



# Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la **región costera** del estado de Oaxaca, México

Land use/cover change, and future scenarios in the coastal region of Oaxaca state, Mexico

Edgar G. Leija-Loredo<sup>1\*</sup>, Humberto Reyes-Hernández<sup>1</sup>, Oscar Reyes-Pérez<sup>1</sup>, José L. Flores-Flores<sup>2</sup>  
y Francisco J. Sahagún-Sánchez<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. hreyes@uaslp.mx, osrp@uaslp.mx

\* Autor de correspondencia. goyo\_87gm@hotmail.com

<sup>2</sup> Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. joseluis.flores@uaslp.mx

<sup>3</sup> Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas. Departamento de Políticas Públicas de la División de Economía y Sociedad. Licenciatura en Gestión y Economía Ambiental. Universidad de Guadalajara, México. momotus@gmail.com

## RESUMEN

El estado de Oaxaca es considerado como uno de los *hot spots* mexicanos más importantes no solo por la enorme riqueza y biodiversidad que alberga, sino también, por la creciente transformación de sus bosques y selvas que amenazan la integridad y permanencia de estos ecosistemas tropicales. Los objetivos de este trabajo fueron analizar los cambios en la cubierta vegetal y el uso de la tierra en dos municipios de la región costera del estado de Oaxaca en el periodo 2000-2011, conocer sus causas y modelizar los escenarios futuros de dichas transformaciones al 2025. El estudio se basó en la comparación espacio-temporal de mapas de vegetación y uso de la tierra, derivados de la interpretación de imágenes de satélite *Spot* y *Landsat ETM+*. Una vez establecidas las tendencias de los cambios en la cubierta vegetal (2000-2011), se definieron los escenarios futuros y la proyección de los cambios en la cubierta vegetal al año 2025, utilizando para ello un modelo espacialmente explícito. Los resultados obtenidos indican que en once años en la región se deforestaron 18 403 ha de selvas, 369 ha de bosques y 421 ha de manglares. De continuar esta tendencia, para el 2025 se habrán perdido 37 937 ha de selvas, 650 ha de bosques y 885 ha de manglares. Ante este escenario es fundamental definir estrategias que permitan la conservación de los ecosistemas y al mismo tiempo mejoren las condiciones de vida de los habitantes de esta región.

**PALABRAS CLAVE:** cambio de uso del suelo, deforestación, dinámica ego, modelación.

## ABSTRACT

Oaxaca state is considered one of the most important Mexican hot spots because of the huge richness and diversity it contains, and the increasing conversion of forests and tropical forest that threatens the integrity and stability of these tropical ecosystems. The objectives of this study were to analyze changes in land cover and land use in two municipalities of the coastal region of Oaxaca State for 2000-2011, to understand their causes and to model future scenarios of such transformations to 2025. The study was based in the spatial-temporal mapping of vegetation and land use, derived from satellite images *Spot* and *Landsat ETM+*. Once trends of changes in land cover (2000-2011) were established, scenarios to 2025 established by a spatially explicit model. The results indicate that 18 403 ha were deforested in the rain forests in eleven years, 369 ha of temperate forests and 421 ha of mangroves. If this trend continues in 2025, 37 937 ha of rain forests 650 ha and 885 ha of mangrove forests will be lost. Given this scenario it is essential to define strategies for the conservation of ecosystems and to simultaneously improve the living conditions of the inhabitants of this region.

**KEYWORDS:** land use change, deforestation, dinamica ego, modeling.

## INTRODUCCIÓN

Las transformaciones humanas de los sistemas naturales y la explotación desmedida de los recursos naturales ha provocado que hoy, algunos ecosistemas y muchas especies se encuentren amenazadas o al borde de la extinción (Edwards, 2003; Monroy, 2003; Curiel, 2007). La deforestación y degradación de los bosques y selvas destaca como uno de los múltiples problemas ambientales, por las consecuencias que tiene sobre los ecosistemas y el bienestar humano y es considerada como una de las principales causas de pérdida de la biodiversidad y un factor clave en el cambio climático global (Meli, 2003).

Aunque los bosques y selvas son de gran importancia, debido a la alta diversidad biológica que poseen; en América Latina estos ecosistemas han perdido más de 50% de su superficie original. En México por ejemplo, se deforestan anualmente entre 155 000 ha y 354 000 ha por año y nuestro país solo conserva 32% de su cobertura forestal original (FAO, 2010). En México, la principal causa de deforestación es el cambio de uso del suelo para convertir los bosques y selvas tropicales en potreros o campos de cultivo (Meli, 2003); es decir, ocurre simultáneamente una pérdida de cobertura vegetal sobre la tierra y un cambio en su uso.

Los procesos de cambio en la cubierta vegetal y uso de la tierra ocurren en una dinámica compleja asociada a múltiples variables como son el tipo de cubierta vegetal, las interacciones ecológicas, el ambiente físico, las actividades socioeconómicas y el contexto social (Dale y Beyeler, 2001). Algunos de estos procesos pueden ser predecibles, pero otros son de naturaleza estocástica. La ocurrencia de dos o más factores vinculados con los procesos de cambio en la cobertura y uso de la tierra pueden provocar un efecto sinérgico, al suceder de manera simultánea o por lo contrario, inhibirse al ocurrir al mismo tiempo (Phillips, 1997).

En virtud de que los cambios en el uso de la tierra tienen un origen multifactorial, deben ser analizados en distintas escalas temporales y espaciales que permitan conocer de manera espacial y a través del tiempo los cambios ocurridos en la dinámica de las coberturas (Geist y Lambin,

2002). Recientemente se han desarrollado modelos espacialmente explícitos que evalúan tales transformaciones que permiten entender las dinámicas espacio-temporales, mitigar sus impactos negativos y contribuir a la conservación de especies (Forester y Machlis, 1996).

El estado de Oaxaca situado en el sureste de México, es considerado parte del *hotspot* mesoamericano no solo por la enorme biodiversidad que alberga (Sánchez-Cordero, 2001; Peterson y Holt, 2003; García-Mendoza *et al.*, 2004), sino también por la creciente transformación de sus bosques y selvas que amenazan la integridad y permanencia de estos ecosistemas tropicales. Aunque el estado ocupa solo 5% del territorio nacional, contiene 50% de la todas las especies de plantas vasculares documentadas para México, 35% de los anfibios, 63% de aves y 55% de los mamíferos terrestres (Illoldi-Rangel *et al.*, 2008).

Esta región del país dotada de una gran biodiversidad, contrasta con los altos niveles de pobreza y marginación de la mayoría de sus habitantes, lo que sitúa a Oaxaca como uno de los estados con menor Índice de Desarrollo Humano (IDH) del país (0.6663) (PNUD, 2012). El turismo y las actividades agropecuarias son el principal sustento económico de la mayoría de la población, por ello, conciliar el desarrollo de las actividades productivas y la conservación de la biodiversidad requiere de estudios que permitan conocer las tasas de transformación de los principales ecosistemas tropicales y crear estrategias para frenar e incluso revertir las tendencias de deterioro a mediano y largo plazo.

## OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo fueron analizar los cambios en la cubierta vegetal y el uso de la tierra en dos municipios de la región costera del estado de Oaxaca para el periodo 2000-2011, conocer sus causas y modelar los escenarios futuros de dichas transformaciones al 2025.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del área de estudio

El estado de Oaxaca se localiza entre las coordenadas geográficas 15° 39' y 18° 39' N, y los 93° 52' y 98° 32' W y



comprende una superficie de 93 343 km<sup>2</sup>. Está integrado por 570 municipios, agrupados en ocho regiones, entre las que destaca la Región Costera, que se caracteriza por el crecimiento constante de la infraestructura turística (carreteras, hoteles, condominios, marinas y obras complementarias) lo que ha ocasionado severos impactos ambientales en las selvas, manglares, dunas costeras y marismas (Fig. 1).

