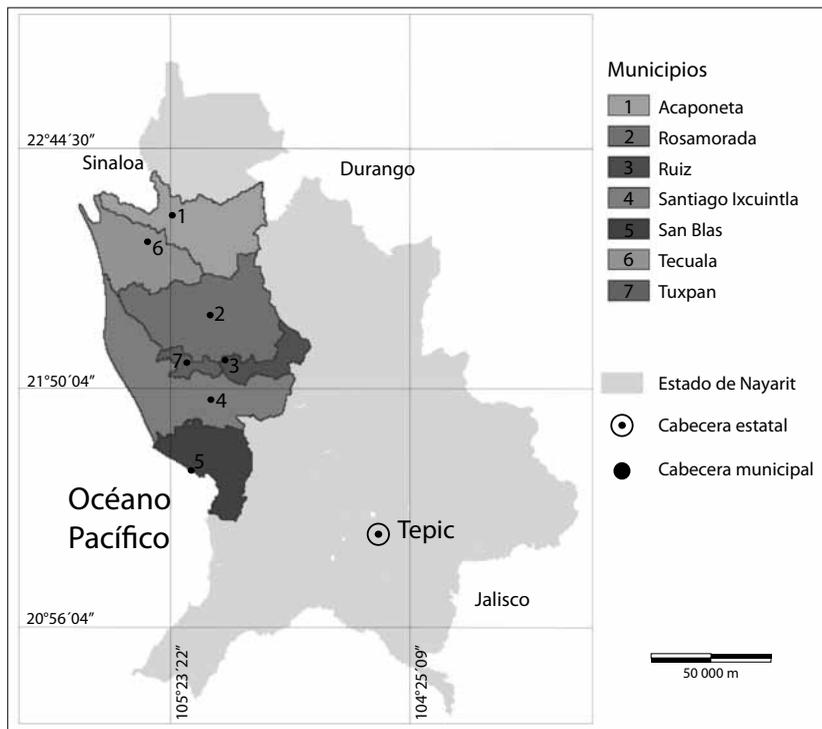


Figura 1. Área en estudio: región de la costa norte de Nayarit (RCNN).

Al este del municipio de Acaponeta existe una cubierta boscosa amplia con bosque de encino y de pino-encino, mientras que en los municipios de Rosamorada y Ruiz se encuentran áreas fragmentadas de encino. La selva cubre un área extensa. Destaca la selva mediana subcaducifolia que se extiende en una franja que atraviesa por los municipios de Acaponeta, Rosamorada, Ruiz, Tuxpan, Santiago Ixcuintla y San Blas; asimismo, existen áreas fragmentadas de selva baja caducifolia, en porciones que están próximas a la costa (INEGI, 2000). A lo largo de la planicie costera impera el bosque de mangle con una cobertura próxima a las 70 000 ha (Berlanga y Ruiz, 2007).

Hacia el este de las lagunas de Agua Brava, el Chumbeño y Pescaderos, y en los alrededores de ciudades como Acaponeta, Quimichis y Tecuala, predominan los suelos cambisoles éutricos de textura media. Al sur de la región, en el municipio de San Blas, predominan los acrisoles húmicos, en fase pedregosa, ácidos y pobres en nutrientes; presentan vegetación de selva o bosque, y acumulaciones de arcilla que son utilizados para agricultura de bajos rendimientos.

MÉTODOS

Preparación y clasificación de imágenes Landsat

Para cada una de las tres fechas de estudio (1973, 1990 y 2000), se obtuvieron cuatro escenas Landsat (*path/row* 30/44, 30/45, 31/44 y 31/45) que incluyen a los siete municipios de la RCNN, cuyos límites fueron digitizados de la carta topográfica 1:400 000 editada por el INEGI en 1981. Parte de los resultados, particularmente lo que se refiere a la clasificación de las imágenes, corresponde al desarrollo de un proyecto de investigación que se llevó a cabo de 2003 a 2005. Al inicio del proyecto se contó con las escenas del 2000 (Landsat ETM+), como las más recientes y disponibles. No se incluyeron imágenes más recientes, ya que cuando éstas estuvieron disponibles, el proyecto se encontraba en su etapa final.

Las imágenes fueron georreferidas usando coordenadas en la proyección cartográfica Universal

Transversa de Mercator (Zona 13 Norte, Datum NAD 27, elipsoide de Clarke 1866), para su integración dentro del entorno SIG. La resolución espacial fue de 60 m para las imágenes MSS y de 30 m para las TM y ETM+. Este proceso, así como la mayor parte del análisis digital, se llevó a cabo en el SIG Idrisi-Andes (Eastman, 2006). Una vez que las imágenes tuvieron la misma georreferencia, se construyó un mosaico de cada banda espectral de cada escena con el módulo Mosaic de Idrisi Andes, que además de unir las imágenes con base en sus coordenadas geográficas, también iguala los valores numéricos de brillantez; minimizando así las variaciones en la reflectancia registrada entre ambas imágenes debidas a las condiciones atmosféricas, el ángulo del sol y la humedad del suelo (*Ibid.*). Posteriormente se realizó un recorte a dicho mosaico para generar una imagen que se construyera al área en estudio.

Una vez editadas, las escenas multispectrales de cada año fueron clasificadas en seis clases de cobertura vegetal y usos del suelo, y una clase de píxeles sin clasificar, siguiendo una técnica de clasificación supervisada con el algoritmo de Máxima Verosimilitud (Campbell, 2007). Los campos de entrenamiento para cada clase se digitizaron sobre composiciones en falso color de las escenas, su selección se realizó con el auxilio de material cartográfico diverso y datos de campo registrados con un sistema de posicionamiento global con precisión de ± 5 m.

En los compuestos en falso color se delimitaron, en promedio, quince campos de entrenamiento por clase, con 12 a 14 píxeles por campo para cada imagen, lo que representa áreas mayores a cinco hectáreas en las imágenes MSS y mayores a una hectárea en las imágenes TM y ETM, respectivamente. Para la agrupación de un conjunto de píxeles, dentro de un campo de entrenamiento, se buscó que sus patrones espectrales fueran homogéneos, considerando su distribución estadística. Asimismo, los valores medios de esos patrones debían coincidir con la media de los campos de entrenamiento de la misma clase, de manera que la desviación estándar entre los campos de la clase debe ser la mínima posible.

