



U N I V E R S I D A D   N A C I O N A L  
A U T Ó N O M A   D E   M É X I C O

**Posgrado en Ciencias Biológicas**

**“Dinámica espacio-temporal de los conductores sociales,  
políticos y económicos de la deforestación y de los cambios de  
uso/cobertura del suelo a escala local en el bosque tropical  
caducifolio del sur de Oaxaca, México”**

**MAESTRO EN CIENCIAS  
BIOLOGICAS (BIOLOGIA  
AMBIENTAL)**

P R E S E N T A :  
ROGELIO OMAR CORONA NÚÑEZ

Director de Tesis:

DR. LEOPOLDO GALICIA  
SARMIENTO

MÉXICO, D. F.

JUNIO, 2008

## RESUMEN

La Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza ha declarado al Bosque Tropical Caducifolio (BTC) como uno de los ecosistemas menos estudiados a nivel mundial y ha sido considerado como el ecosistema más amenazado en el mundo. Actualmente se reconoce que el acelerado ritmo de la deforestación está estrechamente relacionado con las actividades agropecuarias y los elementos topográficos del paisaje. Sin embargo, se desconoce a detalle la dinámica espacio-temporal de la distribución de estas actividades y de la deforestación. El objetivo de este estudio fue identificar las causas próximas y subyacentes de la dinámica espacio-temporal de los cambios de uso/cobertura del suelo en el BTC en dos municipios de Oaxaca (San Pedro Pochutla y Santa María Huatulco) en los años 1985, 1995 y 2006. Estos municipios están localizados en la costa sur de Oaxaca del Pacífico mexicano y con una superficie total de  $\sim 800$  km<sup>2</sup>, donde  $\sim 80\%$  de ésta superficie corresponde a BTC. Con la utilización de imágenes de satélite, fotografías aéreas de alta resolución y el empleo de un SIG se generaron mapas de uso/coberturas del suelo con las siguientes categorías: agricultura de temporal, agricultura de irrigación, pastizales para ganadería, zona urbana habitacional, zona turística, zona rural habitacional, zonas sin vegetación aparente, equipamiento urbano y bosque tropical caducifolio para cada municipio y fecha. Los elementos topográficos evaluados fueron altitud, pendiente, orientación de la ladera y concavidad del terreno, generados a partir de un modelo digital de elevación con una resolución de 20 x 20m el píxel. Se incluyeron elementos económicos y sociales como factores que pueden determinar la distribución de las actividades agropecuarias y de la deforestación. Se calcularon las tasas de cambio y se desarrollaron matrices de transición. En 1985 en ambos municipios la altitud y la pendiente fueron los elementos que significativamente determinaron la distribución de las actividades agropecuarias y de la deforestación. En 1995 y 2006 la pendiente y la altitud siguieron determinando la distribución de la agricultura de irrigación y los pastizales para ganadería, pero fueron menos determinantes para explicar la distribución de la agricultura de temporal y de la deforestación. La agricultura de temporal y la deforestación en 1995 y 2006 estuvieron relacionadas de manera directa con la distancia a los centros urbanos y a las carreteras, pero inversamente con la distancia a las áreas rurales. En el periodo 1995-2006 se observó una drástica reducción en las tasas de deforestación en comparación con el periodo previo, esto se atribuye al incremento de las ofertas de trabajo fuera del sector agrícola, principalmente ligados al sector terciario, y por medio de la intensificación de los usos de suelo agrícola. La identificación de transiciones sistemáticas indica

que sólo en Santa María Huatulco (SMH) el abandono de la agricultura de temporal está presente. El abandono se realizó en lugares donde los costos oportunidad eran altos para ser empleados en otras actividades económicas. El proceso de ganaderización en ambos municipios fue diferencial, mientras que en San Pedro Pochutla (SPP) su establecimiento es a partir de la agricultura de temporal, en SMH es a partir de la agricultura de irrigación. Con el cambio económico de la región se promovió el abandono de los usos/coberturas del suelo con regeneración del BTC. Por medio del modelado estadístico se identificaron que la zona norte de ambos municipios son las más susceptibles a ser deforestadas, principalmente para el establecimiento de zonas dedicadas a la agricultura de temporal y pastizales. La proyección con cadenas de Markov sugiere que la agricultura de temporal y los pastizales para ganadería serán los principales responsables de la deforestación. Las causas subyacentes de la deforestación y de los cambios de uso/cobertura del suelo más importantes son sociales, económicas y políticas. En SMH otro cambio estructural fue el establecimiento de un parque nacional con una cobertura cercana al 30% de la superficie potencial del BTC de ese municipio. El Parque Nacional ha traído implicaciones en la conservación del BTC, siendo esta zona un área que no ha sido modificada desde su decreto y hasta la fecha. Finalmente, este estudio pone de manifiesto como las variables que delimitan la distribución de las coberturas agropecuarias y de la deforestación han cambiando en el tiempo dependiendo del grado de ruralización o urbanización del municipio. De esta manera, en periodos donde la población se emplea en actividades agrícolas las variables topográficas son los elementos que delimitan la distribución de las actividades agropecuarias y de la deforestación, mientras que con la creación de empleo en el sector terciario los principales elementos que las delimitan son los centros económicos y los costos de transportación.

# ÍNDICE

## 1. Marco Teórico

- 1.1. Bosque Tropical Caducifolio (BTC)
- 1.2. El cambio del uso/cobertura del suelo como un factor ecológico
- 1.3. Deforestación y fragmentación del hábitat
- 1.4. Conductores del cambio del uso/cobertura del suelo, deforestación y fragmentación
- 1.5. Análisis del paisaje a nivel local
- 1.6. La ganadería y la agricultura en México
- 1.7. Variables Biofísicas
- 1.8. Modelamiento de la deforestación y de los cambios de uso/cobertura del suelo
- 1.9. Planteamiento del problema

## 2. Objetivos

- 2.1. Objetivo General
- 2.2. Objetivos Particulares

## 3. Métodos

- 3.1. Sitio de estudio
- 3.2. Clasificación de usos de suelo y vegetación
- 3.3. Análisis biofísico
- 3.4. Distribución potencial del Bosque Tropical Caducifolio (BTC)
- 3.5. Análisis de imágenes de percepción remota multitemporales (1985, 1995 y 2006)
- 3.6. Digitalización de imágenes de percepción remota
- 3.7. Determinación de tasas de cambio y deforestación
- 3.8. Cálculo de matrices de transición
- 3.9. Identificación de los patrones de distribución y de parches de las coberturas del suelo, abandono y de la deforestación
- 3.10. Identificación de los conductores del cambio
- 3.11. Proyecciones para el año 2030
  - 3.11.1. Cadenas de Markov
  - 3.11.2. Generación del modelo probabilístico

## **4. Resultados**

- 4.1. Distribución de los usos/coberturas del suelo
  - 4.1.1. Superficie de distribución de los usos/coberturas del suelo
  - 4.1.2. Patrones de distribución de las coberturas del suelo
  - 4.1.3. Métricas de fragmentación de las coberturas del suelo
- 4.2. Análisis de los cambios de uso/cobertura del suelo
  - 4.2.1. Matrices de transición
  - 4.2.2. Análisis de transiciones sistemáticas
  - 4.2.3. Análisis de intercambios entre los diferentes usos/coberturas del suelo y de las distancias donde se dan esos intercambios
- 4.3. Causas de la deforestación
  - 4.3.1. Causas próximas de la deforestación
  - 4.3.2. Patrones de distribución de las zonas deforestadas por las causas próximas
  - 4.3.3. Métricas de los parches deforestados por las causas próximas
  - 4.3.4. Causas subyacentes de la deforestación
    - 4.3.4.1 Análisis multitemporal a nivel municipal
    - 4.3.4.2 Efecto de las causas subyacentes sobre la distribución de las causas próximas a nivel municipal
- 4.4. Proyecciones para el año 2030

## **5. Discusión**

- 5.1. Deforestación y cambios de uso/cobertura del suelo
- 5.2. Conductores de la deforestación
  - 5.2.1. Agricultura de temporal
  - 5.2.2. Agricultura de irrigación
  - 5.2.3. Pastizales para ganadería
- 5.3. Conservación y abandono en el BTC
- 5.4. Implicaciones biológicas de la deforestación
- 5.5. Proyecciones futuras de cambios de uso/cobertura del suelo en los BTC
- 5.6. Limitaciones del enfoque

## **6. Conclusiones**

## **7. Referencias bibliográficas**

## **8. Anexos**

## 1. MARCO TEÓRICO

### 1.1. Bosque Tropical Caducifolio (BTC)

Los bosques tropicales presentan la cubierta forestal más ampliamente distribuida en la superficie de la Tierra (~8.6 millones de Km<sup>2</sup>; Friday y Laskey, 1991). En las últimas décadas, las actividades antropogénicas son el principal desencadenador de la transformación de los ecosistemas (Vitousek *et al.*, 1997). En los trópicos se estima que el 80% de toda la madera extraída del BTC es usada como combustible. Sin embargo, se ha reportado que el BTC es transformado a praderas para la introducción de la ganadería (44%) y agricultura extensivas (25%; Houghton *et al.*, 1991; Maass, 1995; Maass *et al.*, 2005). Lo anterior significa que a nivel mundial el BTC ha sido modificado hasta en un 78% de su superficie original. De hecho en la actualidad, se considera al BTC como el tipo de vegetación más amenazado de las regiones tropicales (Janzen, 1986), y con una alta tasa de reducción de la selva madura (Mooney *et al.*, 1995). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha declarado al BTC como uno de los ecosistemas prioritarios de conservación, en la medida que a nivel mundial el 0.009% de éste se encuentra bajo algún régimen de protección (Borrini-Feyerabend, 1997). Así mismo, la dinámica de deforestación y de cambio de uso/cobertura del suelo en este ecosistema son poco entendidos y estudiados a nivel mundial (Flores *et al.*, 1971; Maass *et al.*, 2005; Miranda y Hernández, 1963; Murphy y Lugo, 1986 y 1995), a pesar que estas selvas ocupan una mayor extensión que las selvas húmedas (Kennard, 2002).

El término general el BTC se refiere a selvas donde llueve en promedio entre 600 y 1,200 mm al año y una marcada estacionalidad de la lluvia (Murphy y Lugo, 1986 y 1995). En ellas hay comunidades de baja altura que alcanzan en promedio 8 m y generalmente no sobrepasan los 15 m y la mayor parte de los árboles pierden sus hojas en la época de secas (Miranda y Hernández, 1963). En cañadas los niveles de humedad se mantienen a lo largo del año y permiten un grado superior de desarrollo de este tipo de vegetación. Los árboles son más grandes, y las plantas y animales en general son distintos a los de las selvas vecinas (Murphy y Lugo, 1986 y 1995). En la época de secas el BTC tiene tonos cafés y grises; sin embargo, durante la época lluviosa, se cubren de verde y de gran exhuberancia (Murphy y Lugo, 1986). El BTC se desarrolla preferentemente en laderas con suelos poco profundos; entre los 0 y 1900 metros de altitud. Otro factor importante que determina la distribución del BTC es la temperatura; donde la mínima no baja de los 0°C y la superior generalmente llega a los 29°C aunque puede elevarse aún más en ciertas zonas en la época de secas (Murphy y Lugo, 1986).

En México el BTC constituye cerca del 60% de toda la vegetación tropical y se distribuye en el 8% del territorio nacional (15,587,100 ha; Miranda y Hernández, 1963; Villalobos, 1994). Sin embargo, en el año 2000, el Inventario Forestal Nacional reportó una extensión de 16,935,000 ha a nivel nacional, lo que representa el 9% del territorio Mexicano (Palacio *et al.*, 2000). A pesar de ser el tipo de vegetación tropical más ampliamente distribuido, las políticas y los habitantes que en ella se desenvuelven no se han preocupado por su conservación.

El BTC se distribuye principalmente a lo largo de la vertiente del Pacífico, desde Sonora hasta Chiapas (Figura 1). Estos bosques en algunos casos se encuentran restringidos a las zonas montañosas de la Sierra Madre Occidental, sin llegar a la costa. En contraste, en Chiapas el BTC llega hasta la orilla del mar. Por otro lado, penetran hacia el interior del territorio, por ejemplo, en la cuenca del río Balsas y sus afluentes, en donde su distribución llega hasta el estado de Morelos en la Sierra de Huautla (Trejo, 1999). En el Istmo de Tehuantepec entran hasta la Depresión Central de Chiapas, donde forma parte del Río Grijalva (Rzedowski, 1978). En la vertiente del Atlántico existen tres manchones representativos y en la Península de Yucatán se encuentra representada en los estados de Yucatán y Campeche (INE-SEDESOL, 1993; Palacio *et al.*, 2000; Dirzo, 1996, Tabla 1 y Figura 1).

La agricultura típica que se desarrolla en este ecosistema es la agricultura de temporal por medio de la roza, tumba y quema, esto es debido a que las características morfológicas del BTC, como la talla pequeña, favorecen este tipo de actividad. El periodo de utilidad de las parcelas es de 3 a 5 años. Las parcelas abandonadas son nuevamente cultivadas después de 15 a 20 años, a pesar que muchas son dejados por periodos de descanso mucho mas largos (Kennard, 2002). Es por esto que existe una cubierta vegetal con una amplia distribución de parches con diferentes estadios del BTC mezclados con agricultura. Los suelos son poco profundos (<30 cm) y con fase lítica, lo que promueve que la agricultura sea poco desarrollada y de bajos rendimientos (Murphy y Lugo, 1986 y 1995). Actualmente, la reducida extensión del BTC con sus propiedades originales es una amenaza para la conservación de la biodiversidad que albergan los ecosistemas tropicales estacionales. Trejo y Dirzo (2000) indican que la reducción del BTC primario a un 10% del área original dirige a una pérdida potencial de la gran biodiversidad que alberga este ecosistema. A pesar del inminente riesgo que esto representa para la conservación de la biodiversidad del país, los estudios que se han realizado sólo se han enfocado en el análisis de los patrones de distribución. Por lo que se desconoce la dinámica espacial y temporal de los cambios de uso/cobertura del suelo en esta cubierta vegetal, los conductores que los originan, las proporciones en las que son producidos y/o influenciados por las diferentes actividades económicas entre otros elementos.

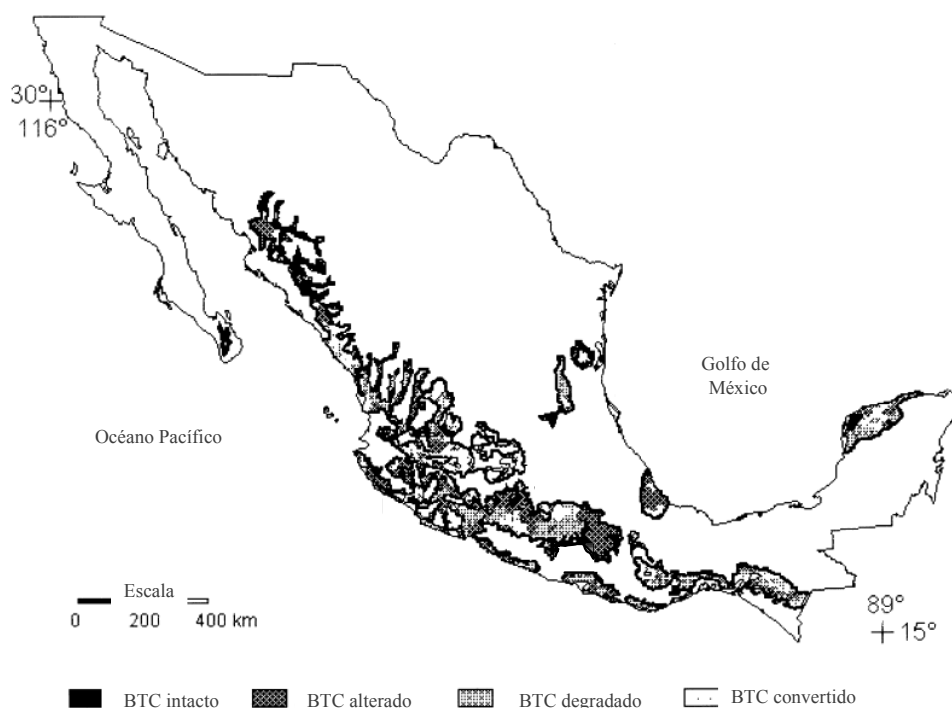
## **1.2. El cambio del uso / cobertura del suelo como un factor ecológico**

En todas partes del mundo las influencias naturales y humanas han causado alteraciones en el paisaje. El análisis del cambio de uso del suelo (utilidad que le da el hombre a la cobertura) y cobertura del suelo (atributos biofísicos de la superficie terrestre); (LUCC por sus siglas en inglés, land use/cover change: Turner y Meyer, 1994; Lambin *et al.*, 2001) son los factores más importantes que producen la degradación ambiental en las regiones tropicales (Lambin *et al.*, 2001; Petit y Lambin, 2002). Por ejemplo, favorecen la pérdida de la productividad y de la biodiversidad (Palacio *et al.*, 2000). Así mismo, incrementa su vulnerabilidad a la erosión, la fragmentación y el calentamiento global (Fearnside, 2001; Masera *et al.*, 1992a y b), la pérdida de bienes y servicios ambientales (Lambin *et al.*, 2001; Maass *et al.*, 2005). Veldkamp y Lambin (2001) sugieren que los LUCC deben ser analizados como un factor ecológico, ya que el análisis del LUCC es considerado como uno de los indicadores más importantes para el desarrollo de la conservación de los recursos naturales (Palacio *et al.*, 2000). Estos análisis se basan en la investigación de los cambios pasados y presentes del paisaje. Así, los cambios estructurales y funcionales del paisaje pueden ser identificados e interpretados a través de tendencias en los cambios del paisaje, inclusive los modelos teóricos y predictivos de futuros cambios (Schneeberger, 2005). En la actualidad, los estudios sobre los procesos dinámicos en la cobertura del suelo y de las tasas de deforestación son importantes y necesarios porque proporcionan la base para conocer los patrones y tendencias de los procesos de degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad de una región determinada. Sin embargo, son pocos los estudios que se han realizado para proponer los diferentes factores involucrados que orientan el LUCC (Nagendra *et al.*, 2004; Lambin *et al.*, 2003) y su relación con los factores sociales, políticos y económicos (Turner, 1989 y 2005), que en combinación con las variables biofísicas facilita el entendimiento de los cambios de uso/cobertura del suelo (Hietel *et al.*, 2005). Los pocos estudios que existen principalmente se han realizado en la selva húmeda (Helmut *et al.*, 2002; Attiwill, 1994) y no se le ha prestado la suficiente atención al BTC (Trejo y Dirzo, 2000). Debido a lo anterior se desconoce la dinámica y los conductores que dirigen estos cambios en el BTC. Actualmente, los estudios realizados a escalas locales muestran limitaciones para ser generalizadas a escalas mayores. Lo anterior, es debido principalmente a la heterogeneidad espacial y temporal tanto de los factores bióticos como de los factores abióticos (Bürgi *et al.*, 2004; Turner, 1989 y 2005).



**Tabla 1. Distribución del BTC en México (Palacio *et al.*, 2000).**

Estado	Superficie (Km <sup>2</sup> )	% de la cubierta	% de BTC a nivel
		estatal	Nacional
Baja California Sur	3,374	4.8	2.0
Campeche	12,067	21.7	7.1
Chiapas	4,725	6.5	2.8
Chihuahua	4,822	1.9	2.8
Colima	2,267	40.4	1.3
Durango	4,778	3.9	2.8
Guerrero	19,731	31.1	11.7
Jalisco	12,840	16.3	7.6
Michoacán	15,078	25.7	8.9
Morelos	1,058	21.6	0.6
Nayarit	7,262	26.4	4.3
<b>Oaxaca</b>	<b>15,783</b>	<b>17.1</b>	<b>9.3</b>
Puebla	5,114	14.9	3.0
San Luis Potosi	1,763	2.8	1.0
Sinaloa	18,605	33.8	11.0
Sonora	15,616	8.7	9.2
Tamaulipas	6,028	7.6	3.6
Yucatán	17,326	33.7	10.2
Zacatecas	1,113	1.5	0.7
<b>Total</b>	<b>169,365</b>		<b>100</b>



**Figura 1. Distribución del BTC en México (tomado de Oropeza *et al.*, 1995).**

Una de las maneras más confiables para medir el grado de conversión ambiental es a través del estudio de la dinámica espacio-temporal de la cubierta vegetal (Berry *et al.*, 1996). Sólo en los últimos años la velocidad con que se está dando el cambio ha atraído el interés de los investigadores de ecología del paisaje (Lambin *et al.*, 2003; Turner, 1989 y 2005). Por lo que queda de manifiesto que el análisis de las tasas de cambio en diferentes periodos de tiempo en pequeños intervalos son indispensables (Bürgi *et al.*, 2004; Schneeberger, 2005). Velázquez *et al.*, (2002) han enfatizado la necesidad de cuantificar el grado de conversión y expresarlo en términos de los factores desencadenadores del cambio, dando principal énfasis al surgimiento de LUCC's como producto de la acción antrópica. La dinámica de la cubierta vegetal y su uso están íntimamente relacionadas, y es por eso que esta línea de investigación requiere para su abordaje de disciplinas tanto sociales (historia y economía), naturales (ecología) y base matemática para su análisis (Mas *et al.*, 2004), ya que enfocándose sólo en una disciplina no es suficiente para entender los cambios del paisaje (Naveh, 2001).

Los patrones de los LUCC's en BTC son heterogéneos espacialmente a lo largo de los gradientes climáticos, geomorfológicos, edafológicos, sociales, políticos y económicos (Burgos y Maass, 2004; Trejo y Dirzo, 2000). Las condiciones biofísicas y socio-económicas representan factores determinantes en los patrones (dirección y velocidad) del cambio de uso de suelo. Se ha documentado que la geomorfología, como componente espacial, determina el uso de suelo presente en el paisaje. Por ejemplo, en las mesetas y piedemontes se promueve la extracción forestal selectiva y el desmonte con fines agropecuarios (Burgos y Maass, 2004). Schneeberger (2005) demostró que independientemente de las municipalidades estudiadas en Suiza, las áreas planas tienen las mayores tasas y velocidades de cambio, seguidas por áreas de pendientes medias, debido principalmente a la accesibilidad y distribución de redes carreteras. Las condiciones de precipitación y humedad establecen la presencia de áreas de cultivo por irrigación natural (agricultura de temporal), contrario a las zonas donde existe mayor disponibilidad de agua (lagos, presas y ríos) donde se desarrolla la agricultura de riego (Burgos y Maass, 2004). Sin embargo, existen otros conductores que han sido aún menos estudiadas (actividades sociales, políticas, tecnológicas, económicas y culturales), por lo que se desconoce su impacto e influencia para originar y/o inducir el desarrollo de nuevos LUCC's en el entorno donde se encuentran (Bürgi *et al.*, 2004). Por lo que los estudios futuros de LUCC en el BTC deberían enfocarse a este nivel para lograr entender la dinámica que presenta el bosque y las fuerzas que la dirigen.

### **1.3. Deforestación y fragmentación del hábitat**

De acuerdo con la FAO (2001), la deforestación ocurre cuando la cubierta vegetal es convertida a otro tipo de cubierta, o cuando el dosel decae por debajo del 10% por medio del deterioro temporal o permanente. La cubierta vegetal hace 10,000 años cubría el 50% de la superficie continental del planeta, actualmente con la acelerada pérdida de bosques desde los inicios de la humanidad al presente, que van de un tercio (3.54 mil millones de ha; Noble y Dirzo, 1997; Dirzo y Masera, 1996) a casi la mitad de la superficie total original (Gardner-Outlaw y Engelman, 1999). Se estima que la conversión de la cobertura forestal a nivel mundial es aproximadamente de 15.5 millones de ha en el periodo de 1981-1990, con una tasa anual de pérdida de 1.72 millones de ha. La FAO (2001) estimó una disminución de 94 millones de ha en el periodo 1990-2000. En las zonas tropicales, para ese mismo periodo la cubierta forestal pasó de 1,993 millones de ha a 1,871 millones de ha, lo que equivale a una deforestación media anual de 12.2 millones de ha al año (-0.63% al año; FAO 2001). Mientras que la superficie forestal aumentaba en 28 millones de ha en las regiones no tropicales. En Latinoamérica, a finales del siglo pasado se estimó que sus bosques y selvas podrían quedar reducidos a 366 millones de ha, es decir, el 52.8% de los 693 millones con que originalmente contaba esta región. Ésta se considera la mayor transformación que ha ocurrido en Centro y Sudamérica centrándose principalmente en Brasil, México (Tabla 2; SEMARNAP, 1998b; FAO, 2001) y Argentina, quienes contribuyen con un 32% del total estimado de la deforestación estimada (FAO, 1995a).

Se calcula que las selvas mexicanas cubrían alrededor de un 20% de la superficie nacional, del cual el 60% corresponde al BTC (Miranda y Hernández 1963; Villalobos, 1994). El cálculo de 1976 al 2000 muestra que la pérdida fue de 181,975 ha/año (Mas *et al.*, 2004). La tasa de deforestación anual nacional estimada en el periodo de 1990-1995 para el BTC fue de 300,000 ha por año (INEGI, 2000a; Miranda, 1996). Aunque existen algunos otros reportes que la tasa de deforestación para el año de 1992 fue de 163,000 ha por año (Rincón *et al.*, 1999).

**Tabla 2. Tendencias de deforestación de 1950 – 2005 en México (SEMARNAP, 1998b; FRA, 2005)**

Período	Superficie arbolada (millones de ha)	Deforestación total (millones de ha)	Deforestación anual (%)	Causas
Hasta 1950	98.0 – 77.8	20.2	---	Programa Federal para colonizar costas mexicanas y distribución de tierras a campesinos.
1950 – 1970	77.8 – 67.8	10.0	0.69	Explosión demográfica, expansión frontera agrícola y reparto agrario.
1970 – 1980	67.8 – 60.8	7.0	1.08	Revolución verde, programa de desmonte, ley agraria y ganaderización (> tasa)
1980 – 1990	60.8 – 56.8	4.0	0.68	La deforestación tiende a declinar, formación de unidades ganaderas por la modificación del Art. 27 Constitucional.
1990 – 1995	56.8 – 55.3	1.5	0.53	NA
1990 – 2000	55.3 – 54.9	0.401	0.07	NA
2000 – 2005	54.9 – 54.6	0.314	0.11	NA
<b>Total al 2005</b>	<b>54.6</b>	<b>43.42</b>		

\*NA: No hay información oficial reportada

La idea que prevalece es que existe una gran cantidad de inconsistencias entre las diversas estimaciones para la evaluación de las tasas de pérdida de la cubierta forestal. Para ejemplificar esto en la Tabla 3 se muestran las principales estimaciones de tasas de deforestación a nivel nacional. Cada una es resultado de estudios parciales, objetivos específicos de los estudios o intereses institucionales, entre otras fuentes de incongruencias metodológicas, técnicas y conceptuales. Debido a esto es indispensable realizar análisis de las tasas de deforestación siguiendo la misma metodología y generar información que sea capaz de ser *equi-comparable* para mejorar la comprensión de la problemática presente.

SEMARNAP (1998a) reportaron que las mayores tasas de deforestación en selvas y bosques se dan en el Sureste del país (189.8 mil ha/año; 0.01% de deforestación anual), donde le sigue el Noroeste (96.3 mil ha/año) y finalmente el Occidente (62.1 mil ha/año; Tabla 4). Estos resultados sugieren que la deforestación en las cubiertas vegetales es heterogénea en espacio y tiempo a nivel regional y nacional.

**Tabla 3. Tasas de deforestación Nacional calculadas en diferentes estudios por año.**

Fuente	Bosques	Selvas	Zonas Áridas	Total
FAO, 1988	125 (0.01)	470 (0.23)	20 (0.01)	615 (0.31)
Repetto, 1988	NA	460 (0.23)	NA	460 (0.23)
Castillo <i>et al.</i> , 1989	273 (0.14)	473 (0.24)	NA	746 (0.38)
Myers, 1989	NA	700 (0.35)	NA	700 (0.35)
Toledo <i>et al.</i> , 1989	NA	NA	NA	1,500 (0.76)
SARH, 1990	127 (0.06)	202 (0.10)	41 (0.02)	370 (0.19)
SARH, 1991	127 (0.06)	189 (0.10)	54 (0.03)	370 (0.19)
WRI, 1992	NA	NA	NA	615 (0.31)
Masera <i>et al.</i> , 1992a y b	167 (0.9)	501 (0.25)	NA	668 (0.34)
WRI, 1994	NA	NA	NA	678 (0.34)
FAO, 1995a	NA	NA	NA	678 (0.34)
SEMARNAP (1998a)	NA	NA	NA	508 (0.26)
Mas <i>et al.</i> , 2004 (76-00)	90 (0.25)	265 (0.76)	NA	605 (0.42)
FRA, 2005 (90-00)	NA	NA	NA	401 (0.20)
FAO, 2002 (90-00)	NA	NA	NA	(1.10)
FRA, 2005 (00-05)	NA	NA	NA	314 (0.16)

Las unidades se presentan en miles de ha/año, Tomado de SEMARNAP, sin fecha.  
El valor dentro de los paréntesis indica el % de deforestación anual re-calculado con la ecuación de la FAO.  
NA: Información no reportada

**Tabla 4. Tasas de deforestación (ha/año) por regiones geográficas (SEMARNAP, 1998a).**

Región	Deforestación anual (ha)
Noreste	92,300
Noroeste	96,300
Occidente	62,100
Centro	67,500
Sureste	189,800
<b>Total</b>	<b>508,000</b>

Otras de las metas que se buscan entender son los efectos de los cambios en el paisaje sobre la biodiversidad de las especies biológicas. Con el establecimiento de nuevos usos/coberturas del suelo y con la pérdida de la cubierta forestal se produce un fenómeno llamado fragmentación del hábitat, el cual es definido como el proceso de subdivisión del hábitat continuo en diferentes parches a nivel del paisaje (Forman y Godron, 1986). El parche remanente tiende a ser nuevamente subdividido y producir un mayor número parches cada vez de menor tamaño y más aislados. La fragmentación del hábitat interrumpe la conectividad y funcionalidad del paisaje, de esta manera se interfiere con la dispersión, produciendo poblaciones más aisladas y aumentando la capacidad de extinguir a las especies que se encuentran en estos parches. Cuando se fragmenta el paisaje, se reduce el hábitat natural donde se desarrollan las especies nativas (Walter, 1992), y se aumenta la posibilidad del ingreso de especies exóticas que competirán con las nativas. Diversos autores han señalado que la intensidad y extensión de la fragmentación producida por los diferentes LUC tienen una influencia diferencial en los procesos de fragmentación (Turner, 1989; Turner, 2005; Burgos y Maass, 2004), además que los procesos espaciales no son homogéneos (Turner, 2005).

Con la fragmentación y destrucción de un hábitat se produce un cambio progresivo en la configuración del paisaje que puede definirse adecuadamente mediante las tendencias de cuatro elementos que cambian simultáneamente y que tienen en conjunto una incidencia negativa sobre la supervivencia de las especies afectadas (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003): (1) Pérdida regional en la superficie del hábitat, con la consiguiente reducción del tamaño de las poblaciones de los organismos afectados. Como consecuencia, disminuye la densidad regional de las especies (número de individuos por unidad de superficie en toda la región considerada), un buen índice de su capacidad para detener extinciones puntuales mediante el aporte de individuos desde sectores menos alterados (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003). (2) Disminución del tamaño medio y un aumento del número de los fragmentos de hábitat resultantes. Esta tendencia reduce progresivamente el tamaño de las poblaciones mantenidas por cada uno de los fragmentos, aumentando así el riesgo de que alcancen un umbral por debajo del cual son inviables (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003). (3) Aumento de la distancia entre fragmentos, con la consiguiente dificultad para el intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas, así como para reponerse por recolonización de una eventual extinción (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003). (4) Por último, se produce un aumento de la relación perímetro/superficie y por consiguiente, una mayor exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias procedentes de los hábitats periféricos, conocidos genéricamente como

matriz de hábitat. Se da así un creciente efecto de borde que origina un deterioro de la calidad del hábitat en regresión, afectando a la supervivencia de las poblaciones aisladas en los fragmentos (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003). Los principales factores involucrados en la deforestación y por consiguiente en la fragmentación de los bosques tropicales son de dos tipos. En primer lugar, están los biofísicos (Trejo, 1999) y la forma del terreno (topografía). En segundo lugar, Lambin *et al.*, (2003) sugieren que están otros factores como sociales, económicos (agroindustria, nuevas tecnologías), demográficos (crecimiento poblacional, demanda de comida, empobrecimiento) y políticas de decisión (programas de desarrollo económico y cambio de uso/cobertura del suelo). Por lo que se desconoce la influencia que generan las actividades económicas sobre la intensidad y la dinámica de deforestación (Frosini *et al.*, 2005) y fragmentación. Es evidente que no sólo estos procesos son los causantes de la deforestación y fragmentación, sino que el actual sistema económico está empezando a mostrar su incapacidad para el sostenimiento del equilibrio entre la naturaleza y el desarrollo. Por lo que es fundamental diseñar y construir un sistema económico sostenible a partir de lo ecológico (Salas, 1997). La medición del grado de modificación de estos ecosistemas por cambios de uso/cobertura del suelo es imprescindible para reducir las elevadas tasas de pérdida de hábitat y por consecuencia en la diversidad de especies.

#### **1.4. Conductores del cambio de uso / cobertura del suelo, deforestación y fragmentación**

El uso del suelo está determinado por los propósitos humanos de explotación de la cobertura del suelo. Mientras que la cubierta del suelo está determinada por los factores físicos, químicos, biológicos e históricos de la superficie terrestre. Ambos pueden variar en un gradiente topográfico (Turner *et al.*, 2001), además de estar íntimamente relacionados. El cambio en el paisaje al ser considerado como una expresión de la dinámica entre las fuerzas naturales y culturales en el ambiente (Antrop, 2005), lo cual hace indispensable el análisis de la dirección, las tasas de cambio y el contexto en el que el paisaje ha cambiado a través del espacio y el tiempo (Bürgi *et al.*, 2004). Recientemente se ha atraído la atención de investigadores por la necesidad de entender las causas de las altas tasas de cambios en el paisaje. Antrop (2005) enfatiza que la magnitud y las causas de los cambios, la frecuencia y la velocidad en la que dichos cambios se presentan deben de ser estudiados. Por otro lado, Verburg *et al.*, (2006) sugiere que los impactos diferenciales en el paisaje son una demostración del impacto de los cambios macroeconómicos que se pueden presentar sobre los patrones de uso/cobertura del suelo a nivel regional.

La Agencia Europea Ambiental definió a las fuerzas conductoras como los desarrollos sociales, demográficos y económicos en la sociedad y sus correspondientes cambios de estilos de vida (EEA, 2002). Esta definición queda limitada a procesos sociales. No incluye las variables biofísicas ni naturales (Turner *et al.*, 1995). Por lo que los conductores del cambio pueden ser vistos como agentes independientes, autónomos y como fuerzas externas que directa o indirectamente afectan al paisaje (Chorley y Kennedy, 1971). Estas fuerzas pueden ser necesarias para sostener el funcionamiento del sistema en equilibrio, o capaces de producir cambios temporales o permanentes de su estado original. Las fuerzas de cambio por sí solas difieren en su origen, naturaleza, extensión geográfica, duración e intensidad. Además, pueden actuar independientemente o en sincronía con algunas otras fuerzas (Klijn, 2002). Lambin *et al.*, (2003) y Antrop (2000) a su vez dividen a la fuerzas conductoras en dos: (1) Factores próximos (internos) que generalmente operan a una menor escala (ranchos, ejidatarios o comunidades) y ejemplo de ellos son la agricultura, la ganadería y la extracción forestal; y (2) Factores subyacentes (políticas, economía, uso de tecnología y cultura), que normalmente operan a una escala superior o más general (distritos, provincias o países) como la regulación institucional de los recursos. Estos factores subyacentes (indirectos o externos) operan a distancia, a menudo ocurren con la alteración de una o más causas próximas

Bürgi *et al.*, (2004) identificaron dos aspectos que deben ser considerados cuando se analizan sistemas complejos de actores y fuerzas conductoras del cambio del paisaje: (1) Es indispensable la selección apropiada de la escala de investigación. La selección debe depender del nivel espacial, institucional y temporal que serán tomados en cuenta para el estudio (Lambin *et al.*, 2003; Veldkamp y Lambin, 2001); y (2) considerar que un alto nivel de detalle en las fuerzas conductoras verterán un gran número de variables, lo que dificulta su análisis y oculta las variables más significativas. Daily (1997 y 2002) enfatiza que para ser totalmente entendidas las tendencias de los cambios hacen falta estudios socioeconómicos en conjunto con los biofísicos. Sin embargo, el principal problema en el análisis de los factores socioeconómicos y los factores ambientales son las diferencias en la resolución espacial (Irwin y Geoghegan, 2001; Van der Veen y Otter, 2001). Brandt *et al.*, (1999), Bürgi *et al.*, (2004) y Schneeberger (2005) sugieren agrupar cinco tipos de fuerzas conductoras: (1) *socioeconómicas* (nivel económico de la región, estabilidad económica del país); (2) *políticas* (normas, leyes, políticas de manejo y conservación, tenencia de la tierra, etc); (3) *tecnológicas* (uso de maquinaria o insumos que reditúan en el aumento de producción); (4) *naturales* (tipo de suelo, topografía, desastres naturales); y (5) *culturales* (creencias y formas de manejo tradicionales) como responsables del cambio. Bürgi *et*



*al.*, (2004) determinaron que para entender cómo los conductores del cambio alteran la estructura del paisaje es indispensable analizarlos como atractores del cambio. Los atractores del cambio se definen como las fuerzas que son capaces de modificar su entorno.

Lambin *et al.*, (2003) determinaron que los pequeños consumidores degradan zonas peri-urbanas en las unidades forestales, principalmente por medio de la técnica de roza, tumba y quema, y son aquellos consumidores los que mayoritariamente degradan las coberturas vegetales. Sin embargo, este efecto se puede ver contrarrestado por medio de las emigraciones campo-ciudad en búsqueda de mejores opciones laborales. Van Eetvelde y Antrop (2004) identificaron que las mayores tendencias de cambio presentes en el paisaje al Sureste de Francia están determinadas por el incremento de la escala de producción agrícola, crecimiento urbano descontrolado, crecimiento de la infraestructura, desarrollo del turismo y finalmente la extensión de las coberturas antrópicas y abandono de la tierra. Schneeberger (2005), por otro lado, determinó que las áreas agrícolas tienden a poseer las tasas de transformación (expansión) más rápidas cuando se encuentran cercanas a municipios urbanos. A pesar de esto, la velocidad de crecimiento de las áreas rural-habitacional son las que muestran menor velocidad de cambio seguida de las áreas urbana-turísticas y como la de mayor velocidad se encuentra el área urbana-habitacional. Cada una de estas expansiones mostraron patrones de crecimiento diferenciales. Por ejemplo, las áreas rurales presentan altas tasas y velocidades de cambio, generalmente con la aparición de nuevos elementos del paisaje. El turismo, en su contraparte, tiende a desaparecer los elementos del paisaje (Schneeberger, 2005), su crecimiento posterior a su establecimiento es lento pero constante y existe migración hacia esta actividad económica y promoviendo la regeneración de las selvas (Bentley, 1989; Burgos y Maass, 2004).

Por otro lado, Lambin *et al.*, (2003) determinaron que los principales conductores del cambio de uso/cobertura del suelo en los bosques tropicales son la agricultura, la ganadería, la extracción forestal y la construcción de centro urbanos. Sin embargo, es claro que la influencia de estos conductores difiere en intensidad y con la estructura espacial del paisaje. Ésta es una de las razones por las que las tasas de deforestación varían en tiempo y espacio de acuerdo a las condiciones humanas que son impuestas (Lambin *et al.*, 2003; Veldkamp *et al.*, 2001). Se ha reportado que cambios en las actividades económicas diferentes a las agrícolas son capaces de inducir el incremento de la cubierta vegetal (Helmer, 2004). Otros conductores relacionados con la regeneración del bosque se encuentran asociados a áreas con agricultura marginal en altas elevaciones, pendientes pronunciadas, alejadas de las carreteras y con población emigrante

(Thomlinson *et al.*, 1996; Helmer, 2004; Cuevas, 2008 y Cuevas *et al.*, in press). El crecimiento de empleos no rurales aunado con el aumento de las problemáticas agrícolas propician la migración campo-ciudad, promoviendo la regeneración de las selvas (Bentley, 1989; Burgos y Maass, 2004) y en los campos abandonados (Kaimowitz, 2003). De ahí la importancia del análisis de los impactos de los cambios de uso/cobertura del suelo, deforestación, permanencia y abandono de los usos/coberturas del suelo relacionándolo con actividades económicas con un acercamiento multidisciplinario (Lambin *et al.*, 1999; Van der Veen y Otter, 2001; Rudel *et al.*, 2005; Soto *et al.*, 1992).

