



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
POSGRADO EN GEOGRAFÍA**

**MODELACIÓN DE LA DEFORESTACIÓN Y CAMBIO DE
USO DE SUELO DE LA SELVA BAJA CADUCIFOLIA
EN DOS MUNICIPIOS DEL NOROESTE DEL
PACÍFICO MEXICANO.**

T E S I S

**PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN GEOGRAFÍA**

PRESENTA:

HUGO LUNA SORIA

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO



MÉXICO, D.F.

2009



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A mi familia, por su apoyo incondicional, y a

Diana, mi compañera de vida.

Agradecimientos.

Al paso de los años en la maestría conocí una gran cantidad de personas con las que conviví y aprendí, ya sea de sus propias experiencias o de las que ambos creamos. Antes que nada quisiera agradecer a la Universidad Autónoma de México y toda su gente, que me acogió y en cuestión de meses me hizo sentir parte de la gran metrópolis, la Ciudad de México. También quiero agradecer a el Posgrado en Geografía y a mis profesores, quienes me brindaron una nueva perspectiva en la ciencia.

Quiero agradecer Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento por darme la oportunidad de forma parte del proyecto y su grupo de estudiantes, por mostrarme constantemente el camino y compromiso ha seguir. A mis compañeros de generación, Eduardo, Osvaldo, Guillermo, Daniel y Jesús, “Las Chovas Piquirojas”, gracias por hacerme ameno los dos años de materias y por compartir un poco de su vida conmigo, sinceramente gracias. A mis otros compañeros, que aguantaron mi presencia en el cubículo, Ana, Alma, Celia, Elizabeth, Laura, Lety, Marina, Mariel, Melanie, Arturo, Edgar, Ricardo y Rogelio, gracias por su amistad, por sus consejos y por brindarme su ayuda siempre que la necesite.

Al laboratorio de sistemas de información geográfica, gracias por brindarme el material y apoyo técnico siempre que lo necesite, al Dr. Raúl Aguirre y Mtro. José Quintero. También quiero agradecer a Rene por tomarse el tiempo de enseñarme los menesteres de las imágenes de satélite y resolver mis dudas.

Quiero agradecer al Dr. Arturo García Romero y Dr. Lorenzo Vázquez Selem por compartir conmigo fuera del ámbito académico algunas comidas.

Al Dr. Alejandro Flamenco, gracias por sus apoyo y consejos durante la última fase de la tesis. En este sentido, gracias al sínodo, por tomarse el tiempo de leer el documento y hacer comentarios tan precisos y finalmente hacer crecer la tesis, Dr. Jean-François Mas

Causel, Dr. José Luis Palacio Prieto, Dr. Arturo García Romero, Dr. Alejandro Flamenco, gracias.

Quiero agradecer a la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM por brindarme la beca con la cual pude cursar la maestría durante el periodo 2006-2008, así como al proyecto “Modelado espacial de los conductores sociales, económicos y biofísicos de la deforestación y la fragmentación en la selva baja caducifolia del Pacífico Mexicano” (DGAPA-PAPIIT, número de proyecto IN305606-3) por el apoyo económico para la compra de las imágenes de satélite, los recorridos en campo y la beca durante el periodo Junio-Noviembre 2008. A la Reserva “Sierra de Álamos-Río Cuchujaquí”, a su directora y técnicos por su disponibilidad y la información prestada.

También quiero agradecer a los hermanos Mendoza por recibirme cada vez que lo necesite y a Sergio quien después de recibirme termino aguantándome como compañero de departamento. Por último quiero, agradecer a mis padres por fomentar en mí el estudio y apoyar todos los proyectos que me he propuesto. A mi hermano, espero solo las cosas buenas te sirvan de ejemplo, al resto no le prestes mucha atención. A Diana quien después de cuatro años no se ha hartado de mis neurosis.

Índice

Resumen.	3
1. Introducción.	5
1.1. Bosques tropicales secos.	5
1.2. La Selva baja caducifolia en México.	6
1.3 Cambio de cobertura o uso de suelo en los trópicos.	7
1.4. Deforestación de los BTS.	8
1.5. Fragmentación.	11
1.6. Causas directas y subyacentes del CCUS.	12
1.7. Modelos de CCUS.	14
2. Objetivo general.	20
2.1. Objetivos específicos.	20
3. Área de estudio.	20
4. Metodología.	23
4.1. Elaboración y procesamiento de la información digital y bases de datos	23
4.2. Definición de la leyenda.	25
4.3. Mapas de cambio y tasas de deforestación.	26
4.4. Fragmentación.	26
4.5. Matrices de transición	27
4.6. Modelos de CCUS y futuros escenarios.	27
4.6.1. Cadenas de Markov.	27
4.6.2. Modulo de cambio de uso suelo (<i>Land-use Change Modeler</i>).	29
4.6.2.1. Análisis de las variables.	30
4.6.2.2. Simulación del cambio.	31
4.6.2.3. Validación del mapa de cambio definitivo simulado y el mapa de probabilidad.	33
5. Resultados.	37
5.1. Coberturas, CCUS y TAC.	37
5.1.1. Municipio Los Álamos.	37
5.1.2. Municipio El Fuerte.	40
5.2. Comparación entre municipios.	43
5.3. Matrices de cambio y diagramas descriptivos de la dinámica del cambio...	44
5.3.1. Municipio Los Álamos.	44
5.3.2. Municipio El Fuerte.	49