Al resultado de la clasificación se le aplicó un filtro de generalización con el fin de homogenizar

las coberturas representadas en el mapa, eliminando parches aislados formados por pocos píxeles embebidos dentro de otra clase de mayor tamaño, con ello fueron transformados a la clase dominante. Se utilizó la moda como medida de generalización y una ventana de nueve por nueve píxeles (Gibson y Power, 2000).

A los mapas temáticos resultantes, uno por fecha, se les añadieron los polígonos de las clases poblados y granjas acuícolas para obtener tres mapas temáticos finales, cada uno con nueve clases, siete resultado de la clasificación y dos de la digitización de rasgos (Tabla 1). La clase poblados para el año 1973 se digitizó a partir de las cartas topográficas a escala 1:50 000 del INEGI, producidas con fotografías aéreas de esa época.

Para el año 1990, la imagen Landsat en falso color de esa fecha, permitió digitizar los poblados directamente en pantalla, asimismo, la clase granjas acuícolas. Para el 2000, la clase poblados fue incluida directamente de un archivo digital de vectores (INEGI, 2000), en este caso, al igual que en la clasificación de 1990, las granjas camaronícolas fueron digitizadas directamente de la imagen del año 2000.

Evaluación de las exactitudes de las clasificaciones

La exactitud total de una clasificación puede ser evaluada a través de un estimador del coeficiente de Kappa (K'), una técnica discreta multivariada que determina estadísticamente si una matriz de error es significativamente diferente de otra. El coeficiente es una medida de la concordancia o exactitud basada en las diferencias entre los datos de la clasificación y los de referencia, comparada con la exactitud proveniente de una clasificación debida al azar (Congalton y Green, 1999; Richards y Jia, 1999). Toma valores en el intervalo de -1.0 a 1.0, pero como existe una correlación mínima debida al azar entre los datos de referencia y clasificados, se esperan valores positivos de K' , acotándose el intervalo de cero a uno. Si los valores de K' son significativamente diferentes de cero, indican un proceso de clasificación mejor a una clasificación debida al azar. Asumiendo una distribución normal para K' , con el estadístico Z se puede probar la hi-

pótesis nula $K' = 0$ y la hipótesis para la diferencia de dos K' independientes $K_1 - K_2 = 0$ (Congalton y Green, *op. cit.*).

Para conocer el nivel de confiabilidad de la información incluida en los mapas de cobertura vegetal y usos del suelo, se realizó el análisis de las matrices de error. La matriz de error es una forma de representar la exactitud de un mapa en el sentido de que la exactitud de cada categoría está descrita por medio de los errores de comisión y omisión (*Ibid.*). En el primer caso, es la inclusión de un área a una categoría en particular cuando no pertenecía originalmente a la muestreada dentro de los campos de entrenamiento. Un error de omisión es la exclusión de un área que fue muestreada originalmente dentro de una clase y al final de la clasificación quedó integrada dentro de otra.

A partir de la matriz de error se puede estimar la exactitud del productor, del usuario y global. Las dos primeras son medidas individuales para cada categoría de la clasificación, la exactitud del productor resulta de dividir las unidades correctamente clasificadas en una categoría dada, entre el número de unidades de muestra para esa categoría dentro de los datos de referencia, en tanto que la exactitud del usuario se obtiene dividiendo las unidades correctamente clasificadas entre el número de unidades en la clasificación generada con datos de percepción remota. Considerando a las categorías de la clasificación en su conjunto, la exactitud global que se obtiene dividiendo el total de unidades correctamente clasificadas (traza de la matriz) entre el número total de unidades muestreadas (*Ibid.*).

En primer instancia se construyeron matrices de error espectral, las cuales indican qué tan bien fueron categorizados los patrones de respuesta espectral en el momento de realizar los campos de entrenamiento. Las exactitudes son altas cuando los campos de entrenamiento han sido suficientemente homogéneos por categoría, pero espectralmente distinguibles con respecto a las otras categorías (Lillesand y Kiefer, 1994). Después se construyeron matrices de error real comparando el mapa resultante de la clasificación, con respecto a las clases de información reales obtenidas mediante corroboración en campo, mapas existentes, fotografías aéreas

(Muñoz y López, 2008). Para 1990 se tomaron en cuenta las clases de información incluidas en las cartas de uso del suelo y vegetación a escala 1:250 000, Escuinapa (F13-5) y Tepic (F13-8), del INEGI.

Para el mapa del año 2000 se obtuvieron datos de referencia a partir de diversos recorridos realizados durante los años 2000, 2001 y 2004, en el área en estudio. Con ello se obtuvo la localización exacta de las clases de información por medio de puntos georreferidos con GPS, en coordenadas UTM. Se obtuvo un total de 600 puntos de corroboración, de los cuales se eligieron 30 puntos al azar por clase espectral.

Evaluación de los cambios de cobertura y usos del suelo

La evaluación de los cambios de cobertura y uso del suelo en la RCNN se realizó a través de un análisis multitemporal post-clasificadorio (Mas, 1999; Ramsey III *et al.*, 2001; Berlanga y Ruiz, 2002, 2006, 2007; Muñoz y López, 2008) a partir de matrices de detección de cambios. Esto mediante una tabulación cruzada de dos clasificaciones de fechas distintas, que lista las frecuencias de coincidencias y diferencias de las clases involucradas obtenidas a través de la comparación de dos mapas, de fechas distintas (Eastman, 1995).

El arreglo de la matriz de detección de cambios permite, en los mapas que se están evaluando, el cálculo de los cambios, tanto en conjunto como por categorías. Los datos en la diagonal principal representan píxeles sin cambio en el tiempo. Aquéllos que se encuentran fuera de la diagonal representan los cambios entre las dos fechas, de una clase a otra en forma de ganancia, si se encuentran en las hileras, o pérdida, si se encuentran en las columnas.

Al igual que la matriz de error, esta matriz de detección de cambios arroja un valor del índice de concordancia de *Kappa* que evalúa, al mismo tiempo, la coincidencia total de ambas clasificaciones y la coincidencia con base en cada clase, toma valores -1.0 a 1.0, que implican cambio total con valores próximos a -1.0 y ningún cambio con valores cercanos a 1.0 (Eastman *et al.*, 1995).