A pesar que una perspectiva histórica provee la información necesaria para vislumbrar los responsables de los cambios en el paisaje (Bürgi *et al.*, 2004) por medio de la reconstrucción de los cambios del uso/cobertura del suelo en el pasado (Ramankutty y Foley, 1999), los estudios que se han realizado sólo dan propuestas muy generales sin proporcionar evidencia empírica y cuantitativa de cómo se están llevando a cabo dichos procesos y cómo esos impactos son dependientes de diferentes elementos socio-económicos. Por lo que se desconoce el impacto de las causas próximas sobre la deforestación y cómo las causas subyacentes han promovido la deforestación o conservación del BTC.

### **1.5. Análisis del paisaje a nivel local**

La escala a la que se han hecho los estudios del cambio de uso/cobertura del suelo ha mostrado cambios considerables. A mediados de los años 70's se reconoció que el cambio de coberturas reduce la superficie del albedo de los bosques, lo que se traduce como impacto en el clima regional (Otterman, 1974; Charney y Stone, 1975; Sagan *et al.*, 1979). A principios de los años 80's se iniciaron los estudios a nivel regional y global con relación a los cambios de uso/cobertura del suelo con el ciclo del carbono y clima (Woodwell *et al.*, 1983; Houghton *et al.*, 1985). En tiempos recientes se han hecho estudios sobre el efecto de los cambios de uso/cobertura del suelo y clima tanto a un nivel local como regional (Eltahir y Bras, 1986). Actualmente, se reconoce que un análisis a nivel local es importante para entender el efecto y los mecanismos de los cambios de uso/cobertura del suelo sobre la biodiversidad (Margules y Pressey, 2000; Liu *et al.*, 2001; y Pan *et al.*, 2004) y de los procesos del deterioro de los ecosistemas dada la riqueza descriptiva que ofrecen estos estudios (Rindfuos *et al.*, 2004). A pesar de reconocerse la importancia de realizar estudios a nivel local, la mayoría de los análisis sobre la deforestación y degradación de ecosistemas se realizan en un nivel macro (Gibson *et al.*, 2000). La gran mayoría de los estudios a nivel local se enfocan en el análisis del bosque y sus

usos. Mientras que los análisis cuantitativos se basan en reportar las tasas de deforestación (Killeen *et al.*, 2004; Stilma, 2006) o realizan una descripción general de la problemática a la que el bosque está sometida (Bocco *et al.*, 2001), pero no profundizan en las dinámicas internas del paisaje, ni los elementos que influyen para que se lleve a cabo la deforestación. De esta manera, se omiten las relaciones y las expresiones de los procesos socioambientales que surgen de un análisis a una escala local (Merino, sin fecha) y se olvidan de integrar a las personas que interactúan con los recursos, a pesar de que las comunidades son usuarias directas de los recursos (Lambin *et al.*, 2003; Mather, 2006a). Por ejemplo, a escala local ocurren la mayoría de los problemas de apropiación y provisión de los sistemas de recursos y se definen la mayoría de las reglas operacionales que establecen límites directos del uso de los recursos (Merino, sin fecha). A nivel local existen relaciones de auto-organización y autogobierno, que son diseñadas por la población que se identifica por su especificidad en el tiempo y lugar.

A pesar que Lambin *et al.*, (2003) reportan que las causas próximas de la deforestación más importantes en países tropicales son las actividades agropecuarias, la dinámica, las tasas y las trayectorias de cambio son diferentes cuando se comparan a un nivel local. Los elementos más importantes que promueven estas diferencias son las condiciones topográficas, biofísicas, sociales, culturales, políticas, económicas y tecnológicas. Aunado a todo esto, las instituciones afectan las acciones de los individuos al influir en la disponibilidad de la información y recursos, moldeando los incentivos y reglas básicas para las transacciones sociales (Merino, sin fecha). Es por esto que la consideración explícita de la mayor cantidad de factores a nivel local ayuda a preservar los sistemas naturales, sin pasar por alto los factores exógenos a la comunidad y que influyen sobre la población, los cuales actúan a diferentes niveles espaciales (Mather, 2006b; Kaimowitz y Angelsen, 1998). Turner *et al.*, (1990) indica que es necesario generar información y conocimiento sobre las dinámicas y patrones a una escala fina y procesarlo por medio del modelamiento a una escala superior. Sin embargo, antes de poder llevar a cabo este proceso, primero es necesario realizar comparaciones sistemáticas de las causas y consecuencias de los cambios de uso/coberturas del suelo en diferentes sitios de estudio con el fin de distinguir factores característicos por sitio de los que tienen un comportamiento más regional (Reid *et al.*, 2000).

## **1.6. La ganadería y la agricultura en México**

Toledo (1989) clasifica a la ganadería mexicana en extensiva e intensiva. De esta forma, esta actividad primaria se polariza (Soto *et al.*, 1992). Los criterios utilizados para esta clasificación son el tamaño del espacio ocupado por el hato, el tipo de forraje y las inversiones. La ganadería mexicana se distingue por presentarse en dos polos. (1) La ganadería del norte del país (intensiva) que se distingue de grandes extensiones de terreno; con grandes inversiones de capital. El ganado se alimenta con especies mejoradas y existe confinamiento del hato. (2) La ganadería del sur (extensiva), se distingue de ser incipiente, con inversiones de bajos recursos económicos, poco tecnificada, el ganado se alimenta directamente del forraje producido en los pastizales naturales o por medio de pastizales inducidos (Reig, 1982; Saucedo, 1984; Gutiérrez, 1993; Toledo, 1989). Generalmente, este tipo de ganadería es desarrollada por el campesino para completar su alimentación (Soto *et al.*, 1992). Los censos ganaderos nos hablan de un acelerado crecimiento en los hatos vacunos del país. Comparando la superficie dedicada a la ganadería contra la agrícola se determina que la ganadería cubre el 49% del territorio nacional mientras que el 20.8% es dedicado a la agricultura (Toledo, 1989). Esto nos indica que la ganadería que se da en México es del tipo extensivo principalmente (Gutiérrez, 1993). Es evidente que la predominancia de la ganadería sobre la agricultura en cuanto a la obtención de ganancias, modifica el comportamiento de la producción agrícola, dando preferencia a aquellos productos que son más redituables y favorece una nueva distribución regional del trabajo. Sin embargo, cabe señalarse que en el periodo de 1960–1980 la ganadería presentó una expansión del 3% acumulativo anual, lo que se considera un crecimiento moderado (Soto *et al.*, 1992). El ganado vacuno entre 1960 y 1970 presentó un incremento mayor en las regiones del Pacífico Sur y Centro (Soto *et al.*, 1992). Sin embargo, la región caracterizada como trópico seco, que corresponde a aquellas regiones donde se encuentra distribuido el BTC, presentan el mayor atraso técnico, las menores tasas de crecimiento y las tasas productivas más bajas del país. Es un sistema ineficiente y poco productivo para las nuevas tendencias de producción económica que en él se han impulsado (De Ita, 1983). Los ejidatarios que poseen parcelas que se encuentran en terrenos muy escarpados gastan más dinero y esfuerzo en la transformación del bosque a pastizales. Lo mismo sucede con los que no cuentan con centros de abastecimiento de agua cercano a su hato (Gutiérrez, 1993). Esta problemática principalmente se centra en los estados de Oaxaca y Guerrero (Reig, 1982; Poder Ejecutivo, 2001).

En los países subdesarrollados, el sector agrícola está constituido por dos tipos de agricultura que se interrelacionan. Estos tipos son la agricultura comercial o de riego y la agricultura de temporal o de subsistencia (Fuentes, 1992; Soto *et al.*, 1992). Es un hecho que la polarización de los recursos, de infraestructura y, especialmente la desigualdad en el campo han provocado el surgimiento de estos dos tipos de agriculturas (Soto *et al.*, 1992). Aunado a esto existen otros factores que limitan su capacidad de desarrollo. Por ejemplo, en la costa del Pacífico se ha visto limitada por su escaso e irregular régimen pluvial y su topografía escarpada con estribaciones de la sierra que llegan hasta el mar (De Ita, 1983).

La agricultura de riego la practican agricultores que cuentan con grandes o medianas extensiones de tierra, se encuentra asociada principalmente a propiedad privada (Fuentes y Coll, 1980). El desarrollo de esta actividad se lleva a cabo en las zonas planas con mejores recursos de humedad, mientras que las áreas de ladera son destinadas para la producción de cultivos enfocados principalmente al de tipo subsistencia y ganadería extensiva (Maass, 1995). La agricultura de subsistencia se caracteriza por ser una actividad que se centra en la producción de granos para el consumo familiar y para el intercambio, en pequeña escala con mercancías que pueden satisfacer sus demás necesidades elementales. Presenta una gran dependencia de las condiciones del medio ambiente, relieve y clima. El tamaño de las parcelas se concentran principalmente entre 0.5 - 2 ha y es utilizado hasta que decae la fertilidad del suelo para después ser abandonado para dejar que recobre su fertilidad (Noble y Dirzo, 1997). En el medio rural, se presentan bajos niveles de productividad con el abandono de las tierras no productivas y emigraciones a los centros urbano-industriales (Soto *et al.*, 1992). En contraparte a su baja tecnificación y bajos ingresos generados, se presenta una gran inversión de trabajo por el campesino, que a pesar de esto, escasamente le permiten la subsistencia, y por lo tanto tiene que buscar otras actividades para complementar sus ingresos (Soto, *et al.*, 1992).

### **1.7. Variables Biofísicas**

La importancia de la geomorfología como un factor para el establecimiento, propagación y permanencia de los usos/cobertura del suelo es eminente (Apan y Peterson, 1998; Helmer, 2000). Por ejemplo, son bien conocidas las interacciones entre los agro-ecosistemas y el paisaje donde se encuentran inmersos los procesos hídricos. Por ejemplo, el agua como precipitación es parcialmente interceptada, evaporada y absorbida por la vegetación, sin embargo, una proporción del agua se infiltra o produce escorrentías. El agua migrante tiene el potencial de cambiar el paisaje por medio de su infiltración, producción de erosión y de sedimentación (Schoorl y

Veldkamp, 2001). Estos dos últimos procesos se encuentran muy ligados con el establecimiento de la agricultura y con zonas sin vegetación ni uso aparente. Cabe mencionar que estos mecanismos están ligados a la topografía donde se establecen los usos/coberturas del suelo, principalmente a las pendientes, las cuales delimitan su influencia y localización de los impactos. La red de drenaje establecida por la topografía tiene influencia sobre los procesos de erosión y de sedimentación. Estos efectos pueden ser simulados por medio de los patrones del paisaje representados en un modelo digital de elevación (Schoorl y Veldkamp, 2001).

En México la información cartográfica a una escala pequeña es muy limitada, por ejemplo: la cartografía de edafología, geología, uso de suelo y vegetación solo existen a una escala de 1:250,000, por lo que el empleo de técnicas teórico-computacionales que nos acerquen a la realidad de los sitios en estudio son indispensables. El objetivo de éstas técnicas es crear una fuente de información que sea capaz de sustituir las fuentes de información con escalas grandes e inferir datos biofísicos a partir de modelos teóricos. Actualmente, existen diversos métodos para poder desarrollar modelos teóricos de las características biofísicas. Los Modelos Digitales de Elevación (MDE) son los más ampliamente usados para hacer análisis del terreno, sin embargo, el tipo de modelo a emplearse debe escogerse según las necesidades de la problemática, debido a las diferentes características que existen entre ellos. Un punto importante al realizar el análisis de los MDE para obtener información de ellos, son los diferentes tipos de interpolación que existen. Estas interpolaciones tienen el fin de resolver problemáticas puntuales (Parrot y Taud, 2005). Las operaciones teóricas que son posibles de llevarse a cabo a partir del MDE son hipsometría, determinación de la pendiente y orientación, sombra, sombra proyectada e iluminación, concavidad del terreno, índices de erosión, red del drenaje (Deimel *et al.*, 1982), como las mas representativas.

### **1.8. Modelamiento de la deforestación y de los cambios de uso/cobertura del suelo**

Veldkamp y Lambin, (2001) y Lambin *et al.*, (2003) mencionan que diversos científicos han supuesto que con los estudios de los cambios a nivel local pueden llegar a ser proyectados a futuro y en escalas espaciales mayores. Generalmente estos análisis y proyecciones se basan en los supuestos que las conversiones de los usos/coberturas del suelo son irreversibles, espacialmente homogéneas y con un progreso lineal (Leemans y Serneels, 2004) Actualmente, solo algunos estudios han realizado modelos que sea capaces de proyectar los usos/coberturas del suelo hacia el futuro (Veldkamp y Lambin, 2001; Lambin *et al.*, 2003). Sin embargo, para poder realizar los modelos que sean capaces de proyectar con mayor precisión la estructura y

configuración del paisaje es indispensable conocer cuáles son las áreas que cambian de manera similar de forma y proporción. Así pues, el análisis de las tendencias de las diferentes tasas de cambio en pequeñas áreas permite contrastar diferentes municipios con diferentes características en las tasas de cambio. Por lo que, en estos estudios es indispensable considerar los conductores del cambio y/o las causas del cambio en el paisaje y proveer el marco de referencia para el desarrollo de dichos estudios (Schneeberger, 2005; Schneeberger *et al.*, 2007b; Verburg *et al.*, 2006). En este contexto, el modelamiento es una herramienta importante porque es capaz de integrar medidas de los cambios de uso/cobertura del suelo y los conductores asociados (Lambin, 1997). Por definición, cualquier modelo nunca podrá incluir todos los aspectos de la realidad, sin embargo, es capaz de proveer información importante bajo algunas variables. Una amplia variedad de modelos se han desarrollado con la finalidad de conocer las necesidades en el manejo y mejores proyecciones a futuro de los usos/coberturas del suelo (EPA-US, 2000; Veldkamp y Lambin, 2001). Por ejemplo, el modelamiento estadístico que se basa en datos históricos, que generalmente son usados para cuantificar las relaciones entre los componentes antrópicos y ambientales en el sistema en estudio. Este tipo de modelado considera o asume que los cambios no varían en el tiempo y son estáticos. El modelamiento dinámico tiene la capacidad de introducir parámetros en dimensiones espacialmente explícitos a diferentes escalas temporales, incorporar datos poblacionales y finalmente producir mapas de salida de estas interacciones (USDA, 2002; Soares-Filho *et al.*, 2006). Existen algunos otros modelos tradicionales como los económicos, los cuales consideran que la distribución de los cambios de uso/cobertura del suelo se deben a cuestiones plenamente sociales y económicas (Stutz y de Sousa, 1998), ya que consideran que las decisiones a nivel individual se basan por el nivel económico de cada agricultor (Brandt *et al.*, 1999), y dejan de lado las variables biofísicas que son las principales responsables de la localización y desarrollo de las áreas agrícolas (Huston, 2005). Por lo que es indispensable un acercamiento multidisciplinario para el entendimiento y modelamiento de la dinámica de cambio de uso/coberturas de suelo (Brandt *et al.*, 1999). Veldkamp y Lambin (2001) sugieren que un prerrequisito para el desarrollo de modelos realistas de los cambios de los usos/coberturas del suelo es la identificación de los conductores del cambio más importantes.

### 1.9. Planteamiento del problema

Los estados del Pacífico sur (Guerrero, Chiapas, Oaxaca y Michoacán), se caracterizan por tener municipios con diferentes niveles de actividad socioeconómica, principalmente actividad agrícola de subsistencia (Soto *et al.*, 1992). En estas regiones se concentran los principales conflictos sociales del país (Propin y Sánchez, 2001), y con un alto grado de marginación social donde se encuentran las regiones de mayor riqueza natural y cultural (Sánchez-Crispin y Propin, 2000). Las costas mexicanas han cobrado particular importancia en los últimos decenios, en virtud que se han convertido en espacios atractivos para el desarrollo de actividades turísticas, industriales y portuarias (Juárez, 2000). Esto ha traído consigo los constantes cambios en el uso/cobertura de suelo en la periferia de dichos centros económicos (Theobald, 2005). Así también, los centros turísticos de la región costera del Pacífico sur revelan un acelerado crecimiento poblacional y un alto grado de urbanización en relación con el comportamiento promedio nacional (Juárez *et al.*, 1998). En las franjas del BTC del Pacífico mexicano, existen municipios que experimentan tasas de cambios muy altas y otros donde dichos cambios son más lentos, debido principalmente a las relaciones sociales, económicas y políticas con los cambios de uso del suelo. Sin embargo, éste tipo de relaciones son actualmente poco entendidas en el BTC y no existen estudios que determinen su grado de influencia.

Oaxaca es uno de los estados más pobres de México, con un producto interno bruto *per cápita* en el 2004 de \$6,166 siendo el más bajo del país, y presenta polos económicos (turismo) de desarrollo con grandes impactos sociales y económicos en todo el estado (SEGOB, 2006; FONATUR, 2003). Los principales usos/coberturas del suelo son urbanos, agrícolas tecnificados y de temporal (roza, tumba y quema) e introducción de ganadería, como los más representativos. En esta región se presentan modificaciones de los paisajes naturales de moderado - alto. Donde los paisajes naturales muestran una transformación significativa de la cubierta vegetal como consecuencia de la expansión de las actividades agrícolas, ganaderas, forestales, asentamientos urbanos y rurales (INEGI, 2003).

Los sitios de estudio son los municipios de San Pedro Pochutla (SPP) y Santa María Huatulco (SMH). Ambos municipios están localizados en la costa del Pacífico mexicano, en la costa sur del estado de Oaxaca y específicamente en el distrito de Pochutla. Wilson (1997) y Kristensen *et al.*, (2001) indican que los distritos generalmente poseen características socio-económicas homogéneas y dependientes de tradiciones locales. Sin embargo, los municipios seleccionados presentan un marcado cambio socioeconómico y tecnológico. Por ejemplo, difieren en la forma en que se



desenvuelven y surgen los usos de suelo: agricultura (temporal y riego), pastizal para ganadería, uso urbano (habitacional y turístico), rural habitacional y equipamiento urbano (Tabla 5) y en la forma de explotar los recursos naturales (INEGI, 1988 y 2003). Estos municipios presentan una oportunidad para modelar los cambios de uso del suelo y sus causas a escala local. Ambos municipios tienen una historia común y en tiempos recientes han mostrado diferencias significativas en la forma de interactuar los usos/coberturas del suelo con el entorno. Las actividades antrópicas que más destacan son del aprovechamiento de la vegetación, caza y recolección. Apesar que estos municipios no presentan ninguna aptitud de uso agrícola (Atlas Nacional de México, 1990b), en la actualidad la actividad agrícola se presenta desde formas “tradicionales” bajo condiciones de temporal y tecnificada. La agricultura de temporal se caracteriza por ser de subsistencia y recurriendo al uso del fuego siendo un sistema que se ha manejado durante siglos y está muy relacionado con la historia cultural de la región (Soto *et al.*, 1992). En contraparte, la agricultura tecnificada tiene una menor superficie (INEGI, 2003) y mayor inversión que la de temporal. La posibilidad de uso pecuario en la zona se encuentra restringida al ganado caprino. La producción es principalmente de autoconsumo y con sistemas tradicionales de explotación, consistentes en el libre pastoreo de escasa inversión (INEGI, 2003). En el área de Huatulco la economía puede ser descrita como un municipio con alto costo de oportunidad de trabajo relacionada con las alternativas de trabajo fuera del sector agrícola y con incorporación a la industria del servicio. En 1984 se inició el plan de construcción y desarrollo del centro turístico Bahías de Huatulco con el fin de impulsar el desarrollo económico de Oaxaca y la conservación de la biota de la zona. Se expropiaron 21,163 ha para iniciar el desarrollo turístico. Finalmente, en 1998 fueron decretadas 11,890 ha como Parque Nacional (FONATUR, 2003).

**Tabla 5. Sitios de estudio y tipos de uso/cobertura del suelo más representativos (INEGI, 2003).**

<b>Municipio</b>	<b>Usos y coberturas del suelo</b>
<b>San Pedro Pochutla</b>	Agricultura de riego y temporal
	Pastizal para ganadería
	Área urbana de uso habitacional
<b>Santa María Huatulco</b>	Agricultura de riego y temporal
	Pastizal para ganadería
	Área urbana de uso habitacional y turístico
	Parque Nacional

Estos municipios quedan incluidos dentro de la Eco-región “Bosques Secos de Oaxaca”, catalogada como de alta prioridad para su conservación debido a su importancia bio-regional y con fuertes amenazas debido a la presión sobre el cambio de uso del suelo (FONATUR, 2003). Esta región es importante para el mantenimiento de la biodiversidad arbórea del bosque tropical caducifolio mesoamericano (Trejo, 1999). En general, los tipos de vegetación forman un gradiente que va desde las costas hasta las cimas de las sierras bajas y lomeríos. En la parte más cercana al mar sobre suelos arenosos y con influencia marina se encuentran las comunidades herbáceas pioneras de las playas con abundantes especies rastreras y algunas gramíneas. En la parte posterior de las dunas se transforma en un matorral espinoso llegando a medir de uno a cinco metros de altura; sobre suelo arenoso. Tierra adentro y protegido de vientos cargados de salinidad se localiza el BTC de dunas costeras alcanzando un tamaño de 3 a 10 m de altura. A partir de la zona anterior en áreas de la costa con mayor elevación se desarrolla el BTC y en las zonas más bajas sujetas a periodos de inundación se encuentra la vegetación de humedales, el manzanillar y el manglar. En los lomeríos y cañadas se encuentra el BTC, con algunos elementos comunes al bosque cercano a la costa pero con mayor número de especies (INEGI, 2003). Brown y Lugo (1990b) sugieren que en zonas tropicales previamente al establecimiento de la agricultura sobre las planicies aluviales se encontraba cubierta por cobertura vegetal. Esto sugiere que en nuestro sitio de estudio se desarrollaba el BTC.

En este contexto, los sitios de estudio presentan diferentes actividades y/o niveles socioeconómicos, debido principalmente a sus diferencias en los usos de suelo. Por lo que estos sitios proveen un marco adecuado para entender y modelar el comportamiento de los cambios de uso/cobertura del suelo, sus implicaciones sobre los patrones de deforestación, permanencia, y abandono a escala local. Así como su relación con los factores socioeconómicos para entender cómo las causas subyacentes influyen a las causas próximas de la deforestación con un análisis multitemporal (1985-1995-2006) del BTC. Para identificar los conductores que promueven la permanencia y degradación del BTC.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo General:**

- Identificar las causas próximas y subyacentes de la dinámica espacio-temporal de los cambios de uso / cobertura del suelo en el bosque tropical caducifolio en dos municipios del sur de Oaxaca.

### **2.2. Objetivos Particulares:**

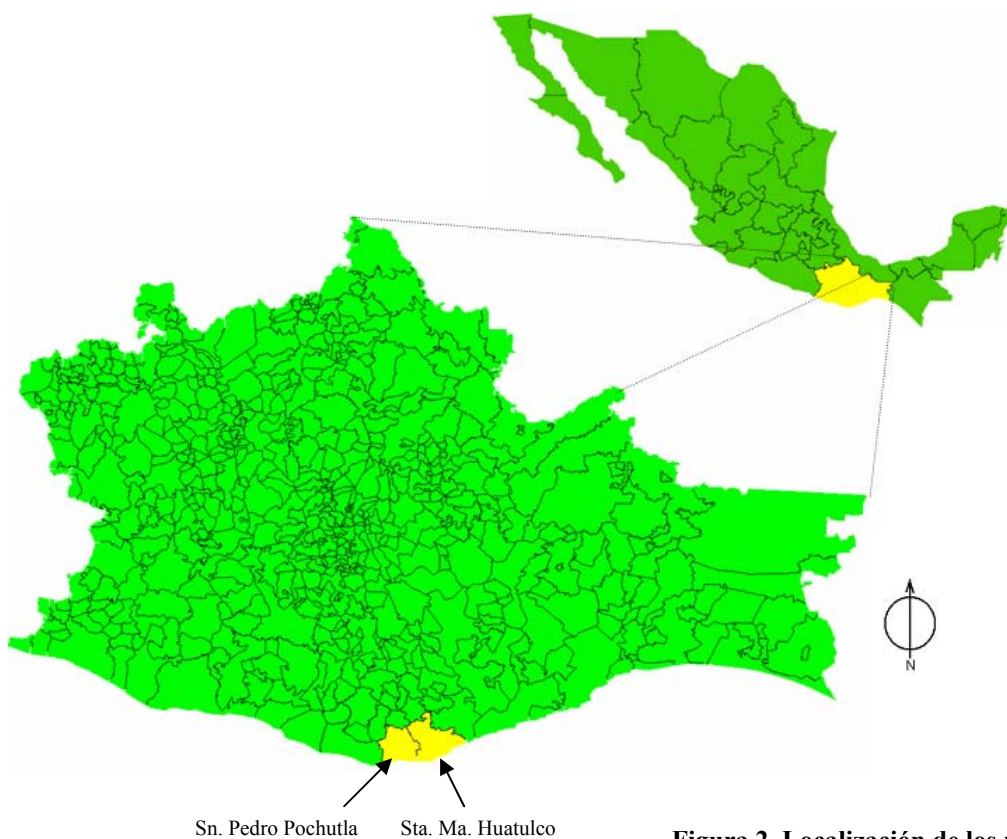
- a) Cuantificar y caracterizar la dinámica de la deforestación y de los cambios de uso/cobertura del suelo del BTC en el sur de Oaxaca.
- b) Establecer la relación entre los cambios de uso/ cobertura del suelo y los conductores socio-económicos y biofísicos del BTC en el sur de Oaxaca.
- c) Modelar la dinámica espacio temporal de la deforestación del BTC de dos municipios del sur de Oaxaca.

### 3. MÉTODOS

#### 3.1. Sitios de estudio

Los municipios de SPP y SMH se encuentran localizados en las coordenadas máximas ( $18.66^{\circ}$  y  $15.97^{\circ}$  de latitud norte;  $96.53^{\circ}$  y  $96.05^{\circ}$  de longitud oeste) (Figura 2). Pertenecen a la provincia fisiográfica Sierra Madre del Sur y a la subprovincia llamada Costas del Sur (INEGI, 2003). Dentro de estos sistemas de topoformas se expresan asociaciones rocosas de diversos orígenes y edades. La geomorfología y fisiografía se encuentran definidas por las estribaciones de la Sierra Madre del Sur, mismas que llegan al mar y forman las bahías, acantilados y escarpes rocosos que caracterizan a esta porción del Pacífico en Oaxaca (SEGOB, 2004). El relieve se caracteriza por ser abrupto y montañoso en su porción sur, presentando en forma perpendicular a la costa algunos valles en principio estrechos y que al acercarse al mar se ensanchan. Hacia la porción noreste, puede distinguirse una zona de lomeríos suaves con pendientes moderadas (0 a 15%). Las formas de relieve que pueden distinguirse son cerros redondeados, cerros aislados, lomeríos, dunas, playas de bahías, escarpes, acantilados, islas y farallones. Las elevaciones van desde los 0 hasta poco más de los 1,000 msnm en la parte más norteña de ambos municipios (Atlas Nacional de México 1990a).

Por su posición latitudinal y la influencia de las aguas cálidas del Océano Pacífico, se presenta un clima cálido subhúmedo con un porcentaje de lluvias en verano mayor al 90 % (Köppen, modificado por García, 2004). Es el subtipo menos húmedo de los cálidos subhúmedos, con una precipitación del mes más seco menor a 50 mm. La precipitación total anual es de cerca de los 800 a 1,000 mm. Igualmente, el factor oceánico tiene influencia en la humedad relativa del continente, por lo cual se tiene la clasificación más baja de los climas subhúmedos (Wo) (Atlas Nacional de México 1990c). Sin embargo, en las estribaciones de la Sierra Madre del Sur el régimen pluvial es del tipo torrencial y de corta duración con una precipitación media anual de entre 1,000 y 1,500 mm, de los cuales casi el 97% se presentan durante el verano (junio - octubre), presentándose una canícula entre los meses de julio y agosto (Atlas Nacional de México, 1990b). Debido a su ubicación dentro de la franja intertropical, la intensidad lumínica es alta y casi constante a través de todo el año, lo que provoca un régimen térmico casi uniforme, donde las oscilaciones son menores a  $5^{\circ}\text{C}$ . La temperatura media anual va de los 26 a los  $30^{\circ}\text{C}$  en la mayor parte de estos municipios (INEGI, 2003).



**Figura 2. Localización de los municipios en estudio.**

La estructura geológica se compone principalmente de dos eras: la mesozoica y la cenozoica (INEGI, 2003). La primera, se divide en tres periodos: Jurásico (con rocas metamórficas y unidades litológicas de gneis), Jurásico-Cretácico (compuesta de rocas ígneas intrusivas y unidades litológicas de granitos granodioritas) y Cretácico (con rocas sedimentarias y unidades litológicas de calizas). La segunda, sólo presenta el periodo Cuaternario (con unidades litológicas de aluvial y litoral) con planicies que corresponden a estrechas franjas aluviales ubicadas en las desembocaduras de los ríos y arroyos principales. Esta zona de la costa oaxaqueña es reconocida como inestable tectónicamente, se encuentran sedimentos con inmadurez textural, manifestando la influencia del tectonismo sobre el tipo de sedimento depositado, lo que convierte a estos municipios en zona sujeta a constantes sismos de variada intensidad. Asimismo, se encuentra atravesada por varias fallas geológicas con distintos rumbos y longitudes (INEGI, 2003).

Los suelos más pobres se les ubican hacia la zona de lomeríos, donde el relieve es erosivo. En estos sitios se pueden localizar suelos de tipo Regosol y Litosol, los primeros caracterizados por sus texturas gruesas (granulosos); y los segundos por afloramientos de roca madre. Las zonas con superficies de acumulación de sedimento, valles intermontanos y vegas de ríos, se localizan en el oeste y centro del municipio de SMH, y es posible localizar suelos más profundos y con

texturas más finas. En estas áreas se ubican también los cuerpos lacunarios o complejos de inundación, donde los suelos aluviales son predominantes. Estos suelos son jóvenes pero presentan variaciones importantes en el grado de materia orgánica que contienen (INEGI, 2003).

La región hidrológica a la que pertenecen estos municipios es la No. 21 (DOF, 2007), ubicada en el sector suroriental de la cuenca del río Copalita. Se integra por una serie de pequeñas cuencas, que tienen origen dentro de las últimas estribaciones de la Sierra Sur. El sistema hidrológico está constituido de redes de drenaje dendríticos y subdendríticos bien desarrollados (INEGI, 1985). La conformación hidrológica corresponde a cuencas de tamaño medio que incluyen ríos considerados como perennes (Cuajinicuil-Xúchilt, Todos Santos, Cacaluta, Tangolunda, etc.) y cuyo caudal hoy en día no alcanza para permanecer todo el año. Presenta escurrimientos de 200 a 500 mm, que lo hace susceptible a erosionarse del tipo remontante (Atlas Nacional de México 1990b; INEGI, 2003).

### **3.2. Clasificación de usos de suelo y vegetación**

Se definió un sistema de clasificación de uso/cobertura del suelo, lo que permite tener una absoluta equivalencia entre las categorías de las diferentes fechas. Las diferentes categorías de este sistema de clasificación son el producto de la agregación de las clases utilizadas en el sistema de clasificación del INEGI (INEGI, 1985), por lo que la cartografía del INEGI podrá ser adaptada sin ninguna ambigüedad a este sistema de clasificación. Y poder generar una base de datos multitemporales con categorías equivalentes y comparables (Tabla 6). El número de coberturas consideradas para el sistema de clasificación son de seis tipos que se subdividen en 10 usos del suelo y vegetación. La finalidad de esta agregación de categorías es reducir los posibles errores de interpretación (Hietel *et al.*, 2005).

### **3.3. Análisis biofísico**

La generación de las capas de información biofísica fueron desarrollados a partir de las capas de curvas de nivel provistas por el INEGI a cada 20m y con los programas desarrollados por Parrot (2002a, 2002b, 2003a, 2003b, 2003c, 2004, 2005a, 2005b y 2006; Parrot y Ochoa, 2004). El primer producto y más importante fue el modelo digital de elevación generado con un píxel de 20 x 20m, este modelo resultó de una serie de correcciones píxel por píxel y de interpolación de las curvas de nivel. Como derivado de este modelo se generaron las capas de: orientación de la ladera, pendiente, altitud, concavidad del terreno y red fluvial con una resolución de 20 x 20m por píxel.

### **3.4. Distribución potencial del Bosque Tropical Caducifolio (BTC)**

Los sitios en estudio presentan dos grandes grupos de vegetación (BTC y bosque de encino) los cuales son difíciles de separar por medio de foto-interpretación. Por lo que fue indispensable la generación de la distribución potencial de BTC en los sitios en estudio. De esta manera se evitó atribuir falsos impactos de los cambios de uso/cobertura del suelo y el correcto entendimiento de los efectos sobre el BTC (Trejo y Dirzo, 2000). Para generar este mapa de distribución potencial se partió del supuesto que la distribución de la vegetación ha sido uniforme en el tiempo y que el efecto antrópico no ha tenido ninguna influencia sobre la distribución de la vegetación, por lo que los usos de suelo actuales se desarrollan dentro de una matriz de vegetación original (Brown y Lugo, 1990b). Al generalizar la información se elucida el tipo de vegetación que estaba presente previo al establecimiento de los usos de suelo ya que es la misma que se encuentra en la periferia de los usos de suelo actuales. Para tal efecto el orden de generación de las coberturas presentes fueron: 1) Bosque de encino, 2) Zonas sin vegetación (playas, zonas de inundación y cuerpos de agua) y 3) BTC. Las coberturas fueron identificadas y caracterizadas por medio del empleo de cruces de bandas de LandSat ETM+ (2000), y variables biofísicas. Finalmente, con álgebra de mapas de distinguió el bosque tropical caducifolio del resto de las coberturas.

### **3.5. Análisis de imágenes de percepción remota multitemporales (1985, 1995 y 2006)**

El análisis de los cambios en la cubierta vegetal y la dinámica de los cambios de uso/cobertura del suelo se realizaron con fotografías aéreas (Singh, 1989; Mas y Correa, 2000; Hietel *et al.*, 2005). La gran mayoría de los estudios existentes en este campo son basados en interpretaciones visuales más que por técnicas de procesamiento digital (Peet y Sahota, 1985; Leprun, 1999; Zonnenveld, 1999; Shoshany, 2000 y 2002). La fotointerpretación se realizó con el auxilio del Inventario Forestal Nacional (IFN, 2000) para realizar una clasificación robusta de los usos/coberturas del suelo en las diferentes áreas del estudio. Se emplearon imágenes satelitales (LandSat TM de 29 de abril de 1990 y LandSat7 ETM+ del 8 de abril del 2000) junto con las salidas a campo para llevar a cabo una mejor fotointerpretación. Las salidas a campo sirvieron para identificar los patrones, texturas y coberturas del suelo, y fijar puntos de control terrestre (Motrena y Rebordao, 1998) basados en la leyenda descrita (Schneeberger, 2005; Schneeberger *et al.*, No publicado “a”). En nuestro estudio se tomaron 240 puntos sobre el terreno con un sistema de posicionamiento global (GPS por sus siglas en ingles) Los recorridos en campo se realizaron principalmente sobre brechas y caminos rurales donde se fijaron puntos de control

(correspondientes a sitios identificables sobre el terreno y se tomaron coordenadas geográficas con un GPS) sobre los mapas desarrollados previamente y correspondientes a los sitios de estudio (García *et al.*, 2001; Motrena y Rebordao, 1998). A partir de las ortofotos generadas por el INEGI (1995) se ortorectificaron y georeferenciaron las fotografías aéreas impresas en papel (1985) y las imágenes digitales (2006) con el empleo del Software ErMapper 7.0. El tamaño de píxel más grande de los tres mosaicos generados fue de 3.5m x 3.5m. Los tres mosaicos presentan la misma proyección (Universal Transversa de Mercator; UTM en la zona 14N). El datum fue ITRF92 con un elipsoide GRS 80.

**Tabla 6. Leyenda jerárquica de los usos/coberturas del suelo**

<b>Cobertura</b>	<b>Tipos de Usos de Suelo y Vegetación</b>
<b>I Agrícola</b>	<b>1. Agricultura de temporal.</b> Agricultura que se desarrolla estacionalmente dependiendo de las condiciones climáticas y disponibilidad de agua de lluvia.
	<b>2. Agricultura de riego.</b> Agricultura que emplea riego a partir de pozos y/o ríos y generalmente con el empleo de paquetes tecnológicos.
<b>II Pastizal</b>	<b>3. Pastizal para ganadería.</b>
<b>III Urbano</b>	<b>4. Zona urbana habitacional.</b> Comprende ciudades y todas aquellas zonas residenciales cercanas al complejo turístico.
	<b>5. Zona turística.</b> Son aquellas zonas que tienen instalaciones dirigidas a dar hospedaje u ofrecer actividades turísticas.
<b>IV Rural</b>	<b>6. Zona rural habitacional.</b> Se incluyen todos los pueblos, comunidades o rancherías.
<b>V Bosques Tropicales</b>	<b>7. Bosque tropical caducifolio (BTC).</b> En esta categoría se incluye tanto al bosque tropical caducifolio, con una edad mínima de 5 años.
	<b>8. Abandono de uso del suelo.</b> En este elemento se engloba al abandono de los usos de suelo en 1985 con recrecimiento del BTC en 1995 y con permanencia por un periodo mínimo de 11 años con (hasta el 2006)
<b>VI Otros tipos</b>	<b>9. Zonas sin vegetación aparente.</b> Ya sean producto de las actividades antrópicas o por procesos erosivos.
	<b>10. Equipamiento urbano.</b> Consiste en aeropuerto, basurero, club de golf, universidades entre otros. En esta categoría no se incluyen las vías de comunicación terrestre ni red eléctrica.



### 3.6 Digitalización de imágenes de percepción remota

Los mosaicos de las fotos aéreas (1985, 1995 y 2006) fueron introducidos a un sistema de información geográfica (SIG; ArcGIS 9.3) por ser una herramienta que es capaz de crear patrones espacio-temporales (Nagendra *et al.*, 2004). La digitalización se realizó por medio de la fotointerpretación, siguiendo los criterios de la leyenda establecida anteriormente, y auxiliándonos de más de 240 puntos de control terrestre y firmas espectrales empleando imágenes LandSat TM y ETM. Este método es particularmente útil para estudios con gran detalle (Mas y Ramírez, 1996; Arnold, 1997; Slaymaker, 2003), principalmente porque la agricultura de temporal se establece con parcelas de tamaño de 0.5-7 ha (Noble y Dirzo, 1997; Kennard, 2002). Ahora bien, para evitar enmascarar el impacto de las actividades sobre la cubierta vegetal se generaron mapas de usos/coberturas del suelo con una escala de 1:25,000 (con un área mínima cartografiable de 50m x 50m en el terreno) y exclusivamente para las áreas rural habitacional fue de 1:10,000. De esta manera se logró identificar las áreas de gran heterogeneidad en los cambios de uso/cobertura del suelo, la fragmentación, la deforestación (Velázquez *et al.*, 2001) y la permanencia de las coberturas del suelo. La digitalización fue en formato vectorial y por medio de ajustes manuales de los bordes (Bélanger y Grenier, 2002) y reasignación de la leyenda de los datos digitalizados a partir de la fecha (1995) se produjeron el resto de las series de mapas (1985 y 2006). Sólo se digitalizó la zona que potencialmente contaba con BTC, y todas aquellas zonas que no estuvieran dentro de esta distribución potencial fueron descartadas en el análisis. El cálculo del área total de los usos/coberturas del suelo para las tres fechas en ambos municipios fue con un tamaño de píxel de 20m x 20m.

### 3.7. Determinación de tasas de cambio y deforestación

Con las áreas correspondientes a los diferentes tipos de vegetación y coberturas del suelo para las diferentes fechas se calcularon las tasas de cambio de acuerdo a la ecuación utilizada por la FAO (1995b) para el cálculo de tasas de cambio (ecuación 1). Esta tasa expresa el cambio en porcentaje de la superficie al inicio de cada año.

donde:

$$t = \left( \frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1$$

**t** = la tasa de cambio,

**S<sub>1</sub>** =área en la fecha 1,

**S<sub>2</sub>** =área en la fecha 2,

**n** = el número de años entre las dos fechas.

**Ecuación 1. Cálculo de tasas de cambio.**

### 3.8. Cálculo de matrices de transición

Por medio del empleo del SIG y la generación de matrices de transición se pudo monitorear los elementos del paisaje que aparecen, desaparecen, permanecen o se modificaron a través del tiempo. Se realizaron cruces de mapas de las diferentes fechas para obtener las tasas de transformación expresadas en matrices de transición (Bell e Hinoja, 1977; Soares-Filho *et al.*, 2002). Las matrices de transición proporcionan y evidencian las clases más dinámicas y las clases más estables (Palacio *et al.*, 2000; Pontius *et al.*, 2004a). Específicamente para el análisis de la dinámica de cambio en este estudio se agruparon en procesos de cambio (mínimo número de categorías tales como cubierta vegetal *versus* cubierta agrícola, ganadería, usos urbanos, etc.). La metodología empleada fue una comparación post-clasificación, la cual es el acercamiento más común para evaluar las diferencias en los usos y coberturas del suelo derivados de imágenes de percepción remota adquiridas en diferentes fechas (Vasconcelos *et al.*, 2002; Yang y Lo, 2002; Yuan *et al.*, 2005).