Los municipios Santa María Colotepec y Santa María Tonameca, representativos de la dinámica socioeconómica que se vive en la región Costera de Oaxaca, fueron seleccionados para llevar a cabo este estudio. Se localizan entre dos de los principales centros turísticos del estado: Puerto Escondido y Bahías de Huatulco. Cuentan en conjunto con una población total de 46 880 habitantes, 23 104 hombres y 23 776 mujeres, distribuidos en una superficie de 1117

km<sup>2</sup>. Los principales tipos de climas corresponden al clima cálido ( $Aw_0$ ) y cálido subhúmedo ( $Aw_1$ ) con precipitaciones que oscilan entre 800 mm y 2500 mm anuales. Los tipos de vegetación predominantes son el bosque de niebla, bosque de pino-encino, selva mediana caducifolia y perennifolia, selva alta perennifolia y manglar.

### Elaboración de mapas de vegetación y usos de la tierra

El mapa de vegetación y usos de la tierra se elaboró a partir de la cartografía digital de vegetación y uso del suelo Serie V, escala 1:250 000 (Inegi, 2013). Para ello, la carta digital fue sobrepuesta a una imagen de satélite *Spot* de enero de 2011 (E55923181101291F2A03007) en una composición en falso color con la combinación de bandas RGB 432 en el *software* ArcGis 10.1. Esta combinación de

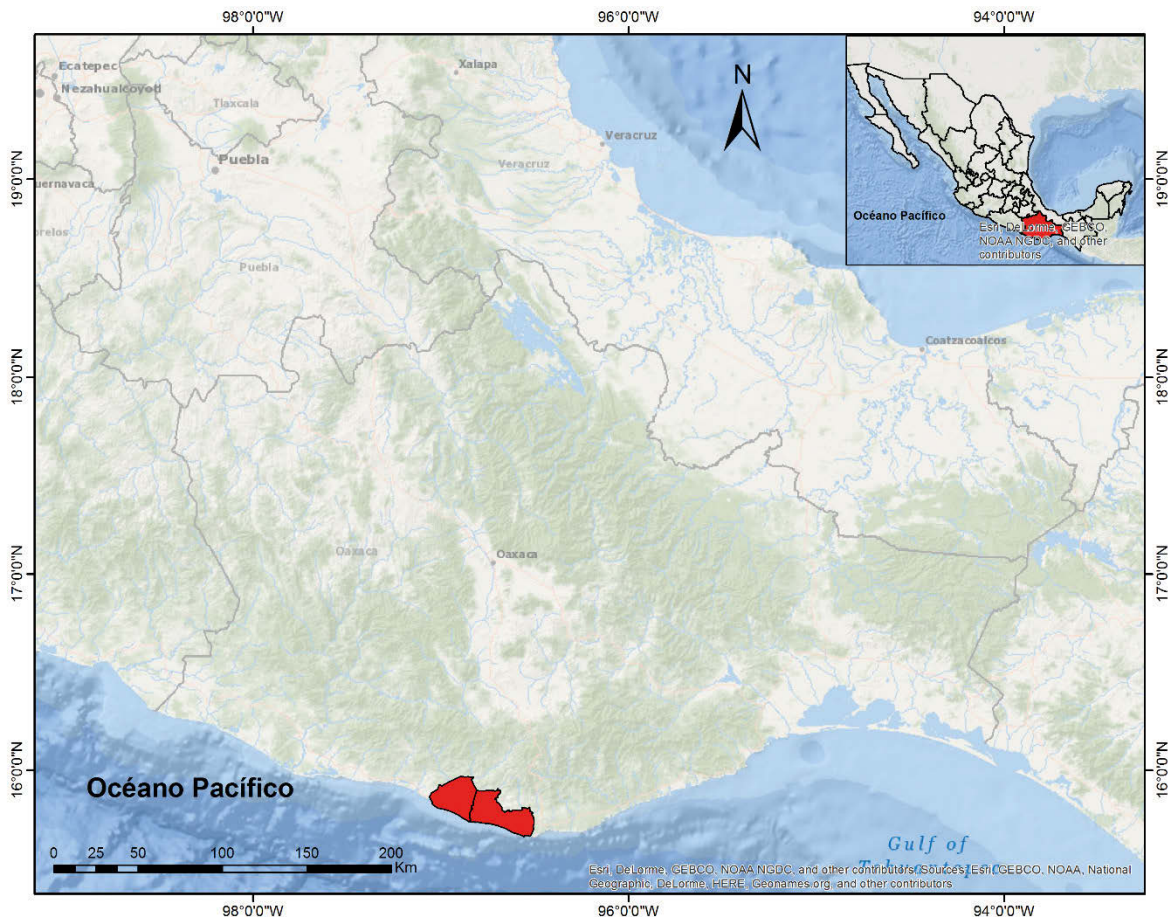


FIGURA 1. Localización del área de estudio, municipios de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca, Oaxaca, México.

bandas resalta el vigor de la vegetación debido a que se compone de las bandas infrarrojas, que contrasta los fragmentos de vegetación de bosque y su vigor con diferentes tonalidades de rojo. En tanto que el color azul se relaciona con las zonas de agricultura, ganadería y zonas sin cobertura vegetal, que se diferencian por su forma geométrica regular (Lillesand *et al.*, 2004).

Mediante un análisis visual, se verificó la coincidencia de los polígonos de cada una de las clases presentes en la carta digital y su correspondiente tonalidad, forma y tamaño mostrado en las imágenes de satélite. Los polígonos donde no hubo coincidencia entre las imágenes y la clasificación del Inegi, fueron modificados o reclasificados, según correspondiera. Para establecer con exactitud los tipos vegetación y los usos de la tierra asociados, los polígonos donde hubo dudas para su correcta clasificación, fueron verificados directamente en campo y georeferenciados con un GPS. La verificación en campo permitió delimitar con mayor precisión los límites de cada una de las clases y su correcta clasificación.

En campo, adicionalmente se identificaron elementos conspicuos del paisaje, como tipo de suelo, relieve, actividades económicas y condiciones generales del paisaje. Derivado de lo anterior, los principales tipos de vegetación y usos de la tierra identificados fueron: bosque de pino-encino, selva mediana caducifolia y subcaducifolia, manglar, vegetación higrófila, cuerpo de agua, agricultura de riego y temporal, pastizal inducido, duna costera y zonas urbanas, los cuales se tomaron como base para elaborar la cartografía utilizada. A partir de lo anterior, se generó el mapa actual de vegetación y usos de la tierra.

De manera complementaria, se realizaron tres talleres participativos con habitantes de diferentes localidades ubicadas en la zona de estudio, con la finalidad de conocer la visión de la población en torno al manejo de los recursos y la actividad turística que se desarrolla en la costa de Oaxaca y los procesos de deforestación, con base en algunas técnicas propuestas por Reyes-Hernández *et al.* (2013). Se buscó identificar las principales razones y condiciones que obligan a los pobladores a transformar los bosques y

las selvas de la región y otros ecosistemas frágiles como los manglares.

### Cambios en la cubierta vegetal y usos de la tierra

El análisis de los cambios en la cubierta vegetal y usos de la tierra se basó en el método propuesto por Mas (2005), el cual se permite evaluar cambios en los usos de la tierra y disminuir los errores derivados de los falsos cambios en la clasificación de los mapas (clasificación, etiquetado y delimitación de polígonos). El método consiste en sobreponer el polígono de la cobertura vegetal y usos del suelo de la fecha más actual (2011), sobre imágenes satelitales o fotografías aéreas más antiguas (en este caso *Spot* de enero del 2005 y *Landsat* de marzo del 2000) y con base en un análisis visual, se procede a modificar dicha cobertura directamente sobre la pantalla de la computadora; procedimiento muy similar al utilizado para generar el mapa actual de vegetación y usos de la tierra descrito inicialmente. De esta manera se obtuvieron los mapas de vegetación y uso del suelo para los años 2005 y 2000.