También se obtuvieron las medidas de estabilidad de localización y de residencia definidas por Ramsey III *et al.* (2001) como:

$$EL = \left[\frac{Cb - PCb}{Cb} \right] * 100$$

$$ER = \left[\frac{Cf - Cb}{Cb} \right] * 100$$

donde:

EL es la estabilidad de localización,

ER la estabilidad de residencia,

Cb cobertura en el año base,

PCb pérdida de cobertura en el año base y *Cf* cobertura final.

La estabilidad de localización se refiere al porcentaje de una clase que no sufre alteración espacial, es decir, que durante el periodo analizado conserva la misma ubicación. Adquiere valores de cero, que indica cambio total, a 100, sin cambio. La estabilidad de residencia se refiere al porcentaje de cambio en cada clase dentro del área en estudio durante el periodo de seguimiento. Valores de cero asociados a una clase indican cambio neto nulo en su área de cobertura dentro del área total, en el periodo de seguimiento. Valores positivos indican un incremento en la cobertura final comparada con el año base y valores negativos, disminución en la cobertura (*Ibid.*). Asimismo, con la estabilidad de localización puede derivarse una medida del porcentaje de pérdida de cobertura: 100-estabilidad de localización (Berlanga, Ruiz, 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Generación de mapas de cobertura vegetal y usos del suelo

A partir de la edición de escenas multiespectrales de 1973, 1990 y 2000 de la región costera del norte de Nayarit y su posterior clasificación supervisada con el algoritmo de Máxima Verosimilitud y adición de datos auxiliares, se generaron tres mapas temáticos que cubren una extensión de 752 000 ha y representan cinco coberturas del suelo (lagunas y

esteros, marismas, manglar, bosques y vegetación secundaria), tres usos del suelo (agricultura, poblados y granjas camaronícolas) y una clase de píxeles sin clasificar (Figura 2).

Para la clasificación de las escenas se definieron clases generales que conjuntaron coberturas o usos más específicos (Tabla 1), lo que trajo como consecuencia que los datos contenidos en los campos de entrenamiento de algunas clases presentaran gran variabilidad y distribuciones de frecuencia

polimodales, lo cual le resta eficacia al algoritmo de Máxima Verosimilitud (Campbell, 2007), por lo que en algunos casos fue necesario definir subclases con el fin de generar distribuciones con tendencia normal para conferir mayor robustez al proceso de clasificación. Para la clasificación de 1973 se identificaron cuatro patrones espectrales distintos para la cobertura de manglar, tres para bosques y siete para la agricultura. Para 1990 el manglar se dividió en tres subclases, una de ellas de manglar muerto, los

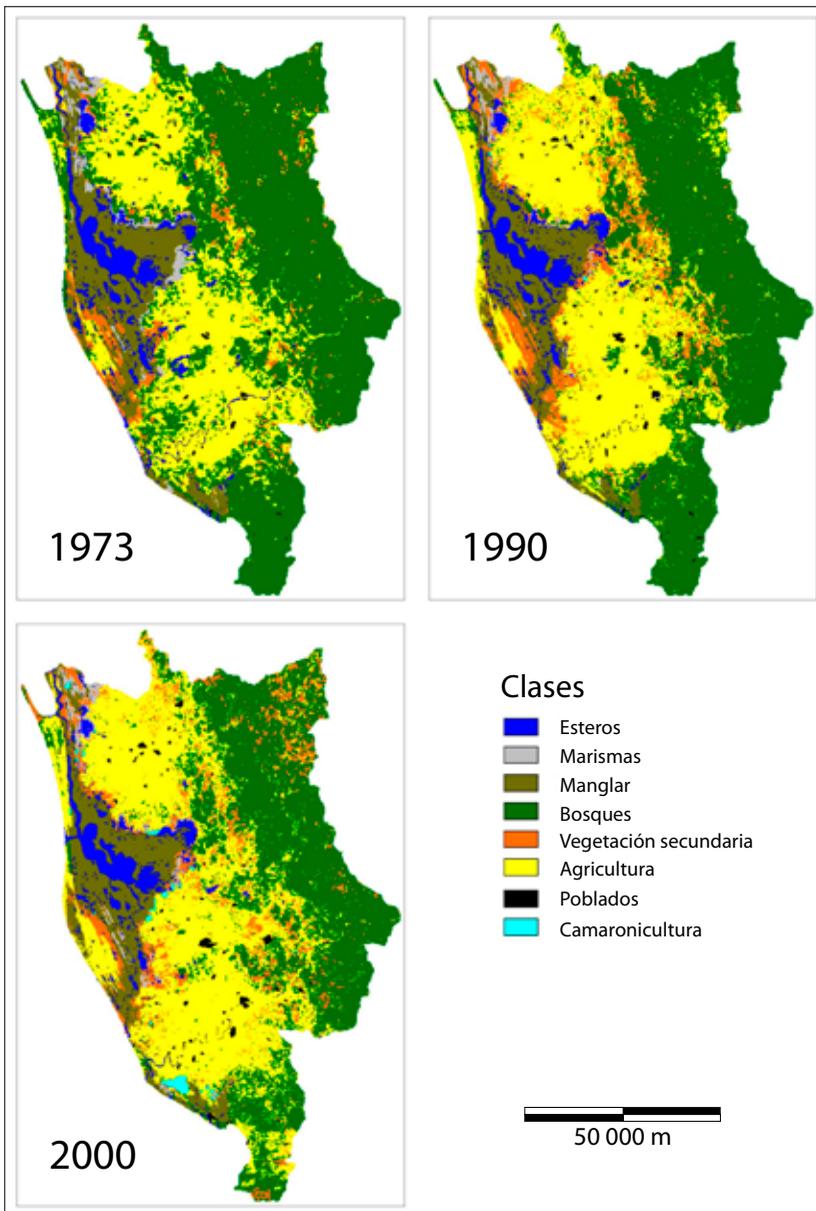


Figura 2. Mapas temáticos de cobertura vegetal y uso del suelo de la RCNN generados por la clasificación de imágenes Landsat y digitización de datos auxiliares.