Para poder dirigir la problemática de la deforestación es indispensable identificar y entender los procesos sistemáticos de la deforestación (Alo y Pontius, 2008; Pontius *et al.*, 2004 a y b). Las transiciones sistemáticas se distinguen porque tanto en ganancias como en las pérdidas observadas son superiores a las que se esperarían como resultado de un proceso aleatorio (Pontius *et al.*, 2004a y b). Además es indispensable realizar el análisis de los intercambios de los usos/coberturas del suelo y la distancia en la que se dan dichos cambios. Para estos puntos fue necesario adoptar las metodologías desarrolladas por Pontius *et al.*, (2002, 2004a y b).

Para el análisis de las transiciones sistemáticas, a partir de la matriz de transición generada se calculó la suma total de ganancia y de pérdida de cada categoría del uso/cobertura del suelo en los dos periodos estudiados (1985-1995 y 1995-2006). El total de ganancia de una categoría es analizada de forma relativa a su magnitud con la transición de las otras categorías en t(1) con el fin de calcular la magnitud de las transiciones que deberían ser esperadas, si el proceso de ganancia fuera distribuido aleatoriamente a través de todo el paisaje en t(2). La ganancia esperada dado al proceso de distribución aleatoria es comparada a la ganancia observada con el fin de distinguir entre *transiciones aparentemente aleatorias* y *transiciones aparentemente sistemáticas* en términos de ganancias. De manera análoga, se hacen los mismos análisis pero en términos de pérdidas. Una ganancia no aleatoria y una pérdida no aleatoria para una transición particular implica un proceso sistemático de cambio (Alo y Pontius, 2008). Por decirlo de otra manera, para identificar las transiciones sistemáticas dentro de una matriz la pérdida neta de

alguna categoría es examinada de acuerdo a su distribución de las otras categorías en t(2), y la ganancia neta de alguna categoría es examinada de acuerdo a su distribución relativa conforme a las otras categorías en t(1), y donde las transiciones sistemáticas se distinguen porque tanto en ganancias como en las pérdidas observadas son superiores a las que se esperarían como resultado de un proceso aleatorio. La nomenclatura empleada en las ecuaciones 2, 3 y 4 es:  $P_{ij}$  denota la proporción del paisaje que experimenta una transición de la categoría  $i$  a la  $j$ .  $P_{jj}$  son los datos de la diagonal y denota la proporción del paisaje que denota persistencia en la categoría  $j$ .  $P_{i+}$  denota la proporción total del paisaje de la categoría  $i$  en  $t_1$  y  $P_{+j}$  denota la proporción total del paisaje de la categoría  $j$  en  $t_2$  (Matriz Base).

**Matriz Base. Nomenclatura de las transiciones de t(1) a t(2) expresadas en por ciento.**

t(1) \ t(2)	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4	Total (t1)
Categoría 1	$P_{jj}$	$P_{ij}$	$P_{ij}$	$P_{ij}$	$P_{i+}$
Categoría 2	$P_{ij}$	$P_{jj}$	$P_{ij}$	$P_{ij}$	$P_{i+}$
Categoría 3	$P_{ij}$	$P_{ij}$	$P_{jj}$	$P_{ij}$	$P_{i+}$
Categoría 4	$P_{ij}$	$P_{ij}$	$P_{ij}$	$P_{jj}$	$P_{i+}$
Total (t2)	$P_{+j}$	$P_{+j}$	$P_{+j}$	$P_{+j}$	100%

El porcentaje esperado si la ganancia de cada categoría ocurriera de manera aleatoria está denominada  $G_{ij}$  y es calculada con la ecuación:

$$G_{ij} = (P_{+j} - P_{jj}) \left( \frac{P_{i+}}{\sum_{i=1, i \neq j}^j P_{i+}} \right)$$

**Ecuación 2. Ganancias esperadas de manera aleatoria.**

El porcentaje esperado si la pérdida de cada categoría ocurriera de manera aleatoria está denominada  $P^*_{ij}$  y es calculada con la ecuación:

$$P^*_{ij} = (P_{i+} - P_{ii}) \left( \frac{P_{+j}}{\sum_{i=1, i \neq j}^j P_{+j}} \right)$$

**Ecuación 3. Pérdidas esperadas de manera aleatoria.**

El *análisis de los intercambios* existente entre los diferentes usos/coberturas del suelo ayuda a entender a las clases más dinámicas, la interrelación que existe entre ellas y calcular la distancia

máxima donde los intercambios son realizados. Para el cálculo de los intercambios llevados a cabo en el paisaje se empleó la metodología propuesta por Pontius *et al.*, (2004a). La base de este procedimiento es la comparación de las mismas transiciones pero a diferentes resoluciones, por medio de la aglomeración de bloques contiguos de píxeles de celdas de tamaño fino a un bloque de tamaño más grande. De esta manera, la especificación de la localización es menos precisa conforme la resolución es mas gruesa, sin embargo, la proporción del paisaje se mantiene constante en el paisaje. De esta manera la agregación en un procedimiento multi-resolución no tiene influencia en la cantidad de cada categoría. Sin embargo, el cambio en la resolución puede tener un cambio dramático en la influencia en los intercambios, ya que el concepto de intercambio depende de la ubicación. La ecuación para calcular los intercambios está denotada por  $I_j$  para cada categoría  $j$  donde es dos veces el valor mínimo de la ganancia y la pérdida. De esta manera cada celda que gana es pareada con una celda que pierde y de esta manera las celdas pareadas generan el intercambio.

$$I_j = 2x\text{MIN}(P_{j+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj})$$

**Ecuación 4. Cálculo de los intercambios de los usos/coberturas del suelo en el paisaje.**

### **3.9. Identificación de los patrones de distribución y de parches de las coberturas del suelo, abandono y de la deforestación**

Los mapas de las coberturas del suelo o de las zonas deforestadas por usos del suelo por periodo fueron pareadas con las diferentes capas de información biofísica (pendiente, altitud, orientación de la ladera y concavidad del terreno) y de distancias calculadas (centros urbanos, turísticos, rurales, carreteras, ríos y a la costa). Los análisis fueron del tipo rígido, que consiste asignar píxel por píxel los valores de cada cobertura los de las variables biofísicas y de las distancias. Se realizaron análisis uni- y multivariados por medio del empleo de regresiones de árbol del total de los usos/coberturas del suelo y por año, empleando el programa R.2.5.1 (2007).

Se empleó el programa FRAGSTATS para analizar los parches de cada cobertura. El programa FRAGSTATS es un sistema empleado para los análisis espaciales que provee una serie de estadísticas espaciales y métricas descriptivas de los patrones de las coberturas del suelo. Los patrones de fragmentación se determinaron con las métricas de paisaje, clase y parche (McGarigal y Marks, 2003). El tamaño de píxel analizado fue de 20m x 20m. Para identificar los píxeles vecinos se aplicó la regla de 8 celdas. Las métricas calculadas a nivel de paisaje fueron:

número de parches y densidad de borde; a nivel de clase y parches fueron: superficie, número de parches, densidad de parches, tamaño del parche más grande, índice del parche en el paisaje, densidad de borde, tamaño medio de los parches y conectividad.

### **3.10. Identificación de los conductores del cambio**

Este análisis supone que los usos/coberturas del suelo actuales son el reflejo del conjunto de las presiones políticas, económicas y sociales bajo condiciones biofísicas bien establecidas y permanentes en el tiempo (Turner, 1995). Por lo que la incorporación de dichos factores es vital para el correcto entendimiento de los impactos sobre las decisiones que se toman para llevar a cabo los cambios de uso/cobertura del suelo.

La sociedad y el ambiente están interconectados en espacio y tiempo, por lo que la búsqueda de fuerzas conductoras de los cambios del paisaje son un acercamiento importante para el entendimiento de estas interconexiones (Bürgi y Russell, 2001). Para el análisis de los conductores del cambio las fuentes de información más importantes fueron los textos históricos, documentos de planeación y/o manejo, mapas, imágenes de percepción remota y censos poblacionales (Schneeberger, 2005). Para poder analizar este apartado fue indispensable la combinación de todas aquellas fuentes disponibles en México, junto con las tasas de cambio calculadas, los valores netos de distribución y entrevistas en campo (15 con jefes comunales, 1 con el jefe de apoyo del desarrollo rural de la SAGARPA y 1 con el Gerente del departamento de Desarrollo de la Comunidad de FONATUR).

Para cada sitio de estudio y cada periodo de tiempo se identificaron y agruparon los conductores que indujeron los cambios. Los conductores considerados *a priori* en este estudio se presentan en la Tabla 7. Estas variables fueron seleccionadas por que son las que tienen una ingerencia directa sobre el uso/cobertura del suelo y del comportamiento de la población que realiza dichos cambios. Las consideraciones que se tomaron en este estudio fueron: sólo se tomaron en cuenta aquellos cambios que fueron persistentes en el tiempo, y no aquellos que surgieron en un sólo año, en orden de distinguir desastres naturales o eventos raros de aquellas fuerzas conductoras que son presentes y permanentes en los sitios de estudio (causas próximas y subyacentes) y se integra al mapa de vegetación potencial desarrollado previamente y las características biofísicas del terreno, con el fin de evitar una mala atribución de los efectos de los conductores sobre el paisaje. Un elemento clave a considerar es que las causas subyacentes (económicas y sociales)

son instrumentos que son capaces de influenciar en un corto periodo de tiempo (meses y años) en la toma de decisiones sobre los cambios de uso/cobertura del suelo (Schneeberger, 2005; Schneeberger *et al.*, 2007c). Mientras que los culturales son capaces de influenciar la toma de decisiones y del manejo de los ecosistemas en largos periodos de tiempo. Por lo que para distinguir y analizar las causas de los cambios, se deben caracterizar y comparar regiones con diferentes historias y actividades humanas bajo la misma escala espacial y temporal (Bürgi y Russell, 2001).

El análisis estadístico espacial se basó en la generación de diferentes capas de información. En éstas se seleccionaron y agruparon aquellos píxeles que mostraron una permanencia en por lo menos dos fechas. En el caso del BTC, sólo se incluyeron en el análisis aquellos píxeles que mostraron permanencia durante las tres fechas. Se generaron capas binarias de cada cobertura; éstas fueron retransformadas por medio de un análisis de ventana móvil (500m), y se asignó al píxel central la media de todos los píxeles de esa ventana, con el fin de identificar las probabilidades de distribución en cada píxel respecto a sus vecinos. Las capas de información resultantes van de 0 a 1. Además, se generaron las capas de distancias a ríos, a la costa, a los centros urbanos, a los turísticos y rurales, a las carreteras y al Parque Nacional.

La colecta de datos para el análisis estadístico se realizó por medio de la generación de 100,000 puntos aleatorios (5.3% del número total de píxeles del paisaje) en todo el paisaje en el análisis entre los dos municipios con una distancia mínima de 80m entre cada punto, con el fin de reducir la autocorrelación espacial al máximo. Se cruzaron estos puntos a través de todas las capas de información generadas y se exportaron en forma de tabla con formato *dbf* y fue retransformada a formato *csv*. Los análisis estadísticos para el análisis de regresiones de árbol (Anexo 1), modelos lineales generalizados (GLM; Anexo 2) y análisis de autocorrelación espacial de la distribución de los residuales (Anexo 3) fueron llevados a cabo por medio del empleo del programa R 2.5.1 (2007). No se empleó un correlograma ni un variograma por que no hay paquetería estadística que pueda procesar los 100,000 residuales.

Para llevar a cabo el análisis estadístico a nivel municipal se partió de las bases de datos capturadas del INEGI desde el año 1960 hasta el 2005. Dado que las variables sociales fueron capturadas cada 5 o 10 años fue necesario realizar interpolaciones entre las fechas y completar la series temporales de 1985 a 2006. Las variables económicas no fueron interpoladas ya que presentan cambios poco predecibles de un año al otro. La superficie del BTC por año fue

determinada a partir de los resultados obtenidos por las cadenas de Markov. Para eliminar la multicolinealidad entre las variables utilizadas, tanto a nivel espacial como a nivel municipal, se empleó un análisis de correlación pareada del tipo *Pearson* ( $x^2$ ), eliminando una de las dos variables cuando el coeficiente fue de  $-0.7 \geq x^2$  o  $x^2 \geq 0.7$

### **3.11. Proyecciones para el año 2030**

#### *3.11.1. Cadenas de Markov*

Las cadenas de Markov son una herramienta que ayuda a interpolar y extrapolar las dinámicas del paisaje, bajo el supuesto que las probabilidades de cambio entre las diferentes coberturas son permanentes en el tiempo (Vergel y Turner, 2002; Baltzer, 2000). Las matrices de transición desarrolladas en cada periodo (1985-1995 y 1995-2006) fueron retransformadas en una matriz de probabilidad anual. Por medio de iteraciones entre un vector inicial y la matriz de probabilidad anual es posible generar una proyección en el futuro ( $t_{+1}$ ), del total de la superficie de cada cobertura y de manera subsiguiente se puede determinar la superficie en cualquier tiempo en el futuro ( $t_{+n}$ ). En este estudio, los cálculos se hicieron en un programa desarrollado en *fortran*.

#### *3.11.2. Generación del modelo probabilístico*

Las estadísticas espaciales fueron empleadas para describir, inferir y modelar las proyecciones de distribución de coberturas (BTC, bosque, agricultura de temporal y pastizales para ganadería). Dado que el análisis estadístico desarrollado para determinar los elementos que delimitan la distribución de las coberturas del suelo es paramétrico, fue posible generar los mapas de distribución de las coberturas a partir de ecuaciones generadas por medio del análisis de los modelos lineales generalizados (GLM). Las entradas espaciales de las coberturas fueron pareadas con variables múltiples para determinar las coincidencias espaciales, cálculos de distancias y generación de mapas con las funciones de GIS (Brown, 1996). Para identificar las mejores variables se calculó  $R^2$ ,  $R^2$  ajustada y el Criterio de información de Akaike (AIC). Los mapas finales de la distribución de las coberturas se ajustaron por medio de la superficie total de las coberturas calculadas con las cadenas de Markov. Primero, se generó la capa de información que incluía las diferentes coberturas que no muestran cambios en su localización, como la agricultura de irrigación, asentamientos urbanos, rurales y turísticos, zonas sin vegetación ni uso aparente y el

equipamiento urbano. La siguiente capa generada fue la distribución del BTC. Finalmente, a las zonas deforestadas se les atribuyeron las coberturas de pastizal para ganadería y agricultura de temporal. Dos mapas fueron generados para cada municipio, basados en la distribución probabilística generada y las dos proyecciones de las cadenas de Markov. El modelo generado se validó por medio del cálculo de Kappa (Pontius, 2000) y por medio del análisis de autocorrelación espacial de los residuales (Brown, 1996). El mapeo y cálculo de la autocorrelación espacial se llevó a cabo con el programa R 2.5.1 (2007) y las librerías ncf y spdep. Para obtener el lenguaje de programación empleado para esta función referirse a Dorman *et al.*, (2007).

**Tabla 7. Causas próximas y subyacentes de la deforestación seleccionadas *a priori*.**

Causas	
Próximas	Subyacentes
<b>Usos/coberturas del Suelo</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Agricultura de temporal</li> <li>- Agricultura de irrigación</li> <li>- Pastizal para ganadería</li> <li>- Urbano habitacional</li> <li>- Urbano turístico</li> <li>- Rural habitacional</li> <li>- Equipamiento urbano</li> </ul>	<b>Económicas</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• PEA en actividades agrícolas y no agrícolas</li> <li>• Captura de impuestos</li> <li>• Número total de personas desempleadas</li> <li>• Ingresos brutos</li> <li>• Financiamiento federal</li> <li>• Subsidios federales</li> <li>• Deuda pública</li> <li>• Distancia a centros económicos (ciudades y áreas turísticas)</li> </ul>
<b>Condiciones Biofísicas</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Pendiente</li> <li>- Altitud</li> <li>- Distancia ríos</li> <li>- Distancia a la costa</li> <li>- Orientación de la ladera</li> <li>- Concavidad del terreno</li> <li>- BTC</li> </ul>	<b>Sociales</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Población rural y urbana</li> <li>• Distribución de población por grupos quinquenales</li> <li>• Población de 6 a 14 años que asisten a la escuela</li> <li>• Datos migratorios</li> <li>• Densidad poblacional</li> <li>• Total de viviendas</li> <li>• Distancia a áreas rurales</li> <li>• Distancia a carreteras</li> </ul>
	<b>Políticas</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Plan directivo de desarrollo para el turismo</li> <li>• Plan Municipal de Desarrollo</li> <li>• Programa comunitario para el manejo de los humedales costeros del núcleo agrario de SPP</li> <li>• Ordenamiento ecológico para la región costa de Oaxaca</li> <li>• Programa de desarrollo de la región costa.</li> <li>• Programa comunitario para el manejo de los recursos naturales de la parte noroeste del núcleo agrario de SPP</li> <li>• Estatuto comunal de SPP</li> </ul>



## 4. RESULTADOS

### 4.1. Distribución de los usos/coberturas del suelo

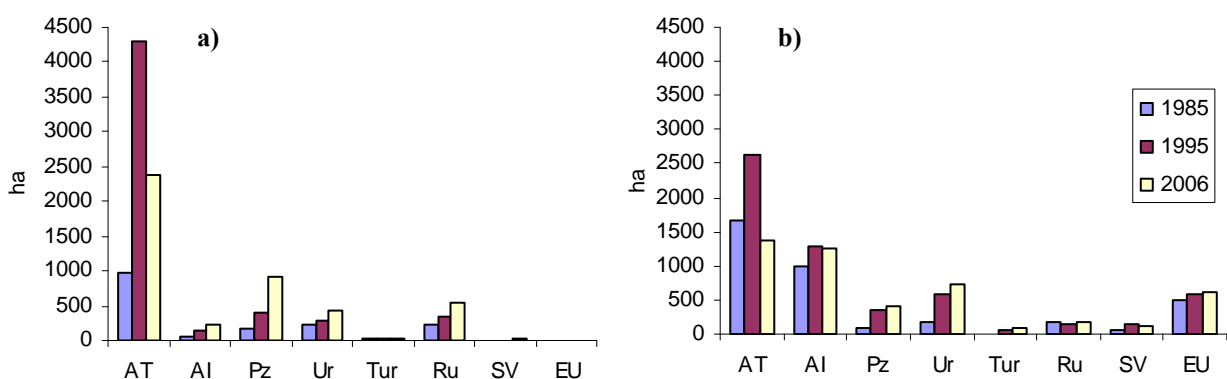
#### 4.1.1. Superficie de distribución de los usos/coberturas del suelo

Los mayores cambios del paisaje en términos de superficie fueron resultado de la agricultura de temporal, la expansión de la agricultura de irrigación y los pastizales para ganadería; pero los cambios de menor magnitud en superficie están asociados a la dinámica de las áreas rurales, urbana, turística y equipamiento urbano (Figura 3).

En SPP, en 1985 el BTC fue la cobertura con mayor superficie (31,992 ha), seguida de las actividades antrópicas (1,732 ha) donde ~70% (1,232 ha) corresponde a coberturas agrícolas; constituidas por agricultura de temporal (79.5%), pastizales para ganadería (14.7%) y agricultura de riego (5.8%). En 1995, nuevamente el BTC mostró la mayor superficie (28,178 ha), pero con una marcada reducción respecto a la fecha anterior (3,814 ha). Por el contrario, las actividades antrópicas crecieron hasta 5,546 ha, de las cuales el 87.5% (4,853 ha) corresponde a coberturas agrícolas. La agricultura de temporal representa el 88.6%, los pastizales para ganadería el 8.3% y la agricultura de irrigación el 3.1%. En 2006, el BTC mostró un ligero aumento en su superficie de 981 ha con respecto a 1995 con un total de 29,159 ha, pero sigue por debajo de la superficie (2,833 ha) ocupada en el año 1985. Las coberturas antrópicas mostraron una superficie de 4,557 ha donde las actividades agropecuarias representan el 76.8% (3,501 ha) y mostraron una reducción en su superficie con respecto a 1995. La agricultura de temporal fue la cobertura antrópica de mayor superficie (67.9%), seguido de los pastizales para ganadería (25.8%) y la agricultura de riego (6.3%; Figura 3).

En 1985, en SMH el BTC fue la cobertura que mostró la mayor superficie (37,690 ha), mientras que las coberturas antrópicas ocupó una superficie de 3,673 ha, de las cuales el 74.6% corresponde a las agropecuarias (2,744 ha). La agricultura de temporal representó el 60.7%, los pastizales para ganadería 3% y la agricultura de riego 36.3%. En 1995, el BTC mostró una superficie de 35,538 ha y con una reducción de 2,151 ha con respecto a 1985. Las coberturas antrópicas mostraron un incremento a 5,828 ha, de las cuales el 73.3% corresponde a coberturas agropecuarias (4,273 ha). La agricultura de temporal mostró su mayor crecimiento en este periodo, representando 61.7% de todas las coberturas agropecuarias, los pastizales para

ganadería mostraron un marcado aumento de su superficie (7.9%), así como la agricultura de irrigación (30.4%). En un marcado contraste, el área turística mostró su primer aparición con una superficie de 62 ha. En 2006, el BTC mostró una superficie de 36,594 ha y tuvo un aumento respecto a 1995 de 1,056 ha. Las coberturas antrópicas mostraron una reducción en su superficie a 4,763 ha, de las cuales, el 63.9% corresponde a las actividades agropecuarias (3,043 ha): la agricultura de temporal tuvo una mayor superficie (44.9%), seguida de la agricultura de riego (41.5%) y los pastizales para ganadería (13.6%). El área turística mostró un ligero incremento a 85 ha, el equipamiento urbano tuvo una superficie de 623 ha; y los principales elementos que conformaron esta categoría fueron el aeropuerto, club de golf y el basurero municipal (Figura 3).



**Figura 3. Superficie ocupada (ha) por las principales coberturas del suelo en a) SPP y b) SMH. La nomenclatura empleada es: AT (agricultura de temporal), AI (agricultura de irrigación), EU (equipamiento urbano), Pz (pastizal para ganadería), Ru (area rural), SV (sin vegetación ni uso aparente), Tur (area turística) y Ur (área urbana).**

En ambos municipios, durante el periodo 1985-1995 el BTC tuvo pérdida en su superficie, mientras que en el periodo 1995-2006 tuvo una ganancia. En SPP, el bosque tuvo una reducción de 3,814 ha a una tasa de 1.26 % anual en el periodo 1985-1995; un incremento de 981 ha a una tasa de 0.31 % anual en el periodo 1995-2006; y con una tasa de deforestación de 0.44% al año en el periodo 1985-2006. En SMH, el BTC tuvo una pérdida de 2,151 ha a una tasa de 0.59 % al año en el periodo 1985-1995, pero en el periodo 1995-2006 mostró una ganancia de 1,056 ha a una tasa de 0.27% anual. Sin embargo, en el periodo 1985-2006 la tasa de deforestación fue de 0.14% al año.

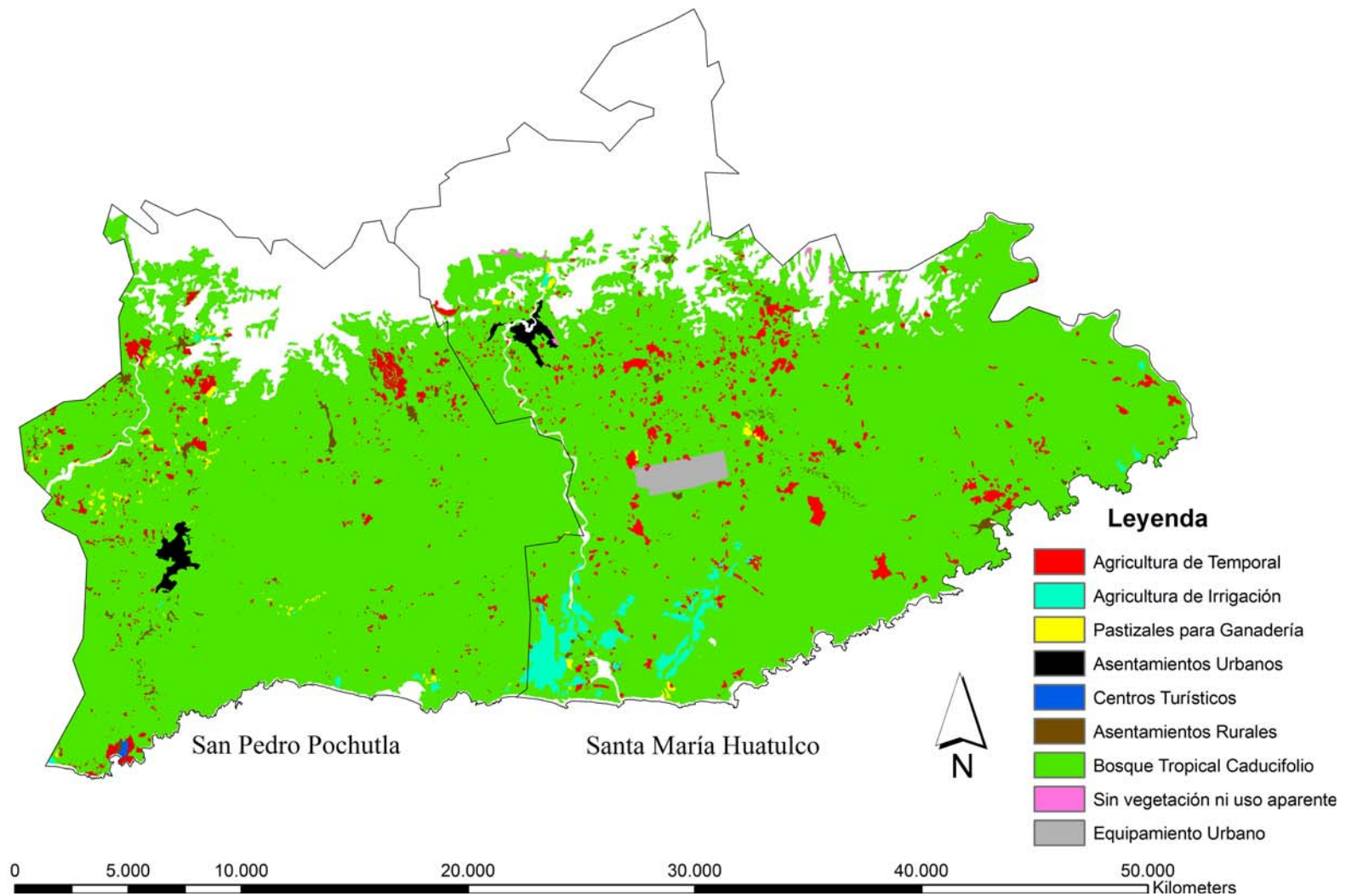


Figura 4. Mapa de uso/cobertura del suelo de SPP y SMH en 1985

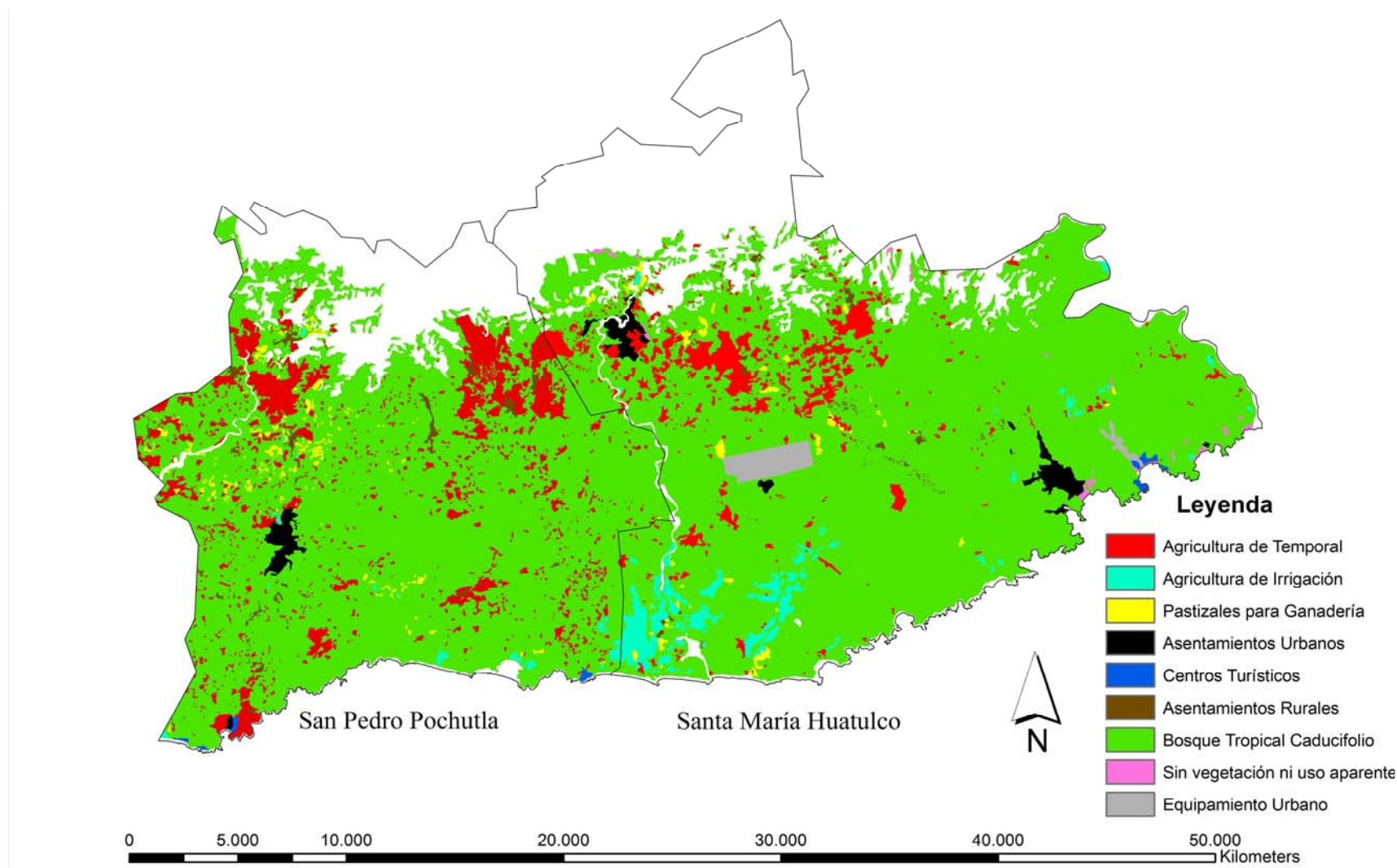


Figura 5. Mapa de uso/cobertura del suelo de SPP y SMH en 1995

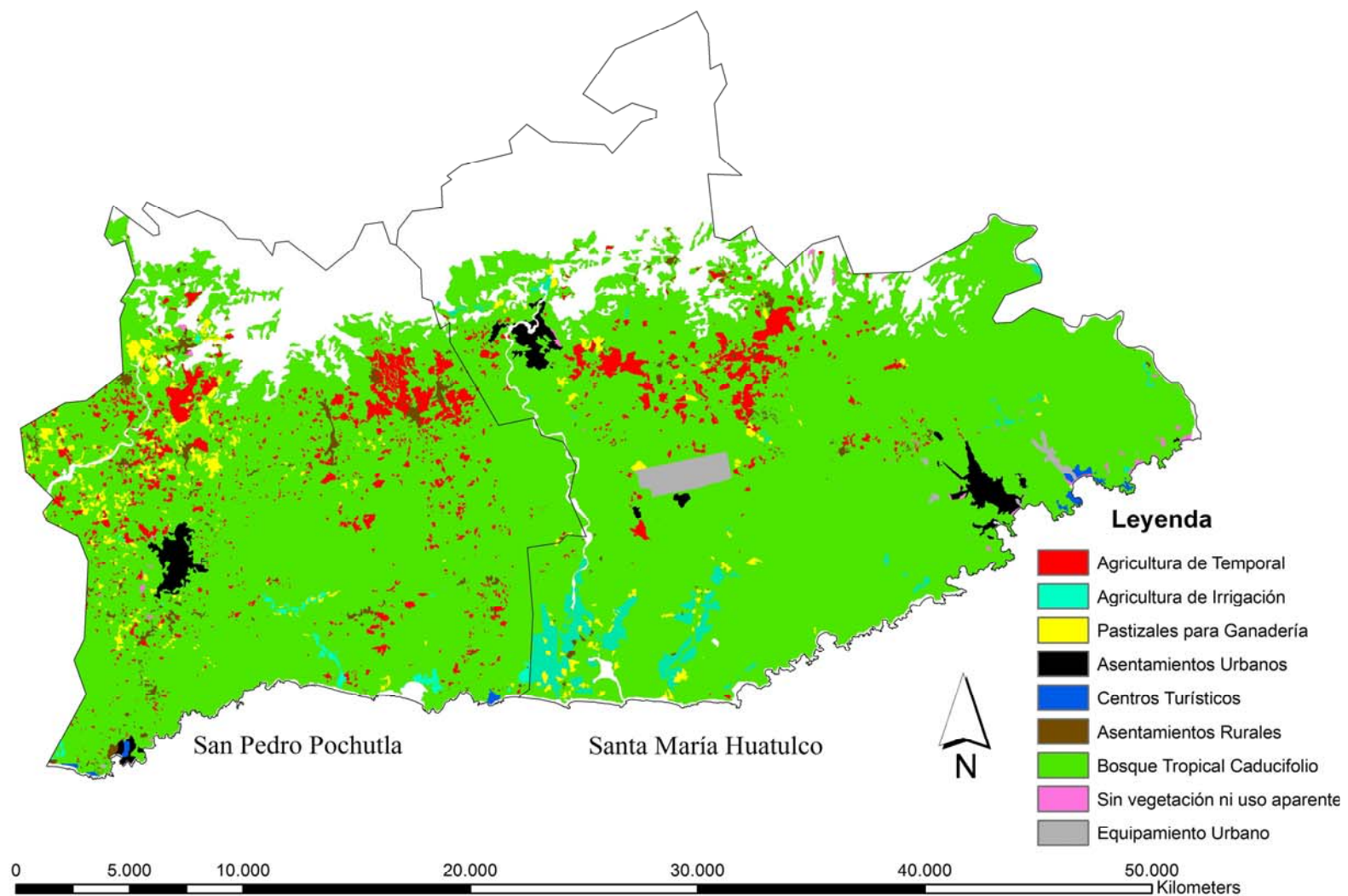


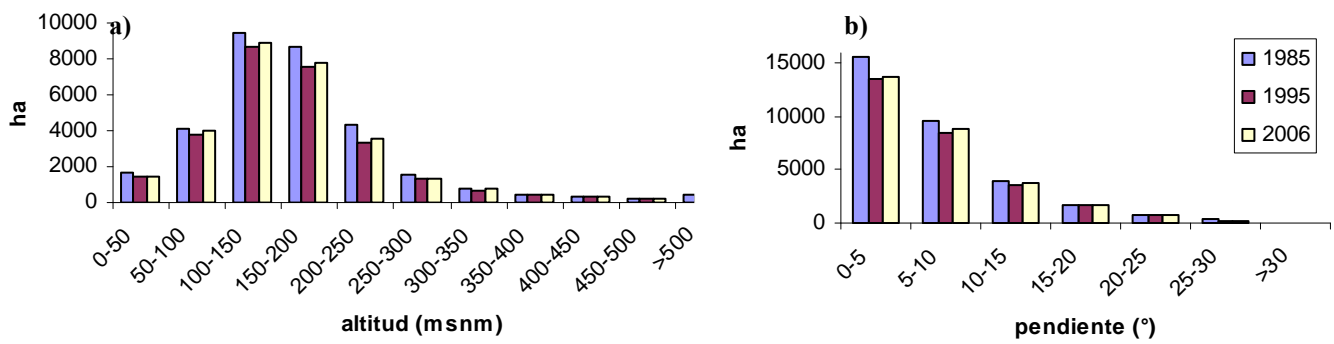
Figura 6. Mapa de uso/cobertura del suelo de SPP y SMH en 2006



#### 4.1.2. Patrones de distribución de las coberturas del suelo

##### San Pedro Pochutla

El BTC se distribuyó por hasta por arriba de los 1,300 msnm y entre 0-45° de pendiente en las tres fechas. Su máxima distribución se concentró en el rango de 100-200 msnm y entre los 0-10° con una distribución en 1985 de 56.6% y 78.6%, respectivamente por rango; un 57.5% y 78.0%, altitud y pendiente respectivamente en 1995; y de 57.0% y 77.5% respectivamente en 2006. Al comparar la superficie en 1985 y 2006, en altitudes mayores a los 350 msnm y en pendientes entre 15-25° se observó un ligero aumento de la superficie del BTC (Figura 7).



**Figura 7. Superficie (ha) del BTC en SPP por rango de a) altitud y b) pendiente. La suma de la distribución por rango corresponde al total reportado previamente de BTC por año.**

El análisis de la distribución de la agricultura de temporal por rangos de altitud indica que en 1985 se estableció en altitudes entre 0-500 msnm donde el 75.4% de la distribución se encontró en el rango de 100-250 msnm. En 1995, se presentó un incremento en su superficie en todos los rangos de altitud, expandiendo su frontera por arriba de los 1,300 msnm, y concentrando su distribución (77%) en el rango de 100-250 msnm. En 2006, se presentó una reducción de la superficie en todos los rangos de altitud, distribuyéndose entre 0-600 msnm, así que el 82.9% se encuentra en el rango de 100-250 msnm (Figura 8). Por otro lado, el análisis de la pendiente muestra que la agricultura de temporal tuvo una distribución hasta los 30° de pendiente, pero el 93.9% se concentró entre los 0-10° en 1985. En 1995, en todos los rangos de pendiente aumentó su superficie y aumentó su frontera hasta los 40°, nuevamente el 84.1% de toda su superficie se encontró entre los 0-10°. En 2006, en todos los rangos de pendiente disminuyó su distribución, mostrando una presencia hasta los 35°, el 90% de toda la cobertura se observó entre los 0-10° (Figura 9). La agricultura de temporal en comparación con todas las demás coberturas antrópicas distribuidas por rango de pendiente mostró que en altitudes de 200-300 msnm presentó una

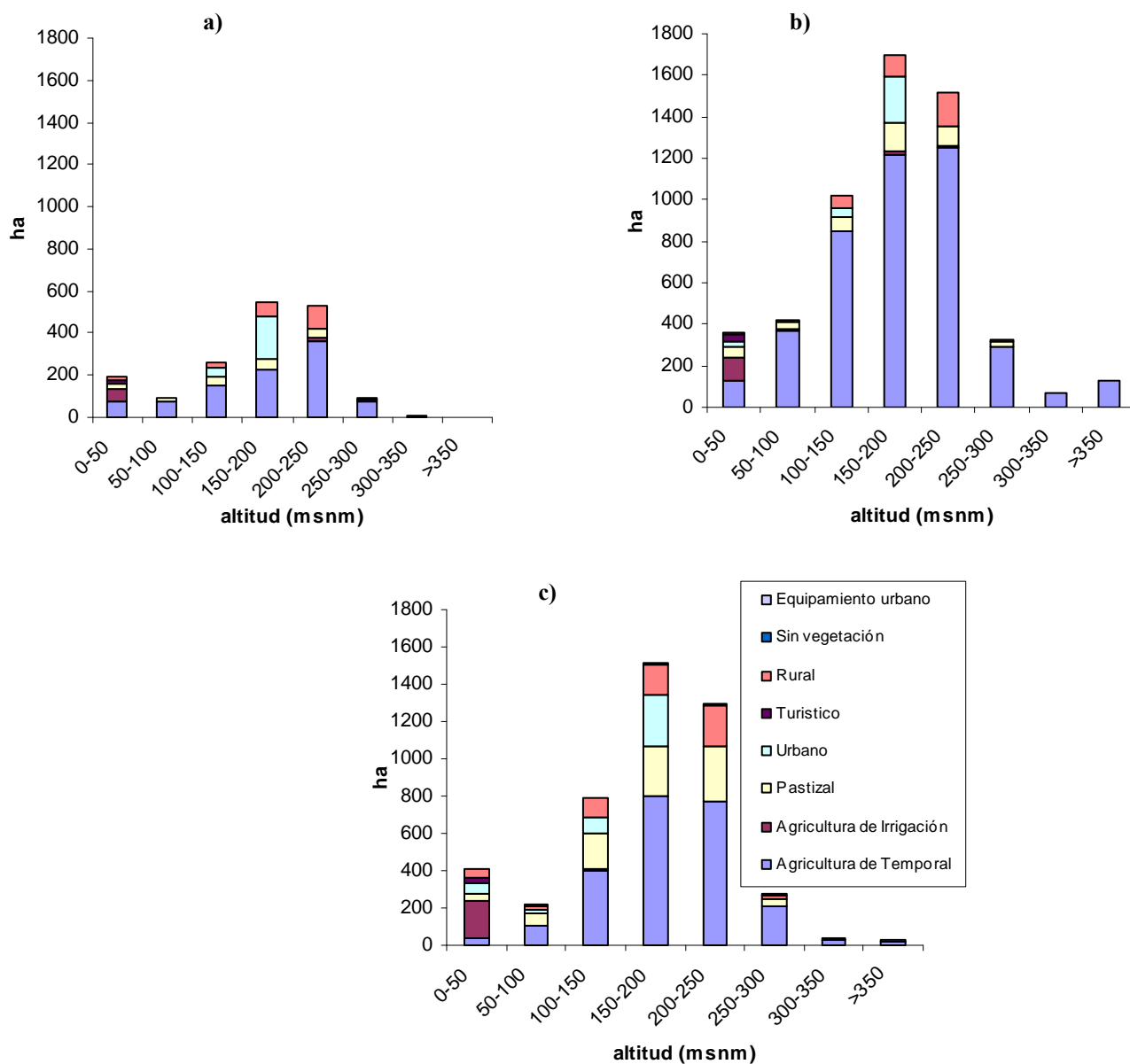
dominancia del 71.1% (1985), 83.7% (1995) y 62.5% (2006) mientras que en altitudes mayores a los 300 msnm fue del 100% (1985), 99.7% (1995) y 89.5% (2006). El mismo análisis pero en pendientes mayores a los 10° indica que se concentró el 72.8% (1985), 92.8% (1995) y 64.5% (2006). Esto muestra cómo esta actividad tiene casi la exclusividad de estas zonas. Por medio del análisis multivariado por regresiones de árbol se identificó que en el año 1985 el 28.7% de la agricultura de temporal se concentró en altitudes entre los 37-183 msnm y pendiente menor a los 5°; un 27.4% se encontró en altitudes entre 183-223 msnm y una pendiente menor de 8°. Para el año 1995 y 2006 la altitud es el factor más significativo para explicar las diferencias de distribución de esta cobertura dado su gran heterogeneidad de superficie en los rangos de pendientes.