5.4. Fragmentación.	54
5.4.1. Municipio de Los Álamos.	54
5.4.2. Municipio El Fuerte.	55
5.5. Modelación del CCUS.	56
5.5.1. Aplicación del modelo de Markov.	56
5.5.1.1. Municipio Los Álamos	56
5.5.1.2. Municipio El Fuerte.	58
5.5.2. Modelo de simulación. <i>Land Change Modeler</i>.	60
5.5.2.1. Análisis de las variables y estadísticos de validación. Municipio Los Álamos.	60
5.5.2.2. Mapa cambio definitivo simulado y mapa de probabilidad. Municipio Los Álamos.	63
5.5.2.3. Análisis de las variables y estadísticos de validación. Municipio El Fuerte.	66
5.5.2.4. Mapa cambio definitivo simulado y mapa de probabilidad. Municipio El Fuerte.	69
6. Discusión.	73
6.1. Deforestación, CCUS y tasas de cambio.	73
6.2. Trayectorias y conductores del CCUS.	75
6.3. Matrices de cambio.	78
6.4. Modelación del CCUS.	81
6.5. Implicaciones del CCUS.	84
7. Conclusiones.	86
8. Bibliografía.	89
Anexo I.	99

Resumen.

La Selva Baja Caducifolia (SBC) es la vegetación tropical más extensa en México y ha estado sometida por varias décadas a diferentes procesos de perturbación, particularmente a la deforestación y cambio de uso de suelo; sin embargo, es poco conocida la magnitud de cambio en el noroeste de México. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue analizar la deforestación, los cambios de uso del suelo, la fragmentación y generar escenarios de cambios de uso de suelo de la SBC en el Noroeste del Pacífico. Para ello, se seleccionaron dos municipios, Los Álamos, Sonora y El Fuerte, Sinaloa. A partir de imágenes de satélite, Landsat MSS y TM, fue posible estimar el cambio de cobertura y uso de suelo, y las tasas de cambio anuales por cobertura durante un periodo de 20 años de 1986 a 2006. En ambos municipios se perdió cobertura de SBC: en Los Álamos con una pérdida del 11.8% (76 000 ha) con tasas de cambio anuales de 0.2% a 1.7%; y en El Fuerte una pérdida de 9.3% (38 833 ha) con tasas de 0.1% a 2.3%. La introducción de Pastizales fue el principal cambio de uso de suelo y cobertura que contribuyó a la pérdida de SBC en ambos municipios. Cabe señalar, que la práctica ganadera domina en Los Álamos, mientras en El Fuerte la agricultura de riego domina el paisaje. La deforestación y el cambio de uso del suelo han favorecido la fragmentación de la SBC en parches más pequeños y aislados, y por otro lado favoreciendo la conectividad de pastizales y parcelas agrícolas. El modelo Markoviano y el modulo LCM (*Land change modeler*) simulan con exactitud la cantidad de cambio que ocurrirá de seguir las tendencias históricas, aunque el LCM falla en predecir exactamente la ubicación del cambio. Aunque el acceso al terreno y la edafología son variables importantes para el cambio de cobertura y uso de suelo, es importante considerar las reacciones de la población a las demandas del mercado, principalmente el mercado carne de Estados Unidos y en menor medida el mercado nacional, al proveen la mayor parte de su producción. El análisis y monitoreo constante de

la deforestación en México es primordial para el mantenimiento de ecosistemas funcionales y sus consiguientes servicios ambientales.

Palabras clave: cambio de cobertura y uso de suelo, fragmentación, acceso al terreno, agricultura y ganadería.

1. Introducción

1.1. Bosques tropicales secos.

Los bosques tropicales secos (BTS) tienen una amplia distribución en el mundo (Murphy y Lugo 1986), ocupando aproximadamente 1 048 700 km² (Miles *et al.* 2006). En México representan la vegetación tropical más extensa de los ecosistemas tropicales (Murphy y Lugo 1995, Trejo y Dirzo 2000). Actualmente se considera que alrededor del 27 % de los BTS presenta un buen estado de conservación y el restante se considera bajo algún nivel de perturbación (Shvidenko *et al.* 2005, Trejo y Dirzo 2000), ubicándolos como uno de los ecosistemas más amenazados por las actividades antrópicas, por encima de los bosques húmedos y lluviosos (Janzen 1988, Murphy y Lugo 1986, 1995).