Tabla 1. Clases de cobertura y uso del suelo utilizadas para la generación de mapas temáticos de la RCNN por clasificación supervisada de imágenes Landsat y digitalización de datos auxiliares

ID	Clase	Descripción
1	Esteros	Humedales intermareales permanentemente inundados y hábitat de aguas profundas asociados: esteros y lagunas costeras.
2	Marismas	Humedal intermareal, planicies de inundación intermedia por la acción de las mareas que incluyen terrenos salinos con o sin cubierta vegetal, principalmente <i>Salicornia</i> sp. y <i>Batis</i> sp. También se incluyen en esta clase algunas playas arenosas.
3	Manglar	Humedal intermareal arbustivo-arbóreo, asociación vegetal de una o la combinación de las 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>). En esta clase se consideran los parches de mangle en diferentes condiciones de dosel, inclusive mangle muerto.
4	Bosques	Principalmente bosques tropicales subcaducifolio, caducifolio y espinoso, también incluye bosques templados de encino y pino-encino.
5	Vegetación secundaria	Asociaciones de matorrales xerófitos y asociaciones vegetales en alguna etapa de sucesión.
6	Agricultura	Terrenos dedicados a la práctica agrícola y otras actividades pecuarias incluyendo los pastizales.
7	Poblados	Asentamientos humanos urbanos y rurales.
8	Camaronicultura	Estanquería para el cultivo de camarón
9	Píxeles sin clasificar	Clase nula, sin significado de cobertura.

bosques en tres y la agricultura en cinco. En tanto que para el 2000 se utilizaron cuatro subclases de manglar, tres de bosques y cinco de agricultura.

La clasificación de 1973 fue la que presentó mayores errores en cuanto a la definición de los campos de entrenamiento, la exactitud global estimada a partir de su matriz de error espectral fue de 86% y K' de 0.85, presentándose la menor exactitud para una de las subclases de bosques y una de las subclases del manglar. Para la clasificación de 1990 prácticamente no se presentaron errores en la caracterización espectral de las clases/subclases, registrándose los máximos valores posibles de la exactitud global y K' de 1. Para la clasificación del 2000 se estimó una exactitud global del 92% y K' de 0.92 (Tabla 2).

Por lo que se refiere a la evaluación de la exactitud con datos de referencia, el mapa temático de 1990 se produjo con una exactitud total del 90% y K' de 0.89, mientras que el mapa de 2000 presentó una exactitud total de 87% y K' de 0.85, ambos para 240 puntos de prueba (Tabla 3). En

los dos mapas las clases que fueron incorporadas por la digitización de datos auxiliares (poblados y camaronicultura) se clasificaron con una exactitud del 100%. Dentro de las clases propiamente clasificadas, la correspondiente a esteros fue la de mayor exactitud tanto del productor como del usuario.

En 1990 las clases con menores niveles de exactitud fueron bosques y vegetación secundaria, la primera presentó errores de comisión con la clases marismas y vegetación secundaria, y errores de omisión con la vegetación arbustiva y agricultura, en tanto que la segunda presentó errores de comisión con las clases bosques y agricultura, y de omisión con la clase agricultura. En el mapa de 2000 la exactitud del productor de la clase vegetación secundaria disminuyó significativamente con respecto a la de 1990, de 30 puntos evaluados sólo 16 estuvieron correctamente clasificados, y la clase agricultura fue la de menor exactitud del usuario presentando errores de comisión con la clases marismas, manglar, bosques y vegetación secundaria (Tabla 3).

Tabla 2. Resumen de las matrices de error espectral sintéticas para evaluar la exactitud en la definición de los campos de entrenamiento para la clasificación de imágenes Landsat de la RCNN

Clase/Subclase	Landsat MSS 1973			Landsat TM 1990			Landsat ETM+ 2000		
	NP	EP	EU	NP	EP	EU	NP	EP	EU
Lagunas	144	100	100	120	100	100	203	92	93
Marismas	124	92	94	125	100	100	122	100	100
Manglar 1	195	82	67	120	98	99	241	96	97
Manglar 2	158	84	78	120	100	100	107	86	85
Manglar 3	143	67	69	120	99	98	104	93	92
Manglar 4	135	83	85	130	100	100	-----	-----	-----
Bosques 1	149	28	57	120	100	100	275	86	84
Bosques 2	108	98	97	120	100	98	100	83	80
Bosques 3	108	98	98	120	98	100	106	94	94
Bosques 4	103	100	100	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Bosques 5	109	97	96	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Bosques 6	143	76	76	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Bosques 7	118	86	93	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Bosques 8	100	88	77	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Vegetación secundaria	125	91	90	120	100	100	127	72	78
Agricultura 1	130	88	88	118	100	99	116	100	100
Agricultura 2	121	89	96	116	99	100	107	100	100
Agricultura 3	115	90	94	134	100	100	105	99	98
Agricultura 4	107	93	83	114	100	100	-----	-----	-----
Agricultura 5	113	86	79	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Agricultura 8	109	100	100	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Agricultura 7	111	96	91	120	100	100	188	100	100
Total de píxeles	2370			1817			1755		
Traza de la matriz	2764			1810			1901		
Exactitud global (%)	86			100			92		
K'	0.85			0.1			0.92		

Notas: NP número de puntos (píxeles) de prueba, EP exactitud del productor (%), EU exactitud del usuario (%), K' estimador del coeficiente de Kappa.

La exactitud global alcanzada en la producción de los mapas de 1990 y 2000 se debe en gran medida a la exactitud individual obtenida para las clases esteros, poblados y camaronicultura, las cuales presentaron exactitudes del productor del 100% y del usuario entre 91 y 100%. En el caso de la clase esteros, los niveles de exactitud obtenidos

en su clasificación se deben por ser la única superficie acuática incluida en las clasificaciones, estas superficies absorben la mayor parte de la radiación electromagnética emitida por el sol y sus firmas espectrales se caracterizan por presentar valores de reflectancia media en las longitudes de onda del visible y cercanos a cero en las longitudes de

Tabla 3. Matrices de error de los mapas temáticos de cobertura y uso del suelo de la RCNN de 1990 y 2000 generados por clasificación de imágenes de satélite Landsat y digitización de datos auxiliares

1990										
		Datos de referencia								Total
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Datos clasificación	1. Esteros	30	0	2	0	0	0	0	0	32
	2. Marismas	0	25	1	0	0	0	0	0	26
	3. Manglar	0	2	25	0	0	0	0	0	27
	4. Bosques	0	1	0	27	3	0	0	0	31
	5. Veg. secundaria	0	0	0	2	25	5	0	0	32
	6. Agricultura	0	2	2	1	2	25	0	0	32
	7. Poblados	0	0	0	0	0	0	30	0	30
	8. Camaronicultura	0	0	0	0	0	0	0	30	30
Total		30	30	30	30	30	30	30	30	240
Exactitud productor		100	83	83	90	83	83	100	100	
Exactitud usuario		94	96	93	87	78	78	100	100	

Exactitud total = 90%; $K' = 0.89$. Datos de referencia: cartas de uso de suelo y vegetación editadas por el INEGI en 1990: Escuinapa F13-5 y Tepic F13-8 escala 1:250 000.