En 1985 la agricultura de irrigación concentró el 74.1% entre los 0-50 msnm y el 84.2% entre 0-5° de pendiente. Para 1995 en ese mismo rango de altitud mostró un incremento de 62.5 ha y 80.0% se localizó en pendientes entre 0-5°. En 2006 se concentró entre 0-50 msnm de altitud el 92.8% y el 81.4% en pendientes entre 0-5° de toda la superficie de esta cobertura (Figura 8 y Figura 9).

En 1985 los pastizales para ganadería mostraron una presencia hasta una altitud de 300 msnm, en 1995 hasta los 350 msnm y en el 2006 hasta los 400 msnm. En el rango de 100-250 msnm se concentró el 74.2% en 1985, el 75.5% en 1995 y el 84.1% en 2006 (Figura 8). Esta cobertura en los tres años se distribuyó hasta los 30°. Sin embargo, en el rango de 0-10° se presentó su mayor distribución: 95.7% en 1985, 94.2% en 1995 y 91.5% en 2006 (Figura 9). Por medio de regresiones de árbol se identificó que en 1985, un 29% se distribuyó en altitudes mayores a los 178 msnm y con pendientes entre 1-5° y un 27.8% se concentró en pendientes menores a los 5° y altitudes entre los 127-178 msnm. En 1995 un 38.4% se localizó en altitudes mayores a los 177 msnm y con pendientes entre 1-6° y un 24% se presentó en pendientes menores a los 6° y altitudes entre los 52-177 msnm. En 2006, alrededor del 59.4% se pudo identificar solo por su rango de altitud, que va de los 179-277 msnm, 15.7% se encontró en altitudes entre los 0-131 msnm y pendientes mayores de 3°; y un 14.3% en altitudes entre 100-131 msnm y pendientes menores a los 3°.

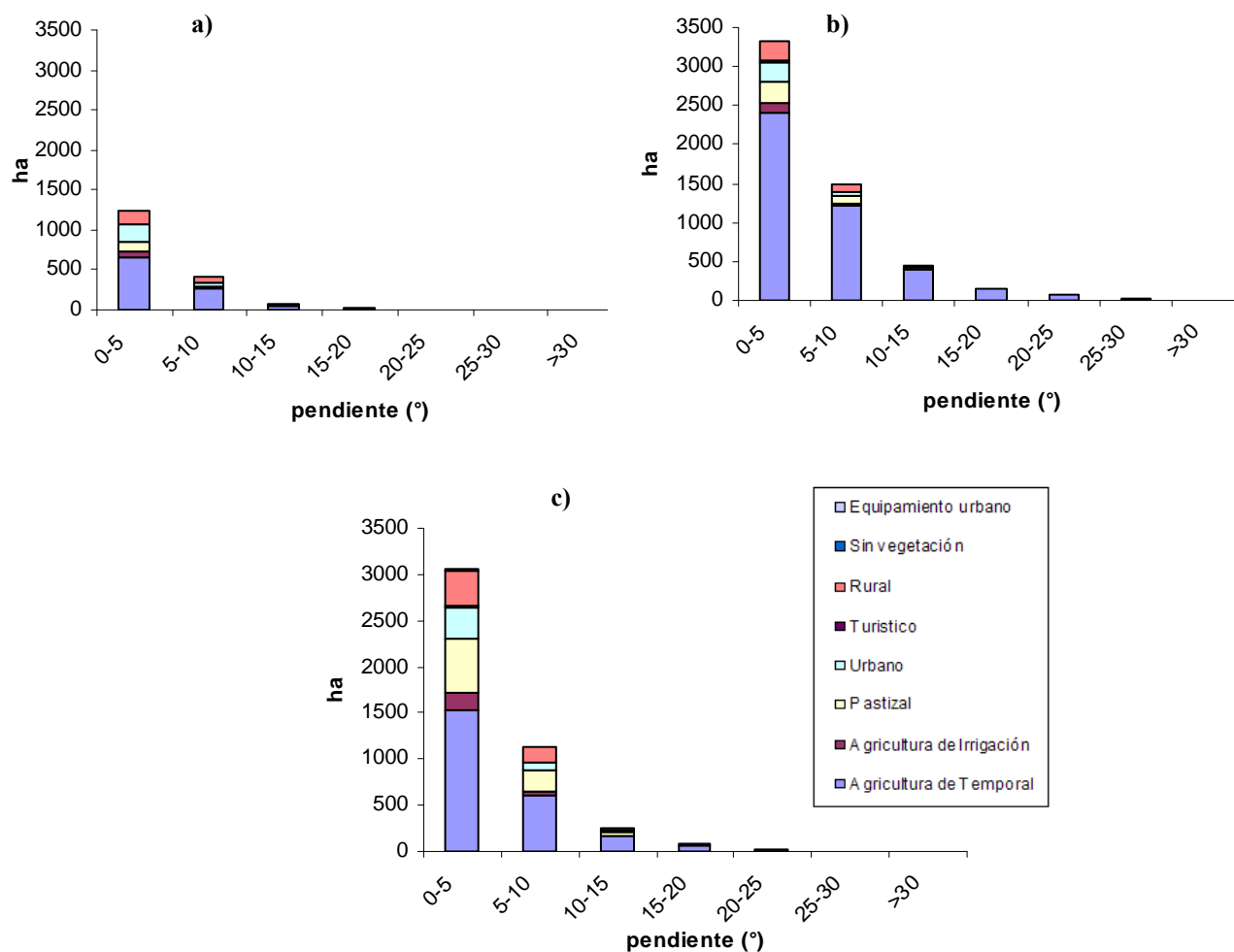
Los asentamientos urbanos se concentraron principalmente entre 100-200 msnm, en contraste, los asentamientos rurales mostraron un rango más amplio de distribución (0-300 msnm) y se concentraron entre los 100-250 msnm, siendo también aquel rango donde se presentó su mayor crecimiento (232.4 ha) entre 1985 y 2006. El área turística se distribuyó entre los 0-50 msnm y el

equipamiento urbano entre los 50-200 msnm. Los asentamientos urbanos, las áreas turísticas y el equipamiento urbano se localizaron exclusivamente en pendientes entre los 0-10°. Sin embargo, las áreas rurales a pesar de haber mostrado su mayor superficie entre los 0-10°, es posible localizarlos en zonas con pendientes hasta los 25° (Figura 8 y Figura 9).



**Figura 8. Superficie (ha) de las coberturas del suelo de SPP en rangos de altitud por año a) 1985, b) 1995 y c) 2006.**

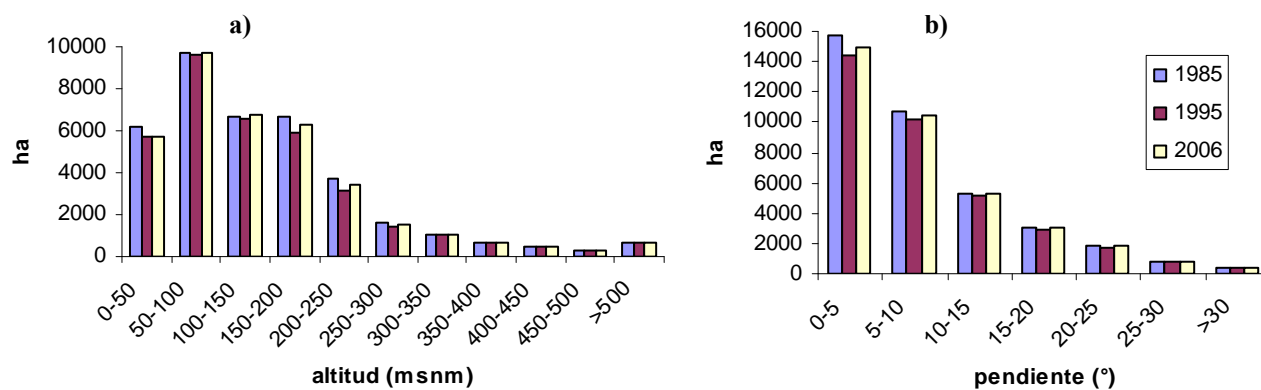




**Figura 9. Superficie (ha) de las coberturas del suelo de SPP en rangos de pendiente por año a) 1985, b) 1995 y c) 2006.**

### Santa María Huatulco

El bosque tropical caducifolio se distribuyó hasta por arriba de los 1,300 msnm en las tres fechas. Su máxima distribución se concentró en el rango de 0-200 msnm con un 77.3%, 78.1% y de 77.6% en 1985, 1995 y 2006, respectivamente. En el rango de 150-300 msnm se identificó una pérdida constante del BTC, mientras que en todos los demás rangos se observó una tendencia a aumentar su distribución en las tres fechas de estudio (Figura 10). El BTC se distribuyó hasta los 50° de pendiente y mostró su máxima distribución en el rango de 0-10° con el 70.2%, 69.0% y el 69.5% en 1985, 1995 y 2006, respectivamente. En el periodo 1985-2006 las pendientes >10° mostraron la mayor estabilidad en la superficie que ocupa el bosque ya que no mostró cambios significativos en su distribución.

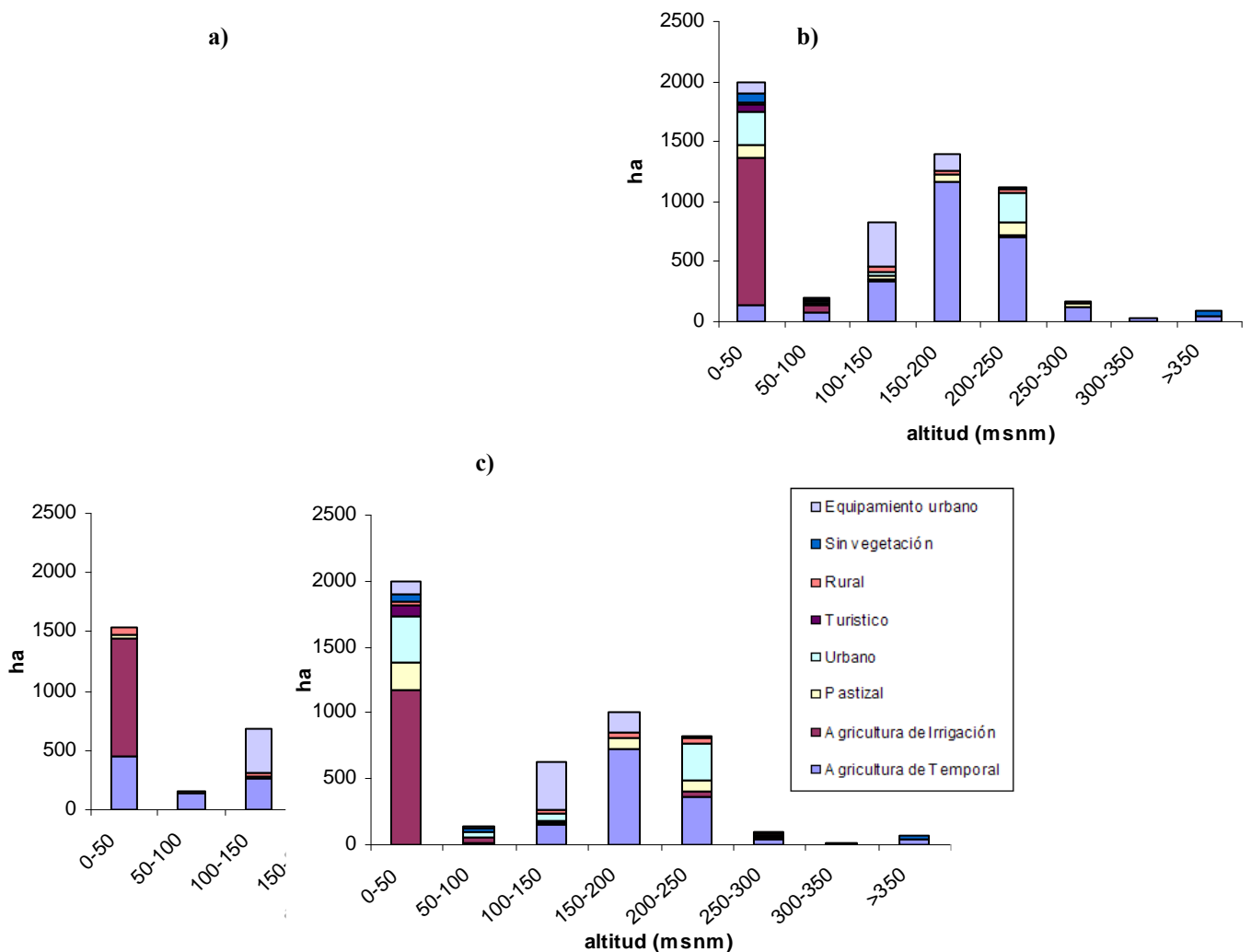


**Figura 10. Superficie (ha) del BTC en SMH por rango de a) altitud y b) pendiente. La suma de la distribución por rango corresponde al total reportado previamente de BTC por año.**

El análisis de la distribución altitudinal de la agricultura de temporal mostró que se distribuye entre 0-550 msnm en 1985, pero se concentró principalmente en el rango de 0-50 msnm (27.5%) y de 150-200 msnm (29.1%). En 1995, se distribuyó en todos los rangos de altitud y por arriba de los 1,300 msnm; pero en 2006 hubo una reducción en todos los rangos de altitud (Figura 11). Por otro lado, el análisis de la pendiente mostró que la agricultura de temporal se distribuyó en una pendiente máxima de 35° en las tres fechas. En 1985, ~93.2% de toda su superficie se concentró en las pendientes de 0-10° y 89.6% en misma clase en 1995. Finalmente, en 2006 a pesar que en todos lo rangos de pendiente se mostró una reducción en su superficie, sólo en el rango de 0-5° esta reducción fue significativa (Figura 12).

En el análisis de la representación de la agricultura de temporal en comparación con todas las demás coberturas antrópicas que se distribuyen por rango de altitud, indicó que en el rango de 0-100 msnm existió una marcada reducción en la representación de esta cobertura, pasando de un 35% a < 2%. En el rango de 100-300 msnm mostró un aumento en el periodo 1985- 1995, sin embargo en el periodo 1985-2006 tuvo una reducción. Finalmente, en altitudes mayores a los 300 msnm presentó un aumento continuo de la superficie de esta cobertura 42%, 62% y a un 65% para 1985, 1995 y 2006, respectivamente (Figura 11). Este mismo análisis realizado en pendientes >10° mostró que esta cobertura presentó una representación de un 62.9%, 70.4% y un 52.8% para 1985, 1995 y 2006, respectivamente (Figura 12). Por medio de un análisis con regresiones de árbol se identificó que en 1985 sólo la pendiente fue el elemento biofísico que favorece la agrupación de esta cobertura. En 1995, la altitud jugó un papel importante también, de hecho, el 53.7% de la agricultura de temporal se distribuyó en altitudes mayores a los 159 msnm y con pendientes menores de 5°. En 2006, el 74% se concentró en altitudes mayores a los 159 msnm y pendientes menores a los 8°.

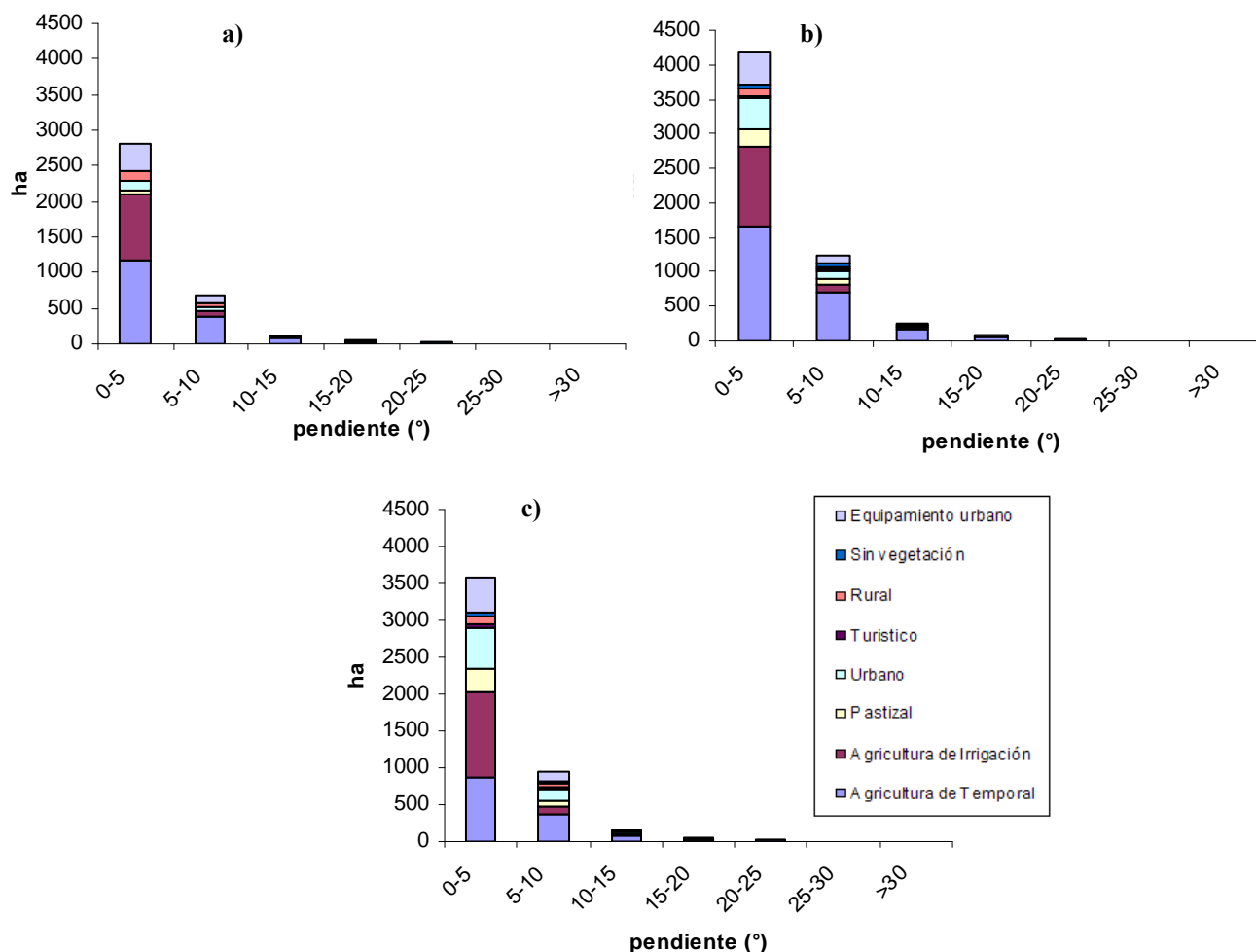
El análisis de la distribución de la agricultura de irrigación por rango de altitud indica que en los tres años la máxima distribución se encontró entre los 0-50 msnm, con 98.7%, 93.4% y 92.0% de la superficie en 1985, 1995 y 2006, respectivamente (Figura 11). El análisis de pendiente indica que en 1985 y 1995 la agricultura de irrigación se distribuyó hasta los 25°, sin embargo, se concentró en pendientes entre 0-5° con 92.2%, 88.4% y 89.9% en 1985, 1995 y 2006, respectivamente (Figura 12).



**Figura 11. Superficie (ha) de las coberturas del suelo de SMH en rangos de altitud por año a) 1985, b) 1995 y c) 2006.**

Los pastizales para ganadería en los tres años mostraron una distribución entre 0-300 msnm. En 1985, la representación fue más o menos homogénea entre los rangos. En 1995 y 2006 los rangos de 0-50 msnm y 150-250 msnm mostraron un aumento de la superficie de esta cobertura. Sin

embargo, el rango de 0-50 msnm fue el más favorecido con un crecimiento de 28 ha a 114 ha (1995) y finalmente a 217 ha en 2006 (Figura 11). El análisis de la pendiente indica que en 1985 esta cobertura mostró una presencia hasta los 20°, mientras que en 1995 y 2006 fue hasta los 25°. El mayor crecimiento se observó en pendientes entre 0-5° donde pasó de 59 ha a 242 ha (1995) y a 316 ha (2006; Figura 12). Por medio de regresiones de árbol se identificó que en 1985 el 23.4% del total de la superficie se localizó en pendientes mayores a los 4° y una altitud entre 179-286 msnm, un 23.4% se presentó en pendientes entre 1-3° y altitudes 0-21 msnm y un 29.9% en pendientes 0-4° y altitudes entre 135-158 msnm. En 1995 un 23.6% de su superficie se presentó en pendientes <5° y a una altitud >210 msnm, un 38.2% con una pendiente <5° y una altitud entre 19-210 msnm. En 2006 el 45.2% de la superficie se encontró en altitudes entre 45-133 msnm y pendientes <10° y un 41.9% en altitudes <45 msnm y pendientes 0-5°.



**Figura 12. Superficie (ha) de las coberturas del suelo de SMH en rangos de pendiente por año a) 1985, b) 1995 y c) 2006.**

Los asentamientos urbanos se concentraron principalmente entre 200-250 msnm en 1985. Sin embargo en 1995 y 2006 fue entre 0-50 msnm y 200-250 msnm. A pesar que los asentamientos rurales mostraron un rango mas amplio de distribución (0-500 msnm), éstos se concentraron entre 0-50 msnm y 100-250 msnm. Entre los 0-50 msnm se observó una reducción de 51.7 ha en el periodo 1985-1995 con un incremento de 12 ha para el año 2006. En el periodo 1985-2006 en el rango de 100-250 msnm mostró un aumento de 25 ha. El área turística se concentró entre los 0-50 msnm y el equipamiento urbano se encontró principalmente entre los 100-200 msnm. El análisis de las pendientes indica que los asentamientos urbanos, las áreas turísticas y el equipamiento urbano se concentraron entre los 0-10°. A pesar que las áreas rurales mostraron su mayor superficie entre los 0-10° es posible localizarlos en zonas con pendientes de hasta los 30°.

#### 4.1.3. Métricas de fragmentación de las coberturas del suelo

El proceso de fragmentación en ambos municipios es diferencial, las coberturas del suelo estuvieron distribuidas en diferentes tamaños de parches, conectividad y densidad de borde. Por un lado, en SPP existe una tendencia en aumentar el número de parches y en su densidad de borde, con esto aumentando la heterogeneidad del paisaje, y la fragilidad del BTC. Por otro lado, en SMH se observó una reducción en el número de parches y la densidad de borde permaneció más o menos constante (Tabla 8).

**Tabla 8. Número de parches y densidad de borde en San Pedro Pochutla y Santa María Huatulco en 1985, 1995 y 2006.**

		Número de parches			Dens. Borde (m/ha)			
Municipio		Año	1985	1995	2006	1985	1995	2006
SPP			981	1439	1568	26.6	46.1	46.4
SMH			993	995	815	31.3	35.7	31.6

#### San Pedro Pochutla

Los cambios en la distribución espacial del BTC incrementó el número de parches, principalmente en el rango de 0-5 ha. Además, se observó un aumento constante en el número de parches >100 ha, esto es un proceso de degradación, lo cual es resultado de la fragmentación del parche mayor, y no por el crecimiento de los parches pequeños. De esta manera es posible observar que de una superficie de 31,4748 ha en 1985, pasó a 26,552 ha en 1995 y finalmente a 28,637 ha en el 2006. Aunado a esto, se observó la reducción de la conectividad y aumento de la

densidad de borde, lo que pone de manifiesto la intensidad de uso a la que el BTC está sometido. Por un lado, con la tendencia a desaparecer los parches pequeños, y por otro, el aumento de la creación de parches de cada vez menor superficie como producto de la degradación del macizo forestal más grande. En un análisis de la permanencia del BTC por 21 años en todos los rangos de tamaño del parche hubo aumento de su número, se reduce a 102 ha el tamaño medio del parche, se reduce la conectividad y se reduce el tamaño del parche más grande a 24,115.5 ha (Tabla 9a).

La agricultura de temporal presentó el mayor número de parches en el rango de 0-1 ha, que son los tamaños característicos de las parcelas para este tipo de agricultura. Además, se observó un incremento constante en el número de parches con tamaños 1-5 ha. Sin embargo, la proporción de parches de esta cobertura *vs.* el total de parches se vio disminuida, de representar el 74.1% de todos los parches en 1985, pasó a 71.1% en 1995 y a 59.5% en el 2006. El tamaño promedio de los parches mostró un aumento de 1.4 ha (1985) a 4.2 ha (1995) y a 2.5 ha (2006). Aunado a esto se observó una reducción en la conectividad de los parches y aumento en la densidad del borde. De esta manera, es claro observar que pese al aumento del tamaño de parche promedio sigue existiendo una gran dispersión de los parches (Tabla 9a).

La agricultura de irrigación mostró un incremento en el número de parches, principalmente en el rango de 2-10 ha, y del tamaño medio de ellos. Pasó de tener una superficie media de 5.1 ha (1985), 7.6 ha (1995) y 5.5 ha (2006). El aumento del tamaño medio no sugiere como esta cobertura está ganando terreno y expandiéndose sobre la cubierta forestal. Junto con el aumento en el número de parches se acompañó el incremento en la densidad de borde, lo que es perjudicial para el bosque, ya que estas coberturas se encuentran en frontera con el BTC (Tabla 9a).

El aumento del número de parches dedicados a pastizales para ganadería se observó en todos los rangos de superficie, particularmente el tamaño de 1-5 ha es el de mayor aumento y con un tamaño medio de 1.4 ha (1985), 2.3 ha (1995) y 3.7 ha (2006), por lo que esta actividad ha ganado terreno e importancia. Dado que estos pastizales no están dotados de infraestructura nos sugiere que es una ganadería del tipo extensivo a baja escala (Tabla 9a).

### Santa María Huatulco

El BTC mostró aumento en el número de parches y se concentró el mayor número de parches entre 0-5 ha y en la categoría de 5-100 ha. La densidad de borde presentó una ligera reducción, lo que sugiere que los parches pueden estar menos perturbados. Sin embargo, la conectividad se redujo. El tamaño medio de los parches se vio reducido de 502.5 ha (1985), a 212.8 ha (1995) y finalmente, a 332.8 ha (2006). El tamaño más grande de parche mostró una **reducción** pasando de 32,297 ha en 1985, a 34,307 ha en 1995 y a 35,481 ha en el 2006. La permanencia del BTC en un periodo de 21 años mostró un aumento en el número de parches, principalmente en el rango de 0-100 ha, **reducción** del tamaño de parche más grande a 31,536 ha, reducción de la conectividad y aumento de la densidad de borde. Esto pone de manifiesto que pese al aumento de la superficie del parche más grande, la degradación del BTC se está realizando a un nivel más local por medio de la fragmentación del paisaje, con la creación de pequeños parches y menos conectados (Tabla 9b).

La agricultura de temporal mostró una **reducción** de su superficie total, del número de parches, del tamaño medio de ellos de 2.6 ha (1985), 5.7 ha (1995) y 4.2 ha (2006), reducción de la representación de los parches totales (65.7% en 1985, 46.3% en 1995 y 39.8% en el 2006), aumento de la conectividad y reducción de la densidad de borde. Esto nos sugiere que la degradación del BTC por esta actividad ha mostrado reducción con el tiempo, por medio de la concentración de los parches de esta cobertura y reducción de su superficie total (Tabla 9b).

La agricultura de irrigación mostró un incremento constante en el número de parches, y con esto el aumento de la densidad de borde. Además se observó una reducción en el tamaño medio de ellos, al pasar de 24.4 ha en 1985, a 23.6 ha en 1995 y de 19.1 ha en 2006. La conectividad en los parches mostró una clara reducción, esto se debe principalmente al establecimiento de zonas agrícolas de irrigación en la parte norte del municipio, alejada de las previamente ya establecidas (Tabla 9b).

Los pastizales para ganadería han aumentado su superficie total por medio de la creación de nuevos parches, principalmente entre 1-5 ha, pero con una tendencia a reducir la conectividad entre ellos y con aumento de la densidad de borde. El área promedio mostró un ligero crecimiento, pasando de 5.1 ha en 1985, a 6.1 ha en 1995 y a 5.4 ha en 2006. Por lo que el efecto de esta cobertura sobre la fragmentación en el paisaje está relacionado principalmente con el alto número de parches (Tabla 9b).

**Tabla 9. Métricas de Fragmentación por año y cobertura del suelo. a) San Pedro Pochutla y b) Santa María Huatulco.**

**a)**

Uso/coertura del suelo	Agricultura de Temporal			Agricultura de Irrigación			Pastizal			BTC			P. BTC	
	Año	1985	1995	2006	1985	1995	2006	1985	1995	2006	1985	1995	2006	85-06
Métrica														
NP 0-1 ha	565	536	551	3	3	11	76	75	88	0-5 ha	53	129	92	234
NP 1-2 ha	79	242	198	2	5	7	28	43	63	5-100 ha	4	12	5	18
NP 2-5 ha	55	155	122	7	4	9	16	40	59	100-1000 ha	2	3	2	14
NP 5-10 ha	16	44	41	2	3	9	8	14	18	1000-20,000 ha	0	0	0	0
NP 10-100	11	38	25	0	5	4	1	6	16	20,000-25,000 ha	0	0	0	1
NP >100 ha	1	8	3	0	0	0	0	0	0	25,000-30,000 ha	0	1	1	0
										30,000-35,000 ha	1	0	0	0
										35,000-40,000 ha	0	0	0	0
Tamaño promedio (ha)	1.4	4.2	2.5	5.1	7.6	5.5	1.4	2.3	3.7	533.2	194.3	291.6	102.0	
Conectividad (%)	0.71	0.59	0.61	7.69	4.21	6.28	2.56	2.44	1.67	9.38	4.16	6.95	2.43	
Dens. Borde (m/ha)	10.85	28.41	21.09	0.52	0.95	1.60	2.43	4.55	8.12	25.96	43.99	44.32	50.68	
Dens. Parche (parche/100ha)	2.16	3.03	2.79	0.04	0.06	0.12	0.38	0.53	0.73	0.18	0.43	0.30	0.76	

**b)**

Uso/coertura del suelo	Agricultura de Temporal			Agricultura de Irrigación			Pastizal			BTC			P. BTC		
Métrica	Año	1985	1995	2006	1985	1995	2006	1985	1995	2006		1985	1995	2006	85-06
NP 0-1 ha	336	196	147	1	5	9	4	14	7	0-5 ha	53	136	85	195	
NP 1-2 ha	124	101	86	5	4	13	2	6	16	5-100 ha	14	29	23	32	
NP 2-5 ha	120	87	49	8	10	18	1	13	21	100-1000 ha	0	1	1	2	
NP 5-10 ha	50	37	26	9	13	8	7	2	19	1000-20,000 ha	0	0	0	0	
NP 10-100	24	36	13	16	21	14	2	11	13	20,000-25,000 ha	0	0	0	0	
NP >100 ha	0	4	3	2	2	4	0	0	0	25,000-30,000 ha	0	0	0	0	
										30,000-35,000 ha	0	1	0	1	
										35,000-40,000 ha	1	0	1	0	
Tamaño promedio (ha)	2.6	5.7	4.2	24.4	23.6	19.1	5.1	6.1	5.4		502.5	212.8	332.8	147.1	
Conectividad (%)	0.74	0.94	1.38	6.83	4.24	3.17	10.0	2.66	2.18		6.67	3.63	5.90	2.54	
Dens. Borde (m/ha)	12.29	13.10	7.82	2.96	4.07	3.91	0.49	1.89	2.53		30.23	33.57	29.65	41.84	
Dens. Parche (parche/100ha)	1.58	1.11	0.78	0.10	0.13	0.16	0.04	0.14	0.18		0.18	0.40	0.27	0.56	

\* NP: Número de Parches  
P. BTC: Permanencia del BTC en 1985-1995-2006

## 4.2. Análisis de los cambios de uso/coertura de suelo

### 4.2.1. Matrices de transición

#### San Pedro Pochutla

El área total del paisaje fue de 33,716 ha, durante el periodo 1985-1995 el 83% del paisaje permaneció como BTC. El BTC fue la principal fuente de cambio de uso/coertura del suelo: un 10.3% cambió de bosque a agricultura de temporal, 0.7% a pastizal para ganadería y 0.3% a agricultura de irrigación. En dirección opuesta, 0.4% de agricultura de temporal volvió a ser



BTC. Cabe mencionar que las actividades antrópicas fueron estables en el paisaje: la agricultura de temporal mostró una permanencia del 82.2%, la agricultura de irrigación de 87.4% y los pastizales para ganadería de 88.4% (Tabla 10a y Figura 13). Para el periodo 1995-2006 la permanencia del BTC disminuyó a 77.8%, del área del bosque, 3.6% paso a agricultura de temporal y 1.3% a pastizales para ganadería. El BTC tuvo una ganancia de 8.2% del paisaje debido al abandono de la agricultura de temporal. La agricultura de temporal mostró una conversión a bosque en un 64.5%, pero un incremento en la conversión a pastizales para ganadería (5.5%) y una marcada reducción en su permanencia (26.8%). La agricultura de irrigación mostró una permanencia de 62.5% y un cambio a bosque en 26.5%. Los pastizales para ganadería mostraron una permanencia del 58.4% y un cambio a bosque en 30.7%. El crecimiento de las zonas rurales en ambos periodos a costa del bosque fue relativamente constante (0.3%; Tabla 10b y Figura 13).

**Tabla 10. Matrices de Transición de dos periodos en San Pedro Pochutla. a) 1985-1995 y b) 1995-2006. Los valores están expresados en ha.**

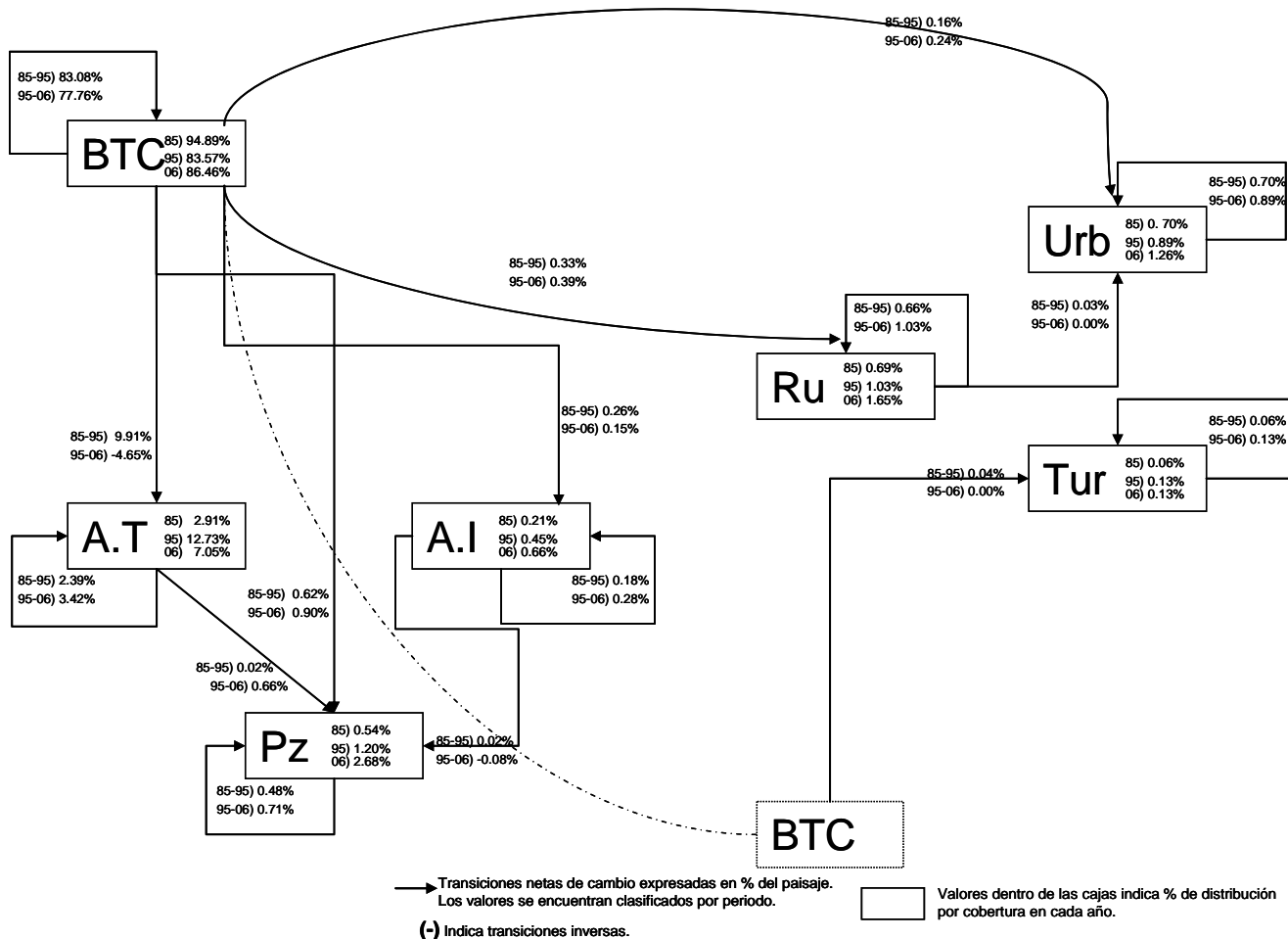
a)

1985 \ 1995	Agricultura de temporal	Agricultura de irrigación	Pastizal	Urbano	Turístico	Rural	BTC	Sin vegetación	Equipamiento urbano
Agr. Temporal	806.2	2.7	7.0	0.0	8.8	11.6	143.1	0.0	0.0
Agr. Irrigación	0.0	62.3	7.6	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0
Pastizal	1.0	0.3	160.4	0.0	0.0	0.0	19.8	0.0	0.0
Urbano	0.0	0.0	0.0	237.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turístico	0.0	0.0	0.0	0.0	21.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Rural	0.0	0.0	0.0	9.0	0.0	232.4	0.0	0.0	0.0
Bosque	3,491.2	85.8	229.2	33.3	26.6	112.4	28,014.0	0.0	0.0
Sin Vegetación	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Infraestructura	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

b)

1995 \ 2006	Agricultura de temporal	Agricultura de irrigación	Pastizal	Urbano	Turístico	Rural	BTC	Sin vegetación	Equipamiento urbano
Agr. Temporal	1,153.8	8.2	235.1	41.6	0.0	70.4	2,774.4	14.6	0.3
Agr. Irrigación	6.2	94.4	0.1	1.5	0.0	8.4	39.9	0.6	0.0
Pastizal	12.6	28.2	238.7	0.0	0.0	0.5	124.4	0.0	0.0
Urbano	0.0	0.0	0.0	300.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turístico	0.0	0.0	0.0	0.0	35.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Rural	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	347.0	0.4	0.0	0.0
Bosque	1,203.6	90.7	429.5	82.0	0.0	131.0	26,220.0	16.6	5.2
Sin Vegetación	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Infraestructura	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

El análisis de cobertura del BTC con los tres periodos permitió identificar que el 77.8% del paisaje permaneció constante y sin ninguna alteración por 21 años. No se observó ningún abandono de alguna cobertura antrópica con recrecimiento y permanencia del BTC. Esto nos sugiere que a pesar de mostrarse un cambio de cobertura antrópica a bosque en el periodo 1985-1995 para el año 2006 éstas mismas zonas fueron re-utilizadas, lo que sugiere que no existió un abandono y fue un proceso de descanso de la tierra.