La determinación de la fiabilidad de los datos obtenidos de los mapas de vegetación y uso del suelo de los años 2000, 2005 y 2011 de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca, se realizó con base en el método propuesto de evaluación de la confiabilidad temática (Mas *et al.*, 2003), el cual consiste en la comparación de la información del mapa, con la información de referencia considerada muy confiable. Este método se basa en el muestreo de sitios de verificación, cuya clasificación se obtiene a partir de trabajo de campo y de imágenes de satélite (alta resolución). Conocer el grado de confiabilidad de un producto cartográfico, permite a los usuarios del mapa valorar su ajuste con la realidad para la toma de decisiones con base en su información cartográfica.

El proceso de evaluación de la confiabilidad temática se divide en tres etapas: 1) diseño del muestreo, se enfoca en la selección de las unidades de muestreo, 2) evaluación del sitio de verificación, que permite obtener la clase correspondiente a cada unidad de muestreo y 3) análisis de los datos, que consiste generalmente en la elaboración de una matriz de confusión y el cálculo de índices de confiabilidad (los



detalles metodológicos se presentan en Stehman y Czaplewski, 1998; Mas *et al.*, 2003; Franco *et al.*, 2006).

A través del método de evaluación de la confiabilidad temática, se verificaron ocho categorías con un total de 400 puntos para el municipio de Santa María Colotepec y para el municipio de Santa María Tonameca se verificaron siete categorías con un total de 350 puntos. Los sitios de control se eligieron de acuerdo con Congalton (1988 y 1991), que recomienda comprobar como mínimo 50 puntos por categoría y de 75 a 100 si el área de estudio es superior a las 400 000 ha o si hay más de 12 categorías.

El grado de la confiabilidad se expresó en tres índices: confiabilidad global (proporción del mapa correctamente clasificado); confiabilidad del usuario (mide la proporción de sitios de cierta categoría en el mapa que están correctamente clasificados al ser verificados en la base de datos de referencia y el de la confiabilidad del productor (proporción de sitios de cierta categoría en las imágenes de satélite que están correctamente clasificados en la base de datos contextual) (Mas *et al.*, 2009). Con base en el muestro aleatorio estratificado, estos puntos fueron interpretados visualmente con imágenes *Spot*, lo cual permitió tener una mayor certeza de los puntos de verificación para cada estrato, que corresponde a cada una de las categorías en el mapa, garantizando así un número de sitios suficientes para cada categoría (los detalles metodólogos se presentan en Mas y Couturier, 2011). Para disminuir el sesgo debido al muestreo estratificado, se tomaron en cuenta las superficies de cada una de las categorías consideradas, es decir, se aplicó el método propuesto por Card (1982).

El grado de fiabilidad de los mapas de cubierta vegetal y uso del suelo, con respecto a los puntos de verificación que coincidieron con el mapa base, fue mayor a 60% para ambos municipios. Los resultados del análisis de fiabilidad de las clasificaciones se encuentran dentro del intervalo aceptable usado en diversos estudios que emplean criterios espectrales y visuales para la interpretación de imágenes de satélite (Díaz *et al.*, 2010).

La identificación y cuantificación de las áreas deforestadas y aquellas que cambiaron a otros usos de la tie-

rra, se lograron por medio de una sobreposición cartográfica de los mapas para los periodos 2011-2005, 2005-2000 y 2011-2000. La tasa de deforestación y el porcentaje de cambios para cada periodo de estudio se obtuvo mediante la fórmula empleada por la FAO:

$$C = [(T_2/T_1)^{1/n} - 1] * 100$$

donde:

- $T_1$  = es el año de inicio,  
 $T_2$  = el año actual o más reciente y  
 $n$  = Número de años entre  $T_1$  y  $T_2$ .

Finalmente, se elaboraron los mapas de las áreas deforestadas y de las áreas con cambios en los usos de la tierra, se cuantificó su superficie y calcularon las tasas de cambio.

## Modelización y simulación espacial con Dinamica ego

Para proyectar los cambios esperados en los usos de la tierra y la transformación de las coberturas naturales, se utilizó el *software* Dinamica ego. Este *software* de código libre (<http://www.csr.ufmg.br/dinamica/>) permite modelizar escenarios futuros a partir de las tendencias observadas previamente, considerando los fenómenos espaciales y temporales relacionados con los procesos de cambio a través del tiempo (Soares-Filho *et al.*, 2002). Se basa en algoritmos de autómatas celulares y los pesos de evidencia de distintas variables biofísicas y socioeconómicas identificadas como factores causales de la transformación, por lo que ha sido aplicado en numerosos estudios incluyendo la modelización de procesos de deforestación tropical (Soares-Filho *et al.*, 2002, 2004, 2006; Sahagún *et al.*, 2011; Mas y Flamenco, 2011).

El *software* posee diferentes ventajas sobre otros tipos de modelos en los cambios de las cuberturas. Entre estas ventajas está el obtener mayor precisión en la ubicación de los escenarios prospectivos de cambio. En contraparte, el modelo GEOMOD (Pontius *et al.*, 2001) solo determina la cantidad de cambio y no la ubicación. Además, emplea el método de pesos de evidencia que permite generar un mapa de cambio potencial con base en varia-

bles explicativas y con tendencias históricas y que, a su vez, integra la parte del conocimiento experto. Esto lo confiere un *plus* a la interpretación del comportamiento de los procesos de cambio en las coberturas. Aunque el módulo *Land Change Modeler* (LCM) de IDRISI, basado en algoritmos de redes neuronales, también es considerado un modelo con alto grado de confiabilidad para la generación de proyecciones de cambio, este no permite visualizar o modificar los valores de relación entre variables, considerándosele un modelo de caja negra poco flexible (González *et al.*, 2014).

Diferentes trabajos sobre proyecciones de cambio en las coberturas, sugieren que los modelos que permiten integrar el conocimiento experto, generan mayor confiabilidad en los escenarios de cambio y son más adecuados que los modelos basados en calibraciones automáticas (redes neuronales, algoritmos genéticos) debido a la precisión que genera los mapas prospectivos. Al respecto, Dinamica ego posee la ventaja de ser un modelo que permite utilizar ambos enfoques, desde integrar el conocimiento experto según el objeto de estudio (modificando los pesos de evidencia y la matriz de *Markov*) o funcionar bajo un enfoque totalmente automático (sin edición de los pesos y utilizando eventualmente la opción del algoritmo genético para modificar los pesos) (Soares-Filho *et al.*, 2006; Sahagún *et al.*, 2011; Mas *et al.*, 2014).

El modelo requiere de una organización y estructuración de base de datos cartográficos multi-temporal de tipo raster con la información de los usos de la tierra y de variables (biofísicas/socioeconómicas) que inciden en los procesos de transformación, a partir de lo cual se estiman las tasas de transición en diferentes fechas. Las variables explicativas, fueron elegidas con base en lo señalado por la literatura especializada en el tema y su disponibilidad en el formato requerido. Dichas variables fueron homologadas (similar georeferencia y tamaño de pixel) en el *software* ArcGis 10.1 y posteriormente exportadas al modelo elaborado en el *software* Dinamica ego, donde se procesaron como un archivo multicapa para facilitar su manejo.

Una vez incorporadas al modelo, se analizó su influencia en los cambios detectados y su representati-

dad. Las variables utilizadas en el modelo fueron: índice de marginación, altitud, pendientes, tipo de suelos, distancia a carreteras, distancia a áreas agrícolas, distancia a asentamientos humanos, distancia a vías de comunicación (pavimentadas y terracerías), distancia a cuerpos de agua y distancia al borde o centro del polígono que presentó cambios.