2000										
		Datos de referencia								Total
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Datos clasificación	1. Esteros	30	1	1	0	0	1	0	0	33
	2. Marismas	0	25	0	0	0	0	0	0	25
	3. Manglar	0	2	27	0	0	0	0	0	29
	4. Bosques	0	0	1	25	3	2	0	0	31
	5. Veg. secundaria	0	0	0	0	16	2	0	0	18
	6. Agricultura	0	2	1	5	11	25	0	0	44
	7. Poblados	0	0	0	0	0	0	30	0	30
	8. Camaronicultura	0	0	0	0	0	0	0	30	30
Total		30	30	30	30	30	30	30	30	240
Exactitud productor		100	83	90	83	53	83	100	100	
Exactitud usuario		91	100	93	81	89	57	100	100	

Exactitud total = 87%; $K' = 0.85$. Datos de referencia: muestreo de campo asistidos con un sistema de posicionamiento global (GPS) Magellan Sportrack con precisión de ± 5 m.

onda de los infrarrojos (Lillesand y Kiefer, 1994; Campbell, 2007).

El algoritmo de Máxima Verosimilitud se basa únicamente en información espectral para

identificar clases discretas y no tiene capacidad para identificar formas, por lo que no fue posible diferenciar a los poblados de las marismas, suelos desnudos o agricultura y a las granjas camaronícolas

de los esteros o marismas. Así, fue necesario incorporar (posteriormente al proceso de clasificación) los polígonos de estas clases, que fueron digitizados mediante fotointerpretación de las imágenes de satélite o del material cartográfico disponible, con la ventaja de hacerlo sin errores de comisión u omisión.

Aun cuando se obtuvieron altos valores de exactitud global en la producción de los mapas, la exactitud de las clases vegetación arbustiva y agricultura fue moderada, por lo que la interpretación de los mapas debe considerar los diferentes niveles de exactitud. La exactitud del mapa de 1973 no se pudo evaluar por carecer de datos de referencia históricos, pero supone un nivel de exactitud menor en relación con los mapas de los otros años, toda vez que los indicadores estimados de la matriz de error espectral para este año fueron menores (Tabla 2).

Un aspecto fundamental en los análisis de detección de cambio con el uso de técnicas de teledetección, es proporcionar información cuantificable de la exactitud temática y espacial de los mapas derivados con estas técnicas (Skirvin *et al.*, 2004). En este sentido, los valores de exactitud global obtenidos de las matrices de error espectrales y reales indican una fuerte coincidencia entre los datos de referencia y los mapas temáticos. De acuerdo con la interpretación de Landis y Koch (1977) de los valores del índice de *Kappa*, tanto para 1990 como para 2000, los resultados obtenidos en este estudio corresponden con una concordancia elevada, denominada por dichos autores como casi perfecta. Cabe resaltar, sin embargo, que la clase de vegetación secundaria fue la que más error generó debido a que mostró la exactitud de productor más baja en el 2000, y para 1990 de las menos exactas (0.53 y 0.83, respectivamente).

Análisis de los patrones de cambio

A partir de las matrices de detección de cambio generadas por la sobreposición de los mapas de la Figura 2 (1973-1990, 1990-2000 y 1973-2000), se estimaron los porcentajes de cambio a nivel regional: 25% de 1973 a 1990 y de 1990 a 2000, con *K'* asociados de 0.63 y 0.64, respectivamente, mientras que para todo el periodo de 27 años fue de 30% y *K'* de 0.57 (Tabla 4).

La comparación postclasificatoria ha sido considerada como un método deficiente para la detección de cambio, por generar la propagación multiplicativa del error de cada uno de los mapas sobrepuestos (Singh, 1989; Rogan *et al.*, 2002). Esta propagación se vio reflejada en las matrices de detección de cambio con cambios inverosímiles, como el paso de humedales (esteros, marismas y manglar) a bosques y viceversa, que en la matriz de 1973-1990 fueron de 2 750 y 1 853 ha, respectivamente, y en la matriz de 1973-2000 de 2 008 y 2 250 ha (Tabla 4).

Pero con esta técnica de detección de cambio se pueden obtener resultados satisfactorios cuando los dos mapas presentan altos niveles de exactitud (Mas, 1999), como es el caso de los mapas de 1990 y 2000. Así, la matriz de detección de cambio de 1990-2000 presentó una exactitud total del 78% y *K'* de alrededor de 0.76, asociados a clasificaciones sustanciales, $0.61 \leq K \leq 0.80$ (Landis y Koch, 1977). En esta matriz los cambios inverosímiles de algún tipo de humedal a selva fueron de 513 ha y de selva a algún humedal de 1 757 ha (Tabla 4), menores a los registrados en las otras dos matrices.

Los cambios inverosímiles representaron un porcentaje mínimo de las áreas totales de las clases estimadas en los diferentes años, entre el 0.2 y el 3%, de tal forma que las tendencias generales de cambio de la RCNN fueron correctamente detectadas con la técnica empleada a pesar de este tipo de errores.

Adicional a la posibilidad de obtener niveles de exactitud adecuados, la comparación postclasificatoria, el emplear mapas con clases discretas y no imágenes de satélite directamente, posibilita la comparación de imágenes con diferente resolución radiométrica sin la necesidad de ser estandarizadas y rectificadas (Jensen *et al.*, 1993; Muñoz y López, 2008). En este estudio se usaron imágenes Landsat MSS, TM y ETM+ sin corrección radiométrica, únicamente geométrica. Asimismo, con este método no se tienen que interpretar los cambios de radiancia en términos de los cambios de cobertura y usos del suelo, ya que su resultado, la matriz de detección de cambio, ofrece de manera directa un sumario de las similitudes y diferencias en el paisaje en un intervalo de tiempo: superficies de transición

Tabla 4. Matrices de detección de cambio de cobertura y uso del suelo en la RCNN (áreas en hectáreas)