**Figura 13. Diagrama de fuentes y atractores de los cambios de uso/cobertura del suelo en SPP. La nomenclatura empleada es: A.T (agricultura de temporal), A.I (agricultura de irrigación), BTC (bosque tropical caducifolio), Pz (pastizal para ganadería), Ru (área rural), Tur (área turística) y Urb (área urbana).**

### Santa María Huatulco

El paisaje se compuso de un total de 41,366 ha. En el periodo 1985-1995 un 83.7% del paisaje permaneció como BTC, un 6.2% del paisaje cambió de BTC a coberturas agropecuarias, del cual alrededor del 5% fue a agricultura de temporal. En el mismo periodo, la agricultura de temporal mostró una permanencia del 34.2%, pero su rápido abandono favoreció el crecimiento del BTC a un 50.9% del total ocupado en 1985. La agricultura de irrigación mostró una permanencia del 94.6%, y los pastizales de 93.2%. Las zonas rurales mostraron una permanencia del 59.5%, cambió a zonas urbanas en un 19.6% y un abandono de 17.9% (Tabla 11a y Figura 14). En el periodo 1995-2006, el BTC mostró una permanencia de 83.8% del paisaje, una pérdida para actividad agropecuarias alrededor del 1.7% del paisaje; pero tuvo una ganancia de 3.9% del paisaje a partir del abandono de la agricultura de temporal. La agricultura de temporal mostró una permanencia de 34.7%, pero del total de ésta 61.6% cambió a BTC. La agricultura de

irrigación mostró una permanencia del 79.5%, y tuvo un cambio a pastizal de 8.1%. Los pastizales mostraron una reducción en su permanencia a 59.5% y un abandono para recuperación del BTC de 28.4%. En este periodo las zonas rurales no mostraron cambio a zona urbana, pero sí a bosque en un 21.3% (Tabla 11b y Figura 14).

**Tabla 11. Matrices de Transición de dos periodos en Santa María Huatulco. a) 1985-1995 y b) 1995-2006. Los valores están expresados en ha.**

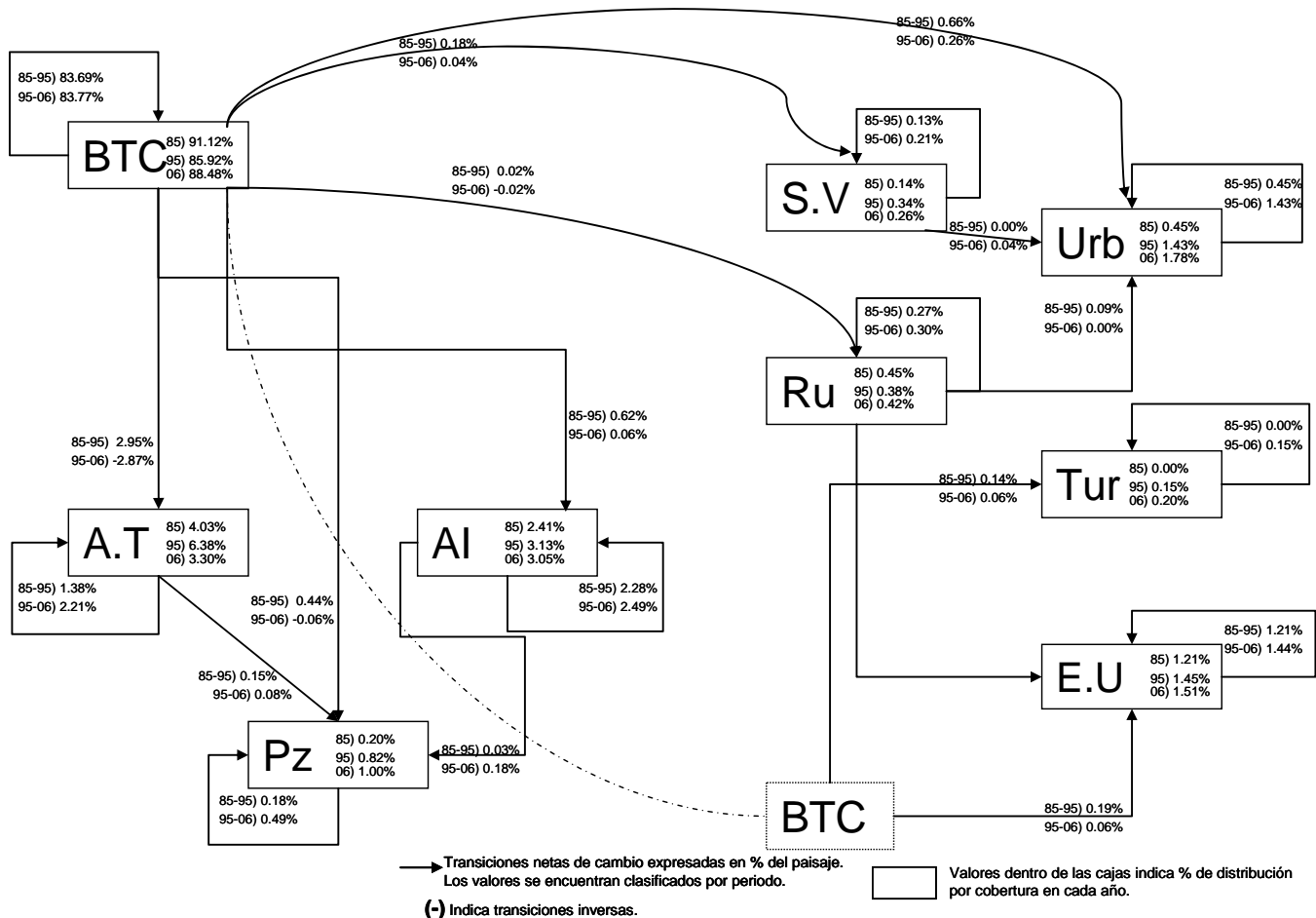
a)

1985 \ 1995	Agricultura de temporal	Agricultura de irrigación	Pastizal	Urbano	Turístico	Rural	BTC	Sin vegetación	Equipamiento urbano
Agr. Temporal	567.0	60.5	63.1	91.2	0.0	4.1	847.8	12.8	18.3
Agr. Irrigación	0.2	944.3	11.8	4.4	0.0	0.0	37.3	0.0	0.4
Pastizal	0.0	0.0	75.6	0.0	0.0	0.0	5.4	0.0	0.0
Urbano	0.0	0.0	0.0	186.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turístico	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Rural	0.0	0.0	0.0	36.0	2.1	114.5	33.4	3.4	0.0
Bosque	2,067.8	294.2	186.5	273.4	60.0	41.7	34,614.0	72.8	79.4
Sin Vegetación	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.3	53.8	0.1
Infraestructura	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	499.7

b)

1995 \ 2006	Agricultura de temporal	Agricultura de irrigación	Pastizal	Urbano	Turístico	Rural	BTC	Sin vegetación	Equipamiento urbano
Agr. Temporal	917.0	17.6	35.5	16.7	0.0	22.2	1,623.6	2.3	0.0
Agr. Irrigación	2.7	1,032.7	105.7	0.0	0.0	1.4	156.6	0.0	0.0
Pastizal	9.5	30.0	201.9	0.0	0.0	0.8	97.0	0.0	0.0
Urbano	0.0	0.0	0.0	585.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Turístico	0.0	0.0	0.0	0.0	60.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Rural	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	127.0	33.2	0.0	0.0
Bosque	437.4	182.5	70.6	108.1	23.5	22.4	34,647.0	19.5	26.9
Sin Vegetación	0.0	0.0	0.0	17.2	0.5	0.0	37.0	87.9	0.0
Infraestructura	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	595.8

Al realizar el análisis de la permanencia del bosque por 21 años se determinó que fue del 81.8% del paisaje. Además, un total de 827 ha mostraron alguna cobertura antrópica en el año 1985, abandono en 1995 con regeneración de la vegetación y permanencia hasta el año 2006. El 92.2% del abandono provino de la agricultura de temporal distribuido en 590 parches; el restante 7.7% del abandono se distribuyó en otras coberturas como fueron la agricultura de irrigación, pastizales para ganadería y zonas rurales. El 87.9% del abandono se concentró en altitudes entre 0-300 msnm. Un 45.7% del abandono se localizó en pendientes >5°, <4km del área urbana, >3.6km del área rural y >1.4 km de las carreteras. Además, un 19.9% se localizó con pendientes <5° y <12 km del área turística. El área promedio de los parches abandonados fue de 1.3 ha con una muy baja conectividad (0.69%).



**Figura 14. Diagrama de fuentes y atractores de los cambios de uso/cobertura del suelo en SMH. La nomenclatura empleada es: A.T (agricultura de temporal), A.I (agricultura de irrigación), BTC (bosque tropical caducifolio), E.U (equipamiento urbano), Pz (pastizal para ganadería), Ru (area rural), S.V (sin vegetación ni uso aparente), Tur (area turística) y Urb (área urbana).**

#### 4.2.2. Análisis de transiciones sistemáticas

Este método de análisis de las matrices de transición fue útil para poder desenmascarar los procesos internos del paisaje, identificar las transiciones dirigidas de las que no lo son y evitar una mala interpretación de los cambios pese a su magnitud de cambio que representan. De esta manera, se evalúan todas las transiciones dentro de la matriz para identificar el efecto de todos estos cambios sobre una transición en específico. Así, la transición sistemática consiste en cambios de ganancia y de pérdida mayor en la realidad que los esperados dado el arreglo de todas las transiciones existentes en el paisaje. De esta manera, la cobertura que cede terreno muestra una mayor pérdida en la realidad que lo esperado por el análisis de todas las transiciones en el paisaje y además la cobertura que gana terreno, debe mostrar una mayor ganancia que lo esperado por el análisis de todas las transiciones en el paisaje. Las transiciones aleatorias, por el

contrario, son aquellas que no son explicadas por medio de una transición sistemática, por lo que sus transiciones son menores de lo que se esperarían con el análisis de todas las transiciones existentes en el paisaje.

#### San Pedro Pochutla

En el periodo 1985-1995 se identificó una transición sistemática de cambio de BTC a agricultura de temporal. En el periodo 1995-2006 se sugiere la existencia de 2 transiciones sistemáticas: 1) de BTC a agricultura de temporal, y 2) de agricultura de temporal a pastizal. De esta manera, se identificó que la conversión del BTC a agricultura de temporal es mayor que lo esperado en un proceso aleatorio dado el arreglo de todas las transiciones del paisaje. Además, al existir una transición de agricultura de temporal a pastizal pone de manifiesto la dinámica interna de la deforestación, donde la agricultura de temporal es el primer colonizador de las zonas y cede terreno a actividades económicas más redituables; de esta manera, la agricultura de temporal sigue introduciéndose en nuevas zonas forestales. A pesar de haberse identificado en las matrices de transición cambios de agricultura de temporal a bosque, no se comprobó como una transición sistemática, como lo sugiere un cambio por debajo de lo esperado en relación a la dinámica interna de los cambios de uso/cobertura del suelo en el paisaje (Tabla 12).

#### Santa María Huatulco

En el periodo 1985-1995 y 1995-2006 se identificaron dos transiciones sistemáticas: 1) de BTC a agricultura de temporal, y 2) de agricultura de irrigación a pastizales para ganadería. Además, en el periodo 1995-2006 se identificó el cambio de pastizal para ganadería a agricultura de irrigación, y por vez primera se mostró una transición sistemática de agricultura de temporal a BTC. Esta última transición pone de manifiesto que el abandono de esta cobertura no es sólo un proceso aleatorio sino dirigido por el abandono de las superficies de agricultura de temporal. A diferencia de SPP, no sólo una elevada superficie cambió de agricultura de temporal a BTC, sino que este cambio es por arriba de lo esperado dadas las transiciones internas de todo el paisaje (Tabla 12). Las transiciones de agricultura de irrigación a pastizales y viceversa pueden entenderse como una tendencia de cambio dirigido bajo el principio económico de costo-oportunidad y como un cambio de cobertura de moda. Estos elementos pueden sustentarse con las entrevistas realizadas en campo (2006), donde la población argumentó que el establecimiento de pastizales para ganadería en zonas de agricultura de irrigación es dependiente del costo del producto final. De esta manera, la decisión de llevar a cabo un uso de suelo u otro es dependiente del movimiento del mercado.

**Tabla 12. Transiciones sistemáticas identificadas por periodo y municipio.**

Transición	San Pedro Pochutla		Santa María Huatulco	
	1985-1995	1995-2006	1985-1995	1995-2006
BTC → AT	✓	✓	✓	✓
AT → SBC	✗	✗	✗	✓
AT → Pz	✓	✓	✗	✗
AI → Pz	✗	✗	✓	✓
Pz → AI	✗	✗	✗	✓

\*Nomenclatura: BTC (bosque tropical caducifolio), AT (agricultura de temporal), AI (agricultura de irrigación) y Pz (pastizal para ganadería).

#### *4.2.3. Análisis de intercambios entre los diferentes usos/coberturas del suelo y de las distancias donde se dan esos intercambios*

##### San Pedro Pochutla

En el periodo 1985-1995 se identificó que el 1.1% de los píxeles del paisaje mostraron intercambios entre los uso y las coberturas del suelo a una distancia de hasta 1,500m. Los intercambios identificados fueron: 1% entre el BTC y la agricultura de temporal a una distancia de hasta 1,500m; y 0.1% entre los pastizales y el BTC a distancias < 500m. En el periodo 1995-2006 se identificó que el 11.6% de los píxeles del paisaje mostraron intercambios entre los uso y las cobertura del suelo a una distancia de hasta 4,000m. Los intercambios identificados fueron: 7.3% entre la agricultura de temporal y el BTC a una distancia de hasta 4,000m; y 1.0% entre los pastizales y el BTC hasta 2,000m (Tabla 13). De esta manera, se hace evidente que no sólo los cambios de uso/cobertura del suelo aumentaron a partir del BTC, sino que también con la distancia donde éstos fueron llevados. Por lo tanto el BTC muestra una estrecha relación con el desenvolvimiento de estas actividades y por ende su conservación.

##### Santa María Huatulco

En el periodo 1985-1995 se identificó que el 5.3% de los píxeles del paisaje mostraron intercambios entre los uso y las cobertura del suelo a una distancia de hasta 1,500m. Los intercambios identificados fueron: 4.5% entre el BTC y la agricultura de temporal a una distancia de hasta 3,000m; y 0.2% entre el BTC y las zonas rurales. En el periodo 1995-2006 se identificó que el 4.3% de los píxeles del paisaje mostraron entre los uso y las cobertura del suelo. Los intercambios identificados fueron: 2.2% entre la agricultura de temporal y el BTC a una distancia

de hasta 2,000m; y 0.7% entre los pastizales y la agricultura de irrigación a una distancia de ~1,500m. La dinámica entre BTC y la agricultura de temporal es un comportamiento clásico de la agricultura de roza, tumba y quema, nuevamente, no sólo los cambios de superficie son relevantes, sino también las distancias en las que se llevan a cabo. El intercambio identificado en el periodo 1985-1995 entre el BTC y zonas rurales corresponde a las zonas abandonadas como efecto de la expropiación de la tierra, y de esta manera la colonización de nuevos terrenos para su establecimiento. Para los restantes 0.6% y 1.4% del paisaje no fue posible identificar los elementos que llevan a cabo los intercambios dada la compleja red de interacciones en los periodos respectivos (Tabla 13).

**Tabla 13. Superficie y distancias máximas donde son llevados los intercambios entre uso/coberturas del suelo por periodo y municipio.**

Municipio	Periodo	Superficie total de intercambio (ha)	Intercambio detectado	Superficie parcial de intercambio (ha)	Distancia máxima (m)
SPP	1985-1995	370.9	BTC – AT	337.2	1,500
			BTC – Pz	33.7	500
	1995-2006	3,911.1	BTC – AT	2,461.3	4,000
			BTC – Pz	337.2	2,000
SMH	1985-1995	1,192.4	BTC – AT	1,776.7	3,000
			BTC – ZR	82.7	500
	1995-2006	1,778.7	BTC – AT	910.1	2,000
			AI – Pz	289.6	1,500

\*Nomenclatura: BTC (bosque tropical caducifolio), AT (agricultura de temporal), AI (agricultura de irrigación), Pz (pastizal para ganadería) y ZR (zona rural).

### 4.3. Causas de la deforestación

#### 4.3.1. Causas próximas de la deforestación

En ambos municipios y periodos las actividades agropecuarias han tenido un efecto directo sobre la pérdida de cobertura del BTC; sin embargo, el efecto es diferencial en ambos. Por un lado, con el análisis de las transiciones de BTC a coberturas antrópicas se identifica que las actividades agropecuarias explican en SPP en 1985-1995 alrededor del 95.7% de la deforestación, mientras que para el periodo 1995-2006 fue del 88.0%. Por otro lado, el mismo análisis sugiere que en SMH el 82.9% de la deforestación en el periodo 1985-1995 se debió a la expansión de las coberturas agropecuarias, y para 1995-2006 se redujo a un 77.5% (Tabla 14). Con la utilización de regresiones multivariadas (GLM) entre las superficies de las coberturas agropecuarias y la superficie del BTC como variable dependiente en el periodo 1985-2006, se identificó que las coberturas agropecuarias muestran una correlación negativa ( $p$  máxima de 0.1) con la distribución del BTC; de esta manera es posible explicar el 99% de la varianza de la dinámica del BTC (Tabla 15 a y b).

**Tabla 14. Cuantificación de las causas próximas de la deforestación por periodo y municipio.**

Municipio	Periodo	Cobertura	Superficie deforestada (ha)	Pérdida total de BTC (ha)	Superficie deforestada por otras coberturas (ha)	Porcentaje que explican actividades agropecuarias
SPP	1985-1995	Agr. Temporal	3,491.2	3,978.6	172.3	95.7
		Agr. Irrigación	85.8			
		Pastizales para ganadería	229.2			
	1995-2006	Agr. Temporal	1,203.6	1,958.6	234.8	88.0
		Agr. Irrigación	90.7			
		Pastizales para ganadería	429.5			
SMH	1985-1995	Agr. Temporal	2,067.8	3,075.8	527.3	82.9
		Agr. Irrigación	294.2			
		Pastizales para ganadería	186.5			
	1995-2006	Agr. Temporal	437.4	890.9	200.4	77.5
		Agr. Irrigación	182.5			
		Pastizales para ganadería	70.6			

**Tabla 15. Análisis multivariado de las causas próximas de la deforestación en el periodo 1985-1995-2006. a) San Pedro Pochutla, b) Santa María Huatulco.**

**a)**

Variable	Coficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	3.342e+04	1,328.042	< 2e-16
Agricultura de temporal	-1.005e+00	- 109.662	< 2e-16
Agricultura de irrigación	-9.441e-01	- 1.721	0.102
Pastizales	-1.851e+00	- 15.117	1.13e-11
Número de observaciones	21		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.999 / 0.999		
AIC	213.39		

**b)**

Variable	Coficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	4.212e+04	68.753	< 2e-16
Agricultura de temporal	-8.432e+01	- 13.613	6.46e-11
Agricultura de irrigación	-2.865e+00	- 3.947	0.00095
Pastizales	-1.899e-00	- 2.951	0.00854
Número de observaciones	21		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.994 / 0.993		
AIC	241.68		



#### *4.3.2. Patrones de distribución de las zonas deforestadas por las causas próximas*

##### San Pedro Pochutla

Las conductores de la deforestación son divididas en factores biofísicos (altitud, pendiente, orientación de la ladera, etc.), directos (causas próximas) y subyacentes (económicos, políticos y condiciones de mercado). Con el análisis biofísico fue posible identificar que la agricultura de temporal fue responsable de la deforestación, principalmente a una altitud entre 50-300 msnm; donde en ese rango se concentró el 92.5% de toda la superficie deforestada por esta actividad en el periodo 1985-1995 y del 94.8% en el periodo 1995-2006. La pendiente mostró que el 92.3% y 96.1% de la deforestación por la agricultura de temporal se concentró en pendientes de 0-15°. Por medio de regresiones de árbol se identificó que el 40.9% de la deforestación por este uso/cobertura del suelo en el periodo 1985-1995 se presentó a una distancia >11.6 km del área turística, <6.9 km de los asentamientos urbanos y >184 msnm. Además, un 36.4% se presentó a una distancia <11.6 km del área turística y a una distancia <475 m de las carreteras. Para el periodo 1995-2006, 58.6% se localizó <1.1 km del área rural y entre 9.1-15.6 km del área turística. De esta manera se identificó que las zonas más susceptibles para ser deforestadas están localizadas principalmente cercanas a las zonas rurales y alejadas de centros económicos, como son las zonas urbanas y las turísticas, en este caso ambos centros económicos mostraron similar efecto sobre la distribución de la deforestación la agricultura de temporal.

La agricultura de irrigación está plenamente condicionada por la pendiente y la altitud, de hecho esta actividad se extiende en el rango de 0-50 msnm en los periodos 1985-1995 y 1995-2006, pasó de representar el 70% de la deforestación en el periodo 1985-1995, al 97.5% en el periodo 1995-2006. Al analizar las pendientes se identificó que la expansión de esta cobertura fue exclusivamente en pendientes entre 0-10° (96.8% y el 94.9% por periodo respectivamente).

Las nuevas zonas abiertas por los pastizales para ganadería se localizaron en altitudes entre 100-250 msnm, cubriendo 74.1% y 81.7% de la superficie de este rango en 1985-1995 y 1995-2006, respectivamente. El análisis de pendientes sugiere que el 93.8% y el 90.3%, respectivamente, en 1985-1995 y 1995-2006, la deforestación por esta actividad se distribuyó principalmente en pendientes de 0-10°. Por medio de regresiones de árbol se observó que en el periodo 1985-1995 la deforestación llevada a cabo para el establecimiento de pastizales se localizó un 65.6% <1.3 km del área rural, >8.3 km del área turística, <5.3 km del área urbana y >53 msnm. En el periodo 1995-2006, alrededor del 56.5% del pastizal se distribuyó a una distancia <1.1 km del área rural,

entre 4.1-16 km del área turística y a una pendiente  $<5^\circ$ . Por lo que se observó que la distancia a las áreas rurales es importante para entender la localización de esta cobertura. Cabe hacer mención que las distancias donde se establecen estas coberturas muestran más cercanía a las zonas turísticas y urbanas que las observadas para la agricultura de temporal.

### Santa María Huatulco

La deforestación llevada a cabo por la agricultura de temporal se localizó preferentemente en altitudes de 100-300 msnm, pero se vio disminuida de un 90.7% a 85.8% del periodo 1985-1995 a 1995-2006. Al analizar las pendientes, se observó que el 95.6% y el 95.1% se concentró en pendientes de  $0-10^\circ$  en el periodo respectivo. Por medio de regresiones de árbol se identificó que el 64.3% de las nuevas zonas abiertas en el periodo 1985-1995 se localizaron a una distancia  $>13.3$  km del área turística,  $<288$  msnm y a una distancia  $<1$  km de las áreas rurales. En el periodo 1995-2006, el 62.2% de la agricultura se localizó en una altitud  $>140$  msnm y a una distancia  $<840$  m de las áreas rurales. De esta manera es claro que la distribución de la deforestación tuvo preferencia por áreas cercanas a las rurales, y una reducción de las distancias entre los periodos. Además, que la agricultura fue llevada a cabo en zonas alejadas de las zonas turísticas como principal elemento económico. Esto es importante resaltar ya que en SPP tanto las zonas turísticas como las urbanas mostraron similar efecto sobre la localización de la deforestación por esta actividad, pero menor que el observado en SMH.

La agricultura de irrigación extendió su frontera a costa del BTC, principalmente en el rango de 0-50 msnm, pasando de un 76.4% a un 81.3%. Al analizar las pendientes se observó que entre  $0-10^\circ$  se concentró un 96.1% y un 95.2% de toda la deforestación llevada a cabo por esta actividad por periodo.

Las nuevas zonas abiertas por los pastizales para ganadería en el periodo 1985-1995 se localizaron principalmente en altitudes entre 0-50 y 200-250 msnm (73.3%). Mientras que en 1995-2006 un 84.0% se localizó entre 0-50 y 150-200 msnm. Al analizar las pendientes se observó que en el rango de  $0-10^\circ$  la deforestación pasó de representar un 89.8% a un 93.7% en el periodo respectivo. Por medio de regresiones de árbol se identificó que para el periodo 1985-1995, 46.6% de las zonas deforestadas fueron para el establecimiento de los pastizales para ganadería, éstas se localizaron a una distancia  $<1.4$  km del área rural, entre 15.5-18.6 km del área turística y con una pendiente  $<11^\circ$ . Además, 25.9% del pastizal se localizó  $<1.2$  km de las áreas rurales y  $<8.3$  km del área turística. En el periodo 1995-2006 alrededor del 40% de las zonas deforestadas se localizaron a una distancia  $<10.4$  km del área urbana, entre  $1-11^\circ$  de pendiente,

>7 km del área turística, y <3 km del área rural. Además, un 27.7% se localizó a una distancia >10.4 km del área urbana, <171 m de las carreteras y <7.3 km del área turística. La reducción de la distancia a las zonas turísticas se relaciona principalmente con el establecimiento de un área turística del lado de SPP localizado entre los límites municipales. En este municipio al igual que en SPP fue posible identificar la localización de las nuevas zonas deforestada a una distancia mayor que las observadas para la agricultura de temporal.

#### *4.3.3. Métricas de los parches deforestados por las causas próximas*

##### San Pedro Pochutla

En el periodo 1985-1995 la agricultura de temporal llevó a cabo la deforestación con 1,126 parches, donde el 58.4% fueron entre 0-1 ha, pero sólo concentraron el 8.8% de toda la superficie deforestada por esta actividad. Se identificaron 8 parches con superficies mayores a las 100 ha que concentran 37.6% de la superficie total deforestada, los cuales están localizados principalmente en la porción noreste del municipio, y parches de 10-100 ha concentraron el 24.8%. Esto sugiere el auge que existió en este periodo por colonizar nuevas tierras con una baja conectividad y un alto número de parches. Para el periodo 1995-2006 el número de parches se redujo a 1,019 y 69.4% de ellos tienen tamaños entre 0-1 ha. La superficie que deforestan estos parches aumentó hasta un 21.4% del total deforestado por esta actividad y el 46.6% fue en parches de 1-5 ha. De esta manera, es claro que en el primer periodo se dio una gran colonización homogénea de nuevas zonas forestales, y para el segundo periodo su distribución es más heterogénea, mostrando el patrón típico de deforestación de la agricultura de roza, tumba quema (alto número de parcelas de baja extensión; Tabla 16a).

En el periodo 1985-1995 se identificaron 27 parches deforestados por la agricultura de irrigación, de los cuales 14 tienen una superficie entre 0-1 ha, estos parches representaron tan sólo el 3.3% del total deforestado, mientras que los parches entre 10-100 ha fue responsable del 64.1% debido a que es una actividad preponderantemente intensiva. En el periodo 1995-2006 aumentó a 43 el número de nuevos parches abiertos con tamaños de 2-10 ha y 10-100 ha, explicando el 46.1% y el 35.9% de la deforestación por esta actividad, respectivamente. La reducción en la conectividad entre los parches entre ambos periodos fue debido al establecimiento de nuevos parches en la parte norte del municipio. De esta manera, es claro identificar que en el periodo 1985-1995 se dio una gran colonización de zonas forestales para el establecimiento de estas coberturas, principalmente en la porción sur del municipio (Tabla 16a).

En el periodo 1985-1995 se identificaron 178 parches abiertos para el establecimiento de pastizales para ganadería, de los cuales, los de 0-1 ha representan el 18.0% del total deforestado en 112 parches y los de 1-5 ha corresponden al 64.7% repartido en 58 parches. En el periodo 1995-2006 se aumentó el número de nuevos parches abiertos a 251. Los cuales se distribuyeron con superficies entre 0-1 ha (10.9%), 1-2 ha (17.4%), 2-5 ha (34.9%), 5-10 ha (15.7%) y 10-100 ha (21.1%) del total deforestado por este uso/cobertura del suelo. Como la ganadería es del tipo extensivo, es lógico observar el establecimiento de nuevos parches >5 ha, y donde los parches <5 ha se relacionan con la expansión de las fronteras de los parches ya establecidos (Tabla16a).

#### Santa María Huatulco

En el periodo 1985-1995 se identificaron 498 parches deforestados para el establecimiento de la agricultura de temporal, donde 49.2% fueron parches entre 0-1 ha y concentró el 5.1% de toda la superficie deforestada. Se identificó 1 parche con una superficie de 343.4 ha representando el 16.6% de la superficie total deforestada (localizado en la parte norte del municipio). La deforestación se concentró principalmente en parches entre 10-100 ha, los cuales son responsables del 47.3% de toda la deforestación por esta actividad. Para el periodo 1995-2006 el número de parches fue de 317, donde el 57.7% tienen tamaños entre 0-1 ha y concentran el 15.6% de toda la superficie abierta por la agricultura de temporal. El resto de la superficie se distribuye en parches de 1-2 ha (24.1%), 2-5 ha (25.1%), 5-10 ha (20.9%) y 10-100 ha (14.4%). La conectividad mostró un ligero incremento, fenómeno que sugiere que la deforestación se realiza de una manera más localizada y menos dispersa (Tabla16b).

La deforestación para el establecimiento de la agricultura de irrigación en el periodo 1985-1995 se dio con 95 parches, de éstos ~40% tienen una superficie de 0-1 ha y sólo representaron el 4.6% del total deforestado. La deforestación se distribuyó principalmente con parches de 2-5 ha (31.9%) y 5-10 ha (43.9%). En el periodo 1995-2006 se aumentó a 104 el número de nuevos parches abiertos, que se concentraron principalmente de dimensiones entre 2-5 ha (41.2%). En este caso los parches están relacionados principalmente con la expansión de la agricultura de irrigación y no de colonización como lo observado en SPP (Tabla16b).

En el periodo 1985-1995 se identificaron 57 parches deforestados para el establecimiento de pastizales para ganadería, de los cuales el 40.4% estuvieron comprendidos entre 0-1 ha y representó el 4.5% del total deforestado. La deforestación por esta actividad se presentó en un 49.8% con tamaños de parche de 2-10 ha y el 41.3% de 10-100 ha. En el periodo 1995-2006 el

número de parches mostró una ligera disminución: los parches entre 0-1 ha representaron el 15.0% del total deforestado, 1-2 ha el 18.8%, 2-5 ha el 41.1% y de 5-10 ha el 25.1% (Tabla16b). Esto nos sugiere que en el periodo 1985-1995 se dio un proceso de colonización y de expansión de las áreas ya establecidas, y para el periodo 1995-2006 fue sólo de expansión (Tabla16b).

**Tabla 16. Métricas de los parches deforestados por las causas próximas por periodo.**

**a) Sn. Pedro Pochutla, b) Sta. Ma. Huatulco.**

a)

Uso/cobertura del suelo	Agricultura de temporal		Agricultura de irrigación		Pastizal		
	Periodo	1985-1995	1995-2006	1985-1995	1995-2006	1985-1995	1995-2006
Métrica							
NP 0-1 ha		658	707	14	24	112	133
NP 1-2 ha		237	152	7	6	35	53
NP 2-5 ha		141	117	1	8	23	50
NP 5-10 ha		44	30	2	3	6	9
NP 10-100 ha		3	13	3	2	2	6
NP >100 ha		8	0	0	0	0	0
Conectividad (%)		0.56	0.61	2.91	2.08	8.83	7.75
Indice de parche más grande (LPI)		8.9	1.1	0.4	1.5	0.6	1.1
Densidad Parche (parche/100ha)		29.6	59.1	4.7	14.6	0.7	2.5

\*NP: Número de Parches

b)

Uso/cobertura del suelo	Agricultura de temporal		Agricultura de irrigación		Pastizal	
Periodo	1985-1995	1995-2006	1985-1995	1995-2006	1985-1995	1995-2006
Métrica						
NP 0-1 ha	245	183	38	51	23	33
NP 1-2 ha	102	78	9	23	6	9
NP 2-5 ha	81	36	28	24	17	10
NP 5-10 ha	34	15	17	4	6	2
NP 10-100 ha	35	5	3	2	5	0
NP >100 ha	1	0	0	0	0	0
Conectividad (%)	1.01	1.40	3.34	2.63	3.45	2.52
Indice de parche más grande (LPI)	13.5	2.3	0.7	2.5	0.9	1.3
Densidad Parche (parche/100ha)	498	317	95	104	57	54

\*NP: Número de Parches

#### 4.3.4. Causas subyacentes de la deforestación

##### 4.3.4.1. Análisis multitemporal a nivel municipal

###### San Pedro Pochutla

La superficie del BTC se correlacionó negativamente con la proporción de la población rural ( $P=1.84e-05$ ), es decir, la reducción de la proporción de la población rural se favorece el incremento de la superficie boscosa. Este fenómeno de la reducción de la población rural se relaciona con la reducción de la superficie dedicada a la agricultura de temporal. Además mostró una correlación positiva con la proporción de la población económicamente activa (PEA;  $P < 1.52e-05$ ; Tabla

17), esto se relaciona con la oportunidad de trabajo tanto fuera del área agrícola (sector secundario y terciario de la economía) ó en trabajo agropecuarios de tipo intensivo, los cuales concentran una mayor mano de obra y de ingresos en una menor superficie.

**Tabla 17. Análisis multivariado de las causas subyacentes del crecimiento del BTC en San Pedro Pochutla.**

Variable	Coficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	2828953	5.634	1.97e-05
Proporción de PEA	114652	5.754	1.52e-05
Proporción de población rural	- 76022	-5.665	1.84e-05
Número de observaciones	21		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.888 / 0.876		
AIC	332.62		

\*PEA: Población Económicamente Activa = PEA / Población total  
 Proporción de población rural = Población rural / Población total

#### Santa María Huatulco

La superficie del BTC mostró una correlación negativa con la densidad de la población rural (P = 0.00209). Esto nos sugiere que la mayor tasa de deforestación está ligada con el crecimiento de la población rural, dado que la principal actividad de esta población son las actividades agropecuarias. Además, existió una correlación positiva con la captura de impuestos (P = 0.03033; Tabla 18). Esta variable es una forma de medir la economía municipal y de la población que en ella vive. De esta manera cuando se han determinado las mayores capturas de divisas son en los periodos que se han mostrado los mayores crecimientos del bosque.

**Tabla 18. Análisis multivariado de las causas subyacentes del crecimiento del BTC en Santa María Huatulco.**

Variable	Coficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	37921.337	77.749	< 2e-16
Captura de impuestos en millones de pesos al año	5.676	2.430	0.03033
Población rural / km <sup>2</sup>	- 70.675	- 3.829	0.00209
Número de observaciones	16		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.530 / 0.458		
AIC	228.94		

Lo que es claro al evaluar ambos modelos es que la deforestación está relacionada de una manera directa con la población rural, las cuales siguen llevando a cabo principalmente actividades agrícolas de tipo ancestral (roza, tumba y quema). Otro elemento importante son los factores económicos, los cuales han revertido el fenómeno de la deforestación. En SPP fue posible

explicar el 88% de la varianza, mientras que en Sta. Ma. Huatulco fue de tan solo el 53%. Esta menor capacidad del modelo para entender la deforestación puede estar relacionada con la expansión de coberturas antrópicas con fin no agropecuario.

#### ***4.3.4.2. Efecto de las causas subyacentes sobre la distribución de las causas próximas a nivel municipal***

Dada la existencia de una gran distribución y heterogeneidad del BTC en ambos municipios y periodos, fue imposible realizar un análisis directo de la distribución de esa cobertura. Por tal motivo, se empleó la localización de las coberturas agropecuarias como elementos para elucidar las causas subyacentes de la deforestación más que de conservación del BTC.

Los elementos socio-económicos que fueron identificados como responsables del establecimiento de las coberturas agropecuarias fueron la distancia a carreteras, zonas rurales, zonas urbanas y zonas turísticas, fungiendo como causas subyacentes de la deforestación. El efecto de estos elementos sobre la distribución de las causas próximas de la deforestación han sido diferenciales en el espacio y tiempo. De esta manera, fue posible identificar el surgimiento de los efectos subyacentes sobre las causas próximas de la deforestación en el tiempo. Además, fue posible identificar el alcance (distancia) de las causas subyacentes sobre la distribución de las causas próximas. Un elemento extra que se pudo identificar es que en zonas donde se presenta la agricultura de temporal no se observó la distribución de pastizales para ganadería y viceversa.

En SPP se identificó que el establecimiento de la agricultura de temporal mostró una relación directa con la distancia al área turística y nula con la pendiente (Tabla 19). Por ejemplo, de no haber ningún efecto en el año 1985, para el año 1995 mostró ser una variable importante para localizar a la agricultura de temporal y para el año 2006 se incrementó la distancia donde el turismo impactaba (Tabla 19). Este fenómeno se relaciona con las oportunidades de trabajo y la migración de la mano de obra a empleos en el turismo de playa, correspondientes al sector terciario. Cabe hacer mención que el turismo en este municipio que a pesar de mostrar crecimiento, no ha tenido grandes cambios desde los años setentas. Esto sugiere que el establecimiento del desarrollo turístico Bahías de Huatulco en el municipio de SMH en el año 1988 influyó sobre la configuración de la distribución de la agricultura de temporal en SPP. Sin embargo, el efecto no pudo ser entendido en su totalidad, dado que a pesar de existir migración de la mano de obra a Sta. Ma. Huatulco, también de forma indirecta se promovió el desarrollo y comercialización de los desarrollos turísticos en el municipio de SPP, lo que atrajo a más turistas

y por ende generación de más empleo en este campo.

**Tabla 19. Causas subyacentes y elementos biofísicos que delimitan la distribución de la agricultura de temporal por año en San Pedro Pochutla.**

	1985		1995		2006
<b>Distribución (%)</b>	45.8	48.50	40.9	31.2	46.5
<b>Distancia al área rural (km)</b>	<1.1	<1.1			
<b>Distancia al área turística (km)</b>			>11.9	1-11.9	>12
<b>Distancia al área urbana (km)</b>			<6.9		<7
<b>Distancia a las carreteras (m)</b>				<475	
<b>Altitud (msnm)</b>	<192	>192	>183		183-300

Los pastizales para ganadería en SPP en 1985 mostraron una estrecha relación con las distancias a las carreteras, a pesar que para 1995 y 2006 esta variable no fue significativa. En 1995 y 2006 aparecieron otros elementos que resultaron ser importantes, como la distancia a zonas rurales y urbanas, donde esta cobertura se localizó cercana a ellas. Sin embargo, la localización de las zonas rurales está relacionada de igual manera con las carreteras o brechas. Estos dos datos sugieren que la localización de esta cobertura está muy relacionada con la capacidad de distribuir el ganado, posiblemente hacia puntos de venta para su comercialización (Tabla 20).

En SMH y en SPP la agricultura de temporal y la distancia al centro turístico tuvieron efecto sobre la configuración del paisaje, principalmente para la localización de la agricultura de temporal en el año 1995 y 2006. Sin embargo, este efecto se pudo reducir principalmente en áreas cercanas a las zonas rurales por la comodidad de la población para establecer sus campos de cultivo cercano a su lugar de residencia. El efecto de la pendiente sobre la delimitación de la agricultura de temporal en SMH se ha visto reducido con el tiempo (Tabla 21).