Holdridge (1967), reporta que los BTS están presentes en áreas libres de nevadas, donde la temperatura media anual es mayor a 17°C y la tasa de la evapotranspiración potencial sobre precipitación es mayor a la unidad. Estas áreas presentan una marcada estacionalidad, donde la precipitación media anual varía de 600 a 1200 mm (Murphy y Lugo 1986). En Centroamérica y Caribe se les encuentra generalmente por debajo de los 2000 msnm, en diferentes tipos de suelo, que van desde someros y relativamente infértiles donde la vegetación esclerófila impera, a suelos profundos y fértiles con una vegetación caducifolia dominante (Murphy y Lugo 1995, 1986).

En América, la preferencia de las poblaciones humanas por establecerse en este tipo de zonas ha intensificado la deforestación y perturbación de los BTS, al grado de considerarse que casi todos los bosques han estado sujetos usos tales como la extracción de madera y pastoreo (Murphy y Lugo 1995). Únicamente el 5.7% de su superficie en Norte y Centro América tiene un estatus de conservación (Miles *et al.* 2006) y de seguir esta tendencia de uso, algunos escenarios prevén que para el 2050 alrededor del 70% de los bosques tropicales y subtropicales caducifolios en el mundo habrán sido convertidos a otras coberturas o usos de suelo (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

1.2. La Selva baja caducifolia en México.

En México los BTS están representados principalmente por la selva baja caducifolia (SBC) (Miranda y Hernández 1963; Bosque Tropical Caducifolio, Rzedowski 1991; Monte Mojino, Martínez-Yrizar *et al.* 2000). La SBC está distribuida desde Quintana Roo a lo largo de la costa del Golfo de México hasta el estado de Veracruz, incluyendo algunas zonas del Istmo de Tehuantepec, la cuenca alta del Papaloapan y la sierra de Naolinco hasta Córdoba (Miranda y Hernández 1963, Rzedowski 1978). Por el lado del Pacífico, se distribuye desde Chiapas y el Istmo de Tehuantepec pasando por Colima hasta el sur de Sonora (Miranda y Hernández 1963, Rzedowski 1978). En estas regiones los usos de suelo han sido los cultivos de maíz, sorgo, frijol y ajonjolí, al igual que la ganadería extensiva y extracción de madera (Burgos y Maass 2004, Miranda y Hernández 1963, Trejo y Dirzo 2002).

A lo largo de su distribución está sujeta a diferentes condiciones ecológicas que propician una gran riqueza de especies y un alto número de endemismos (60% de las especies, Trejo y Dirzo 2002). Esta heterogeneidad espacial y marcada estacionalidad de la SBC (Trejo y Dirzo 2002), se ve afectada por la deforestación y la fragmentación inducida a partir del CCUS. Como consecuencia se generan una estructura de mosaicos aún más heterogénea espacialmente que la existente (Pickett y Cadenasso 1995) provocando el deterioro de la selva y la pérdida de su capacidad de regeneración (Trejo y Dirzo 2000). De acuerdo a estimaciones, en 1990 la cobertura sin alteraciones de este tipo de vegetación era de solo 6.98% del territorio nacional (139,600 Km²) con una tasa de deforestación de 163,000 ha por año (Flores y Gerez 1994). Según estudios más recientes tan solo el 27 % de la SBC se puede considerar en buen estado de conservación (Trejo y Dirzo 2002), siendo la ganaderización (conversión de otras coberturas a pastizales y cultivos de forraje); la expansión de la frontera agrícola y tecnificación de la misma; y el crecimiento urbano

los CCUS de mayor impacto en las selvas y bosques de México (Durand y Lazos 2004, López *et al.* 2001).

1.3 Cambio de cobertura o uso de suelo en los trópicos.

Los cambios de cobertura o uso de suelo (CCUS) están vinculados directamente con la deforestación y fragmentación de los BTS, al actuar como interfase entre las actividades humanas y los sistemas ambientales (Lambin y Elrich 1997). Hacia finales de siglo XX y principios del siglo XXI la dinámica de los CCUS en los trópicos ha cambiado de manera acelerada, como resultado de diferentes factores sociales, políticos, culturales y económicos. Entre ellos, se encuentran el cambio en la tenencia de la tierra, la demanda de nuevos espacios, la apertura de nuevos mercados, las políticas externas de intervención, entre otros (Geist y Lambin 2002, Lambin *et al.* 2003). Por ejemplo, el aumento de la demanda de carne de alta calidad durante la década de los 70's en México, que provocó un incremento en la actividad ganadera, llevando a los productores con alto poder adquisitivo a mejorar el ganado. Estas nuevas cruzas demandaban un alto consumo de agua y mejor forraje, lo que a su vez inició la conversión de diversas coberturas (agricultura de temporal, matorrales, selvas bajas, etc.) a pastizales cultivados de buffel (*Pennisetum ciliare* L.) (Vázquez-León 2003). En este sentido la expansión de la actividad ganadera representa unos de los CCUS más importantes en los trópicos, buscando satisfacer las necesidades de la creciente población (García-Romero *et al.* 2005, Houghton 1994, Vázquez-León y Liverman 2004). Se estima que alrededor del 27% de la superficie total de México esta avocada a la producción ganadera, incluyendo grandes extensiones de bosque abierto, donde domina la práctica de pastoreo extensivo (Maser et al. 1997).