1973-1990: Porcentaje de cambio: 25.6, K ² = 0.63												
1973												
	E	Mr	Mn	B	Vs	A	P	C	Ps	T90	%	
1990	E	29531	777	5271	531	170	1146	8	0	0	37432	5.0
	Mr	795	4983	1402	82	814	275	2	0	0	8354	1.1
	Mn	4362	2715	66500	1239	2120	699	0	0	0	77636	10.3
	B	381	438	1931	264702	9581	20033	45	0	7	297117	39.5
	Vs	747	4670	5318	22356	11516	19497	46	0	0	64150	8.5
	A	3842	1410	2403	66014	7811	179809	555	0	4	261847	34.8
	P	9	2	41	546	18	1543	2546	0	0	4704	0.6
	C	0	125	0	28	35	12	0	0	0	201	0.0
	Ps	79	0	0	41	8	326	0	0	0	455	0.1
T73	39746	15120	82866	355540	32072	223340	3201	0	12	751897		
%	5.3	2.0	11.0	47.3	4.3	29.7	0.4	0.0	0.0			
EL	74.30	32.96	80.25	74.45	35.91	80.51	79.52	n.d.	n.d.			
ER	-5.82	-44.75	-6.31	-16.43	100.02	17.24	46.94	n.d.	n.d.			
1973-2000: Porcentaje de cambio: 25.1, K ² = 0.64												
1990												
	E	Mr	Mn	B	Vs	A	P	C	Ps	T00	%	
2000	E	30156	337	2254	248	538	1384	2	0	27	34947	4.6
	Mr	590	5302	1323	392	3110	684	0	1	0	11403	1.5
	Mn	4720	504	68974	1117	1884	953	0	4	0	78155	10.4
	B	92	18	403	219799	10431	16904	10	0	34	247692	32.9
	Vs	378	1323	2888	18653	17382	21711	17	9	27	62391	8.3
	A	1207	319	1472	55577	30117	216967	737	1	341	306738	40.8
	P	35	13	8	258	134	1500	3937	0	12	5897	0.8
	C	120	537	314	929	519	1498	0	186	0	4102	0.5
	Ps	134	0	0	144	35	247	1	0	12	573	0.1
T90	37432	8354	77636	297117	64150	261847	4704	201	455	751897		
%	5.0	1.1	10.3	39.5	8.5	34.8	0.6	0.0	0.1			
EL	80.6	63.5	88.8	74.0	27.1	82.9	83.7	92.3	n.d.			
ER	-6.6	36.5	0.7	-16.6	-2.7	17.1	25.4	1938.5	n.d.			
1973-2000: Porcentaje de cambio: 25.6, K ² = 0.63												
1973												
	E	Mr	Mn	B	Vs	A	P	C	Ps	T00	%	
2000	E	28054	878	4020	685	281	1028	0	0.36	0	34947	4.6
	Mr	1004	6426	2206	202	1167	399	0	0.00	0	11403	1.5
	Mn	5085	2221	66834	1363	2078	574	0	0.00	0	78155	10.4
	B	685	100	1223	223143	7716	14813	6	0.00	6	247692	32.9
	Vs	1389	3366	4844	28495	7768	16506	17	0.00	5	62391	8.3
	A	3275	1437	3391	99068	12554	186554	458	0.00	1	306738	40.8
	P	32	2	89	964	14	2076	2719	0.00	0	5897	0.8
	C	122	691	259	1369	423	1239	0	0.00	0	4102	0.5
	Ps	100	0	0	251	71	151	0	0.00	0	573	0.1
T73	39746	15120	82866	355540	32072	223340	3201	0.36	12	751897		
%	5.3	2.0	11.0	47.3	4.3	29.7	0.4	0.0	0.0			
EL	70.6	42.5	80.7	62.8	24.2	83.5	84.9	n.d.	n.d.			
ER	-12.1	-24.6	-5.7	-30.3	94.5	37.3	84.2	n.d.	n.d.			

Notas: E) esteros, Mr) marismas, Mn) manglar, B) bosques, Vs) vegetación secundaria, A) agricultura, P) poblados, C) camaronicultura, Ps) píxeles sin clasificar, EL) estabilidad de localización, ER) estabilidad de residencia, T73) total 1973, T90) total 1990, T00) total 2000, n.d.) no determinado. En negritas el área total. Las celdas sombreadas indican áreas sin cambios.

(ganancia-pérdida), estables (sin cambio) y de cada una de las clases de cobertura y uso del suelo en t_1 y t_2 (Eastman *et al.*, 1995; Jensen *et al.*, 1993; Mas, 1999).

En 1973 y 1990 la clase dominante fue la de bosques, cubriendo el 48 y 40% del área total, respectivamente, esta condición cambió para 2000, pasando la agricultura a ser la clase dominante con el 41%. Los humedales naturales (esteros, marismas y manglar) cubrieron alrededor del 19% del área total en todos los años, en tanto que los humedales artificiales, representados en este caso por la camaronicultura, se registraron a partir de 1990, cubriendo un pequeño porcentaje de la región, lo mismo que en 2000 (Tabla 4).

La clase con menor capacidad para mantenerse en un mismo sitio, es decir, con un porcentaje menor en la estabilidad de localización, en los tres periodos analizados, fue la vegetación secundaria. Por el contrario, las clases agricultura y poblados de 1973 a 1990, esteros y camaronicultura de 1990 a 2000 y poblados y camaronicultura de 1973 a 2000, fueron las más estables en cuanto a localización. Aun cuando la vegetación secundaria presentó porcentajes considerables de pérdida (100 – estabilidad de localización), también fue una de las clases con mayor capacidad para crecer a partir de nuevos parches. Con respecto a los humedales naturales, la clase marismas fue la más inestable pero la única con tendencia de cambio positiva. Para la camaronicultura, por no estar representada en el mapa de 1973, sólo se estimaron las estabilidades de 1990 a 2000, las cuales indican que la clase se mantuvo sin cambios (87% de su cobertura inicial) y adicionalmente registró un crecimiento mayor a 1 000%, siendo sus principales subsidiarias las clases agricultura y marismas, de las 3 900 ha de estanquería detectadas en 2000, únicamente 232 se construyeron sobre bosque de mangle (Tabla 4).