**Tabla 20. Causas subyacentes y elementos biofísicos que delimitan la distribución de los pastizales para ganadería por año en San Pedro Pochutla.**

	1985		1995		2006		
Distribución (%)	29.0	17.2	45.6	15.5	22.6	20.5	21.1
Distancia al área rural (km)			<1.3	<1.3	0.2-1.1	<1.1	<1.1
Distancia al área turística (km)			8.3-15.7	>15.7	>16	10-16	1.2-1.6
Distancia al área urbana (km)			1.5-5.2		<9		
Distancia a las carreteras (m)	<767	<767					
Altitud (msnm)	>178	<48			<267	<131	131-195
Pendiente (°)	1-5	<5	1-6	<6			

**Tabla 21. Causas subyacentes y elementos biofísicos que delimitan la distribución de la agricultura de temporal por año en Santa María Huatulco.**

	1985		1995	2006	
Distribución (%)	26.1	49.7	60.2	52.7	10.3
Distancia al área rural (km)	<2.7		<1.0	<0.8	<0.9
Distancia al área turística (km)			>13.3	<13.4	<13.4
Distancia al área urbana (km)		<9.5		>1.9	
Distancia a las carreteras (m)					
Altitud (msnm)		>92	<288		>100
Pendiente (°)	>4.7	<4.7			

En SMH, en 1985 el 67.6% de los pastizales para ganadería estuvieron relacionadas con la distancia a carreteras y zonas rurales, y medianamente cercano a las zonas urbanas. En 1995, el efecto del turismo sobre la distribución de los pastizales para ganadería no fue claro, sin embargo, sigue mostrando una estrecha relación con la distancia a las zonas rurales y urbanas. Para el 2006 no se observó ninguna relación entre la distribución de los pastizales para ganadería y las zonas rurales. Sin embargo, la distancia a los centros turísticos mostró un aumento para entender la distribución espacial de esta cobertura (Tabla 22), esto se relaciona principalmente al ordenamiento territorial de este municipio.

**Tabla 22. Causas subyacentes y elementos biofísicos que delimitan la distribución de los pastizales para ganadería por año en Santa María Huatulco.**

	1985		1995		2006		
Distribución (%)	26.0	41.6	43.9	28.3	41.7	26.6	22.8
Distancia al área rural (km)	<0.8	<0.8	<1.5	<0.5			
Distancia al área turística (km)			<16.0	>16.0		>11.6	>11.6
Distancia al área urbana (km)	<1.5	7.7-14.7	5.2-14	<3.4	>10.2	1.8-5.2	0.5-1.8
Distancia a las carreteras (m)	<162	<162		<388			<306
Altitud (msnm)	>241	<241			>45		
Pendiente (°)						<10	

#### **4.4. Proyecciones al año 2030**

Se generaron 2 proyecciones para el año 2030, una de ellas es el escenario alentador (generado a partir de las transiciones del periodo 1995-2006); el otro, el escenario pesimista (generado a partir de las transiciones del periodo 1985-1995). El escenario alentador es aquel que mostró una mayor superficie de BTC y por tanto se sugiere una mayor conservación, mientras que en el pesimista se observó la menor superficie del BTC.

En SPP el escenario pesimista sugiere que la agricultura de temporal tendrá una superficie de 26.8% del paisaje, mientras que en el alentador será de sólo 5.8%. En el caso de los pastizales para ganadería el escenario pesimista mostró que habrá una superficie del 2.9% del paisaje, y de 3.4% en el alentador. Finalmente, el BTC es la que tendrá los mayores cambios. En el escenario alentador se proyecta una superficie del 84.5% del paisaje, mostrando una reducción de casi un 1% comparado con la superficie del 2006 y en el pesimista de 64.1% con una reducción del 12.2% comparado con el año 2006. De esta manera no importando el escenario en este municipio, las tasas de deforestación seguirán existiendo.

En SMH el escenario pesimista indica que la agricultura de temporal tendrá una superficie de un 6.5% del paisaje, de esta manera esta cobertura ya mostró su máxima superficie siendo la misma que la calculada para 2006. En el escenario alentador se sugiere que habrá una reducción de la superficie a 2.3% de la agricultura de temporal. Los pastizales para ganadería en el escenario pesimista mostrará un aumento al 2.9% del paisaje, duplicando la superficie presente en el año 2006. Pero, en el escenario alentador habrá un 1.1% del paisaje cubierto por pastizales, lo que sugiere que ya alcanzó su estabilidad. El BTC en el escenario pesimista mostrará una superficie del 76.1% del paisaje, esto indica que puede haber todavía una reducción de un 6.6% del paisaje comparado con la superficie presente en el 2006, para el escenario alentador se sugiere que esta cobertura aumentará a un 88.5%.

**Tabla 23. Análisis de la distribución espacial del BTC en San Pedro Pochutla.**

Variable	Coefficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	0.370408	46.11	< 2e-16
Distancia a las carreteras (ln [distancia en metros]); Rd	0.037322	27.73	< 2e-16
Distancia al área rural (ln [distancia en metros]); Ru	0.045458	36.67	< 2e-16
Proporción de pastizales para ganadería; Pz	-0.960370	- 83.17	< 2e-16
Proporción de agricultura de temporal; At	-0.978362	-132.29	< 2e-16
Número de observaciones	29105		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.5453 / 0.5452		
AIC	-22539		

$$\text{BTC} = (0.370408 + 0.037322 \cdot [\text{Rd}] + 0.045458 \cdot [\text{Ru}] - 0.960370 \cdot [\text{Pz}] - 0.978362 \cdot [\text{At}])$$

**Tabla 24. Análisis de la distribución espacial de temporal en San Pedro Pochutla.**

Variable	Coefficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	1.721e-02	5.119	< 2e-16
Distancia al área turística (distancia en metros); Tu	1.336e-05	37.042	< 2e-16
Pendiente (°); P	- 1.150e-02	- 33.998	< 2e-16
Pastizales para ganadería (presencia); Pz	- 2.679e-01	- 17.514	< 2e-16
Altitud (msnm); A	2.636e-04	11.063	< 2e-16
Número de observaciones	16168		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.1804 / 0.1802		
AIC	-15120		

$$\text{Agr. Temp.} = (1.721\text{e-}02 + 1.336\text{e-}05 \cdot [\text{Tu}] - 1.150\text{e-}02 \cdot [\text{P}] - 2.679\text{e-}01 \cdot [\text{Pz}] - 2.636\text{e-}04 \cdot [\text{A}])$$

**Tabla 25. Análisis de la distribución espacial pastizales para ganadería en San Pedro Pochutla.**

Variable	Coefficiente	<i>t</i>	Pr (>   <i>t</i>  )
Intercepto	-6.341e-02	- 4.618	3.95e-06
Distancia al área rural (ln [distancia en metros]); Ru	1.538e-02	6.969	3.55e-12
Distancia al área turística (distancia en metros); Tu	1.350e-05	29.930	< 2e-16
Pendiente (°); P	-8.926e-03	-17.511	< 2e-16
Número de observaciones	5800		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.1667 / 0.1662		
AIC	-6756.9		

$$\text{Pastizal} = (-6.340\text{e-}02 + 1.538\text{e-}02 \cdot [\text{Ru}] + 1.350\text{e-}05 \cdot [\text{Tu}] - 8.926\text{e-}03 \cdot [\text{P}])$$

**Tabla 26. Análisis de la distribución espacial del BTC en Santa María Huatulco.**

Variable	Coefficiente	t	Pr (>  t )
Intercepto	0.190406	22.69	< 2e-16
Distancia a las carreteras (ln [distancia en metros]); Rd	0.058305	55.04	< 2e-16
Distancia al área rural (ln [distancia en metros]); Ru	0.044814	37.89	< 2e-16
Proporción de pastizales para ganadería; Pz	-1.209968	- 53.67	< 2e-16
Proporción de agricultura de temporal; At	-0.826293	- 83.71	< 2e-16
Número de observaciones	35503		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.4153 / 0.4152		
AIC	-18658		

$$\text{BTC} = (0.190406 + 0.058305*[\text{Rd}] + 0.044814*[\text{Ru}] + -1.209968*[\text{Pz}] + -0.826293*[\text{At}])$$

**Tabla 27. Análisis de la distribución espacial de la agricultura de temporal en Santa María Huatulco.**

Variable	Coefficiente	t	Pr (>  t )
Intercepto	2.815e-01	15.325	< 2e-16
Distancia al área turística (distancia en metros); Tu	5.119e-06	6.207	5.71e-10
Pendiente (°); P	-1.488e-02	- 23.254	< 2e-16
Pastizales para ganadería (presencia); Pz	-2.168e-01	- 6.160	7.66e-10
Altitud (msnm); A	5.256e-04	12.410	< 2e-16
Distancia al área rural (ln [distancia en metros]); Ru	-4.245e-02	- 18.036	< 2e-16
Distancia al área urbana (distancia en metros); Ur	1.353e-05	18.922	< 2e-16
Número de observaciones	7400		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.1773 / 0.1767		
AIC	-4698.7		

$$\text{Agr. Temp.} = (2.815e-01 + -1.488e-02*[\text{P}] + -4.245e-02*[\text{Ru}] + -2.168e-01*[\text{Pz}] + 5.256e-04*[\text{A}] + 5.119e-06*[\text{Tu}] + 1.353e-05*[\text{Ur}])$$

**Tabla 28. Análisis de la distribución espacial de pastizales para ganadería en Santa María Huatulco.**

Variable	Coefficiente	t	Pr (>  t )
Intercepto	5.348e-01	17.931	< 2e-16
Distancia a las carreteras (ln[distancia en metros]); Rd	-2.783e-02	-11.090	< 2e-16
Distancia al área turística (distancia en metros); Tu	7.166e-06	8.094	8.44e-16
Distancia a la costa (distancia en km); C	-3.059e-02	-12.602	< 2e-16
Pendiente (°); P	-5.006e-03	-7.747	1.30e-14
Altitud (msnm); A	5.265e-04	9.770	< 2e-16
Número de observaciones	2899		
R <sup>2</sup> / R <sup>2</sup> ajustada	0.1241 / 0.1226		
AIC	-4594.9		

$$\text{Pastizal} = (5.348e-01 + -2.783e-02*[\text{Rd}] + 7.166e-06*[\text{Tu}] + -3.059e-02*[\text{C}] - 5.006e-03*[\text{P}] + 5.265e-04*[\text{A}])$$

Finalmente, la representación gráfica al acoplar el modelo estático probabilístico de la distribución de la permanencia de las coberturas del suelo con el modelo dinámico (cadenas de Markov) se generaron los dos mapas de los escenarios sugeridos para el año 2030 (Figura 15 y Figura 16).

Se realizó la validación del modelo por medio del cálculo de *kappa* entre el mapa probabilístico, en formato binario de bosque-no bosque de ambos municipios, y el mapa real del 2006. Además, del análisis de autocorrelación espacial para entender el efecto de las variables analizadas sobre la distribución del BTC. Para SPP la *Kappa* fue de 0.55 y para SMH de 0.58; esto nos indica que en un modelo binario fue posible predecir más del 55% de la distribución de las zonas forestales y deforestadas en ambos municipios de lo que se podría esperar de un modelo de distribución aleatoria o modelo nulo. Sin embargo, al incluir los demás usos de suelo modelados, la *kappa* se redujo a 0.45 y 0.47 de los municipios respectivos. A pesar de esta reducción, se sugiere que el modelo es bueno para fines de planeación. Un elemento que vale la pena resaltar es que la localización de los pastizales para ganadería fue más difícil de modelar que la de la agricultura de temporal.

Con el fin de identificar si los elementos analizados son especialmente independientes y no se rompe el principio estadístico de la independencia, se evaluó la autocorrelación espacial por medio de la distribución espacial de los residuales (Figura 17). Se identificó que en SPP la autocorrelación espacial en el municipio fue de medio-alto, mientras que en Santa María Huatulco fue baja. La autocorrelación observada fue de manera muy localizada, principalmente relacionada con áreas con cobertura antrópica, mientras que las forestales presentaron una menor autocorrelación. De acuerdo a la distribución de la autocorrelación espacial de los residuales se generaron tres grandes grupos: 1) una alta desviación de los residuales por medio de la sobre estimación de la distribución del bosque (zonas azules aglomeradas). Este fenómeno sucede principalmente en zonas con coberturas antrópicas, fenómeno identificado en ambos municipios; 2) una alta desviación de los residuales por medio de la subestimación de la distribución del bosque (zonas rojas aglomeradas). Éstas están principalmente localizadas cercanas al establecimiento de las coberturas antrópicas en SPP, mientras que en SMH no se pudo identificar el elemento que influye en esta autocorrelación. Además, se observó una ligera autocorrelación espacial cercano a las carreteras; 3) una muy baja desviación de los valores de los residuales en comparación con los valores reales (puntos pequeños ya sean azules o rojos). Estas zonas son aquellas que muestran una muy baja o nula autocorrelación espacial, de esta manera son las zonas que el modelo logró explicar casi en su totalidad de la distribución modelada del BTC (Figura 17).

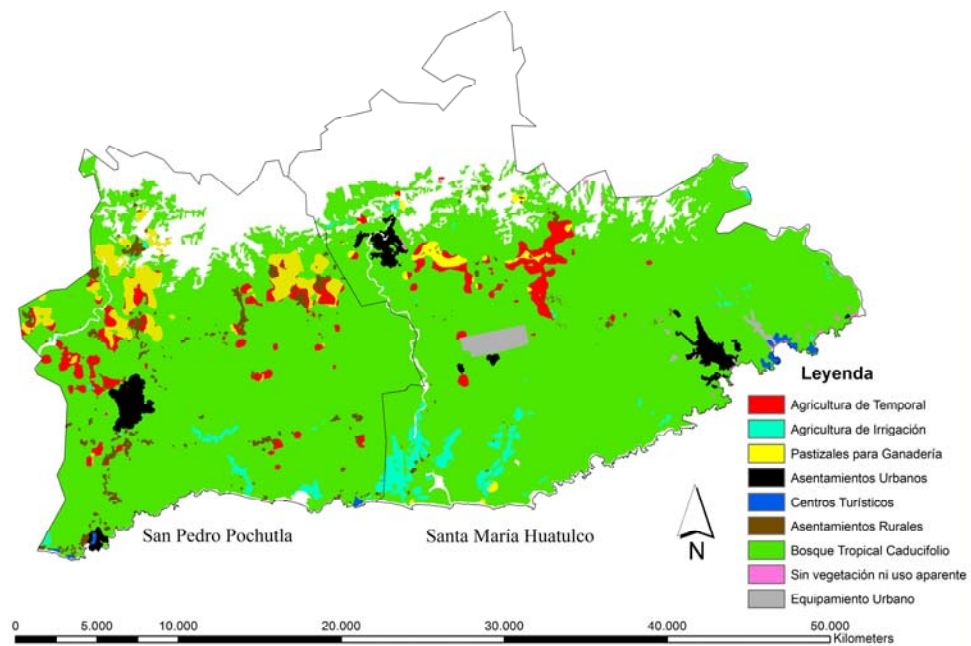


Figura 15. Modelo alentador de la distribución de los usos/coberturas del suelo para el año 2030.

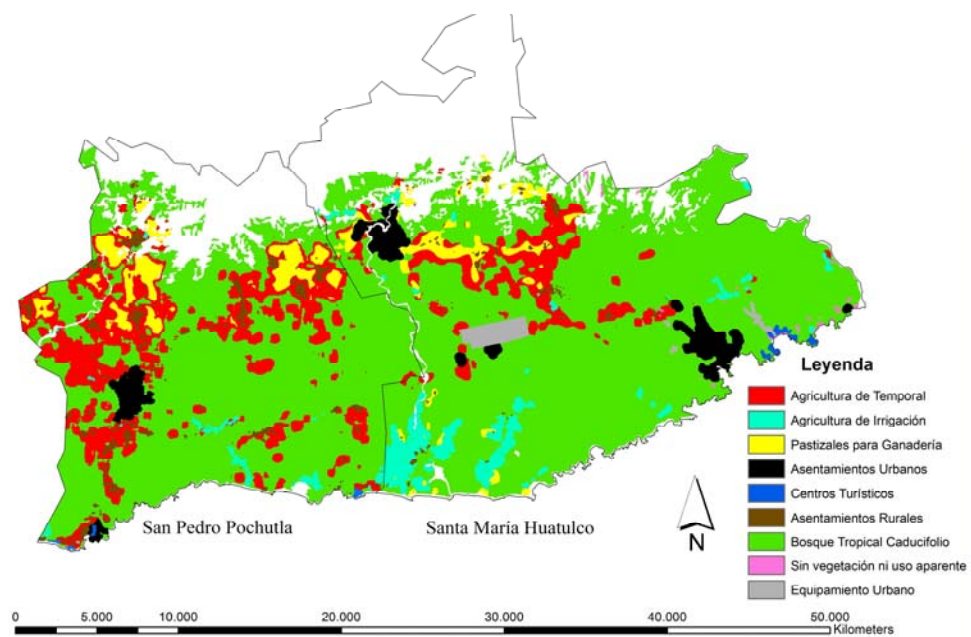
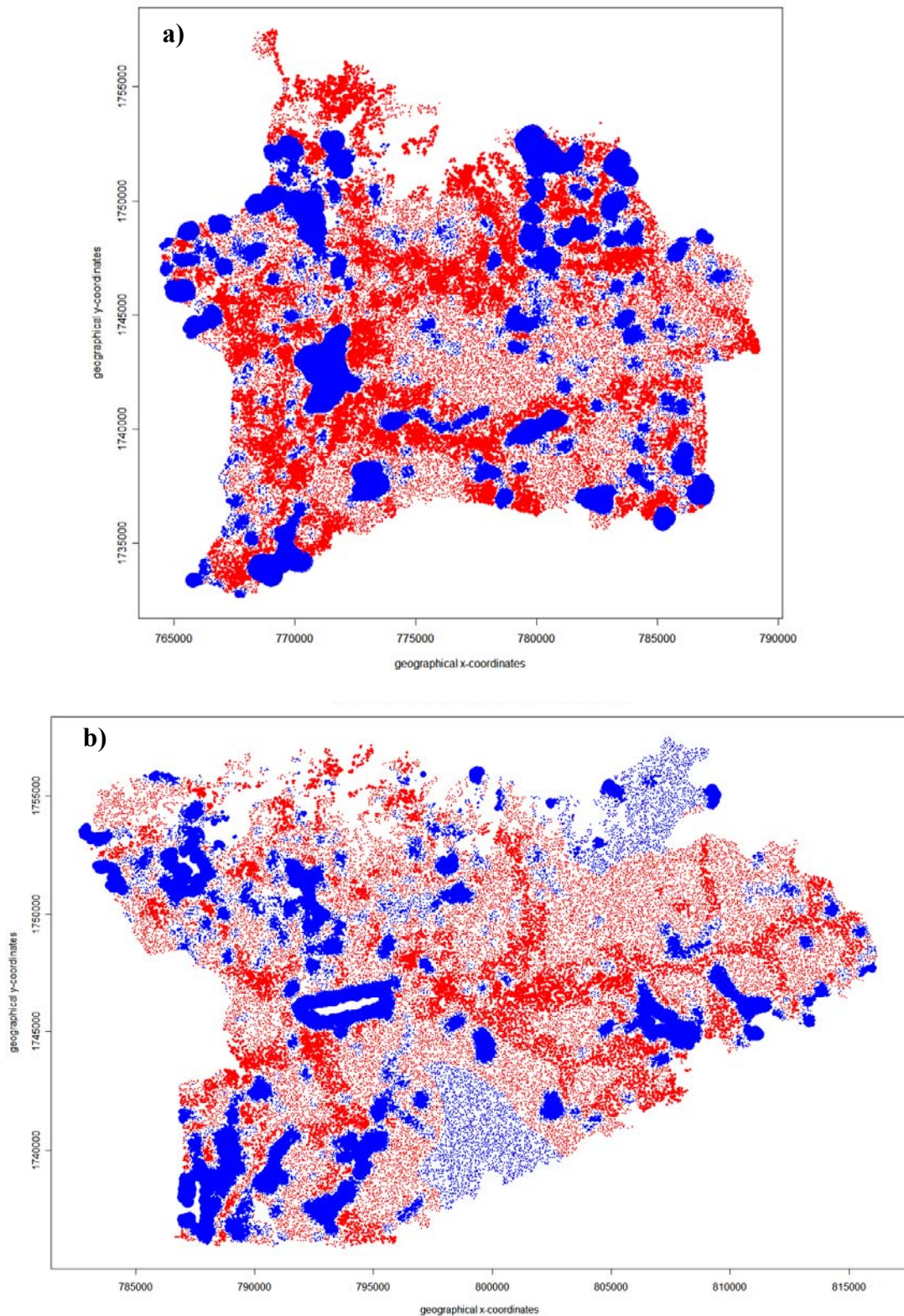


Figura 16. Modelo pesimista de la distribución de los usos/coberturas del suelo para el año 2030.



**Figura 17. Distribución de los residuales del modelado probabilístico de distribución del BTC.**  
**a) San Pedro Pochutla y b) Santa María Huatulco.**

**Nota: La distribución de residuales muestra tres comportamientos diferentes.**

- 1) una alta desviación de los residuales por medio de la sobre estimación de la distribución del bosque (zonas azules aglomeradas).
- 2) una alta desviación de los residuales por medio de la subestimación de la distribución del bosque (zonas rojas aglomeradas).
- 3) una muy baja desviación de los valores de los residuales en comparación con los valores reales (puntos pequeños ya sean azules o rojos).

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1. Deforestación y cambios de uso/cobertura del suelo

Las tasas de deforestación tropical ocurren a tasas aceleradas, con serias implicaciones ecológicas y ambientales a escalas locales y globales (Vitousek *et al.*, 1997; Lambin *et al.*, 2001; Lambin y Geist, 2006), como la pérdida de la biodiversidad, la pérdida de suelo y el incremento del calentamiento global (Lambin *et al.*, 2003). Debido a lo anterior, el análisis de la deforestación y los cambios de uso/cobertura del suelo es uno de los retos de la comunidad científica ecológica moderna, particularmente importante en los bosques tropicales secos (Janzen, 1988; Brown y Lugo, 1990; Maass, 1995). Sin embargo, diferentes estudios (FAO, 1988; Castillo, 1989; Toledo *et al.*, 1989; Masera *et al.* 1992 a y b; SEMARNAP 1998a) han mostrado que la intensidad y el impacto sobre el bosque son diferenciales de región en región. Inclusive, dentro de una región específica, la intensidad o velocidad y la distribución de la deforestación es diferencial, principalmente porque a nivel local las variaciones de las presiones humanas y la toma de decisiones para el establecimiento de los usos/coberturas del suelo repercuten en la intensidad y distribución espacial de la deforestación (Lambin *et al.*, 2003; Veldkamp y Lambin, 2001).

En el presente estudio, las tasas de deforestación de los municipios analizados son semejantes a las reportadas para otras regiones de México, cuando los periodos, tipos de vegetación y condiciones socio-económicas son similares. Sin embargo, la intensidad y la dinámica de la deforestación difirió a un nivel inter- e intra- municipal. La tasa de deforestación del BTC reportada a nivel nacional fue de 1.9% anual para el periodo 1977-1992 (Porter-Bolland *et al.*, 2007), de 1.2% en los 8 estados de suroeste de México (Guerrero, Oaxaca, Chiapas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo) para el periodo 1977-1992 (Cairns *et al.*, 1995), y de 1.45% reportada para el estado de Morelos para el periodo 1973-1989 (Trejo y Dirzo, 2000). La magnitud de deforestación en el municipio de SPP (1.26% al año) en un periodo semejante (1985-1995) fue similar a los estudios reportados. Sin embargo, en el mismo periodo (1985-1995) en SMH la deforestación fue de casi la mitad (0.59% al año). En el periodo 1995-2006 en ambos municipios se revirtieron las tasas de deforestación, mostrando crecimiento de la cobertura forestal (~0.3% anual), como resultado de la reducción de las coberturas agrícolas para 2006. Estos valores no son posibles de ser comparados por que no existen valores reportados de las tasas de deforestación en periodos similares. Para 1985-2006 en SPP las magnitudes de deforestación del BTC (0.44% anual) fueron similares a las reportadas para otras regiones de



México (0.35% anual en 1980-2001 en Oaxaca, Velázquez *et al.*, 2003; 0.44% en La Montaña-Campeche en 1988-2005, Porter-Bolland *et al.*, 2007. En cambio, en SMH la tasa fue (0.14% anual) ~3.1 veces menor que en SPP, lo cual implica que sale del comportamiento general de la deforestación presente en México. Esto nos sugiere que las problemáticas de deforestación presentes pueden ser resultado de la forma de actuar de las causas próximas de la deforestación y su interacción con las subyacentes. Además, esto pone de manifiesto cómo condiciones socio-ambientales similares pueden tener impactos similares sobre las tasas de deforestación, mientras que con condiciones socio-económicas diferentes produce grandes diferencias en las tasas de deforestación.

## **5.2. Conductores de la deforestación**

El análisis de la configuración espacial de los usos/coberturas del suelo ayuda a entender las dinámicas espaciales de cada municipio como reflejo del impacto de las causas subyacentes. Se ha sugerido que en los paisajes rurales los factores biofísicos muestran una estrecha relación con la distribución de las coberturas del suelo (Lambin *et al.*, 1997; Tole, 1998; Pan *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2001; Hietel *et al.*, 2004), de esta manera mientras se urbanizan los paisajes, las variables biofísicas reducen su importancia para determinar la distribución de las coberturas del suelo. Por lo que los análisis para lograr el entendimiento de las causas próximas y subyacentes de la deforestación primero deben realizar un análisis histórico (social, económico y cultural) de las regiones en estudio (Bürgi *et al.*, 2004). Es por esto que antes de iniciar la discusión sobre los conductores de la deforestación se describen los cambios socio-económicos que presentaron estos municipios durante 1980-2006.

Para 1980 en SPP y en SMH fue posible identificar que ambos municipios estaban sometidos a una economía principalmente cerrada y alejada del mercado. Por lo que para satisfacer sus necesidades alimentarias dependían principalmente de la agricultura para autoconsumo (Angelsen, 1996), debido a la ausencia de fuentes de empleo que pudieran subsidiar el gasto. Sin embargo, para 1990 y 2000 mostraron una mayor apertura económica con la generación de empleos. Por ejemplo, en SPP mostró una baja apertura, por lo que la nueva economía se concentró en algunos sectores (construcción y servicios) y la mayoría de la población siguió cerrada empleándose principalmente en actividades agrícolas de temporal. Por el contrario, en SMH la economía tuvo una gran apertura en todos los sectores, de esta manera la población tuvo la capacidad de emplearse en una mayor diversidad de empleos. Esto fue resultado de la expropiación territorial por parte del gobierno federal en 1984, de casi la mitad del municipio para la creación del complejo Turístico Bahías de Huatulco (Convenio, 1984). Junto con el inicio

de la creación de este complejo turístico se inició la reorganización de la estructura regional, tanto a un nivel económico como social. Por ejemplo, se realizó un pago a los comuneros del municipio de SMH de \$102.5 millones de dólares (FONATUR, 2007) por concepto de la indemnización por la expropiación. Se inició la construcción de toda la infraestructura municipal (drenaje, agua potable, electricidad y carreteras) y para llevar a cabo la actividad turística (hoteles y aeropuerto internacional); (Convenio, 1984; FONATUR, 2005; FONATUR, 2007), donde toda la mano de obra empleada para estos desarrollos fue de la población local; se llevó a cabo el ordenamiento territorial y el plan de desarrollo municipal (Convenio, 1984). Fue a partir de este momento que en SMH la población rural mostró por primera vez una apertura laboral (diferente a la agrícola), y consecuentemente económica. Otro gran cambio de la estructura social fue en los sectores de la población. Por ejemplo, en SMH en 1980 el 100% de la población era rural<sup>1</sup> dependiente de las actividades agrícolas, mientras que para el 2000 sólo el 37.2%, de las cuales no todas son dependientes de las actividades agrícolas (Figura 18b). Por el contrario, en SPP en 1980 el 67.1% de la población era rural, mientras que para el 2000 fue de 66.5% (Figura 18a; INEGI 1980, 2000, 2001 y 2005), esto nos indica que este municipio no ha mostrado urbanización y por tanto la población es principalmente agrícola. Además, en SMH en 1985-1995 el área rural mostró reducción en su superficie y en 1995-2006 el crecimiento urbano fue de 10 veces superior que el de la cobertura rural. Por el contrario, en SPP se observó un aumento en el grado de ruralización con un crecimiento de ~2 veces más que el urbano y 15.3 veces superior que el observado en SMH. Esto pone de manifiesto cómo en SPP existe un crecimiento principalmente rural mientras que en SMH se está urbanizando el municipio, y con esto la creación de trabajos no agrícolas. A partir de los años 90's en SMH se observó un aumento de la inmigración proveniente de otras entidades de la República, principalmente de 20-40 años de edad, con el fin de ser parte de la fuerza laboral de este municipio. El índice de marginización en SPP fue de “alto” en 1980 y permaneciendo igual para el 2000, este mismo índice en SMH fue reducido de “muy alto” en 1980, siendo uno de los peores de todo el distrito, a “medio” en el 2000 siendo el mejor de todo el distrito. Actualmente, SPP no es muy diferente al de 1980, no ha mostrado cambios sociales ni económicos constantes, y la población básicamente es dependiente de las actividades agropecuarias. SMH, actualmente es un municipio bien desarrollado económicamente y con un crecimiento urbano constante. Todo esto pone de manifiesto el cambio estructural y de urbanización que sufrió SMH, mientras que SPP sigue permaneciendo como un municipio rural con todas las problemáticas que conlleva.

---

<sup>1</sup> Para México, Unikel (1968) propuso una clasificación de población rural con la que este trabajo se basa, donde las localidades rurales son aquellas que cuentan con menos de 5000 habitantes.

A nivel mundial y regional se ha reconocido que las causas próximas de la deforestación se encuentran relacionadas principalmente con las actividades primarias, y se reconoce que la pérdida de los bosques tropicales es para el establecimiento de superficies dedicadas a la agricultura, la ganadería y la extracción forestal (Lambin *et al.*, 2003; Brown y Lugo, 1990). Sin embargo, no diferencian entre los diferentes tipos de usos del suelo agrícolas (irrigación y temporal) por lo que una gran parte de las causas subyacentes de la deforestación quedan enmascaradas. En los municipios en los que se llevó a cabo la presente investigación se observó que el aumento de cualquiera de las actividades agropecuarias repercute de manera negativa sobre la superficie del BTC. Estos resultados son similares a los reportados para bosques tropicales lluviosos (Durand y Lazos, 2004; Wassenaar *et al.*, 2007). Por lo que las principales causas próximas responsables de la deforestación fueron la agricultura de temporal seguido de los pastizales para ganadería y la agricultura de irrigación.

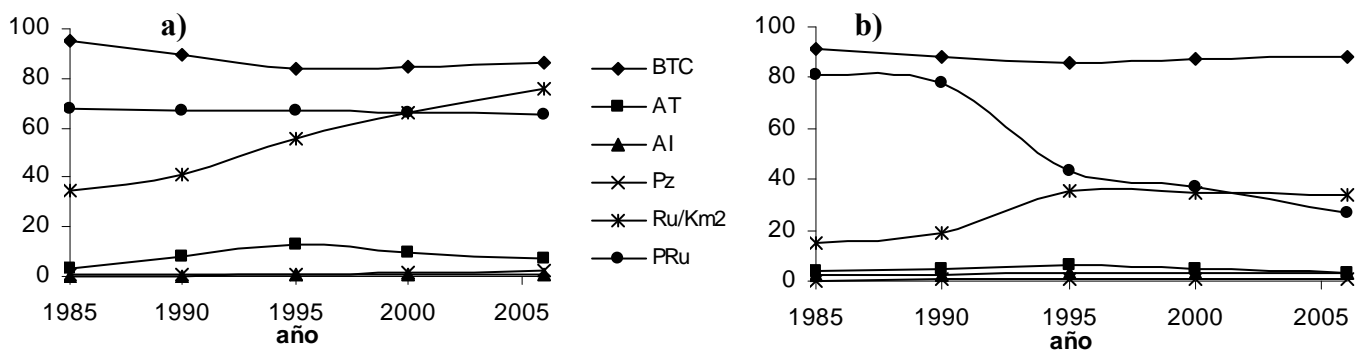


Figura 18. Cambio temporal de los usos/coberturas del suelo y las causas de la deforestación.

a) San Pedro Pochutla y b) Santa María Huatulco.

La nomenclatura empleada es: BTC (porcentaje del paisaje ocupado por bosque tropical caducifolio), AT (porcentaje del paisaje ocupado por agricultura de temporal), AI (porcentaje del paisaje ocupado por agricultura de irrigación), Pz (porcentaje del paisaje ocupado por pastizal para ganadería), Ru/km<sup>2</sup> (densidad de la población rural por km<sup>2</sup> en propiedad comunal) y PRu (porcentaje de población rural municipal).

### 5.2.1. Agricultura de temporal

Rodarte (1997) identificó a la agricultura de temporal del tipo de roza tumba y quema como el conductor próximo más importante que perturba al BTC de SMH. Este elemento también fue identificado en este estudio para SMH y SPP. Sin embargo, a diferencia de Rodarte (1997) no sólo se identificó por la superficie que representa la agricultura de temporal, sino también por la dinámica (transiciones sistemáticas e intercambios) con el BTC, los cuales fueron diferenciales entre los periodos y municipios (Figura 18 a y b). En SPP se observó la misma dinámica para el establecimiento de la agricultura de temporal en ambos periodos. En SMH se observaron cambios en la forma de interactuar la agricultura de temporal con el BTC en ambos periodos. En

los municipios en estudio la agricultura de temporal es principalmente de subsistencia y se desarrolla en zonas marginales (mismas observaciones realizadas para otras regiones de BTC en México por Burgos y Maass, 2004). En 2006, las zonas con mayor pendiente ( $>10^\circ$ ) y altitud ( $>300$  msnm) fueron donde se ocurrieron las mayores tasas de crecimiento, y por tanto estas variables muestran una reducción en la capacidad de explicar la distribución de la agricultura de temporal, comportamiento similar al observado para otras regiones con bosque tropical (Pan *et al.*, 2004). Trejo (1999) y Murcia (1995) indican que las variables biofísicas son elementos importantes que determinan la distribución de las coberturas forestales y las antrópicas. Además, Mottet *et al.*, (2006) y Antrop (2005) sugieren que las variables biofísicas también ayudan a identificar la localización de la deforestación. En estos municipios, la pendiente fue la variable biofísica más importante, con una relación inversa con la distribución del BTC, seguida de la altitud con una relación directa y con una nula relación con la orientación de la ladera, mismo resultado observado por Chen *et al.*, (2001). Murphy y Lugo (1995) y Trejo y Dirzo (2000) identificaron que las zonas más propensas a ser deforestadas del BTC en el estado de Morelos por las actividades agropecuarias fueron en zonas con una pendiente  $<12^\circ$  y la mayor proporción del BTC se localizó en pendientes  $>45^\circ$ . Burgos y Maass (2004) encontraron que en Chamela las zonas menos accesibles y en las crestas de los cerros se encontraban los manchones de BTC sin ser perturbados. Si consideramos que  $\sim 80\%$  del BTC presente en estos municipios en estudio está distribuido en pendientes  $<12^\circ$  y en zonas de baja altitud (0-300 msnm) se pone de manifiesto la gran vulnerabilidad a la que el BTC de estos municipios está sometido. Por lo que es pertinente generar regulaciones para el establecimiento de las actividades agropecuarias para preservar la estructura y función del BTC.

Angelsen (1996) identificó que el crecimiento de la agricultura de temporal se encuentra estrechamente relacionado con la dinámica de la población rural. Este mismo fenómeno fue observado en ambos municipios de esta investigación. Donde el crecimiento constante de la población rural (en SPP de 15,197 personas en 1985 a 27,301 personas en el 2005 y en SMH de 8,069 personas en 1985 a 12,562 personas en 2005; Figura 18) promueve el aumento de la pérdida de BTC con una tasa *per capita* en SPP de -0.11 ha/persona rural en 1985 y de -0.18 ha/persona rural en 2006 y en SMH la tasa *per capita* fue de -0.42 ha/persona rural en 1985 y de -0.40 ha/persona rural en 2006, principalmente por el establecimiento de la agricultura de temporal. Estos resultados sugieren que la deforestación *per capita* en SPP está aumentando, mientras que en SMH disminuye. Diversos autores sugieren que debido a que la población rural busca su autosuficiencia alimentaria, la expansión del área cultivada es un reflejo de estas necesidades (Holden, 1993a; Ruben *et al.*, 1994; Deininger y Minten's, 1996; Bluffstone, 1993 y

1995; Angelsen, 1996; Foster *et al.*, 1997; Kaimowitz y Angelsen, 1998;), resultados similares fueron observados a nivel nacional en México por De Janvry y Sadoulet (2001). En este caso particular, la población rural de SPP al no tener grandes detonadores de oportunidades de trabajo fuera de las actividades agrícolas promueve que continúen estos tipos de actividades en casi todo el municipio, pero con una reducción en zonas cercanas a la playa donde se establecen pequeños comercios dedicados al turismo. Por ejemplo, en 1980 el 35.3% de la población estaba considerada como población económicamente activa (PEA), del total de la PEA, el 51% estaba dedicada a las actividades agropecuarias. Para el 2000, el 30% de la población municipal era PEA y del total de la PEA el 26.7% estaba dedicada a las actividades agrícolas. Por otro lado, la población rural de SMH tuvo una mayor capacidad de ser empleada en otras actividades no agrícolas y mejor remuneradas económicamente, de esta manera la población rural redujo la superficie dedicada a la agricultura casi de manera generalizada en el municipio, y por tanto se redujo la presión sobre el BTC. Por ejemplo, en 1980 el 32.5% de la población municipal era PEA, del total de la PEA, alrededor del 63.8% esta dedicada al sector agropecuario (INEGI, 1980 y 2000). Para el 2000, la PEA aumentó a un 35.9% y mostró una reducción en la PEA agrícola a 15.6% (INEGI, 1980 y 2000). Esto pone de manifiesto las diferencia de la dinámica del población de ambos municipios, donde en SPP existe una reducción de proporción de la población que es PEA pero con un aumento de la PEA dedicada al sector agropecuario (INEGI, 1980 y 2000). Por el contrario, en SMH la proporción de la PEA aumentó y se redujo la dedicada a las actividades agropecuarias (INEGI, 1980 y 2000). Sánchez (1983) sugiere que el subdesarrollo de la población se relaciona de manera directa con la población practicante de la agricultura para fines de subsistencia, como parece ocurrir en estos municipios (Figura 18). En SPP, debido al aumento en el grado de subdesarrollo la agricultura de temporal muestra una tendencia a aumentar su distribución, resultado del crecimiento continuo de la población rural y escasa oportunidad de emplearse en otras actividades económicas. La importancia de la agricultura de temporal como forma de sustento para la población rural de SMH se ve reducida y de esta manera se contrarresta el subdesarrollo que se presentaba para inicios de los años 80's.

La causa subyacente más importante que impactó la dinámica de la agricultura en ambos municipios fue el establecimiento de centros turísticos. Por un lado, en SPP presenta centros turísticos incipientes de baja inversión y mantenimiento. Por el otro lado, SMH presenta un centro turístico de gran inversión económica. Estos elementos son los esenciales que marcan la diferencia para la generación de empleo no agrícola y actúan como una herramienta para el combate a la pobreza (Villagómez, 2003; Calderón, 2007). Angelsen (1996), Ruben *et al.*, (1994), Holden y Simanjuntak (1995) sugieren que las actividades económicas diferentes a las

agrícolas promueven la migración interna de la mano de obra. En México, la migración rural-urbana principalmente para la búsqueda de trabajo fuera de las actividades agrícolas es resultado de una decisión de costo-beneficio; donde los emigrantes potenciales comparan los ingresos netos del lugar de destino contra los ingresos netos del lugar de origen (Todoro, 1969 y 1976). En SMH con el inicio de las actividades de complejo turístico Bahías de Huatulco en 1988, se promovió la migración interna (rural-urbano) con el fin de emplearse en el sector terciario (entrevistas en campo). De esta manera, la superficie dedicada a la agricultura de temporal fue menor que la esperada bajo la perspectiva de no haber generación de empleos no agrícolas. En SPP no ha habido algún elemento que pueda re-estructurar la economía municipal, es por esto que parte de la población rural ha emigrado a SMH con el fin de mejorar la economía familiar (entrevistas en campo).