Para disminuir el número de transiciones (y evitar la saturación del procesador y memoria del equipo), interacciones espurias entre las clases (cambios de bosque a selva por ejemplo) y hacer más eficiente su manejo en el modelo, las clases correspondientes a los tipos de vegetación fueron reclasificadas. Así por ejemplo las selvas mediana subcaducifolia y subperennifolia fueron reclasificadas solo como selva mediana. Los bosques de pino-encino, bosque de pino y bosque de encino-pino también fueron reclasificados solo como bosque.

El modelo genera mapas de cambio en la cubierta y usos del suelo, donde es posible calcular la proporción (probabilidad) de cambio en diferentes categorías de las variables explicativas, así como su influencia conocida como pesos de evidencia. Los pesos de evidencia se derivan (mediante estadística Bayesiana) de las probabilidades de que ocurra un evento (cambio/deforestación) dada cierta condición asociando un peso o valor ( $w$ ) a cada categoría y tipo de cambio. Un peso de evidencia positivo ( $w+$ )  $>0$ , indica que la categoría tiende a favorecer el cambio, mientras que un peso negativo ( $w-$ )  $<0$ , tendería a inhibir el cambio.

Para que un modelo tenga validez es necesario que se cumpla con el supuesto de la no correlación de las variables, es decir que los pesos de evidencia deben ser independientes espacialmente. Para determinar la validez de este supuesto, se recurre a la aplicación del estadístico de *Cramer* y/o el de la información de *Incertidumbre-Conjunta* (Bonham-Carter, 1994).

Los pesos de evidencia fueron discriminados por independencia espacial y en algunos casos modificados de acuerdo con su representatividad espacial (número y tamaño de polígonos de cambio), temporal (factibilidad en el futuro), vinculación con el tipo de transición (rela-



ción con la variable), intensidad y comportamiento (forma en que deberían expresarse). En los casos donde fue necesario modificar el peso asignado por el modelo ( $w+$ ,  $w-$ ) de alguna variable, se recurrió a la consulta con expertos, la información recabada en campo y los talleres efectuados en las comunidades, para definir el peso real de la variable en cuestión.

Una vez definidos los pesos en el modelo, se procedió a realizar un modelamiento prospectivo de cambio, que consiste de una simulación de los cambios en la cobertura y usos de la tierra. Dicho procedimiento sigue un conjunto de reglas de transición preestablecidas donde a cada celda se le asigna una clase dependiendo del estado de las celdas vecinas (White y Engelen, 2000). Para ello, se calculan las matrices de cambio, a partir de la información de dos mapas de cobertura de la misma área pero de distinta fecha, lo que permite cuantificar las tasas de transición y evaluar las variables que influyen en la distribución de los cambios. Los mapas de propensión al cambio obtenidos en esta etapa, son necesarios para construir los escenarios hipotéticos de las superficies que podrían ser transformadas en el futuro en el paso siguiente del modelado (Sahagún *et al.*, 2011).

El modelo de los escenarios inicia con la simulación que consta de dos funciones esenciales: “*patcher*” que estima la formación de nuevos parches o claros en las cubiertas naturales y “*expander*”, que adiciona nuevas áreas (adyacentes) por la expansión de clases preexistentes. Para ello se definió la proporción de transiciones para cada función, calculada con base en el promedio y la varianza de los tamaños de los parches/expansiones formados en los periodos previos (Godoy y Soares-Filho, 2008; Mas y Quiroz, 2008). Como resultado se obtuvo un mapa de intervalos de tiempo discretos, que muestra la proyección de los cambios de acuerdo con las tendencias históricas encontradas.

El proceso de *validación* de la simulación que considera solo la ubicación espacial de los cambios se realizó comparando el mapa simulado que se genera a partir de los insumos anteriores y posteriormente se contrastó con el mapa observado (en este caso 2011), a través del método

de comparación difusa de Hagen (2003), denominado de “*Similaridad Reciproca*” (Kfuzzy). Esta medida muestra la magnitud, naturaleza y distribución espacial de la semejanza entre dos mapas cuyos valores cercanos a 1 indican mayor similitud. Este método permite ponderar la distancia y el estado de la distribución de las celdas alrededor de una celda central y se concentra en las áreas de cambio y no tanto en sus similitudes (Sahagún *et al.*, 2011). Como resultado se obtuvo un valor de ajuste de similitud de 71% para el municipio de Santa María Colotepec y 78% para Santa María Tonameca. Este índice de similitud promedio es considerado apropiado cuando su valor es mayor que el del mapa real u observado (Hagen, 2003).

El paso final de la modelización es su validación, para ello se recurre a una función denominada *decaimiento con ventanas múltiples* cuyo funcionamiento es muy similar al paso anterior. En este caso se generan varios tamaños de ventana que permiten ampliar la exactitud espacial del cambio en un área determinada. En este caso el *software* elige el resultado de la sobreposición (cobertura real vs simulada o viceversa) con el menor porcentaje de coincidencia para evitar falsos cambios o resultados sobredimensionados. A partir del mapa de 2011 (fecha inicial de la simulación) se construyeron los mapas de cubierta vegetal y usos de la tierra esperados para 2015, 2020 y 2025 para los municipios de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca.

## RESULTADOS

Los resultados mostraron que los bosques, los manglares y las selvas en la porción de la costa del estado de Oaxaca que fue examinada, han sido severamente transformados por las actividades antrópicas. La modificación de estos ecosistemas tropicales se debe principalmente a la intensificación de las actividades agropecuarias y la construcción de vías de comunicación e infraestructura para el turismo. En 11 años (2000-2011), se perdieron 18 402 ha de selva, 420 ha de manglares y 369 ha de bosques. En importante señalar que a pesar de ser dos entidades contiguas ambos municipios muestran procesos de deforestación diferenciados.

En el año 2000, Santa María Colotepec registró una superficie de 35 450 ha de coberturas naturales (34 303 ha de selvas, 733 ha de bosque de pino-encino y 414 ha de manglar), que se redujo a 27 525 ha (6777 ha menos) 11 años después. En términos proporcionales los manglares tuvieron el detrimento más drástico al perder 60% de su superficie. Los bosque de pino-encino, por su parte, disminuyeron casi 50% al pasar de 733 ha a 364 ha en el mismo período (Fig. 2; Tabla 1). Las tasas de deforestación en este municipio fueron de 6.1% para el bosque de pino-encino, 4.4 % para los manglares y 2.0% para las selvas en el periodo de 2000-2011.

Los cambios más evidentes se localizaron al norte del área de estudio, específicamente en las cadenas montañosas cubiertas por bosques y selvas y en las áreas cercanas a la costa donde predominan los manglares. A su vez, los

pastizales y las áreas de agricultura de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca mostraron incrementos significativos en su superficie al pasar de 974 ha en 2000 a 4475 ha en 2011. Por su parte las áreas agrícolas se incrementaron en 8580 ha en 11 años.

Santa María Tonameca tenía una superficie total de 45 224 ha de coberturas naturales en el año 2000 (43 564 ha de selvas y 1660 ha de manglares). Once años después, las selvas habían disminuido en 11 624.7 ha, es decir que para 2011 solo quedaban 31 939 ha. Los manglares por su parte perdieron 259 ha en este período. Las tasas de deforestación correspondientes fueron de 2.8% para las selvas y de 1.5% para los manglares.