Históricamente, los CCUS más importantes han sido la expansión de las tierras de cultivo y el aprovechamiento maderable de los bosques, ligados a su vez con el crecimiento de la población (Houghton 1994, Lambin *et al.* 2003). En las últimas décadas

estas actividades se han modificado. En Asia y en América los métodos tradicionales de cultivo han sido sustituidos principalmente por sistemas de monocultivo más intensos (Houghton 1994, Rasul et al. 2004). En Corea del Norte el cambio de coberturas forestales a agrícolas continúa siendo el CCUS más significativo (Mank 2005). Se estima que el 29% de las emisiones de carbono a la atmósfera en el trópico, se pueden atribuir únicamente al cambio de uso de suelo (Fearnside 2000). En México se estimó que la agricultura y pastizales contribuyen con 75 y 69 tC/ha respectivamente, tan solo en los bosques tropicales secos (Masera *et al.* 1997).

La conversión del BTC a agricultura y pastizales ha incrementado el albedo de la tierra, que modifica las condiciones del clima (Lambin *et al.* 2003). Los CCUS tienen consecuencias negativas sobre la pérdida de la biodiversidad, la reducción en la captación de agua, la degradación de suelos y las alteraciones en los ciclos de los nutrientes (Lambin et al. 2003, Verburg *et al.* 2006). Los CCUS también disminuyen la capacidad de resiliencia de los ecosistemas. Por ejemplo en Suizhou, en la provincia de Hubei, China, la disminución en la capacidad de recuperación del ambiente ha acarreado la pérdida de agua y la disminución en su calidad, la erosión del suelo, y el aumento de las inundaciones intensas y sequías severas (Qi *et al.* 2005).

1.4. Deforestación de los BTS.

El proceso de deforestación puede ser definido como el proceso en el que la cobertura vegetal es trasformada total o parcialmente, dando lugar al cambio de la cobertura original, generando así un cambio de cobertura o uso de suelo, por ejemplo la agricultura, ganadería, crecimiento urbano, minería o desastres naturales. (Lambin y Ehrlich 1997, Lambin *et al.* 2003). Según criterios de la Organización para la Alimentación y la Agricultura (OAA, por sus siglas) la deforestación se presenta cuando el dosel de la vegetación decrece a menos de un 10% de su cobertura original (Lambin *et al.* 2001, OAA

1995). La información sobre las causas y la magnitud de la deforestación en los BTS es escasa en algunas partes del mundo, pero comúnmente es subestimada por la falta de información sobre la extensión real del BTC y la superficie de cambio (Lambin *et al.* 2003, Trejo y Dirzo 2000).

Miles y colaboradores (2006) estiman que aproximadamente el 66 % de los BTS se encuentran en América, donde también se ha presentado una mayor deforestación entre 1980 y 2000 (0.22×10^6 km²). La mayoría de las estimaciones para cuantificar la deforestación de los BTS han sido hechas a una escala pequeña, ya sea a nivel mundial o país. A pesar de que las tasas de deforestación han disminuido hacia la década de los 90's, la deforestación continúa (Lambin *et al.* 2003), como lo demuestran las tasas de cambio a nivel mundial (Cuadro 1).

Cuadro 1. Deforestación a nivel global (OAA 2007).

	Tasa de cambio anual			
	1990-2000		2000-2005	
	1000 ha	%	1000 ha	%
África	-4375	-0.64	-4040	-0.60
Asia	-792	-0.14	1003	0.18
Europa	877	0.09	661	0.07
Oceanía	-448	0.21	-356	0.17
Latinoamérica/Caribe	-4147	-0.46	-4483	-0.51
Norteamérica	17	N/D	-101	-0.01
-México	-348	-0.50	-260	-0.40

N/D: no disponible

La deforestación está relacionada directamente con el cambio climático a través de modificaciones en el albedo, el ciclo del carbono, la evapotranspiración, la pérdida de la biodiversidad, la degradación del suelo y el aprovechamiento de los bienes y servicios ambientales. (Lambin *et al.* 2001, Brown *et al.* 2007, Nguyen-Van y Azomahou 2005, Vitousek 1997). La disminución en la captura de agua y la merma en los recursos hídricos por efecto de las actividades económicas es uno de las consecuencias más evidentes en los bosques tropicales secos (Maass *et al.* 2005).