Se sugiere que en México la población que habita en zonas alejadas de las áreas urbanas tiene menor capacidad de ser empleada en actividades no agrícolas (Winters *et al.*, 2002) y se sugiere que la distancia máxima donde se localiza su impacto es directamente proporcional con la capacidad de emplear a la población agrícola en sus actividades. Por ejemplo, la agricultura de temporal mostró una relación inversa con la distancia a las áreas urbanas y a los centros turísticos y una relación directa con la distancia a los poblados rurales, misma relación identificada por McConnell *et al.*, (2004) para Madagascar. En SPP el impacto del sector turístico fue a un nivel local con influencia a unos cuantos cientos de metros, principalmente por que la población dedicada al sector terciario es la que vive cercana a esas mismas zonas. En SMH, el impacto del turismo fue en casi todo el municipio. De esta manera el establecimiento de la agricultura de temporal se presentó en zonas donde el costo-oportunidad para emplearse en sectores no agrícolas fue menor (alejada del área urbana y turística) y los costos de transportación fueron mayores (alejada de las carreteras), por lo que la población prefirió dedicarse a las actividades agrícolas en vez de migrar a trabajos no agrícolas. De esta manera, las zonas más propensas a presentar deforestación es en zonas cercanas a las áreas rurales (mismas observaciones realizadas para la región central de México por Nelson y Hellerstein, 1997), en zonas alejadas de las áreas turísticas y cercanas a las carreteras (<1 km). Kaimowitz y Angelsen (1998) indican que la deforestación del bosque en regiones tropicales húmedas decrece a más de dos a tres kilómetros de las carreteras. Deininger y Minten, (1997) indican que en zonas pobres de México se observan mayores tasas de deforestación, las cuales se incrementan conforme se alejan de las carreteras. Este fenómeno estuvo presente en ambos municipios. Por lo que las zonas que tienen una mayor capacidad para ser incluidas en otras actividades productivas y con aumento en sus ingresos económicos se promueve la reducción de la deforestación del BTC.

En SPP la agricultura de temporal estuvo inversamente relacionada con la PEA y en SMH con la captura de impuestos. La PEA se relaciona con el aumento de empleos remunerados económicamente en el municipio en todos los sectores de la economía, incluyendo los agrícolas de uso intensivo, por lo que los empleos no remunerados (como la agricultura de temporal) reducen su crecimiento. La captura de impuestos es una manera indirecta de entender la economía de la población municipal (Puelles, 2008), lo que sugiere que a mayor captura de impuestos es mayor la capacidad adquisitiva de la población (Bonilla, 2002). Esto pone de manifiesto cómo la generación de empleos mejor remunerados económicamente y la capacidad de incluirse en otros sectores económicos que promueven que la superficie dedicada a la agricultura de temporal disminuya, y su distribución espacial esté controlada. Sin embargo, mientras exista un crecimiento de la población rural y baja generación de empleos no agrícolas se promoverá el aumento de la superficie dedicada a la agricultura de temporal (De Janvry y Sadoulet, 2001; Pascual, 2005). La deforestación en estos municipios, como ya se mencionó, está estrechamente relacionada con la agricultura de temporal, principalmente por los bajos rendimientos de producción. Por lo que la intensificación de los usos/coberturas del suelo generará una mayor producción de alimento en una menor superficie. Además, con los empleos no agrícolas viene la apertura comercial, y como consecuencia los productos que ahí se consumen son generados por métodos intensivos, por lo que no se puede considerar que el efecto de la reducción de la superficie dedicada a la agricultura de temporal pueda transferir la deforestación a alguna otra región.

Para entender correctamente la superficie que hubo de agricultura de temporal en 1995 de estos municipios es indispensable integrar otros elementos macro-económicos. Por ejemplo: el poder adquisitivo del salario mínimo a nivel nacional se redujo en más del 60% en el periodo 1980-1998 (Torres y Trapaga, 2001); hubo una crisis económica generalizada durante toda la primera mitad de los 90's (censos económicos del INEGI) y culminando con la devaluación en diciembre de 1994. La devaluación de 1994 provocó que a nivel nacional más del 60% de la población se encontrara desempleada o subempleada (Valdés, 1996) y una reducción de aproximadamente del 47% de los créditos dedicados al sector agrícola (SAGDR, 1996). Esto provocó que en SPP se mostrara una caída drástica tanto de la captura de ingresos a nivel municipal, como de los nullos apoyos federales. En SMH, pese a la caída de los ingresos económicos, ésta no fue tan drástica, principalmente por los ingresos del turismo extranjero que representa ~20% del total de los turistas (FONATUR, 2008). Reportes de la FAO (Rubio y Soloaga, 2004) indican que la devaluación de 1994 provocó que el sector turístico, la principal fuente de empleo en la región, mostrara una marcada reducción a nivel

nacional. De esta manera, el impacto económico fue muy marcado, lo cual promovió la reducción de la mano de obra dedicada al sector terciario. Barbier y Burgess (1996) y Barbier *et al.*, (1997) indican que la devaluación de la moneda en México (1994) no mostró efecto sobre la deforestación nacional. Sin embargo, en este estudio se muestra que la devaluación de 1994 promovió la deforestación, principalmente por el desempleo urbano. Este tipo de resultados fueron obtenidos para otros países tropicales subdesarrollados como Brasil, Filipinas, Tanzania, Etiopía y Zambia (Von Amsberg, 1994; Jones y O'Neill, 1993e, 1994 y 1995; Aune *et al.*, 1996) sugiriendo que cuando la principal fuente de empleo es el sector terciario y hay una devaluación, se impulsa el retorno de manera masiva a los empleos rurales. Ejemplos similares fueron reportados para México por Kaimowitz y Angelsen (1998), Deininger y Minten (1997) y para Latinoamérica por Palo *et al.*, (1996). Para el 2006, ya con una economía nacional estable y con un sector turístico en crecimiento, se observa que en SMH la superficie dedicada a la agricultura de temporal muestra una tendencia a disminuir su superficie aún por debajo de la presente en 1985. En contraste, SPP se caracteriza por una clara tendencia a aumentar la superficie de este tipo de cobertura.

### **5.2.2. Agricultura de irrigación**

Angelsen (1996), Muñoz (1992) y Holden *et al.*, (1999) sugieren que el establecimiento y la expansión de la agricultura de irrigación están relacionados con mejores características físicas del suelo (profundidad, drenaje, textura y acumulación de sedimentos aluviales), calidad del suelo, los costos de la mano de obra y los de transportación, con el fin de reducir sus costos e incrementar sus ganancias. Sin embargo, en estos municipios se observó que las variables biofísicas son los mejores elementos que delimitan la distribución de esta cobertura y no las distancias a las carreteras. De esta manera su distribución se localizó en zonas de vega, con baja altitud (<50 msnm) y sedimentos aluviales, principalmente con pendientes <5°; por lo que con la saturación de éstos sitios se logrará la estabilidad de la cobertura. Los productos son principalmente de papaya y en menor medida de plátano, cacahuete, jamaica y ajonjolí.

La agricultura de irrigación en SPP mostró un proceso en dos fases. La primera fue identificada en el periodo 1985-1995 y fue la fase de su establecimiento, que provocó el nacimiento de parches deforestados de superficie generalmente >10 ha; la segunda fase se observó en el periodo 1995-2006, y se caracterizó por la expansión de las parcelas con tamaños de parches <10 ha. En SMH en ambos periodos la agricultura de irrigación mostró un proceso de expansión principalmente con tamaños de parches <10 ha; ésta fue localizada en los Bajos de Coyula y el Arenal. En SPP se sugiere que el surgimiento y crecimiento de la agricultura de irrigación es resultado de una inversión externa más que local. Entrevistas en campo indicaron que los



pobladores de los Bajos de Coyula (SMH) han sido los principales impulsores de este cambio. Además, han expandido su frontera comprando o rentando parcelas en los Bajos del Arenal en SMH. Se sugiere que el dinero proveniente del pago de la indemnización por la expropiación de la tierra sirvió como detonador para el crecimiento de la agricultura de irrigación en SMH y para su nacimiento en SPP. Ejemplos similares han sido reportados en el estado de Yucatán por Pascual (2005). Esto fomentó que una mayor proporción de la población rural se emplee en actividades agrícolas más intensivas y reduciendo las de temporal; lo que reduce la presión sobre el BTC.

Trindade y Uhl (1995) en Brasil, Darkoh (2003) en Africa, Wood *et al.*, (2004) en Senegal, Pascual (2005) en Yucatán y Styget *et al.*, (2007) en Madagascar observaron que la intensificación de los usos de suelo agrícolas ha traído consigo el aumento de las permanencias de estas coberturas antrópicas, reducción en el empleo del fuego como parte de su ciclo agrícola, la reducción de la presión sobre el bosque (deforestación) y la reducción de la pérdida de biodiversidad. Darkoh (2003) indica que se ha subestimado el uso de la agricultura de irrigación en sistemas semi-áridos como una herramienta para preservar la biodiversidad. Por lo que se sugiere que en estos municipios es indispensable generar políticas adecuadas donde se promueva la intensificación de la agricultura con el fin de conservar el BTC y reducir el impacto que provoca la sobre utilización de pesticidas y fertilizantes, como actualmente está surgiendo en estos municipios (información capturada en campo en 2006).

### **5.2.3. Pastizales para ganadería**

El avance de la ganadería y su impacto sobre el bosque tropical ya han sido ampliamente documentados a nivel nacional (Lazos, 1996), en las tierras bajas del Golfo Veracruzano (Barrera, 1996; Durand y Lazos, 2004), en Tabasco (Tudela, 1992), en Latinoamérica (Harrison, 1991; Barbier y Burgess, 1996) y en los trópicos (Houghton *et al.*, 1991; Maass, 1995; Maass *et al.*, 2005; Wassenaar *et al.*, 2007). Maass (1995) y Janzen (1986) sugieren que la introducción de pastizales para ganadería será la responsable de la mayor pérdida de BTC. Wassenaar *et al.*, (2007) estima que para el año 2010 el 69% de toda la deforestación que se dé en Latinoamérica se deberá al establecimiento de pastizales para ganadería principalmente del tipo extensivo. Por lo que es importante realizar la intensificación de este tipo de uso/cobertura del suelo (Trindade y Uhl, 1995).

En los municipios del presente estudio, la ganadería extensiva vacuna se ha incrementado por medio del establecimiento de pastizales cultivados (*Panicum maximum* y *Cenchrus ciliaris*) o

inducidos, a pesar que el uso pecuario potencial se encuentra restringido al caprino (INEGI, 2003). El establecimiento y expansión de los pastizales para ganadería se vieron relacionados con la calidad del suelo y los costos de transportación (distancias a carreteras), con el fin de reducir sus costos e incrementar sus ganancias, como está ocurriendo en otras zonas tropicales (Muñoz, 1992; Angelsen, 1996; Holden *et al.*, 1999). La distancia a los cuerpos de agua no fue una variable importante para poder determinar la distribución de los pastizales, esto puede deberse a la existencia de un gran número de pozos que no se encuentran cartografiados, por lo cual no pudieron ingresarse al análisis. El establecimiento de los pastizales para ganadería tiene la capacidad de adaptarse a diferentes condiciones biofísicas (Burgos y Maass, 2004), es por esto que se observó la distribución de esta cobertura en un amplio rango de altitudes y pendientes. Ambos municipios mostraron un aumento de la superficie dedicada a la ganadería, siendo SPP el municipio que muestra el mayor incremento. Tudela (1992), Durand y Lazos (2004) y Wassenaar *et al.*, (2007) sugieren que el fenómeno de ganaderización en zonas tropicales es resultado de la búsqueda de aumentar el ingreso económico para mejorar la economía familiar. Este proceso se inició con la adquisición de hato vacuno y con el cambio de uso/cobertura del suelo a partir de la agricultura de temporal y/o de la agricultura de irrigación, pero ambos municipios mostraron una dinámica diferente del cambio de uso/cobertura del suelo para llevar a cabo el establecimiento de los pastizales para ganadería. En SPP se sugiere la existencia de una estrecha relación entre los pastizales y la agricultura de temporal, donde se observaron transiciones sistemáticas a partir de la agricultura de temporal. Es decir, el establecimiento de los pastizales para ganadería es llevado a cabo por la sustitución de la agricultura de temporal, lo que promueve la migración de la agricultura de temporal a zonas más marginales. La agricultura de temporal y los pastizales para ganadería no se encuentran distribuidos cercanos unos de otros. De esta manera, se muestra una competencia entre estas dos actividades y el reemplazo de la agricultura de temporal en zonas donde las condiciones biofísicas son más favorables. Principalmente porque este tipo de uso/cobertura del suelo tiene la capacidad de generar un mayor ingreso económico con la misma superficie que la ocupada por la agricultura de temporal. Este fenómeno ha sido documentado por Durand y Lazos (2004) para otras regiones tropicales de México, como en la Sierra de Santa Marta. Una dinámica diferente se observó en SMH, ya que se identificaron intercambios entre los pastizales para ganadería y la agricultura de irrigación. Esta interacción ha sido reportada por Wassenaar *et al.*, (2007) para otras regiones tropicales de Latinoamérica. Tudela (1992) sugiere que los intercambios de pastizales para ganadería y la agricultura de irrigación en regiones tropicales se relacionan con las fluctuaciones del mercado y de esta manera de los costos oportunidad para optar por una actividad y no la otra. Entrevistas en campo (2006) indicaron que la adquisición de hato vacuno era dependiente de los precios en el mercado de sus productos

agrícolas, por lo que si los precios se reducían ellos optaban por la introducción de ganado para incrementar sus ganancias.

Velázquez-Urbe (1996) sugiere que en México existe un nuevo modelo agrario que responde a una serie de presiones a las que la población está sometida, y de esta manera se observa el inicio y difusión de un modelo, en el que la ganaderización está ganando terreno en ambos municipios. Actualmente en ambos municipios se observa un aumento constante de la población dependiente de estas actividades, donde existe una baja inversión tecnológica y el empleo de especies exóticas (*Panicum maximum* y *Cenchrus ciliaris*). Lo anterior provoca que el impacto sea mayor biológicamente y se pueda favorecer el crecimiento de estas coberturas. Aunado a esto se observan bajos rendimientos de producción. Por ejemplo, la expansión de la superficie ganadera en SPP en un periodo de 6 años fue de 16.8%, mientras que el de producción en el mismo periodo fue de 2.5% y en SMH el crecimiento de la superficie fue de 12% y el de la producción mostró una reducción de 4.8% (INEGI, 2001 y 2005).

### **5.3. Conservación y abandono en el BTC**

Los cálculos de las tasas de deforestación por sí solas no son suficientes para poder calcular y entender la pérdida de BTC. La pérdida neta del BTC (la cual es la empleada para calcular las tasas de deforestación) subestima la pérdida real, principalmente por que se puede tener una tasa de deforestación de cero, debida a que la deforestación viene acompañada con la regeneración del bosque (Pontius *et al.*, 2004). Por ejemplo, en el periodo 1995-2006 en SPP se observó una tasa de deforestación de -0.31% anual, lo que significa un recrecimiento de 980.9 ha. Sin embargo, en ese mismo periodo hubo una pérdida de BTC de 1,958.6 ha y regeneración de 2,939.1 ha lo que enmascara la pérdida del BTC. Desafortunadamente, es muy común en la practica sólo reportar las tasas de deforestación (Yang y Lo, 2002), por lo que los científicos y los políticos necesitan entender los procesos fundamentales de la transformación del paisaje por medio de una clara identificación e integración de los procesos sistemáticos (Pontius *et al.*, 2004; Alo y Pontius, 2008).

La conservación del BTC está definida por la permanencia de esta cobertura en las tres fechas de este estudio. Sin embargo, el impacto del turismo tuvo implicaciones legales y por tanto en la dinámica que presentó con el BTC, particularmente en SMH. En este municipio se observó un aumento de la permanencia (elemento identificado con la dinámica de cambio de uso/cobertura del suelo y confirmado con entrevistas en el 2006 con representantes de PROCAMPO), se redujeron los intercambios que se realizaban con el BTC así como también la frontera máxima

donde eran llevados a cabo los intercambios. Por lo que en SMH un mayor número de parches de BTC maduro son conservados reduciendo la posibilidad de ser perturbados; en contraste en SPP la reducción de BTC maduro es llevada a cabo de manera alarmante.

El abandono y el descanso de la agricultura de temporal fue la principal causa de la regeneración del BTC. El proceso de descanso de la tierra es un fenómeno típico de la agricultura de roza, tumba y quema, donde después de decaer la productividad agrícola (normalmente después de 3-5 años de uso) es puesta en descanso por un periodo de 10-15 años lo que genera la regeneración de la vegetación y con esto se aumentan los nutrientes del sitio y las parcelas están listas para ser utilizadas nuevamente (Soto *et al.*, 1992; Noble y Dirzo, 1997; Kennard, 2002). Mientras que el proceso de abandono es llevado a cabo cuando cualquier cobertura antrópica es dejada sin ningún tipo de manejo, de esta manera se promueve la regeneración de la vegetación (Van Eetvelde y Antrop, 2004; Gellrich *et al.*, 2007; Gellrich y Zimmermann, 2007). Cuando se analizó el abandono de las actividades agropecuarias de 1985 a 1995 y con permanencia de BTC para el año 2006 se observa que sólo en SMH es presente esta transición, mientras que en SPP las zonas abandonadas para 1995 fueron recolonizadas en el 2006. Esto sugiere que en SPP existió un proceso de descanso de la tierra, mientras que en SMH parece ocurrir un verdadero abandono. Otros elementos como la transición sistemática de agricultura de temporal a BTC para 1995-2006 presente en SMH confirman los abandonos. Este abandono se relaciona con las oportunidades de trabajo no agrícolas, lo que promueve la migración de la mano de obra agrícola (mismas observaciones realizadas por Gellrich *et al.*, 2007; Gellrich y Zimmermann, 2007 para Suiza), con principal énfasis en la de temporal, a actividades mejor remuneradas económicamente; y con esto la reducción de la población rural dependiente de la agricultura de temporal. Esto se pone de manifiesto con los patrones de distribución observados, donde el mayor abandono de las actividades agropecuarias ocurrió en zonas donde los costos de transportación aumentaron como son en áreas alejadas de las carreteras y de las áreas rurales (Thomlison *et al.*, 1996; Helmer, 2004; Gellrich *et al.*, 2007; Gellrich y Zimmermann, 2007), y se incrementó su costo-oportunidad en zonas cercanas a las áreas urbanas, donde generalmente las actividades agropecuarias son las más vulnerables (Bentley, 1989; Kaimowitz, 2003; Burgos y Maass, 2004; Mottet *et al.*, 2004; Hietel *et al.*, 2004).

#### **5.4. Implicaciones biológicas de la deforestación**

Diversos estudios (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Farrig, 2003; Walter, 1992; Turner, 1989; Turner, 2005; Burgos y Maass, 2004) han sugerido que en las regiones tropicales la fragmentación es una de las principales causas de degradación de los bosques tropicales y la

escasa sustentabilidad de estos ecosistemas. Sin embargo, poco se conoce acerca de las causas de la fragmentación. Butler *et al.*, (2004), Wickham *et al.*, (2000) y Platt (2004) encontraron que la fragmentación del bosque tiene una relación directa con la densidad de población y la agricultura, sin embargo, no especifican la relación de la fragmentación del bosque con la población. El BTC en SPP se caracterizó por tener un dosel más abierto y con un mayor número de plantas rastreras que arbóreas, como resultado de la extracción de madera por la población rural como principal fuente de energía (Rodarte, 1997), además por el constante movimiento de la agricultura de temporal del tipo roza, tumba y quema. En SMH se observó un mayor control para la utilización del BTC, principalmente en la porción expropiada, mientras que en la parte comunal del mismo municipio la aplicación de las regulaciones es menos estricta, y por tanto la población que ahí habita hace extracción para uso familiar además de seguir la misma dinámica de roza, tumba y quema que la observada en SPP. Butler *et al.*, (2004) y Platt (2004) sugieren que existe una relación inversa entre la fragmentación y propiedad federal. En este estudio los resultados obtenidos en el BTC de ambos municipios localizado en el área comunal vs. el área federal indican diferencias significativas en los patrones de fragmentación. El área comunal se caracterizó por el establecimiento de un alto número de parches de coberturas antrópicas de pequeña superficie, principalmente por la presencia de coberturas agrícolas. En contraste, en el área federal se mostraron parches de mayor tamaño y menor dinámica. Butler *et al.*, (2004) sugieren que en zonas federales los mecanismos de fragmentación del bosque están dirigidos, planeados y son más estables en el tiempo, mismos comportamientos observados en estos municipios. Al haber una estrecha relación entre la agricultura de temporal y la fragmentación, se observa que la fragmentación está inversamente correlacionada con la pendiente y distancia a los caminos, mismas observaciones realizadas por Butler *et al.*, (2004) y Platt (2004).

Por otro lado, dado la alta resiliencia del BTC (Kennard, 2002) la regeneración del BTC se volvió un factor importante en la dinámica del paisaje, principalmente por que favoreció la regeneración del BTC. El BTC secundario es esencial para aumentar la conectividad del paisaje, la reducción de la densidad de borde, la generación de refugios y de corredores (Saunders *et al.*, 1991), la recuperación de los servicios ambientales (Brown y Lugo, 1990; Maass, 1995; Moran *et al.*, 2000; Maass *et al.*, 2005), el decremento de la degradación de los suelos (Barbier, 1997), mantenimiento del régimen hidrológico (Maass, 1995), además de contribuir al reciclaje de nutrientes y al microclima (Forman, 1994; Helmer, 2004). La superficie del BTC de los municipios en estudio representa más del 75% de la vegetación original, que no mostró ningún uso/cobertura del suelo en al menos un periodo de 21 años. A pesar de esto, existe una pérdida potencial de biodiversidad por su extinción local (Turner, 1989; Turner *et al.*, 1994; Turner,

1996; Hanski y Simberloff, 1997; Sagar y Sigh, 2004; Chhabra *et al.*, 2006) además de ser susceptible a los efectos de borde, principalmente como resultado de las actividades agrícolas que actúan localmente y generan pequeños fragmentos de BTC. Los fragmentos pequeños que son generados son los más susceptibles a ser deforestados (Mamingi *et al.*, 1996) y a largo plazo tienden a empobrecer su biodiversidad como resultado de la dominancia de unas cuantas especies (Leigh *et al.*, 1993; Turner *et al.*, 1996; Hanski y Simberloff, 1997). Además, las actividades agrícolas afectan principalmente a los mamíferos, seguido de las especies de plantas y en menor medida a las aves (Hilton-Taylor, 2000).

SPP y SMH están en la región que es considerada dentro de las cinco más importantes a nivel nacional, debido a la biodiversidad (Trejo y Dirzo, 2002; Mendoza *et al.*, 2005) y su alto número de especies endémicas que alberga (Rodarte, 1997). Está reportado que en parcelas de 0.1 ha esta región muestra una gran diversidad de especies (107) y familias (46) de plantas (Trejo y Dirzo, 2002). Además se tienen registradas en estos municipios un total de 430 spp de flora, 15 de anfibios, 291 de aves (de las cuales 40% son migratorias; INE-SEMARNAT 2003), 130 de mamíferos, 72 de reptiles en la parte terrestre (FONATUR, 2003) y 146 se encuentran bajo algún estatuto de protección de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2001. Es por esto que el parque nacional de SMH resulta de gran importancia, aunado a que a nivel nacional representa el ~10% de la superficie total de las áreas naturales protegidas y es una de las 19 áreas naturales protegidas con este tipo de ecosistema a nivel nacional (Ordoñez y Flores-Villela, 1995). Es por esto que las consecuencias ecológicas de la fragmentación sobre la flora y fauna tienen que ser investigadas con mayor detalle en estos municipios.

### **5.5. Proyecciones futuras de cambios de uso/cobertura del suelo en los BTC**

Trejo y Dirzo (2000) sugieren que para el año 2030 en el estado de Morelos no habrá más de 10% de BTC intacto. En los municipios en estudio de mantener las tendencias y dinámicas de cambio observadas entre 1985-1995 y 1995-2006 se puede esperar que para el año 2030 el BTC muestre una superficie de al menos un 60% de la cubierta original. Sin embargo, las dinámicas diferenciales de los municipios pueden tener superficies contrastantes. En SPP se espera que siga presente la deforestación, y el BTC tendrá una superficie de un 64-84%. La agricultura de temporal será el principal responsable de la deforestación seguido de los pastizales para ganadería. En SMH el BTC tendrá una superficie de un 76-89%, de esta manera se observa que de mantenerse las políticas e inversiones económicas como las actuales ayudarán y promoverán el aumento de la superficie total del BTC, como resultado de la disminución de la superficie

dedicada a la agricultura de temporal. Es importante resaltar que si se llega a presentar una mala economía nacional la agricultura de temporal será la principal actividad como fuente de empleo y alimento, de esta manera el BTC de SPP será el más afectado por este tipo de crisis económicas al no tener actividades económicas que aporten capital extranjero.

Además, se espera que en ambos municipios la agricultura de temporal esté concentrada principalmente en la parte norte de ambos municipios, siendo estas zonas donde se encuentran las áreas rurales, alejadas de las urbanas y de carreteras, así como son áreas que tienen una mayor pendiente y altitud. Los pastizales para ganadería en SPP y SMH estarán distribuidos cercanamente a la agricultura de temporal. Sin embargo, se espera que en las mejores condiciones biofísicas se establezcan los pastizales para ganadería, mientras que en SMH se espera una interacción muy cercana entre los pastizales y la agricultura de irrigación. En estos municipios se proyecta que para el año 2030 la introducción de pastizales para ganadería seguirá siendo el segundo uso/cobertura del suelo que tendrá el mayor impacto sobre el BTC. En SPP se proyecta que la introducción de los pastizales para ganadería explicará el 33.3% de toda la deforestación generada por las actividades agropecuarias, mientras que en SMH será del 19.7%. Por lo que el incremento de la presión para el establecimiento de nuevos pastizales para ganadería debe venir acompañadas de una legislación idónea para controlar su avance horizontal. Finalmente, una parte que resulta interesante es que el Parque Nacional de SMH aún en el peor de los escenarios no se espera que tenga algún establecimiento de cobertura antrópica, como se ha observado en diferentes áreas naturales protegidas de México (Sánchez-Cordero y Figueroa, 2007) y modeladas para el estado de Chiapas (Flamenco, 2007).

## **5.6. Limitaciones del enfoque**

Angelsen (1998) sugiere que la evaluación de la autocorrelación espacial de los modelos de distribución es bastante útil para entender los procesos de deforestación. Sin embargo, muchos autores sugieren que la presencia de la autocorrelación espacial rompe el principio estadístico de la independencia de las observaciones (Anselin, 1988; Anselin y Bera, 1998; Rutherford *et al.*, 2007). Para este estudio en específico, la identificación de la distribución de la autocorrelación espacial fue importante para entender cómo es llevada a cabo la deforestación. De esta manera, la deforestación es considerada como un reflejo de la distribución espacial de la toma de decisiones para llevar a cabo el establecimiento de diferentes usos/coberturas del suelo. Dentro de las diferentes decisiones a las que la población está sometida se pueden mencionar la generación de modas, efectos de contagio, atractores del cambio y de tipos de uso/cobertura del suelo, entre otros. Todos estos elementos son difíciles de modelar por que no siguen alguna

estructura espacial o no existe información cartográfica con escalas superiores o cercanas a las de 1:25,000. Sin embargo, por medio del análisis de la autocorrelación espacial de los residuales, fue posible resaltar las zonas que requieren un mayor detalle para su análisis. Se sugiere que la autocorrelación identificada en SPP es mayor que en SMH. Esto nos indica que en SPP existen zonas donde las presiones o comportamientos de la población se realizan de una manera muy localizada, y por lo tanto no todas las variables que influyen sobre la deforestación fueron capturadas. En SMH la autocorrelación fue menor, sugiriendo que fueron capturados los elementos espaciales más importantes que tienen influencia sobre la estructura espacial de todo el municipio. De esta manera para complementar estos estudios en el futuro se deberá trabajar a una mejor resolución en las zonas que se mostraron las mayores auto-correlaciones, donde la principal herramienta serán las entrevistas a campo.



## 6. CONCLUSIONES

Las variables biofísicas más importantes para entender la distribución de las coberturas antrópicas y deforestación fueron la pendiente y la altitud. En contraste, la orientación de la ladera y la concavidad del terreno mostraron una nula capacidad para explicar la distribución de los usos/coberturas del suelo y de la deforestación. La importancia de las variables biofísicas cambió temporalmente: en 1985 en ambos municipios se observó que la pendiente y la altitud tuvieron su mayor influencia para determinar la localización de las coberturas antrópicas, y para 2006 las variables biofísicas redujeron su potencial para explicar la distribución de estas coberturas, con principal énfasis en la agricultura de temporal y en los pastizales. Esta reducción se relaciona con la introducción del turismo, como la causa subyacente más importante que dirige a la deforestación. El turismo generó cambios estructurales en ambos municipios con principal énfasis en la estructura económica, como la generación de empleo no agrícola, pago por indemnización por la expropiación de la tierra, generación de centros urbanos, entre otros elementos. A las causas subyacentes se les atribuye la generación de abandonos de las coberturas antrópicas. De esta manera es claro que la dinámica de deforestación, de fragmentación y de los cambios de uso/cobertura del suelo no fue homogénea en espacio ni en tiempo. El BTC de SPP mostró que es y será el más vulnerable a ser deforestado, mientras que en SMH el BTC muestra una reducción de la presión a la que está sometido. De esta manera, se sugiere que para la búsqueda de reducir las altas tasas de deforestación reportadas en México es indispensable identificar principalmente las zonas que muestran las mayores transformaciones y relacionarlas con los conductores de la deforestación. Además, se sugiere que la generación de elementos que sean capaces de emplear a gran parte de la población agrícola (principalmente la dedicada a la agricultura de subsistencia) promoverá el abandono de las coberturas agrícolas y la regeneración de los bosques. Finalmente, pese a la existencia de algunos análisis que se han realizado para explicar la dinámica y las causas de la deforestación a nivel nacional no han sido suficientes para vislumbrar la problemática a la que el bosque está sometido, por lo que es necesario incluir estudios a escala local. En este sentido, éste es el primer análisis de este tipo que logra integrar en un análisis espacial de los cambios de uso/cobertura del suelo, la dinámica temporal y de evaluar las estimaciones econométricas generadas por el INEGI. Todo esto puede ser aplicado con el fin de identificar las causas próximas y subyacentes que dirigen la deforestación del BTC y entender la dirección y cantidad del cambio de cobertura en un futuro cercano.

## 7. RERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alo, C.; y Pontius, R. **2008**. Identifying systematic land cover transitions using remote sensing and GIS: The fate of forest inside and outside protected areas of Southwestern Ghana. *Environment and Planning B: Planning and Design*. (35:2) 280-295.
- Andrén, H. **1994**. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*. (71) 355-366.
- Angelsen, A. **1996**. Deforestation: population or market driven? Different approaches in modeling of agricultural expansion. Working Paper #9. Chr. Michelsen Institute, Bergen. *Journal of Development Economics*. (55).
- Anselin, N. **1988**. Spatial Econometrics: Methods and Models. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Anselin, N.; y Bera, A. **1998**. Spatial dependence in linear regression models with an introduction to spatial econometrics. In: Utah, A. Giles. D.E.A. (Eds.). Handbook of Applied Economic Statistic, Marcel Dekker, New York.
- Antrop, M. **1998**. Landscape change: plan or chaos?. *Landscape and Urban Planning*. (41) 155-161.
- Antrop, M. **2000**. Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (77) 17-28.
- Antrop, M. **2005**. Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*. (70) 21-34.
- Apan A. A.; y Peterson, J. A. **1998**. Probing tropical deforestation: The use of GIS and statistical analysis of georeferenced data. *Applied Geography*. (18) 137-152.
- Arnold, R. H. **1997**. Land use and land-cover mapping. Interpretation of airphotos and remotely sensed imagery. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Atlas Nacional de México, UNAM – Instituto de Geografía. **1990a**. Geomorfología, IV.3.3 y 2. IV.3.4.
- Atlas Nacional de México, UNAM – Instituto de Geografía. **1990b**. Regímenes de humedad del suelo, carta IV.6.2
- Atlas Nacional de México, UNAM – Instituto de Geografía. **1990c**. Temperatura media, IV.4.4, Precipitación, IV.4.6, Medidas de Aridez, IV.4.9 y Climas, IV.4.10
- Atlas Nacional de México, UNAM – Instituto de Geografía. **1990d**. Capacidad de Uso de la Tierra, VI.1.3 e Influencia Humana Sobre el Medio Ambiente 2, V.1.2
- Attwill, P. **1994**. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*. (63) 247-300.

- Aune, J.B.; Glomsrod, S.; Iversen, V.; y Wiig, H. **1996**. Structural adjustment and land degradation: a CGE analysis for Tanzania. *In: Structural adjustment policies and environmental degradation in Tanzania, Zambia, and Ethiopia*. Preliminary Seminar Report, 9-10 January. Agricultural University of Norway.
- Baltzer, H. **2000**. Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecol. Model.* (126) 139-154.
- Barbier, E. **1997**. Rural poverty and natural resource degradation. In *Rural poverty in Latin America* (ed). R. López & A. Veldés. Washington, DC. The World Bank.
- Barbier, E.; y Burgess, J.C. **1996**. Economic análisis of deforestation in Mexico. *Environment and Development Economics*. (1:2) 203-239.
- Barbier, E.; Sanchez, P.; y Wagmner, T. **1997**. The economic Determinants of Land Degradation in Developing Countries [and Discussion]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. (352:1356) 891-899.
- Barrera, N. **1996**. Los orígenes de la ganadería en México. *Ciencias*. (44), 14-27.
- Bell, E. L.; e Hinoja, R. C., **1977**. Markov analysis of land use change: continuous time and stationary processes. *Socio-Econ. Plan. Sci.* (11) 13-17.
- Bélanger, L.; y Grenier, M. **2002**. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Quebec, Canada. *Landscape Ecology*. (17) 495-507.
- Bentley, J., **1989**. Bread Forest and New Fields: The Ecology of reforestation and Forest Clearing Among Small Woodland Owners in Portugal. *Journal of Forest History*. (17) 188-195.
- Berry, M. W.; Flamm, R. O.; Hazen, B. C.; y MacIntyre, R. L. **1996**. The Land-Use Change and Analysis System (LUCAS) for Evaluating Landscape Management Decisions. *IEEE Computational Science & Engineering*. (3:1) 24-35.
- Bluffstone, R.A. **1993**. Reliance on forests: household labour supply decisions, agricultural systems, and deforestation in rural Nepal. Ph.D. Dissertation. Boston University, Boston.
- Bluffstone, R.A. **1995**. The effect of labour market performance on deforestation in developing countries under open access: an example from rural Nepal. *Journal of Environmental Economics and Management*. (29) 42-63.
- Bocco, G.; Masera, O.; y Mendoza, M. **2001**. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*. (44) 18-38.
- Bonilla, I. **2002**. Sistema tributario mexicano 1990-2000. Políticas necesarias para lograr la equidad. (La reforma hacendaria de la presente Administración). Tesis de licenciatura para obtener el grado de Economista, UNAM-Facultad de Economía.

- Borrini-Feyerabend, G. **1997**. “Manejo participativo de Áreas Protegidas: adaptando el método al contexto”, *Temas de Política Social, Unión Mundial para la Naturaleza*, UICN-Sur, Quito, Ecuador.
- Brandt, J.; Primdahl, J. y Reenberg, A. **1999**. Rural land-use and landscape dynamics – analysis of driving forces in space and time. In: B. Krönert R.; J. Bowler, I. R., Reenberg A. (Eds.), *Land-use changes and their environmental impact in rural areas in Europe*. UNESCO, Paris, France.
- Brown, D. **1996**. Practical Hand Book of Spatial Statistics, Chapter 7, pp 149-173, ISBN 0-8493-0132-7, USA, CRC Press.
- Brown, S.; y Lugo, A. **1990**. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil*. (124) 53-64.
- Brown, S.; y Lugo, A. **1990b**. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*. (6) 1-32.
- Burgos, A.; y Maass, J. **2004**. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (104) 475-481.
- Bürgi, M.; Hersperger, A.; y Schneeberger, N. **2004**. Driving Forces of Landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology*. (8) 857-868.
- Bürgi, M.; y Russell, E., **2001**. Integrative method to study landscape changes. *Land Use Policy*. (18) 9-16.
- Butler, B.; Swenson, J.; y Alig, R. **2004**. Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. *Forest Ecology and Management*. (189) 363-373.
- Cairns, M. A.; Dirzo, R.; y Zadroga, F. **1995**. Forests of Mexico: a diminishing resource? *J. For. July*. 21-24.
- Calderón, F. **2007**. El Turismo como Prioridad Nacional. *SECTUR*. México, DF.
- Castellanos, J.; Jaramillo, V.; Sanford, R.; y Boone, J. **2001**. Slash and burn effects on fine rootbiomas and productive in tropical dry forest ecosystem in Mexico. *Forest Ecology and Management*. (148) 41-50.
- Castillo, P.; Lehtona, P.; Simula, M.; Sosa, V.; y Escobar, R. **1989**. Proyecciones de los principales indicadores forestales de México a largo plazo (1988-2012), reporte interno, *Subsecretaría Forestal, Cooperación México-Finlandia, SARH*, México.
- Castillo, G., *et al.*, **1997**. Flora de las Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Ciencia y mar*, Universidad del Mar. México.
- Charney, J.; y Stone, P. **1975**. Drought in the Sahara: A biogeophysical feedback mechanism. *Science*. (187) 434-435.
- Chen, L.; Wang, J.; Bojie, F.; y Qiu, Y. **2001**. Land use change in a small catchment of northern Loess Plateau, China. *Agriculture Ecosystems and Environment*. (86) 163-172.

- Chhabra, A.; Geist, H.; Houghton, R.; Haberl, H.; Braimoh, A.; Vlek, P.; Patz, J.; Xu, J.; Ramankutty, N.; Coomes, O.; y Lambin, E. **2006**. Capítulo 4, Multiple Impacts of Land-Use/Cover Change, en Land-Use/Cover Change; Local Processes and Global Impacts. Lambin, E.; y Geist, H. (Eds.) The IGBP Series, Springer. Alemania.
- Chorley, R.; y Kennedy, B. **1971**. Physical geography: a systems approach. Prentice-Hall, London.
- Convenio. **1984**. Convenio que celebra por una parte Nacional Financiera S.A. como fiduciaria en el fideicomiso denominado FONATUR y por otra la comunidad de Santa María Huatulco, municipio del mismo nombre del estado de Oaxaca, representada por el C. Representante de Bienes comunales. Firmado en el municipio de Santa María Huatulco el 23 de mayo.
- Cropper, M.; Griffiths, C.; y Mani, M. **1997**. Roads, population pressures, and deforestation in Thailand, 1976-89. Policy Research Working Paper 1726. World Bank, Washington, DC.
- Cuevas, G.; Mas J-F, in press. Land use scenarios: a communication tool with local communities. *Modelling Environmental Dynamics*, Springer.
- Cuevas, G. **2008**. Aplicación de un modelo espacial para la elaboración de escenarios de uso/coertura del suelo en la Huacana, Michoacán. Tesis de maestría en geografía, UNAM, Facultad de Filosofía y Letras.
- Daily, G. **1997**. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington DC. Island Press.
- Daily, G.; y Ellison, K. **2002**. The New Economy of Nature. The Quest to Make Conservation Profitable. Washington DC. Island Press.
- Darkoh, M. **2003**. Regional perspectives on agriculture and biodiversity in the drylands of Africa. *Journal of Arid Environments*. (54) 261–279
- De Ita, C. **1983**. Patrones de Producción Agrícola en un Ecosistema Tropical Estacional en la Costa de Jalisco. Tesis para obtener el grado de Licenciado en Biología, Fac. de Ciencias, UNAM.
- De Janvry A.; y E. Sadoulet. **2001**. Income Strategies Among Rural Households in Mexico: The Role of Off-farm Activities. *World Development*. (29:3) 467-480.
- Deimel, L. E.; Mcallister, D.; y Doss, C. **1982**. Techniques for Computerized lake and river fills in Digital Terrain Models. *PERS*. (48:9) 1431-1436.
- Deininger, K.; y Minten, B. **1996**. Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. Research Project on Social and Environmental Consequences of Growth-oriented Policies, Working Paper No. 5. Policy Research Department. World Bank, Washington, DC.