Las principales transformaciones se localizaron en las inmediaciones de la principal zona urbana y al suroeste del área de estudio (Fig. 3; Tabla 1). Por su parte las áreas

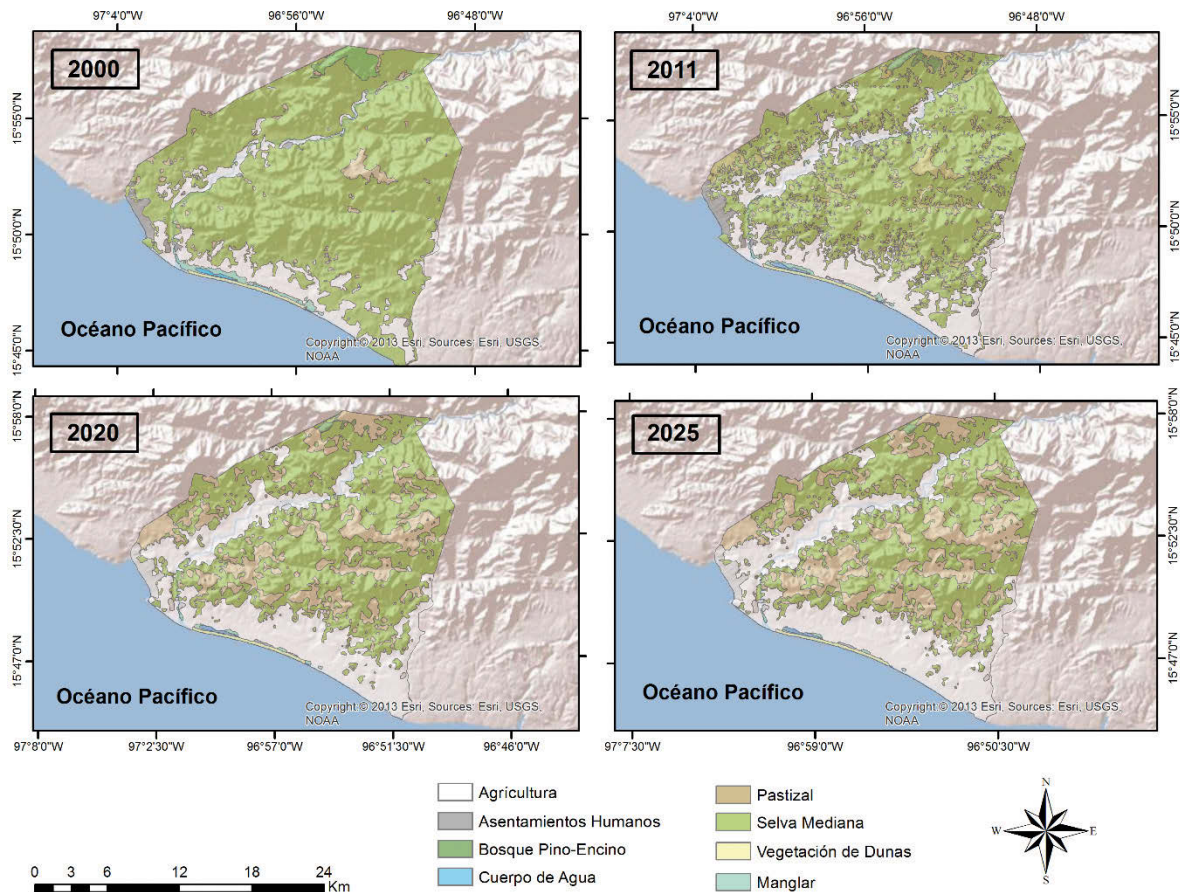


FIGURA 2. Vegetación y uso del suelo actual y potencial del municipio de Santa María Colotepec, Oaxaca.





TABLA 1. Cambios en las coberturas vegetales y tasas de deforestación.

Municipio	Cobertura/uso de la tierra	Superficie por año (ha)			Tasa anual de deforestación (%) por periodo		
		2000	2005	2011	2000-2005	2005-2011	2000-2011
Santa María Colotepec	Bosque Pino-Encino	733	592	364	-4.2	-7.5	-6.1
	Selva	34 303	32 073	27 525	-1.3	-2.4	-2.0
	Pastizal	974	1 408	4 475	ND	ND	ND
	Agricultura	4 893	6 763	8 580	ND	ND	ND
	Manglar	414	371	252	-2.1	-6.0	-4.4
	Cuerpo de agua	97	97	97	ND	ND	ND
	Dunas Costeras	233	233	233	ND	ND	ND
Santa María Tonameca	Asentamientos Humanos	460	570	581	ND	ND	ND
	Selva	43 564	38 153	31 963	-2.6	-2.8	-2.8
	Manglar	1 660	1 546	1 410	-1.4	-1.6	-1.5
Tonameca	Agricultura	5 808	7 995	11,711	ND	ND	ND
	Pastizal	1 757	4 794	7 442	ND	ND	ND
	Asentamientos Humanos	35.7	336.8	348.5	ND	ND	ND
	Cuerpo de Agua	136	136	120	ND	ND	ND

agrícolas y los pastizales se incrementaron en 11 588 ha respectivamente para el 2011, al igual que los asentamientos humanos que pasaron de 35.7 ha a 348 ha en 11 años.

Las variables explicativas utilizadas en el modelo prospectivo que tuvieron mayor incidencia de cambio en las coberturas naturales en el municipio de Santa María Colotepec fueron pendiente, densidad de población y distancia a los asentamientos humanos. Estas variables también tuvieron la misma injerencia en el municipio de Santa María Tonameca salvo la variable pendiente, que no mostró un efecto positivo en este municipio.

La tendencia de los cambios en la cubierta vegetal y usos de la tierra indicó que para 2025, en Santa María Colotepec se perderían 650 ha de bosque de pino-encino, 336 ha de manglares y 15 332 ha de selvas (Fig. 4; Tabla 2). De acuerdo con estas estimaciones los manglares y bosques prácticamente habrán desaparecido en los siguientes 14 años. En términos absolutos la selva será el ecosistema que pierda la mayor superficie. Por su parte los asentamientos humanos se incrementarán en 157.3 ha para 2025.

En el caso de Santa María Tonameca, de mantenerse las tendencias actuales, para 2025 se perderán 299 ha de manglares y 22 605 ha de selva. La selva sufrirá las mayores transformaciones (Fig. 5; Tabla 2). La superficie con actividad agrícola se incrementará a 12 584 ha, mientras que los pastizales sumarán 10 295.9 ha. El crecimiento de la superficie agrícola se prevé sea a costa de la selva. Los asentamientos humanos se vislumbra amplíen su superficie en 21 ha para 2025.

## DISCUSIÓN

La transformación de los ecosistemas forestales en la región costera de Oaxaca al igual que en otras regiones tropicales del país y del mundo ha modificado enormemente el paisaje regional, afectando con ello la estructura y funcionalidad de sus ecosistemas que lo hacen ser más vulnerables. Dichas transformaciones hacen cada vez más homogéneos los paisajes naturales a medida que la superficie terrestre se convierte en áreas de usos humanos (Carpenter *et al.*, 2009). Además de impactar directa o