En los países tropicales los estimados de emisiones de carbono a la atmósfera llegan a 3.4×10^9 tC/año debido a CCUS como la conversión de la cubierta vegetal inicial a cultivos, pastizales y vegetación secundaria (Fearnside 2000). En México Masera y colaboradores (1997) estimó que el balance anual de carbono para los bosques tropicales era de 41.2×10^6 tC/año, de los cuales 20.6×10^6 tC/año corresponden a emisiones netas de BTS. Tomando en cuenta que los bosques tropicales secos almacenan ~ 121 tC/ha (Masera *et al.* 1997), resulta alarmante la pérdida drástica de biomasa a la que están sometidos por efecto del fuego y degradación con objeto del mantenimiento de los pastizales, lo que podría afectar a futuro la productividad y capacidad del sistema para funcionar como sumideros de carbono (Kauffman *et al.* 2003). Por otro lado la deforestación y degradación de los BTS trae consigo la disminución o pérdida de otros servicios ambientales además de la captura de carbono, tales como, la captura de agua, valores recreativos, control de inundaciones, regulación del clima, mantenimiento de la fertilidad del suelo, entre otros (Daily *et al.* 2000, Maass *et al.* 2005, Vitousek 1997).

La deforestación ha sido frecuentemente relacionada con el crecimiento demográfico y la pobreza (Lambin 2004). De acuerdo con Miles y colaboradores (2006), un gran porcentaje de los BTS de Eurasia, Norte y Centro América presentan una alta densidad poblacional (>2500 habitantes por 10 km^2), destacando a México como uno de los países con poblaciones más densamente pobladas. En el caso del estado de Morelos, México, Trejo y Dirzo (2000) señalan que la mayor parte de la deforestación se dio en los alrededores de los sitios con mayor población. Por otro lado, actualmente también son consideradas como causas de la deforestación, la implementación de nuevas tecnologías y las políticas económicas y sociales (Deininger y Minten 1999). Por ejemplo, en Belice la deforestación está relacionada con las actividades de los granjeros menonitas, quienes con mayor poder adquisitivo y un mayor acceso a paquetes tecnológicos, han convertido los bosques a agricultura mecanizada (Brown *et al.* 2007), mientras la deforestación en Costa

Rica de los distritos más pobres, se da en tierras poco productivas con escasa inversión, lo que favorece la apertura de nuevas tierras de cultivo (Kerr *et al.* 2004). De esta manera, podemos considerar que el crecimiento de la población y la pobreza no son necesariamente las causas primarias, sino la respuesta de la población a las oportunidades y/o restricciones económicas creadas por los mercados y políticas económicas (Deininger y Minten 1999, Kerr *et al.* 2004, Vásquez-León y Liverman 2004), donde las interacciones socio-ambientales son dependientes del contexto histórico y geográfico (Lambin 2004).

1.5. Fragmentación.

La fragmentación es otra de las consecuencias de la dinámica de CCUS y el proceso de deforestación asociado. La fragmentación se entiende como el proceso por el cual una gran extensión continua de vegetación natural o hábitat es reducida y fraccionada en parches de menor tamaño inmersos en una matriz de parches de la vegetación o hábitat original (Fahrig 2003, Jules y Shahani 2003, Saunders *et al.* 1991). La fragmentación afecta directamente la dispersión, invasión, competencia, adaptación y extinción de especies a través de las características intrínsecas de cada parche o isla de vegetación, como el tamaño, forma conectividad y grado de aislamiento (McArthur y Wilson 2001, Saunders *et al.* 1991). Otra consecuencia de la fragmentación es el deterioro de la calidad del hábitat (Kolb y Dieckmann 2004), que a su vez provocan la dispersión de especies invasivas (Fahrig 2003) y la pérdida de la biodiversidad (Jha *et al.* 2005, Pimm y Raven 2000). Watson (2003) encontró una relación entre los parches más grandes que albergan bosques maduros y el alto número de especies de aves, mientras que las zonas más fragmentadas con mayor número de parches provocan el aumento en la abundancia relativa de especies tolerantes o cosmopolitas.

La fragmentación a nivel de parche o paisaje ha sido caracterizada usando índices directas como el número y tamaño de parche, así como la densidad, conectividad,

distribución y agregación de parches (Galicia *et al.* 2008, Jha *et al.* 2005). A partir de estas índices es posible hacer estudios comparativos a nivel de paisaje, escala a que suceden gran parte de las consecuencias ecológicas de la fragmentación (McGarigal *et al.* 2002). Por ejemplo, Galicia y colaboradores (2008) analizaron la fragmentación de los BTS en el sur del Pacífico Mexicano, como consecuencia del CCUS (principalmente parcelas agrícolas y pastizales para ganadería) observando un aumento en el número de parches y la reducción del tamaño de los mismos, lo cual implica menor conectividad y aislamiento en los bosques tropicales secos.