- Deininger, K. and Minten, B. **1997**. Determinants of forest cover and the economics of protection: an application to Mexico. World Bank, Washington, DC.
- Dirzo, R. **1996**. Mexican Diversity of Flora. Ed. P. Robles. CEMEX. Singapore.
- Dirzo, R.; y Masera, O. **1996**. Clasificación y dinámica de la vegetación en México, en Criterios y Terminología para Analizar la Deforestación en México, México, SEMARNAP.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). **2007**. miércoles 19 de septiembre, sección 7.
- Dorman, C.; McPherson, J.; Araújo, M.; Bivand, R.; Bolliger, J.; Carl, G.; Davies, R.; Hirzel, A.; Jetz, W.; Kissling, D.; Kühn, I.; Ohlemüller, R.; Peres-Neto, P.; Reineking, B.; Schröder, B.; Schurr, F.; y Wilson, R. **2007**. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*. (30) Uncorrected Proof.
- Durand, L.; Lazos, E. **2004**. Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta, Southern Mexico. *Environmental Conservation*. (31:1) 11-21.
- EEA. **2002**. Environment signals 2002: benchmarking the Millennium. *European Environment Agency EEA*, Copenhagen. Environmental Assessment Report, No. 9.  
[http://reports.eea.eu.int/environmental\\_assessment\\_report\\_2002\\_9/en/tab\\_content\\_RLR](http://reports.eea.eu.int/environmental_assessment_report_2002_9/en/tab_content_RLR)
- Eltahir, E.; y Bras, R. **1986**. Precipitation recycling. *Rev. Geophys.* (34) 367-378.
- EPA-US. Environmental Protection Agency. **2000**. Projecting Land Use Change: A Summary of Models for Assessing the Effects of Community Growth and Change on Land Use Patterns. Contract #68-C7-0011, Project Office: Susan Sahock.
- Ewel, J. **1980**. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*. (12) 2-9.
- Fahrig, L. **2003**. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. (34) 487-515.
- FAO. **1988**. An interim report on the state of forest resources in the developing countries. *Forest Resources Division*. Forestry Department. Roma.
- FAO. **1995a** Evaluación de los Recursos Forestales 1990, países tropicales, estudios forestales de FAO. (112) 41.
- FAO. **1995b**. Forest resources assessment 1990, *Global synthesis, FAO Forestry Paper*. (124).
- FAO. **2001**. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000 (FRA 200), Informe principal. Documento de Montes 140.
- FAO. **2002**. State of the World Forest 2001, pp 181.
- Fearnside, M. P. **2001**. Saving tropical forest as a global warming countermeasure: an issue that divides the environmental movement. *Ecol. Econ.* (39) 167-184.

- Flamenco, A. **2007**. Dinámica y escenarios sobre los procesos de cambio de cobertura y usos del terreno en el suroeste de México: El caso de la selva el Ocote, Chiapas. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias. UNAM- CIECO.
- Flores, M.; Jiménez X; Madrigal, Moncayo F.; y Takaki. F. **1971**. Memorias del Mapa de SRH, Tipos de Vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos. México, D.F.
- FONATUR. **2003**. Programa de Manejo. Parque Nacional Huatulco, México. Comisión Nacional de Areas Naturales Protegidas. 1a edición.
- FONATUR. **2005**. Problemática presentada en las zonas de Bajos de Coyula y Bajos del Arenal y Propuesta de Solución. Dirección Adjunta de desarrollo. Mayo.
- FONATUR. **2007**. Estrategia social. Desarrollo de la comunidad. Dirección Adjunta de desarrollo, Subdirección de proyectos y estrategia de desarrollo. Abril.
- FONATUR. **2008**. Indicadores turísticos históricos de Bahís de Huatulco (1987-2005). En <http://www.fonatur.gob.mx/es/estadisticas/dir-estad.asp>
- Forman, R. **1994**. Land mosaics, the ecology of landscapes and regions, University Press, Cambridge, UK.
- Forman, R.; y Godron, M. **1986**. Landscape ecology, John Wiley, NY, USA.
- Foster, A.; Rosenzweig, M.; y Behrman, J. **1997**. Population growth, income growth, and deforestation: management of village common land in India. Brown University, Rhode Island and University of Pennsylvania, Philadelphia. Mimeo.
- FRA. (Forest Resources Assessment) **2005**. tomado de <http://www.presidencia.gob.mx/buenasnoticias/index.php?contenido=16205>
- Friday, L; y Laskey, R. **1991**. The Fragile Environmental, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frosini, S.; Vettorazzi, C.; Theobald, D.; y Ramos, M. **2005**. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management*. (204:1) 69-85.
- Fuentes, L. **1992**. Cambios en el uso del suelo agrícola en México, Instituto de Geografía, UNAM. 1a edición, México, DF.
- Fuentes, L.; y Coll, A. **1980**. Los Distritos de Riego en México. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. (10) 253-284.
- García, E. **2004**. Modificaciones al sistema de clasificación de climática de Köppen, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- García, G.; March, I.; y Castillo, M. A. **2001**. Transformación de la vegetación por cambio de uso del suelo en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. (46) 45-57.

- Gardner-Outlaw, T.; y Engelman, R. **1999**. Forrest futures, Population, consumption and wood resources. Washington, DC. Population Action International.
- Gellrich, M.; y Zimmermann, N. **2007**. Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains: A spatial statistical modelling approach. *Landscape and Urban Planning*. (79) 65-76
- Gellrich, M.; Baur, P.; Koch, B.; y Zimmermann, N. **2007**. Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (118) 93-108.
- Gibson, C.; Mckean, M.; y Ostrom, E. **2000**. Explaining Deforestation: The Role of Local Institutions. Capítulo 1. En. People and Forests. Communities, Institutions and Governance. Gibson, C.; Mckean, M.; y Ostrom, E. (Eds). The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England.
- Gutiérrez, A. **1993**. La Ganadería Extensiva en el Trópico Seco Mexicano: Causas, Consecuencias y Manifestaciones en su Medio Social. Tesis para obtener el grado de Licenciada en Geografía, Fac. de Filosofía y Letras, Colegio de Geografía, UNAM.
- Hanski, I.; y Simberloff, D. **1997**. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. En Hanski, I. A. and Gilpin, M.E. (eds) (1997). Metapopulation biology. Academic Press, San Diego.
- Harrison, S. **1991**. Population growth, land use and deforestation in Costa Rica, 1950-1984. *Interciencia*. (16:2) 83-93.
- Helmer, E. **2000**. The Landscape Ecology of Tropical Secondary Forest in Montane Costa Rica, *Ecosystems*. (3) 98-114.
- Helmer, E. **2004**. Forest conservation and land development in Puerto Rico. *Landscape Ecology*. (19) 29-40.
- Helmut, J.; Geist, H.; y Lambin, E. **2002**. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*. (52:2) 143-150.
- Hietel, E.; Waldhardt, R.; y Otte, A. **2004**. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecology*. (19) 473-489.
- Hietel, E.; Waldhardt, R.; y Otte, A. **2005**. Linking socio-economic factors, environment and land cover in German Highlands, 1945-1999. *Journal of Environmental Management*. (75) 133-143.
- Hilton-Taylor, C. **2000**. IUCN red list of threatened species. World Conservation Union, Gland.
- Holden, S. **1993**. Peasant household modelling: farming systems evolution and sustainability in Northern Zambia. *Agricultural Economics*. (9) 241-67.



- Holden, S.; y Simanjuntak, R. **1995**. A model of transmigrants in a rain forest setting: adaptive strategies, living conditions, and environmental consequences and feedbacks. Mimeo.
- Holden, S.; Taylor, J.; y Hampton, S. **1999**. Structural adjustment and market imperfections: a stylized village economy-wide model with nonseparable farm households. *Environment and Development Economics*. (11) 69-87.
- Houghton, R.; Boone, R.; Melillo, J.; Palm, C.; Woodwell, G.; Myers, N.; Moore, B.; y Skole, D. **1985**. Net flux of carbon dioxide from tropical forest in 1980. *Nature*. (316) 617-620.
- Houghton, R.; Lefkowitz, D.; y Skole, D. **1991**. Change in Landscape in Latin America between 1859 and 1985 I. Progressive loss of Forest. *Forest Ecology Management*. (38), 143-172.
- Huston, M. **2005**. The three phases of land-use change: Implications for biodiversity. *Ecological Applications*. (15:6) 1864-1878.
- IFN. **2000**. Inventario Forestal Nacional 2000, SEMARNAP-Instituto de Geografía-UNAM.
- INE-SEDESOL. **1993**. Información de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al medio ambiente, 1991-1992, México. 374 p.
- INE-SEMARNAT. **2003**. Áreas naturales protegidas de México con decretos Federales, 1a reimpresión, México, DF.
- INEGI. **1980**. Censo de población y vivienda del estado de Oaxaca.
- INEGI. **1985**. Cartas de uso de suelo y vegetación, escala 1:250,000, México, D.F.
- INEGI. **1988**. Atlas Nacional del Medio Físico, 223 pp, México, D.F.
- INEGI. **2000**. Censo de población y vivienda del estado de Oaxaca.
- INEGI. **2001**. Cuaderno estadístico municipal de Santa María Huatulco.
- INEGI. **2003**. Síntesis Geográfica y Cartográfica del Estado de Oaxaca.
- INEGI. **2005**. Cuaderno estadístico municipal de San Pedro Pochutla.
- Inman, K. **1990**. Social causes of deforestation in third world countries. Master's Thesis, University of Georgia, Athens.
- Irwin, E.; y Geoghegan, J. **2001**. Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (85) 7-23.
- Janzen, D. **1986**. Tropical Dry Forest. The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. En; E. Wilson (Ed), Biodiversity, National Academy Press, Washington.
- Jones, D.; y O'Neill, R. **1993**. A two sector model of land use and deforestation: funding urban development with a tax on urban and rural employment. *Lectures on the Mathematics in the Life Sciences*. (23) 57-73.
- Jones, D.; y O'Neill, R. **1994**. Development policies, rural land use, and tropical deforestation. *Regional Science and Urban Economics*. (24) 753-71.

- Jones, D.; y O'Neill, R. **1995**. Development policies, urban unemployment, and deforestation: the role of infrastructure and tax policy in a two sector model. *Journal of Regional Science*. (35) 135-53.
- Juárez, C.; Propin, E.; y Padilla, C. **1998**. La concentración regional de la población costera en México entre 1930 y 1990. *Revista Geográfica*. IPGH, (123), 5-48.
- Juárez, C. **2000**. Los niveles de asimilación económica de la región costera de México. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. (43) 167-182.
- Kaimowitz, D. **2003**. Forest Law enforcement and Rural Livelihoods. *International Forestry Reviews*. (5:3) 199-210.
- Kaimowitz, D.; y Angelsen, A. **1998**. Economic models of tropical deforestation: a review. Center For International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia
- Kennard, D. **2002**. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*. (18) 53-66.
- Killeen, T.; Villegas, Z.; Soria, L.; y Soares-Filho, B. **2004**. Tendencias de la deforestación en los municipios de San Javier y Concepción, Santa Cruz – Bolivia.  
<http://www.museonoelkempff.org/informacionDis/pdf/escenarioAmazon/Tend-Defor.pdf>
- Klijn, J. **2002**. Driving forces behind landscape transformation in Europe from a conceptual approach to policy options. Capítulo 14, 201-217. En: *The New Dimensions of the European Landscape*, Longman Ed.
- Kristensen, S.; Thenail, C.; y Kristensen, L. **2001**. Farmer's involvement in landscape activities: an analysis of the relationship between farm location, farm characteristics and landscape change in two study areas in Jutland, Denmark. *Journal of Environmental Management*. (61) 301-318.
- Lambin, E. **1997**. Modeling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*. (21:3) 375-393.
- Lambin, E.; Turner, B.L.; Helmut J.; Geist, S. B.; Angelsen, A.; Bruce, J. W.; Coomes, O. T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; George, P. S.; Homewood, K.; Imbernon, J.; Leemans, R.; Xiubin Li; Moran, E.; Mortimore, M.; Ramakrishnan, P. S.; Richards, J. F.; Skanes, H.; Steffen, W.; Stone, G.; Svedin, U.; Veldkamp, T.; Vogel, C.; y Jianchu Xu. **2001**. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. (11) 261 –269.
- Lambin, E.; Geist, H.; y Lepers, E. **2003**. Dynamics of land use and cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*. (28) 205-241.

- Lambin, E.; Geist, H. **2006**. Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts. *The IGBP Series*, Springer.
- Lazos, E. **1996**. El encuentro de subjetividades en la ganadería campesina. *Ciencias*. (44) 36-49.
- Leemans, R.; y Serneels, S. **2004**. Understanding land use change to reconstruct, describe or predict changes in land cover. *GeoJournal*. (61:4) 305-307.
- Leigh, E.; Wright, S.; Herre, E.; y Putz, F. **1993a**. The decline of tree diversity on newly isolated deforestation on nearby montane cloud forests. *Science*. (294) 584-587.
- Leigh, G.; Wright, S.; Herre, E.; y Putz, F. **1993b**. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology*. (7) 76-102.
- Leprun, J. C. **1999**. The influences of ecological factors on the tiger bush along a gradient from Mali to northern Burkina Faso. *Catena*. (37) 25-44.
- Liu, J.; Linderman, M.; Ouyng, Z.; An, L.; Yang, J.; y Zhang, H. **2001**. Ecological degradation in protected areas: The case of Wolong Nature Reserve for giants pandas. *Science*. (292) 98-101.
- Maass, J. **1995**. Conservation of tropical dry forest to pasture and agriculture. In S. H. Bullock, H. A. Mooney and E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*, pp 399-422. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- Maass, J.; Balvanera, P.; Castillo, A.; Daily, G.; Mooney, H.; Ehrlich, P.; Quesada, M.; Miranda, A.; Jaramillo, V.; García, F.; Martínez, A.; Cotler, H.; López Blanco, J.; Pérez, A.; Búquez, A.; Tinoco, C.; Ceballos, G.; Barraza, L.; Ayala, R.; y Sarukhán, J. **2005**. Ecosystems Services of tropical Dry Forest: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*. (10:1) art 7.
- Mamingi, N.; Chomitz, K.; Gra, D.; y Lambin, E. **1996**. Spatial patterns of deforestation in Cameroon and Zaire. Working paper 8 Research Project on Social and Environmental Consequences of Growth-oriented Policies. Policy Research Department, World Bank, Washington, 35p.
- Margules, C.; y Pressey, R. **2000**. Systematic conservation planning. *Nature*. (405) 243-253.
- Mas, J. F.; y Correa, J. **2000**. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. (43) 42-59.
- Mas, J. F.; y Ramírez, I. **1996**. Comparison of land use clasification obtained by visual interpretation and digital processing. *ITC Journal*. (3:4) 278-283.

- Mas, J. F.; Velázquez, A.; Díaz-Gallegos, J.; Mayorga-Saucedo, R.; Alcántara, C.; Bocco, G.; Castro, R.; Fernández T.; y Pérez-Vega, A. **2004**. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, (5:4) 249-261.
- Masera, O.; Ordóñez, M.; y Dirzo, R. **1992a**. Carbon emissions from deforestation in México: Current situation and long-term scenarios. W. Makundi y J. Sathaye (ed.) *Carbon emission and sequestration in forests: Case studies from seven developing countries: Summary*. Report Ibl-32665. Lawrence Berkeley Laboratory, University of California. Berkeley, California.
- Masera, O.; Ordóñez, M.; y Dirzo, R. **1992b**. Emisiones de Carbono a partir de la deforestación en México. *Ciencia*. (43) 151-153.
- Masera, O.; Ordoñez M.; y Dirzo, R. **1997**. Carbon emissions from mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climate Change*. (35) 256-295.
- Mather, A. **2006a**. Proximate causes. Geist, H. (ed) Our Earth's changing land: An encyclopaedia of land-use and land-cover change, vol. 2 (L-Z). Greenwood Press, Westport, London, pp 490-495.
- Mather, A. **2006b**. Proximate causes. Geist, H. (ed) Our Earth's changing land: An encyclopaedia of land-use and land-cover change, vol. 1 (A-K). Greenwood Press, Westport, London, pp 179-185.
- McCowell, W.; Sweeney, S.; y Mulley, B. **2004**. Physical and social access to land: spatio-temporal patterns of agricultural expansion in Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (101) 171-184.
- McGarigal, K.; y Marks, B. **2003**. FRAGSTATS V3.3, Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, Oregon State University, USA.
- McIntyre, S.; y Hobbs, R. **1999**. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevant to management and research models. *Conservation Biology*. (13) 1282-1292.
- Mendoza, E.; Fay, J.; y Dirzo, R. **2005**. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista chilena de historia natural*. (78:3) 451-467.
- Merino, L. **Sin fecha**. Procesos de uso y gestión de los recursos naturales-comunes. *Comunicado personal*. Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM.
- Miranda, A. **1996**. La Selva Tropical Estacional: Entre la vida y la muerte. *Ocelotl, Revista Mexicana de Conservación*, Méx. Pronatura AC. (5) 28-35

- Miranda, F.; y Hernández, E. **1963**. Los tipos de Vegetación en México y su Clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México, SARH, México (23).
- Mooney, H.; Medina, E.; y Bullock, H. **1995**. (eds.). Seasonally Dry Tropical Forest, pp 399-422. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- Moran, E.; Brondizio, E.; Trucker, J.; Da Silva-Forsberg, M.; McCracken, S.; y Falesi, I. **2000**. Effects of soil fertility and land use on forest succession in Amazonia. *Forest Ecology and Management*. (139), 93-108.
- Motrena, P.; y Rebordao, J. **1998**. Invariant models for ground control points in high resolution images. *J. Remote Sensing*. (19) 1359-1375.
- Mottet, A.; Ladet, S.; Coqué, N.; y Gibon, A. **2006**. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (114) 296-310.
- Murcia, C. **1995**. Edge effects in fragmented forest implications for conservations. *Trends in Ecology and Evolution*. (10) 58-62.
- Murphy, P.; Lugo, A. **1986**. The ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. (17) 67-88.
- Murphy, P.; Lugo, A. **1995**. Central America and the Caribbean. In S. H. Bullock, H. A. Mooney and E. Medina (eds.). Seasonally Dry Tropical Forest, pp 1-33. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- Muñoz Piña, C. **1992**. Forest or no forest, a logit model of land use in Mexico, MS Thesis, University College London, London.
- Myers, N. **1989**. Deforestation rates in tropical forest and their climatic implications. Friends of the earth, London, England.
- Nagendra, H.; Munroe, D.; y Southworth, J. **2004**. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use / land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (101) 111-115.
- Naveh, Z. **2001**. Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscapes. *Landscape and Urban Planning*. (57) 269-284.
- Nelson, G.; y Hellerstein, D. **1997**. Do roads cause deforestation using satellite images in econometric analysis of land use. *American Journal of Agricultural Economics*. (79) 80-88.
- Noble, I.; y Dirzo, R. **1997**. Forests as human dominated ecosystems. *Science*. (277:5325) 522-525.
- NOM-059-SEMARNAT-2001.<http://www.profepa.gob.mx/NR/rdonlyres/84142613-CF26-4223-B7E9-38BE4AEB0C96/1426/NOMECOL0592001.pdf>

- Ordoñez, D.; y Flores-Villela, O. **1995**. Áreas Naturales Protegidas. Serie Cuadernos de Conservación. 4 Pronatura. A.C. México.
- Oropeza, O.; Hernández, M.; Zárate, R.; Alfaro, G.; Orozco, F.; Mitre, L.; Valdéz, G.; y Torres, L. **1995**. Mapa de Geosistemas. II Informe de actividades correspondientes a enero-junio de 1995. Subárea: Vulnerabilidad a la desertificación y a la sequía. UNAM, INE, EPA, Estudio de País, México.
- Otterman, J. **1974**. Baring high-albedo soils by overgrazing: A hypothesised desertification mechanism. *Science*. (86) 531-533.
- Palacio, J. L.; Bocco, G.; Velásquez, A.; Mas, J. F.; Takaki, J.; Victoria, A.; Luna, L.; Gómez, G.; López, J.; Palma; Trejo, I.; Peralta, A.; Prado, J.; Rodríguez, A.; Mayorga, R.; y González, F. **2000**. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. (43)183-203.
- Palo, M.; y Lehto, E. **1996**. Modelling underlying causes of pantropical deforestation. In: Palo, M. and Mery, G. (eds.) Sustainable forestry challenges for developing countries, 27-61. Kluwe, Academic Publishers, Dordrecht.
- Pan, D.; Domon, G.; de Blois, S.; y Bouchard A. **1999**. Temporal (1958-1993) and spatial patterns of land use change in Aut.-Saint-Laurent (Québec, canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape Ecology*. (14) 35-52.
- Pan, D.; Walsh, S.; Bilsborrow, R.; Frizzelle, B.; Erlien, C.; y Baquero, F. **2004**. Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (101) 117-134.
- Parrot, J.-F. **2002a**. Programa Concav.
- Parrot, J.-F. **2002b**. Programa Rio4.
- Parrot, J.-F. **2003a**. Programa brod4\_mx.
- Parrot, J.-F. **2003b**. Programa Miel4\_mx\_v2.
- Parrot, J.-F. **2003c**. Programa Versant.
- Parrot, J.-F. **2004**. Programa Extra\_courbes.
- Parrot, J.-F. **2005a**. Programa Sum\_dxf\_v2.
- Parrot, J.-F. **2005b**. Programa Trans\_dxf\_v2.
- Parrot, J.-F. **2006**. Programa Sum\_cn\_ha\_dxf.
- Parrot, J.-F. Ochoa, T. **2004**. Generación de MDT raster utilizando el Paint Shop versión 4. Serie Varia, Instituto de Geografía UNAM.
- Parrot, J.-F.; Taud, H. **2005**. DEM roughness measurement by local fractal dimension. *Géomorphologie*. (4) 327-338.

- Pascual, U. **2005**. Land use intensification potential in slash-and-burn farming through improvements in technical efficiency. *Ecological Economics*. (52:4) 497-511.
- Peet F.; y Sahota T. **1985**. "Surface curvature as a measure of image texture", *IEEE transactions on pattern analysis and machine itelligence*. (7) 734-738.
- Petit, C.; y Lambin, E. **2002**. Long-term land-cover changes in the Belgian Ardennes (1775-1929): model based reconstruction vs. historical maps. *Global Change Biology*. (8) 616-630.
- Platt, R. **2004**. Global and local analysis of fragmentation in a mountain region of Colorado. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (101) 207-218.
- Poder Ejecutivo. **2001**. Plan Puebla-Panamá. Avances y perspectivas. AnexoI. Acuerdo por el que se crea la coordinación general y el consejo consultivo del Plan Puebla Panamá. Estados Unidos Mexicanos. Presidencia de la República.
- Pontius, R. **2000**. Quantification Error Versus Location Error in Comparison of Categorical Maps. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. (66:8) 1011-1016.
- Pontius, R. **2002**. Statistical Methods to Partition Effects of Quantity and Location During Comparison of Categorical Maps at Multiple Resolutions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. (68:10) 1041-1049.
- Pontius, R.; Shusas, E.; y McEachern, M. **2004a**. Detecting important categorical accounting for persistence. *Agric. Ecosys. Environ*. (101) 251-268.
- Pontius, R.; Huffaker, D.; y Denman, K. **2004b**. Useful techniques of validation of spatially explicit land-change models. *Ecol. Model*. (179) 445-461.
- Porter-Bolland, L.; Ellis, E. A.; y Gholz, H. L. **2007**. Land use dynamics and landscape history in La Montaña, Campeche, México. *Landscape and Urban Planning*. Article in Press.
- PROCAMPO. (Programa de apoyos directo al campo de la SAGARPA). Entrevista realizada a Felix León Alvarez. Jefe del centro de apoyo al desarrollo rural en Pochutla.
- Propin, E.; y Sánchez, A. **2001**. Características básicas de la estructura territorial de la economía mexicana. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. (46) 148-163.
- Puelles, W. **2008**. ¿Porqué no baja los impuestos Sr. García?. [www.acrata.org](http://www.acrata.org).
- R 2.5.1, R Development Core Team. **2007**. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ramankutty, N.; y Foley, J. **1999**. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*. (13) 997-1027.

- Reid, R.; Kruska, R.; Muthui, N.; Taye, A.; Wotton, S.; Wilson, C.; y Mulatu, W. **2000**. Land-use and land-cover dynamics in response to changes in climatic, biological and socio-political forces: the case of southwestern Ethiopia. *Landscape Ecology*. (15) 339-355.
- Reig, N. **1982**. El Ciclo Productivo. La Producción de Ganado en Pie. *Documentos de trabajo para el Desarrollo Agroindustrial*. Vol. 8, SARH, pag. 135.
- Repetto, R. **1988**. The forest for the trees? Government policies and the misuse of forest resources. World Resource Institute, Washington D.C.
- Rincón, E.; Álvarez, M.; González, G.; Huante, P.; y Hernández, A. **1999**. *Gaceta Ecológica*, México-SEMARNAT-INE. (53) 62-71.
- Rindfuos, R.; Walsh, S.; Turner, B.; Fox, J.; y Mishra, V. **2004**. Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. (101:39) 13976-13981.
- Rodarte, R. **1997**. Ecosistemas y Biodiversidad en la Costa Oaxaqueña. Acercamiento descriptivo altitudinal. *Ciencia y Mar*. Universidad del Mar, Oaxaca. (1:2) 44-48.
- Rosero-Bixby, L.; y Palloni, A. **1996**. Population and deforestation in Costa Rica. Paper presented at the Annual Meeting of the Population Association of America, New Orleans.
- Ruben, R.; Kruseman, G.; y Hengsdijk, H. **1994**. Farm household modelling for estimating the effectiveness of price instruments on sustainable land uses in the Atlantic zone of Costa Rica. DLV Report #4. Wageningen, Agricultural University, the Netherlands.
- Rubio, G.; y Soloaga, I. **2004**. Assessing the Vulnerability of Agricultural Households to Macroeconomic Shocks: Evidence from Mexico. *Journal of Agricultural and Development Economics*. (1:1) 45-62.
- Rudel, T.; Coomes, O.; Moran, E.; Achard, F.; Angelsen, A.; Xu, J.; y Lambin, E. **2005**. Forest Transitions: Towards a global understanding of Land Use Change. *Global Environmental Change*. (15) 23-31.
- Rutherford, G.; Guisan, A.; y Zimmermann, N. **2007**. Evaluating sampling strategies and logistic regression methods for modelling complex land cover changes. *Journal of Applied Ecology*. (44) 414-424.
- Rzedowski, J. **1978**. Vegetación de México. Ed. Limusa. México.
- Sagan, C.; Toon, O.; y Pollack, J. **1979**. Anthropogenic albedo changes and the Earth's climate. *Science*. (206) 1363-1368.
- Sagar, R.; y Sigh, J. **2004**. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous forest on Northern India. *Environmental Conservation*. (31), 55-62.
- SAGDR. **1996**. Agriculture Secretariat reports sharp declines for crop, livestock and forestry production during 1995. *SourceMex, Economic News and Analysis on Mexico*.



- Salas, H. **1997**. El impacto del ser humano en el planeta. EDAMEX.
- Sánchez, A. **1983**. Aspectos sobresalientes de la agricultura de la costa de Guerrero. 1er Congreso Internacional del Instituto de Geografía de la UNAM. Instituto de Geografía, UNAM. pp 484-501. México, DF.
- Sánchez-Cordero, V.; y Figueroa, F. **2007**. Effectiveness of mexican natural protected areas to prevent land use/land cover change. *Monitoring the Effectiveness of Nature Conservation*. International Conference, WSL, Birmensdorf, CH. 3-6 September, pp 40
- Sánchez-Crispin, A.; y Propin, E. **2000**. Valoración Medio ambiental de los niveles de asimilación de la Riviera Mexicana: homogeneidad geográfica y heterogeneidad económica. Observatorio Medio Ambiental, No. 2., Universidad Complutense de Madrid, pp 295-309.
- SARH. **1990**. Estadísticas sobre reforestación 1960-1990. Informe interno de la Dirección General de Política Forestal de la Subsecretaría Forestal. México, DF.
- SARH. **1991**. Programa nacional de prevención y control de desmontes (desforestación). Informe interno de la Dirección General de Política Forestal de la Subsecretaría Forestal. México, DF.
- Saucedo, P. **1984**. Historia de la Ganadería en México. Coordinación de la Investigación Científica, UNAM. Tomo I, pag. 325.
- Saunders, D.; Hobbs, R.; y Margules, C. **1991**. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. (5:1) 18-32.
- Schneeberger, N. **2005**. Transformation Rates and Driving Forces of Landscape Change on the Northern Fringe of the Swiss Alps, Doctor of Natural Sciences of Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich.
- Schneeberger, N.; Lanz, A.; Baltensweiler, A.; y Kienast, F. **No publicado "a"**, Optimizing Multivariable Landscape Sampling – A Comparison of Sampling Strategies at the Example of Switzerland. *Journal of Environmental Management*.
- Schneeberger, N.; Bürgi, M.; y Kienast, F. **2007b**, Measuring transformation rates of landscape change – more than a methodological outline. *Landscape and Urban Planning*. (80) 127-136.
- Schneeberger, N.; Herperger, A.; Bürgi, M.; Klaus, C.; y Ewald. **2007c**. Driving forces and rates of landscape change as a promising combination for landscape research – An application on the northern fringe of the Swiss Alps. *Land Use Polic*. (24) 349-361.
- Schoorl, J.; y Veldkamp, A. **2001**. Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Álcora region (south Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (85) 281-292.

- SEGOB. **2006**. [http://www.e-local.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM\\_oaxaca](http://www.e-local.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_oaxaca)
- SEGOB. **2004**. Sistema Nacional de Información Municipal. México.
- SEMARNAP. **Sin fecha**. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Programa Forestal y de Suelo 1995 - 2000. México.
- SEMARNAP. **1998a**. Información Estadística de Incendios en Areas Forestales por Entidad Federativa, Informe Final Campaña, México.
- SEMARNAP. **1998b**. Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección General Forestal. 1998. Ciclo de conferencias – El sector forestal de México, Avances y Perspectivas. Memoria. México.
- SEMARNAT. **2003**. Compendio de Estadísticas Ambientales 2002, México, D.F.
- Shoshany, M. **2000**. Detection and analysis of soil erodibility patterns using air photographs of the Avisur Highlands, Israel. En: Hassan, M. Slymaker, O., Berkowicz S. M. (Eds), The Hydrology-Geomorphology Interface: Rainfall, Floods, Sedimentation. *Landuse. Int. Assoc. Hidrol. Sci. Publ.* (246) 127-138.
- Shoshany, M. **2002**. Landscape fragmentation and soil cover changes on south- and north-facing slopes during ecosystems recovery: an analysis from multi-date air photographs. *Geomorphology*. (45) 3-20.
- Singh, I.; Squire, L.; y Strauss, J. **1986**. Agricultural household models. Extensions, applications and policy. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Singh. I. **1989**. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*. (10:6) 989-1003.
- Slymaker, D. **2003**. Using georeferenced large-scale aerial videography as a surrogate for ground validation data. In: Wulder MA and Franklin SE (eds). Remote sensing for forest environments: concepts and case studies, pp 469-488. Kluwer, Hardbound.
- Soares-Filho, B.; Pennachin, C.; y Cerqueira, G. **2002**. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to stimulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecol. Model.* (154:3) 217-235.
- Soares-Filho, B.; Nepstad, D.; Curran, L.; Coutinho, G.; Alexandrino, R.; Azevedo, C.; Voll, E.; McDonald, A.; Lefebvre, P.; y Schlesinger, P. **2006**. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*. (440) 520-523.
- Soto, C.; Fuentes, L.; y Coll, A. **1992**. Geografía Agraria de México, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía – CONACYT, México.
- Southgate, D. **1990**. The causes of land degradation along spontaneously expanding agricultural frontier in the third world. *Land Economics*. (66) 93-101.

- Stilma, A. **2006**. Deforestación; actores relevantes. Posibles programas e/o proyectos. *FUNDACIÓN CETEFOR Centro Técnico Forestal*.  
[http://www.pncc.gov.bo/esp/pdf/capacitacion%20y%20eventos/2da/Presentaciones/PDF/Deforestacion-Actores\\_ANKO%20STILMA.pdf](http://www.pncc.gov.bo/esp/pdf/capacitacion%20y%20eventos/2da/Presentaciones/PDF/Deforestacion-Actores_ANKO%20STILMA.pdf)
- Stutz, F.; y de Souza, A. **1998**. The world economy: resources, location, trade and development. Third edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Styger, E.; Harivelo M. Rakotondramasy, H.; Pfeffer, M.; Fernández, E.; y Bates, D. **2007**. Influence of slash-and-burn farming practices on fallow succession and land degradation in the rainforest region of Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (119) 257–269
- Theobald, W. **2005**. Global Tourism, 3a edition. Elsevier, Butterworth Heinemann, USA.
- Thomlinson, JR.; Serrano, M.; López, T.; Aide, T.; Zimmerman, J. **1996**. Land use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica*. (28) 525-536.
- Todoro, M. **1969**. A model of labour migration and urban unemployment in less developed countries. *American Economic Review*. (59:1) 138-148.
- Todoro, M. **1976**. Internal migration in developing countries. Geneva: International Labour Organisation.
- Tole, L. **1998**. Sorces of deforestation in tropical developing countries. *Environmental Management*. (22:1) 19-33.
- Toledo V. **1989**. Bio-economic cost of transforming tropical forest to pastures in Latin America. In S Hecht editor, Cattle ranching and tropical deforestation in latinamerica, Westview press, Boulder Colorado.
- Torres, F.; y Trapaga, Y. **2001**. La alimentación de los mexicanos en la alborada del tercer milenio. Colección Jesús Silva Herzog, Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, 1ª edición.
- Trejo, I. **1999**. El clima de la Selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas*. (39) 40-52.
- Trejo, I.; y Dirzo, R. **2000**. Deforestation of seasonally tropical dry forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*. (94:2) 133-142.
- Trejo, I.; y Dirzo, R. **2002**. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation*. (11) 2063-2080.
- Trindade, O.; y Uhl, C. **1995**. Developing a Quantitative Framework for Sustainable Resource-Use Planning in the Brazilian Amazon. *World Development*. (23:10) 1745-1764.
- Tudela, F. **1992**. La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco. Proyecto integrado del Golfo.CINVESTAV-IPN, México. Primera reimpresión.

- Turner, B.; Kasperson, R.; Meyer, W.; Dow, K.; Golding, D.; Kasperson, J.; Mitchel, R.; y Ratick, S. **1990**. Two types of global environmental change: Definitional and spatial scale issues in their human dimensions. *Global Environmental Change*. (1) 14-22.
- Turner B.; y Meyer, W. B. **1994**. Changes in land use and land cover: a global perspective. Cambridge University Press. 537 p.
- Turner, B.; Skole, D.; y Sanderson, S. **1995**. Land-use and land-cover change: science research plan. *International Geosphere- Biosphere Programme IGBP*, Stokoholm. IGBP Rep.No. 5.
- Turner B.; Villar S.; Foster D.; Geoghegan J.; Keys E.; Klepeis P.; Lawrence D.; Mendoza P.M.; Manson S.; Ogneva-Himmelberger Y.; Plotkin A.B.; Salicrup D.P.; Chowdhury R.R.; Savitsky B.; Schneider L.; Schmook B. y Vance C. **2001**. Deforestation in the southern Yucatan peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management*. (154:3) 353-370.
- Turner, M. **1989**. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* (20) 171-197.
- Turner, M. **1996**. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*. (33) 200-209.
- Turner, M. **2005**. Landscape ecology: What is the State of the Science?. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* (36) 319-344.
- Turner, M.; Chua, K.; Ong, J.; Soong, B.; y Tan, H. **1996**. A century of plant species loss from and isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology*. (10) 1229-1244.
- Turner, M.; Tan, H.; Wee, Y.; Ibrahim, A.; Chew, W.; y Corlett, R. **1994**. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology*. (8) 705-712.
- Unikel, L. **1968**. Ensayo sobre una nueva clasificación de población rural y urbana en México. *Demografía y Economía, III*. El Colegio de México, México.
- USDA (United States Department of Agriculture, Forest Service). **2002**. A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time and Human Choice.
- Valdés, N. **1996**. Macroeconomics indicators and projections. Latin America Data Base. *American Institute, University of New Mexico*. (7:2).
- Van der Veen, A.; y Otter, H. **2001**. Land use changes in regional economic theory. *Environmental Modeling and Assessment*. (6) 145-150.
- Van Eetvelde, V.; y Antrop, M. **2004**. Analyzing Structural and Functional Changes of Traditional Landscapes – Two Examples from Southern France. *Lands. Urban Plan.* (67) 141-166.

- Vasconcelos, M.; Mussá Biai, J.; Araújo, A.; y Diniz, M. **2002**. Land cover change in two protected areas of Guinea-Bissau (1956-1998). *Applied Geography*. (22) 139-156.
- Velázquez, A., Mas, J. F.; Mayorga-Saucedo, R.; Palacio, J. L.; Bocco, G.; Gómez-Rodríguez, G.; Luna-González, L.; Trejo, I.; López-García, J.; Palma, M.; Peralta A.; y Prado-Molina, J. **2001**. El Inventario Forestal Nacional 2000: Potencial de Uso y Alcances. *Ciencias*. (64) 13-19.
- Velázquez, A.; Durand, E.; Ramírez, I.; Mas, J.; Bocco, G.; Ramírez, G.; y Palacio, J. **2003**. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, México. *Global Environmental Change*. (13) 175-184.
- Velázquez-Urbe, M. **1996**. Dinámica poblacional y medio ambiente. *Ciencias*. (44) 56-63
- Veldkamp, A.; y Lambin, E. **2001**. Editorial, Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (85)1-6.
- Verburg, P.; Schulp, C.; Witte, N.; y Veldkamp, A. **2006**. Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (114) 39-56.
- Vergel, S.; y Turner, M. **2002**. Learning Landscape Ecology. A practical guide to concepts and techniques. Springer, USA.
- Villagómez, A. **2003**. Una revisión de la política sectorial en México. *CEPAL/GTZ*, Santiago de Chile.
- Villalobos, J. **1994**. Revegetación y Reforestación de las Áreas Ganaderas en las Zonas Tropicales de México. *SARH, Subsecretaría de Ganadería. COTECOCA.*, México.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A.; Lubchenco J.; y Melillo J. M. **1997**. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*. (277) 494-499.
- Von Amsberg, J. **1994**. Economic parameters of deforestation. Policy Research Working Paper No. 1350. World Bank, Washington, DC.
- Walter, B. **1992**. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*. (6) 18-23.
- Wassenaar, T.; Gerber, P.; Verburg, P.; Rosales, M.; Ibrahim, M.; y Steinfeld, H. **2007**. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*. (17) 86-104.
- Wickham, J.; O'Neill, R.; y Jones, K. **2000**. Forest fragmentation as an economic indicator. *Landscape Ecology*. (15) 171-179.

- Wilson, G. **1997**. Factors influencing farmer participation in the environmentally sensitive areas scheme. *Journal of Environmental Management*. (50) 67-93.
- Winters, P.; Davis, B.; y Corral, L. **2002**. Assets, activities and income generation in rural Mexico: Factoring in social and public capital. *Agricultural Economics*. (27) 139-156.
- Wood, E.; Tappan, G.; y Hadj, A. **2004**. Understanding the drivers of agricultural land use change in south-central Senegal. *Journal of Arid Environments*. (59) 565–582
- Woodwell, G.; Hobbie, J.; Houghton, R.; Melillo, J.; Moore, B.; Peterson, B.; y Shaver, G. **1983**. Global deforestation: contribution to atmospheric carbon dioxide. *Science*. (222) 1081-1086.
- WRI (World Resources Institute). **1992**. World resources. Oxford University Press, Oxford and New York.
- Yang, X.; y Lo, C. **2002**. Using time series of satellite imagery to detect land use and land cover changes in the Atlanta, Georgia metropolitan area. *Int. J. Remote Sensing*. (23) 1775-1798.
- Yuan, F.; Azuaya, K.; Loeffelholz, B.; y Bauer, M. **2005**. Land cover classification and change analysis of the twin cities (minnesota) metropolitan area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. (98) 317-328.
- Zonnenveld, I. **1999**. A geomorphological based banded ('tiger') vegetation pattern related to former dune fields in Sokoto (Northern Nigeria). *Catena*. (37) 45-56.

## **8. Anexos**

### **Anexo 1. Regresiones de Árbol**

Es un modelo que requiere de un método computacional intensivo, por que se realiza una integración de variables múltiples independientes para generar grupos que faciliten la separación de la variable dependiente por medio de particiones binarias recurrentes. Los datos son divididos a través de ejes coordenados de las variables explicativas por lo que en cada nodo de la partición es escogido cuando la respuesta es máximamente distinguida entre la rama izquierda y derecha. Cada partición tiene el fin de aumentar la capacidad de generar grupos, por lo que las particiones terminan cuando se puede generar el mayor agrupamiento de los datos, pero siempre considerando el menor número de particiones posibles.

### **Anexo 2. Modelos Lineales Generalizados (GLM)**

Este tipo de modelos es capaz de usar datos categóricos o variables continuas por medio de la especificación de la familia para la estructura del error. Estos modelos son empleados con datos no lineales y son lo suficientemente flexibles por lo que pueden ser empleados para una gran variedad de situaciones. Es un modelo paramétrico donde las funciones generadas tienen aplicación práctica, por lo que presenta grandes ventajas sobre el modelo lineal simple.

### **Anexo 3. Identificación de autocorrelación espacial por medio del mapeo de los residuales**

El mapeo de los residuales es un componente importante en cualquier análisis estadístico. El análisis de los patrones de los residuales provee información localizada acerca de los controles que surgen a una escala local como los componentes endógenos y exógenos del sistema en estudio. Además, este análisis puede sugerir variables adicionales que están faltando en el análisis para la especificación del modelo.