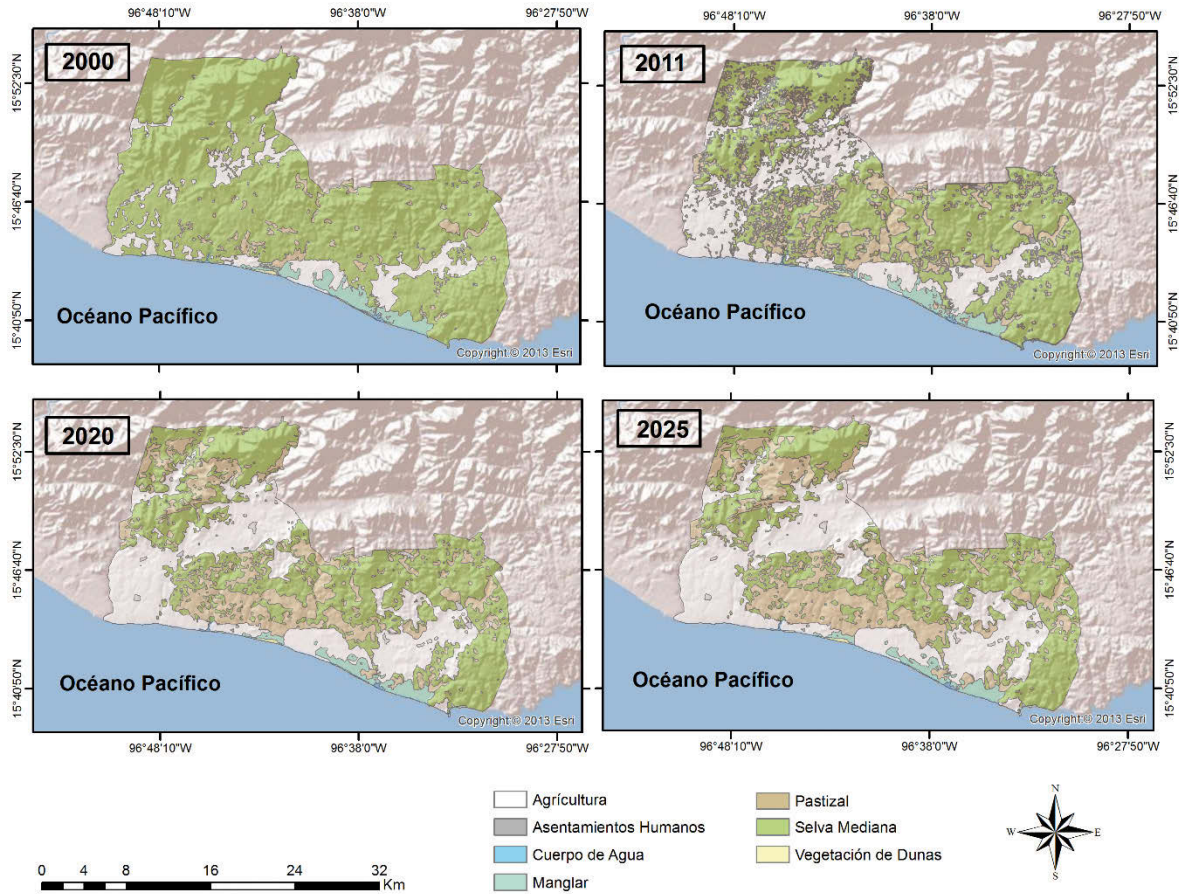


FIGURA 3. Vegetación y uso del suelo actual y potencial del municipio de Santa María Tonameca, Oaxaca.

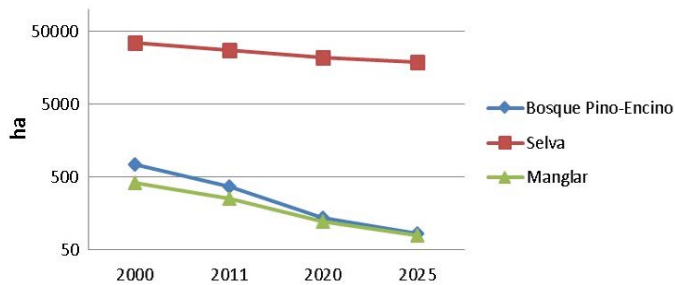


FIGURA 4. Tendencias de cambio en las coberturas naturales para el municipio de Santa María Colotepec, Oaxaca.

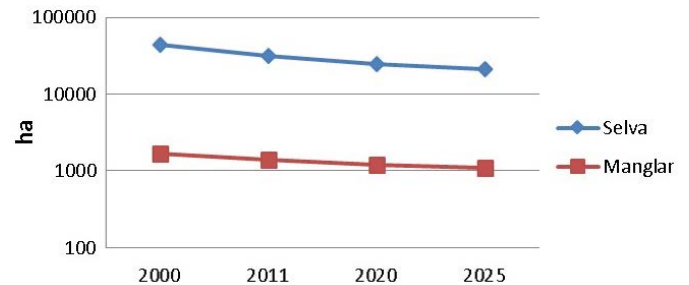


FIGURA 5. Tendencias de cambio en las coberturas naturales para el municipio de Santa María Tonameca, Oaxaca.

indirectamente en la provisión de los servicios ecosistémicos (Metzger *et al.*, 2006).

En Santa María Colotepec las selvas, bosques y manglares han disminuido sus coberturas en más de 6000 ha en los últimos once años (2000-2011). En Santa María Tona-

meca, la situación no es tan diferente, aquí más de 11 000 ha se perdieron el mismo período. Más grave aún es el panorama al que se deberán enfrentar estos ecosistemas en las próximas décadas. Las tasas de deforestación anual calculadas para los municipios de Santa María Colotepec y



TABLA 2. Simulación de escenarios futuros de cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo de los municipios Santa María Colotepec y Santa María Tonameca, Oaxaca.

Municipio	Uso del suelo	Superficie por año (ha)		
		2015	2020	2025
Santa María Colotepec	Bosque	246	136	82
	Pino-Encino			
	Selva	25 442	21 872	18 971
	Pastizal	5 520	7 966	10 011
	Agricultura	9 798	11 080	12 001
	Manglar	183	121	78
	Cuerpo de Agua	93	94	94
	Dunas Costeras	236	237.64	237.85
	Asentamientos Humanos	460	570	581
Santa María Tonameca	Selva	28 776	24 494	20 958
	Manglar	1 337	1 215	1 111
	Agricultura	14 023	16 354	18 392
	Pastizal	8 383	10 452	12 053
	Asentamientos Humanos	352	368	373
	Cuerpo de Agua	89	78	73

Santa María Tonameca, Oaxaca, oscilan entre 2.4% y 6.1% anual consideradas altas comparadas con las tasas publicadas a nivel nacional (1.1%) y con respecto otras calculadas para otras regiones de México: región purépecha de Michoacán (1.5-2%), la selva lacandona (4.5%), Calakmul (2%) (Velázquez *et al.*, 2002) y la Sierra Madre Oriental en el estado de San Luis Potosí (0.6-1.7%) (Sahagún *et al.* 2011). De cumplirse los pronósticos expuestos en este trabajo, en 15 años los bosques, manglares y selvas de esta porción del estado podrían desaparecer casi por completo y con ello la biodiversidad asociada.

En dependencia del grado de perturbación o fragmentación, un hábitat se modificará no solo en su estructura vegetal original sino también en su heterogeneidad y su complejidad. Es así que una constante

reducción del hábitat para las especies que habitan estos ecosistemas, puede ocasionar un proceso de defaunación o desaparición parcial o total de comunidades de algunos grupos o de poblaciones de ciertas especies más susceptibles como aves residentes y mamíferos grandes (Dirzo y García, 1992).

Aunque existe una transformación acelerada de las coberturas naturales en ambos municipios, Santa María Tonameca evidencia mayor superficie perdida en el período 2000-2011 y persistirá al año 2025 de acuerdo con el modelo tendencial. Al respecto, se postula que la densidad poblacional y la marginación son los factores socioeconómicos con mayor influencia en la transformación del paisaje. En este sentido existen otros trabajos que también documentan la relación entre la deforestación y los índices de marginación en México. Lo mismo ocurre en la mayoría de regiones más marginadas en el país, siendo un común denominador de los países en vías de desarrollo y otros países (Watson *et al.*, 2001; Muñoz-Piña *et al.*, 2003; Pérez-Verdín *et al.*, 2009; Sahagún *et al.*, 2011). Esto se explica porque la población con bajos recursos económicos, requiere satisfacer sus necesidades alimentarias, dando lugar al desmonte de áreas para la agricultura, lo que ocasiona la erosión y fragmentación de las tierras, derivado de la falta de capacitación técnica y de recursos económicos para mantener la fertilidad del suelo.