1.6. Causas directas y subyacentes del CCUS.

Para entender la dinámica de los CCUS debemos conocer el contexto histórico, social, económico y cultural que ha prevalecido durante los cambios (Lambin *et al.* 2003). Entre las causas que los promueven destacan los agentes sociales, que representan a los actores (por ejemplo, agricultores, ganaderos, urbanistas y compañías) encargados del manejo de los recursos (Brown *et al.* 2004). Así, dentro del conjunto de causas que promueven estos CCUS se han podido identificar las directas y las subyacentes (Kaimowitz y Angelsen 1998, Lambin *et al.* 2003). Las causas directas, han sido denominadas de diferentes maneras, como causas próximas o inmediatas, y causas indirectas o fuerzas conductoras, en el caso de las subyacentes (Chowdhury 2006).

En general, las causas directas representan las acciones humanas que afectan directamente el ambiente, tales como la expansión agrícola, servicios públicos y transportes, y extracción de madera. Es decir, las causas directas se refieren al uso de suelo asignado por el humano y que ocasionan de manera inmediata un cambio en las características biofísicas del suelo, en este caso un cambio de cobertura del suelo. Las causas directas se pueden agrupar en actividades agrícolas y de ganadería, extracción de madera y expansión de infraestructura (Lambin *et al.* 2001).

Por otro lado, las causas subyacentes son considerados como las fuerzas o procesos sociales que impulsan o justifican el CCUS y representan una intrincada red de procesos que modifican la manera en que los agentes y las causas directas interactúan en el proceso del CCUS (Geist y Lambin 2002, Lambin *et al.* 2001). Dentro del universo de causas subyacentes podemos formar cinco grupos principales: los factores demográficos, los tecnológicos, los económicos, los políticos e institucionales y los socio-políticos complejos o factores culturales (Geist y Lambin 2001). Estas causas representan una compleja red de interacciones en muchos casos difícil de estudiar dada la falta de información sobre algunas de ellas. En India, el proyecto Sardar Sarovar representaba la construcción de una de las presas más grandes en India con fines de abastecimiento de agua y generación de energía para abastecer las zonas marginales del país. Esto implicaba el CCUS de áreas forestales, zonas agrícolas y asentamientos humanos desplazados por la inundación, cambios que resultan poco importantes al evaluar el costo beneficio de la construcción de la presa (Singh y Mathur 2001).

Por otro lado existen variables biofísicas, como la edafología, relieve y clima, que modifican la dinámica entre las causas directas y subyacentes (Flamenco-Sandoval 2007). En este sentido, Gillmor (2001) reporta para Irlanda que el tamaño de las granjas era inversamente proporcional a la calidad del suelo y la actividad agrícola estaba limitada y asociada a los climas templados y suelos fértiles, mientras la ganadería se distribuía a lo largo del país sin ninguna restricción ambiental.

La relación entre las causas directas y subyacentes ha sido analizada como una cadena lógica causal, donde las causas institucionales y políticas son aquellas de mayor peso (Geist y Lambin 2002). En este sentido, la dinámica y resiliencia de los sistemas en respuesta a la interacción entre causas directas y subyacentes dificulta la apreciación de las directrices del cambio debido a las fluctuaciones reversibles, como la tasa de recuperación de la cubierta vegetal (Lambin 2004).

Algunos de los trabajos más recientes sobre CCUS a nivel regional y local han buscado integrar la información de la percepción remota con las variables espacialmente referenciadas (Corona 2008, Flamenco-Sandoval 2007, Houet y Moy-Hubert 2006, Lambin 1995). Estos estudios buscan entender más allá de la localización y naturaleza del cambio (causas directas), cuales son las causas subyacentes del cambio. A pesar de que no todas las causas son espacialmente explícitas (ejemplo, políticas nacionales de comercio) desde el punto de vista más parsimonioso se contemplan las variables más relevantes (Chowdhury 2006).

1.7. Modelos de CCUS.

Una forma de entender dinámica e implicaciones del CCUS es la modelación, como herramienta para entender la dinámica de éste fenómeno, generar hipótesis que pueden ser comprobadas empíricamente, hacer predicciones y/o generar escenarios futuros que evalúen el impacto de las actividades de manejo (Brown *et al.* 2004). A través de aplicación de los modelos y los escenarios creados, podemos reproducir las posibles vías de evolución del paisaje, sus implicaciones ecológicas sobre la estructura de la vegetación, entender la interacción de las causas y las variaciones espaciales, así como sus múltiples consecuencias (Hall *et al.* 1995, Miller *et al.* 2004). Asimismo, podemos identificar y evaluar los efectos en el cambio de la estructura y función de los ecosistemas que afectan directamente a la sociedad, para mitigar sus efectos y proponer vías alternativas de manejo tanto en ambientes urbanos como rurales (Agarwal *et al.* 2002).