La estabilidad de residencia de 1973 a 2000 para el manglar fue de -5.7, es decir, sin grandes cambios de cobertura a nivel general. Sin embargo, el cambio puede ser más aparente en áreas específicas, como es el caso de la desembocadura del río Santiago, en donde para un total de aproximadamente 1065 ha de manglar se encontraron pérdidas de esta cobertura de hasta 32% entre 1970 y 1993

(Ramírez *et al.*, 1998). Una región más amplia, dentro de la cual se incluyó a la mencionada, fue evaluada posteriormente por Berlanga y Ruiz (2006), encontrándose que en conjunto el manglar presentó una tasa media de deforestación anual reducida, de aproximadamente 0.2%, provocada por la construcción de estanques acuícolas en la región de San Blas.

La tasa de deforestación media anual del manglar de 1973 a 2000, estimada con la fórmula de tasa de conversión propuesta por Velázquez *et al.* (2003) fue de 0.35%, menor a la estimada por Berlanga y Ruiz (2007) de 0.64% en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, que en su mayoría se localiza dentro de la RCNN, para el mismo intervalo de tiempo. Esta diferencia se debe en buena medida por la inclusión en este estudio de parches de mangle muerto dentro de la clase manglar, sobreestimándose así la superficie de este tipo de vegetación en 1990 y 2000. Basándose en los trabajos de los autores arriba citados, alrededor del 11% de la superficie de manglar estimada en 2000 corresponde a mangle muerto, pasando la tasa de deforestación media anual a 0.7%.

Si bien las marismas fueron la clase con el valor más bajo de estabilidad de residencia de 1973 a 1990 (Tabla 4), fue la clase bosques la que mayor pérdida de cobertura neta registró (poco más de 90 000 ha), que aunado a su capacidad limitada para ganar suelo, únicamente un tercio de lo que perdió, llevaron a la clase a presentar una tendencia negativa de cambio con una estabilidad de residencia de -16%. De 1990 a 2000 la clase presentó valores de estabilidad de localización y residencia similares a los del periodo anterior (Tabla 4).

En 1973 se contaba con una superficie de bosques y selvas de poco más de 355 000 ha, el 47% del total del suelo, sin embargo, casi tres décadas después esta cobertura disminuyó alrededor de 247 700 ha, registrando estabilidades de localización y residencia del 63 y -30%, respectivamente. La tasa de deforestación media anual fue de -1.3%, mayor a las estimadas por Velásquez *et al.* (2002) para bosques y selvas a nivel nacional en intervalos de tiempo similares, de 0.25 y 0.76%, respectivamente. Por su parte, Mas *et al.* (2004), también en un estudio a nivel nacional de 1976 a 2000, hacen

la distinción entre bosques primarios y secundarios y estiman pérdidas netas del 40% y tasas de deforestación del 1.5%, tanto para bosques templados como tropicales primarios, similares a la estimada en este estudio.

Las actividades agrícolas fueron las que influyeron en mayor medida para propiciar la disminución de la cobertura forestal ya que se utilizaron 99 834 ha que antes pertenecían a la cobertura natural para el uso agropecuario. En este sentido, el municipio de San Blas, al sur del área en estudio, es una de las zonas en la que más claramente se pueden observar dichos cambios.

En el caso de esta actividad primaria, de 226 006 ha que se utilizaban en 1973, en el 2000 tuvieron una extensión de 308 809 ha, es decir, hubo un crecimiento de 11% para este uso del suelo, con una tasa de crecimiento anual de 1.2% (tasa de conversión). Sin embargo, la estabilidad de residencia no fue la más alta ya que ésta representó el 36.6%, por debajo de clases como la vegetación secundaria y los poblados (144.6 y 84.1%, respectivamente).

En este sentido, los resultados obtenidos en esta investigación, concuerdan con los obtenidos por Berlanga (1999), Páez *et al.* (2000) y Ramírez *et al.* (1998), los cuales demuestran que la frontera agrícola y pecuaria ha avanzado sobre otras coberturas naturales, incidiendo principalmente en la cobertura de selvas y bosques.

CONCLUSIONES

Considerando el nivel de exactitud obtenido (>85%) en la generación de los mapas de coberturas y usos del suelo de la Región Costa Norte de Nayarit, mediante el análisis digital de imágenes de satélite, se concluye que la presencia de cobertura de bosques (bosques templados y selva) y de suelos para usos agropecuarios, son los rasgos distintivos de esta región.

Sin embargo, existe un proceso de cambio y reposición de coberturas y usos del suelo, en donde el mayor crecimiento se está dando en los usos relacionados con agricultura, incluyendo procesos dinámicos como la conversión a vegetación secun-

daria, a expensas de las áreas de bosques y selvas, observándose la mayor tasa de deforestación en fechas recientes (1990-2000), en comparación con el periodo comprendido en este estudio.

El crecimiento de la frontera agrícola ha generado la mayor presión ambiental en esta región, sin embargo, la presencia de otros indicadores de transformación del paisaje, como el crecimiento de población y la construcción de las granjas para producción acuícola, determinados a partir del uso de la teledetección y la aplicación de los SIG, tiene también un impacto creciente que deberá considerarse en futuros planes de desarrollo a nivel estatal y regional, a fin de armonizar este desarrollo con las políticas vigentes de crecimiento sustentable.

Una vez finalizado el proyecto que dio sustento a esta investigación no se ha continuado con la evaluación del total del área de la RCNN, es por ello que se considera que este estudio no está actualizado para la región en su conjunto. Sin embargo, experiencias de campo en algunas localidades ubicadas dentro de la misma área en estudio, inclinan a pensar que las conclusiones siguen siendo vigentes, con cambios puntuales de usos del suelo, pero regionalmente siguen las tendencias que se manifestaron en el periodo estudiado.

AGRADECIMIENTOS

Al gobierno del Estado de Nayarit y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento de los proyectos del Fondo Mixto CONACYT-Gobierno del Estado de Nayarit Fomix Nayarit 2003-C01-9594 y Nayarit 2003-C01-9595, así como a la Comisión Nacional del Agua y CONACYT por el financiamiento del proyecto FONSEC CNA 48216.