La apertura de nuevas áreas para la agricultura, particularmente en la cercanía de las corrientes de agua superficial permite suponer que la disponibilidad del recurso hídrico en los municipios Santa María Colotepec y Santa María Tonameca favorecerá la intensificación de las actividades agrícolas, en comparación con otras áreas. Asimismo, se detecta un aumento en la superficie ocupada por los asentamientos humanos, que se incrementará significativamente en los próximos años, principalmente en las áreas urbanas cercanas a la costa, lo que se explica por la apertura de nuevos espacios para albergar al turismo creciente en la zona. Lo anterior conlleva un aumento en la demanda de infraestructura básica para ofrecer al turista los servicios que demanda, generando con ello mayor presión sobre los cambios en la cubierta vegetal y los usos de la tierra.

El plan estatal de desarrollo sustentable (2004-2010) del estado de Oaxaca planteaba promover proyectos de corredores turísticos en los principales centros como Huatulco-Puerto Ángel, Puerto Escondido-Chacahua. Aunque estos planes no cumplieron con sus expectativas, la construcción de carreteras, infraestructura urbana y servicios, fueron actividades ligadas a causas directas e indirectas en la transformación del paisaje.

La dinámica del proceso de deforestación y los escenarios previstos tienen una dinámica diferenciada, debido a la relación en las variables sociales, económicas, políticas y ambientales (Pijanowski *et al.*, 2002) y algunas de estas solo combinan el tiempo pero no necesariamente en el espacio. Por ello se recomienda que los modelos prospectivos no se utilicen de forma separada, sino integralmente con los procesos socioeconómicos y ambientales que están relacionados en tiempo y espacio, para lograr alternativas de alto potencial y amplio campo de desarrollo conceptual y metodológico (Mas *et al.*, 2002).

En la actualidad, la alteración y la degradación de los ecosistemas requieren de acciones de restauración ecológica que permitan su recuperación y logren cumplir sus funciones ambientales básicas, como la recarga de acuíferos, la modulación del clima y la fijación de carbono entre otros. Al respecto, los estudios sobre los procesos dinámicos en la cobertura vegetal y usos de la tierra, son indispensables para conocer las tendencias de los procesos de degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad (Kaimowitz y Agelsen, 1998; Velázquez *et al.*, 2002; Priego *et al.*, 2004; Guerra y Ochoa., 2006). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio se ha centrado en la monitorización del cambio del uso del suelo y proporciona conocimientos para ayudar a lograr entornos sostenibles (MEA, 2003).

El estado de Oaxaca es una de las entidades del país con mayor diversidad biológica, cultural y una heterogeneidad ambiental compleja por su alta biodiversidad y gran cantidad de ecosistemas. Pero al mismo tiempo, evidencia enormes carencias y rezagos al grado de ocupar el tercer lugar en México en los niveles de marginación y pobreza (Velázquez, 2002). Aunque el turismo podría ser una opción para mejorar las actuales condiciones socioe-

conómicas de la mayoría de la población, también constituye una amenaza para los principales ecosistemas, debido al cambio de uso del suelo y deforestación que estaría ejerciendo principalmente por la demanda y necesidades del turista, aunado esto a la instalación de nueva infraestructura para albergar al visitante.

El turismo es un elemento que tiene la capacidad de atraer visitantes en una determinada localidad o zona, para que esto exista, es necesaria la existencia del recurso natural. Los municipios de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca se ubican en ecosistemas con una variada gama de recursos naturales y existe un interés de la población y autoridades locales para llevar a cabo iniciativas donde se promueva el turismo como alternativa económica. La actividad turística también ha desempeñado un papel importante en la transformación de los ecosistemas, debido a la demanda de infraestructura local. Estos cambios no solo presentan altos costos ecológicos, sino también afectan en las adaptaciones de los humanos, que cada vez requiere de mayores recursos para satisfacer sus necesidades (Saunders *et al.*, 1991).

La complejidad de los procesos de cambio en la región costera de Oaxaca, en los municipios de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca tiene una clara manifestación sobre la cobertura de la vegetación y los diferentes usos de la tierra, determinados por una red de complejas interacciones de factores socioeconómicos y medioambientales. El incremento en los asentamientos humanos, la marginación, la expansión de la frontera agrícola y pecuaria se manifiestan en cambios en los modos de aprovechamiento que, a la larga, conducen a cambios en los usos del suelo. De tal manera, que el uso y el manejo no sostenible entre seres humanos y los ecosistemas en estos dos municipios, se ven fuertemente condicionados por la alteración o desaparición de determinadas prácticas y modos de aprovechamiento.

## CONCLUSIONES

Los cambios la cubierta vegetal en Santa María Colotepec y Santa María Tonameca han sido influidos por una red de complejas interacciones de factores socioeconómicos y



medio-ambientales. Estas modificaciones expresan serias implicaciones en el medio ambiente y en la disminución de áreas forestales como en bosques, selvas y manglares, cuyos ecosistemas, han sido impactados severamente un poco más de una década. De mantenerse esta dinámica en la región costera de Oaxaca, se postula la desaparición casi por completo de las coberturas naturales, la intensificación de las actividades socioeconómicas y el incremento en las áreas de los asentamientos humanos.

Finalmente la dinámica y condiciones específicas a través del análisis realizado en los municipios de Santa María Colotepec y Santa María Tonameca establecen la necesidad de coordinar las diversas instancias de la administración pública y de gobierno, así como los actores sociales a fin de lograr una atención integral efectiva de los aspectos esenciales del desarrollo y de las demandas y necesidades de la población. La problemática de la región debe operar como un espacio de inserción de las políticas y acciones que mitiguen el cambio en el uso del suelo y la deforestación, así como un ámbito de generación de consensos y acuerdos que puedan reorientar el desarrollo hacia criterios de preservación de los recursos naturales.

Los escenarios prospectivos de los cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo encontrados en este estudio, permitirán el desarrollo de acciones con dirección a la planificación, ordenamiento del territorio y a la ejecución de programas que mitiguen el impacto a los recursos naturales y coadyuven al uso racional de los ecosistemas en esta región que, de acuerdo con las tendencias obtenidas, están en peligro en desaparecer en más de la mitad de su cobertura natural.

El desarrollo de esta investigación sirvió para conocer el ritmo de las tasas de deforestación y las condiciones en las que se encuentran los ecosistemas de esta región, así mismo permitió identificar las causas que inciden en la transformación de las coberturas naturales y a su vez permitirá describir los patrones a través del tiempo que generarían los cambios en los paisajes de esta región.

Enfoques de modelado del paisaje basados en escenarios para producir estudios futuros del paisaje siguen siendo un desafío. Este estudio es parte del esfuerzo para

mejorar el acoplamiento entre modelos de paisajes y escenarios futuros a una escala regional.

## RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto “Propuesta de ordenamiento ecológico de la actividad turística en la costa sur-occidental del pacífico mexicano, con base en la asimilación económica del territorio” Convenio SEP-81601, por los recursos otorgados para la realización de esta investigación. El Primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada para los estudios de maestría en Ciencias Ambientales de la UASLP.

## REFERENCIAS

- Bonham-Carter, G.E.1994. Geographic information systems for geoscientists: Modeling with GIS. Pergamon. Nueva York. 398 p.
- Card, H. 1982. Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48(3):431-439.
- Carpenter, S.R., H.A. Mooney, A. John, D. Capistrano, R.S. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A.K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H.M. Pereira, C. Perrings, W.V. Reid, J. Sarukhan, R.J. Scholes y A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. *PNAS* 106(5):1305-1312.
- Congalton, R. 1988. A comparison of sampling scheme use in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(5):593-600.
- Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment* 37:35-46.
- Curiel, B.A. 2007. El entendimiento de las fuerzas dinamizadoras de la degradación ambiental: las aportaciones de Paul Ehrlich. Gaceta Ecológica. INE-Semarnat. México.
- Dale, V.H. y S.C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10.