Los modelos pueden ser clasificados de diferentes maneras, ya sea por las técnicas de modelación, su objeto de estudio y la escala (Kaimowitz y Angelsen 1998, Lambin 2004). En este sentido las escalas utilizadas en los modelos se pueden dividir en micro (individual, familiar y comunal), meso (municipal, estatal y regional) y macro (nacional y mundial) (Kaimowitz y Angelsen 1998). Además podemos clasificar a los modelos de

acuerdo en el método de modelación en, modelos analíticos, basados construcciones teóricas sin información empírica, pero con un robusto marco conceptual para analizar implicaciones lógicas y supuestos; modelos empíricos que cuantifican las relaciones entre las variables usando información empírica y métodos estadísticos; y por último modelos de simulación utilizan parámetros basados en hechos de diferentes fuentes para la elaboración de escenarios e impactar la toma de decisiones del CCUS (Kaimowitz y Angelsen 1998). Aunque la clasificación anterior excluye el modelo Markoviano ampliamente usado en la literatura, podríamos ordenarlo dentro de los modelos empíricos. Este último resulta un modelo útil para proyectar las tendencias del cambio debido a su propiedad que dispone que la probabilidad condicional de que un uso de suelo en cualquier tiempo, dados los usos anteriores en períodos tempranos, depende a lo mucho del último estado y no de los anteriores (Bell e Hinojosa 1977), aunque al igual que los modelos de regresión carece de una interpretación espacialmente explícita. Los modelos de simulación cubren el aspecto de la representación espacial. Entre estos podemos señalar los basados en flujos de procesos, autómatas celulares, redes neurales y modelos basados en agentes (Argwal *et al.* 2002, Brown *et al.* 2004, Lambin 2004).

Los modelos de simulación basados en autómatas celulares, son útiles para representar las interacciones entre los agentes y el ambiente, ya sea que las celdas representen actores o estados y dinámicas ambientales. Estos nos permiten incorporar la heterogeneidad espacial del ambiente y representar procesos importantes de la dinámica del CCUS (Brown *et al.* 2004). Dentro de estos encontramos el modelo CLUE, mediante el cual se ha logrado predecir efectivamente las áreas donde sucede el cambio a tierras agrícolas en función de las causas determinantes. Por ejemplo, en Costa Rica y Ecuador el tipo de suelo y la topografía representan los factores determinantes para el cambio, mientras en China la población rural y la fuerza laboral determinan el cambio (Verburg *et al.* 2001). Dependiendo del tipo de modelo, se analizan diferentes variables como la

heterogeneidad espacial (topografía, tipo de suelo, fertilidad del suelo, densidad de población, accesibilidad) y social (políticas, cambios demográficos, migración), tratando de reproducir las complejas vías de CCUS a partir de reglas generales simplificadas, que pretenden evidenciar la sensibilidad de los patrones de cambio hacia ciertas variables (Lambin *et al.* 2003, Miller *et al.* 2004).

Una de las características más importantes de la modelación, es la capacidad de generar escenarios como un conjunto de historias plausibles y relevantes que puedan representar el futuro (Mulligan y Wainwright 2004). Estos escenarios permiten orientar a los tomadores de decisiones con respecto al intervalo de posibles futuros e incertidumbres críticas. Un ejemplo de estos escenarios es el abandono de las tierras cultivadas menos productivas en las sociedades industrializadas en el Mediterráneo (Poyatos *et al.* 2003). El caso contrario, se presenta en la Amazonia Brasileña, donde se ha reportado una relación significativa entre los modelos y la tendencia actual del CCUS, que plantean escenarios constantes de deforestación vinculados al acceso de la tierra y las políticas de colonización (Dale *et al.* 1994). Soares-Filho y colaboradores (2004) han utilizado estas tendencias históricas de deforestación en la cuenca del Amazonas, particularmente la apertura de carreteras a través de la cuenca del Amazonas seguida de la expansión agrícola para un escenario de negocios (*bussines as usual*) contra un escenario de gobernanza con regulación ambiental efectiva, obteniendo escenarios plausibles donde la deforestación es más del doble para el escenario de negocios contra el de gobernanza. Es importante considerar que el uso de cualquier modelo se encuentra restringido a la disponibilidad de información y escala a tratar (Brown *et al.* 2006).

México cuenta con varios estudios de modelación de CCUS principalmente en la zona Centro, Sur y Sureste del país, enfocados principalmente en selvas altas y bosques templados (Brown *et al.* 2007, Chowdhury *et al.* 2006, Geoghegan *et al.* 2001) y algunos incluyen bosques tropicales secos (Corona 2008, Cuevas y Mas 2008, Flamenco-Sandoval

et al. 2007). Más allá de los obstáculos, estos estudios han demostrado que las tasas de deforestación no han disminuido, y México está sometido a un rápido proceso de CCUS, donde los escenarios proyectados a futuro muestran una tendencia al aumento de pérdida de bosques y selvas debido a la prevalencia de las actividades agropecuarias (Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Mas *et al.* 2004). En el caso particular del Sur de México, la tendencia parece estar encaminada al cambio de selvas a parcelas pequeñas cercanas a poblados y caminos, principalmente agricultura de subsistencia, con la posibilidad de cambio a pastizales (Brown *et al.* 2007, Chowdhury *et al.* 2006, Corona 2008, Durand y Lazos 2004). En este sentido Deininger y Minten (1999) a través de la aplicación de modelos econométricos sugieren que además de la tenencia de la tierra (*ejidos*), los cambios son una respuesta a la escasez de alternativas.