REFERENCIAS

Agardy, T., J. Alder, P. Dayton, S. Curran, A. Kitchingman, M. Wilson, A. Catenazzi, M. Wilson, A. Catenazzi, J. Restrepo, C. Birkeland, S. Blaber, S. Saifullah, G. Brach, D. Boersma, S. Nixon, P. Dungan, N. Davidson and C. Vörösmarty (2005), "Coastal

- systems”, *Ecosystems and human well-being: current state and trends*, Island Press, London, pp. 513-549.
- Anguiano, M. (1992), *Nayarit. Costa y Altiplanicie en el Momento del Contacto*, Instituto de Investigaciones Antropológicas UNAM, México.
- Bassols B., Á. (1993), *Geografía económica de México. Teoría, Fenómenos Generales, Análisis Regional*, Trillas, México.
- Berberoglu, S. and A. Akin (2009), “Assessing different remote sensing techniques to detect land use/cover changes in the eastern Mediterranean”, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, no. 11, pp. 46-53.
- Berlanga-Robles, 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, Facultad de Ciencias UNAM, México.
- Berlanga-Robles, C. A. and 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*, no. 18, pp. 514-522.
- Berlanga-Robles, C. A. and A. Ruiz-Luna (2006), “Assessment of change in the landscape of the San Blas estuarine system, Nayarit, Mexico through the analysis of Landsat MSS images”, *Ciencias Marinas*, núm. 32, pp. 523-538.
- Berlanga-Robles, C. A. y A. Ruiz-Luna (2007), “Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat”, *Universidad y Ciencia*, núm. 23, pp. 29-46.
- Campbell, J. B. (2007), *Introduction to Remote Sensing*, Guilford, New York.
- Congalton, R. G. and K. Green (1999), *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*, Lewis Publisher, Boca Raton.
- Eastman, J. R., J. E. McKendry and M. A. Fulk (1995), *Change and time series analysis*, United Nations Institute for Training Research/GRID, Geneva, Switzerland.
- Eastman, J. R. (2006), *IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing*, Clark University, Worcester, Massachusetts.
- Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (1996), “A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources”, *Coastal Management*, no. 24, pp. 1-40.
- Gibson, P. J. and C. H. Power (2000), *Introductory remote sensing: digital image processing and applications*, Routledge, New York.
- Gu D., Y. Zhang and J. Fu (2007), “The landscape pattern characteristics of coastal wetlands in Jiaozhou bay under the impact of human activities”, *Environmental Monitoring and Assessment*, no. 124 pp. 361-370.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D’Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck and R. Watson (2008), “A global map of human impact on marine ecosystems”, *Science*, no. 319, pp. 948-952.
- INEGI (2000), *Síntesis de Información Geográfica del Estado de Nayarit*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- Jensen, J., J. D. Cowen, J. D. Althausen, S. Narumalani and O. Weatherbee (1993), “An evaluation of Coastwatch change detection protocol in South Carolina”, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, no. 59, pp. 1093-1044.
- Klemas, V. V. (2001), “Remote sensing of landscape-level coastal environmental indicators”, *Environmental Management*, no. 27, pp. 47-57.
- Lambin E. F., H. J. Geist and E. Lepers (2003), “Dynamics of land use and land cover change in tropical regions”, *Annual Reviews of Environment and Resources*, no. 28, pp. 205-231.
- Lambin E. F. and H. J. Geist (2007), “Causes of land-use and land cover change”, *Encyclopedia of Earth*, Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, Washington D. C. [http://www.eoearth.org/article/Land-use_and_land-cover_change: 6 de mayo de 2009].
- Landis J. R. and G. G. Koch (1977), “The measurement of observer agreement for categorical data”, *Biometrics*, no. 33 pp. 159-174.
- Lillesand, T. M. and R.W. Kiefer (1994), *Remote sensing and image interpretation*, Wiley, New York.
- López-Blanco, J. (2005), *Sistemas de Información Geográfica en Estudios de Geomorfología Ambiental y Recursos Naturales*, Serie Seminarios, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México.
- Mas, J. F. (1999), “Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques”, *International Journal of Remote Sensing*, 20(1), pp. 139-152.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández and A. Pérez-Vega (2004), “Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico”, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, no. 5, pp. 249-261.
- Muñoz-Villers L. and J. López-Blanco (2008), “Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of Central-

- Eastern Mexico”, *International Journal of Remote Sensing*, no. 29, pp. 71-93.
- Páez B., L. P., A. Ruiz-Luna y C. A. Berlanga-Robles (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”, *Boletín CIAD*, núm. 9, pp. 5-6.
- Palacio-Prieto, J. L., M. T. Sánchez-Salazar, J. M. Casado, E. Propín, J. Delgado, A. Velázquez, L. Chías, M. I. Ortiz, J. González, G. Negrete, J. Gabriel y R. Márquez (2004), *Indicadores para la Caracterización y el Ordenamiento Territorial*, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Ramírez-García P., J. López-Blanco and 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*, no. 105, pp. 217-229.
- Ramsey III, E. W., G. A. Nelson and S. K. Sapkota (2001), “Coastal change analysis program implemented in Louisiana”, *Journal of Coastal Research*, no. 17, pp. 53-71.
- Richard, J. A. and X. Jia (1999), *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Springer, Berlin.
- Ruiz-Luna, A., J. Acosta-Velázquez and C. A. Berlanga-Robles (2008), “On the reliability of the data of the extent of mangroves; a case study in Mexico”, *Ocean and Coastal Management*, no. 51, pp. 342-351.
- Singh, A. (1989), “Digital change detection techniques using remotely-sensed data”, *International Journal of Remote Sensing*, no. 10, pp. 989-1003.
- Rogan, J., J. Franklin and D. A. Roberts (2002), “A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery”, *Remote Sensing of Environment*, no. 80, pp. 143-156.
- Skirvin, S. M., W. G. Kepner, S. E. Marsh, S. E. Drake, J. K. Maingi, C. M. Edmons, C. J. Watts and D. R. Williams (2004), “Assessing the accuracy of satellite-derived land-cover classification using historical aerial photography, digital orthophoto quadrangles, and airborne video data”, in Lunetta R. S. and J. G. Lyon (eds.), *Remote Sensing and GIS Accuracy Assessment*, CRC Press, Boca Raton, pp. 115-131.
- Treitz, P. and J. Rogan (2004), “Remote sensing for mapping and monitoring land-cover and land-use change”, *Progress in Planning*, no. 61, pp. 269-279.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, G. Bocco, E. Escurra y J. L. Palacio (2002), “Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México”, *Gaceta Ecológica*, núm. 62, pp. 21-37.
- Velázquez, A., E. Durán, I. Ramírez, J. F. Mas, G. Bocco, G. Ramírez and J. L. Palacio (2003), “Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico”, *Global Environmental Change*, no. 13, pp. 175-184.