- Díaz Gallegos, J.R., J.F. Mas y A. Velázquez 2010. Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31:180-196.
- Dirzo, R. y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology* 6:84-90.
- Edwards, T.C. Jr., G.C. Moisen., T.S. Frescino y J.J. Lawer. 2003. Modelling multiple ecological scales to link landscape theory to wildlife conservation. In: J.A. Bissonette e I. Storch, eds. Landscape ecology and resource management. Linking theory with practice. Island Press. Washington, E.U.A. p:153-172.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe Nacional México. FRA2010/132. Roma. 98 p.
- Forester, D.J. y G.E. Machlis. 1996. Modeling human factors that affect the loss of biodiversity. *Conservation Biology* 10:1253-1263.
- Franco, S., H. Regil y J. Ordóñez. 2006. Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12(1):17-28.
- Geist, H.J. y E.F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52(2):143-150.
- García-Mendoza, A., M.J. Ordóñez, M. Briones-Salas, 2004. Diversidad biológica del estado de Oaxaca. Instituto de Biología UNAM/Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y WWF, México D.F. p:55-65.
- Guerra, V. y S. Ochoa. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco 1990-2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM* 59:7-25.
- Godoy, M.M.G. y B.S. Soares-Filho. 2008. Modelling intra-urban dynamics in the savassi neighborhood, Belo Horizonte city, Brazil. In: M. Paegelow y M.T. Camacho-Olmedo, eds. Modelling Environmental Dynamics. p:318-338.
- González, J., A. Cubillos, M. Arias, B. Zapata. IDEAM-MADS. 2014. Resultados de la simulación de la deforestación para el ajuste del nivel de referencia del área subnacional A8. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, Colombia. 42 p.
- Hagen, A. 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science* 17:235-249.
- Inegi (Instituto Nacional de Geografía e Informática). 2013. Conjunto Nacional de uso de suelo y vegetación: Escala 1:250 000 (vectorial). Serie V. DGG-Inegi. México.
- Illoldi-Rangel P., F.M. Trevon, P. Christopher, S.V. Cordero, S. Sahotra. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas or the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Divers Distribution* 14:493-508.
- Kaimowitz, D. y A. Angelsen. 1998. Economic models of tropical deforestation A Review. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.
- Lillesand, T.M., R.W. Kiefer y J. W. Chipman. 2004. Remote sensing and image interpretation. John Wiley. Hoboken, Nueva Jersey, EUA. 763 p.
- Mas, J.F., H., Puig., J.L. Palacio-Prieto y A. Sosa. 2002. Modelado del proceso de deforestación en una región del sureste de México. CD de las Memorias del II Seminario Latinoamericano de Geografía Física. Maracaibo, Venezuela p:24-27.
- Mas, J.F, J.R. Díaz-Gallegos y A. Pérez-Vega. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM* 51:53-72.
- Mas, J.F. 2005. Change estimates by map comparison: A method to reduce erroneous changes due to positional error. *Transactions in GIS* 9(4):619-629.
- Mas, J.F. e Y. Quiroz. 2008. Modelización de los cambios de uso/cobertura de suelo con el software Dinamica. México: Centro de Investigación en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. 124 p.
- Mas, J.F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental* 1(1): 23-39.



- Mas, J. y S. Couturier. 2011. Evaluación de bases de datos cartográficas. In: F. Bautista, ed. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. CIGA, IG. México, D.F. p: 675-703.
- Mas, J.F., A. Flamenco-Sandoval. 2011. Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTropico* 5(1):1-24.
- Mas, J.F., M. Kolb, M. Paegelow, M.T. Camacho y T. Houet. 2014. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling y Software* 51:94-111.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica en bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 8:581-589.
- Metzger, M.J., M.D.A. Rounsevell, L. Acosta-Michlik, R. Leemans y D. Schröter. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. Agriculture. *Ecosystems and Environment* 114:69-85.
- Millenium Ecosystems Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- Monroy, V.O. 2003. Principios generales de biología de la conservación. In: O. Sánchez, E. Vega, E. Peters y O. Monroy, eds. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. INE-Semarnat. México 315 p.
- Muñoz-Piña, C., G. Alarcón, J.C. Fernández y L. Jaramillo. 2003. Pixel patterns of deforestation in Mexico. México: INE-Semarnat (Working paper). México. D.F. 26 p.
- Pérez-Verdín, G., Kim, Y.S., Hospodarsky y D.A. Teclé. 2009. Factors driving deforestation in common pool resources in Northern Mexico. *Journal of Environmental Management* 90:331-340.
- Peterson, A.T. y R.D. Holt. 2003. Niche differentiation in Mexican birds: Using point occurrences to detect ecological innovation. *Ecology Letters* 6:774-782.
- Phillips, O.L. 1997. The changing ecology of tropical forest. *Biodiversity and Conservation* 6:291-311.
- Pijanowski, B.C., D.G. Brown, B.A. Shellito y G.A. Manik. 2002. Using neural networks and GIS to forecast land use changes: A land transformation model. *Computers, Environment and Urban Systems* 26(6):553-576.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2012. El futuro sostenible que queremos. Informe Anual 2011/2012. 37 p.
- Pontius, R.G., J.D. Cornell y C.A. Hall. 2001. Modeling the spatial pattern of land use change with GEOMOD2: Application and validation for Costa Rica. Agriculture. *Ecosystems and Environment* 1775:1-13.
- Priego, A.H., A. Cotler, N.L. Fregoso y C. Enríquez. 2004. La dinámica ambiental de la cuenca Lerma-Chapala. *Gaceta Ecológica* 71:23-38.
- Reyes-Hernández, H., J.N. Montoya-Toledo., J. Fortanelli-Martínez., M. Aguilar-Robledo., J. García Pérez. 2013. Metodologías participativas aplicadas al análisis de la deforestación del bosque de niebla en San Luis Potosí, México. *Bois et Forêts des Tropiques* 318(4):27-39.
- Sánchez-Cordero, V. 2001. Elevational gradients of diversity for bats and rodents in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography* 10:63-76.
- Sahagún J., H. Reyes, J.L. Flores, L. Chapa. 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography* 10(2):65-86.
- Saunders, R.W. y K.T. Kriebel. 1991. An improved method for detecting clear sky and vegetation types in the 8-14 um wave band: analysis of two field methods. *Remote Sensing of Environment*. 59:490-521.
- Soares-Filho, B.S., A.A. Alencar, D.C. Nepstad, G.C. Cerqueira, M.C.V. Diaz, S. Rivero, L. Solórzano y E. Voll. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém Cuiabá corridor. *Global Change Biology* 10(5):745-764.
- Soares-Filho, B.S., D.C. Nepstad, L.M. Curran, G.C. Cerqueira, R.A. Garcia, C.A. Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre y P. Schlesinger. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523.
- Soares-Filho B.S., C.L. Pennachin y G. Cerqueira. 2002. Dinámica a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling* 154:217-235.

- Stehman, S. y R. Czaplewski. 1998. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sensing of Environment* 64:331-344.
- Velázquez, A., J.F. Mas y J.L. Palacio. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo, mapas del análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía, UNAM. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología.
- Watson, R.T., I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo y D.J. Dokken, eds. 2001. Land use, land use change, and forestry. Cambridge University Press. Cambridge. 375 p.
- White, R. y G. Engelen. 2000. High resolution integrated modeling of the spatial dynamics of urban and regional systems. *Computers, Environment and Urban Systems* 24:383-400.

Manuscrito recibido el 6 de abril de 2015.  
Aceptado el 29 de enero de 2016.

Este documento se debe citar como:  
Leija-Loredo, E.G., H. Reyes-Hernández, O. Reyes-Pérez, J.L. Flores-Flores y F.J. Sahagún-Sánchez. 2016. Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 22(1):125-140.