Particularmente, la dinámica de CCUS en el noroeste del país ha tenido un gran impulso debido a las políticas nacionales durante las últimas cuatro décadas (Guevara 2001). Después de la Revolución Mexicana y el cierre de las minas en la región, las políticas de desarrollo buscaron generar una franja de producción agrícola a lo largo del Pacífico, lo cual resultaba poco redituable para los municipios con un terreno muy accidentado además de una limitada irrigación en los mismos.

Los municipios de Los Álamos, Sonora, con una actividad económica ganadera y El Fuerte, Sinaloa, con una actividad agrícola consolidada y un incremento de las actividades ganaderas, representan objetos de estudio útiles para comparar las posibles vías de CCUS, tomando en cuenta la importancia que ejercen las políticas de desarrollo estatal y municipal como causas subyacentes de la deforestación del BTS. Desde la perspectiva de la descentralización y gobernabilidad en México, el municipio representa la entidad mínima de gobierno dentro del marco del federalismo (Martínez 1995). Esta unidad funciona dentro de un sistema jerárquico de relaciones funcionales en un sistema territorial integrado que finalmente influye sobre la operación del sistema económico regional (Smith

1991). Es en este contexto, los municipios deben fortalecer su autonomía para reglamentar su funcionamiento y planear el desarrollo de las actividades económicas, promoviendo el bienestar social y manejo coherente de sus recursos naturales (Martínez 1995).

Adicionalmente, la región donde se ubican los municipios de Los Álamos y El Fuerte representa el límite norte de la distribución ($27^{\circ}15'$ latitud) de selva baja caducifolia en México (Figura 1), una distribución inusual para una vegetación tropical (Martínez-Yrizar *et al.* 2000, Trejo y Dirzo 2002). Más aún, existen iniciativas en la región para la protección de flora y fauna, entre las que se destacan el Área para la Protección de Flora y Fauna “Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui” establecida en 1997. El área cubre aproximadamente 100,000 hectáreas y se extiende por la Sierra de Álamos, el Río Cuchujaqui hasta los límites de la Sierra Madre Occidental. La reserva alberga a algunas especies en peligro de extinción tales como el jaguar, el ocelote, así como diferentes tipos de aves, reptiles y mamíferos, sin embargo, los programas gubernamentales continúan estimulando a los dueños de las tierras para desmontar sus predios y plantar vegetación para forraje (Pronatura 2009).



Figura 1. Distribución de los bosques tropicales secos en México y Centro América (Adaptado del Center for Sonoran Desert Studies URL: http://www.desertmuseum.org/programs/alamos_index.htm)

Dentro de este marco y mediante la construcción de las coberturas de suelo para un periodo de 20 años (1986-2006) y la recopilación de información, describimos la deforestación y fragmentación a través del proceso de CCUS involucrado en ambos municipios. El análisis y comparación de las tasas de deforestación, índices de fragmentación, trayectorias de CCUS y los modelos de CCUS desembocará en la generación de un contexto general del CCUS, que finalmente esperamos funcione como apoyo en la toma de decisiones en cuanto al manejo del territorio.

2. Objetivo general.

Analizar la deforestación de la SBC, las variables que la promueven y generar escenarios de tendencias del CCUS a través de la modelación en dos municipios del Noroeste del Pacífico mexicano.

2.1. Objetivos específicos.

a) Identificar la dinámica de CCUS en los municipios Los Álamos y El Fuerte en cuatro periodos: 1986-1992, 1992-2000, 2000-2006 y 1986-2006.

b) Estimar las tasas de deforestación y patrones de fragmentación en los municipios, Los Álamos y el Fuerte.

d) Generar escenarios de deforestación, a partir del uso de modelo empíricos y de simulación, y CCUS en cada uno de los municipios, Los Álamos y el Fuerte.

3. Área de estudio.

La SBC presenta una distribución inusual para una vegetación tropical sobre el Noroeste del Pacífico ($27^{\circ}15'$ latitud Norte) que representa el límite de su distribución en México (Martínez-Yrizar *et al.* 2000, Trejo y Dirzo 2002). Dentro de este rango se seleccionaron dos municipios de estudio: a) Los Álamos, Sonora y b) El Fuerte, Sinaloa (Fig. 2).

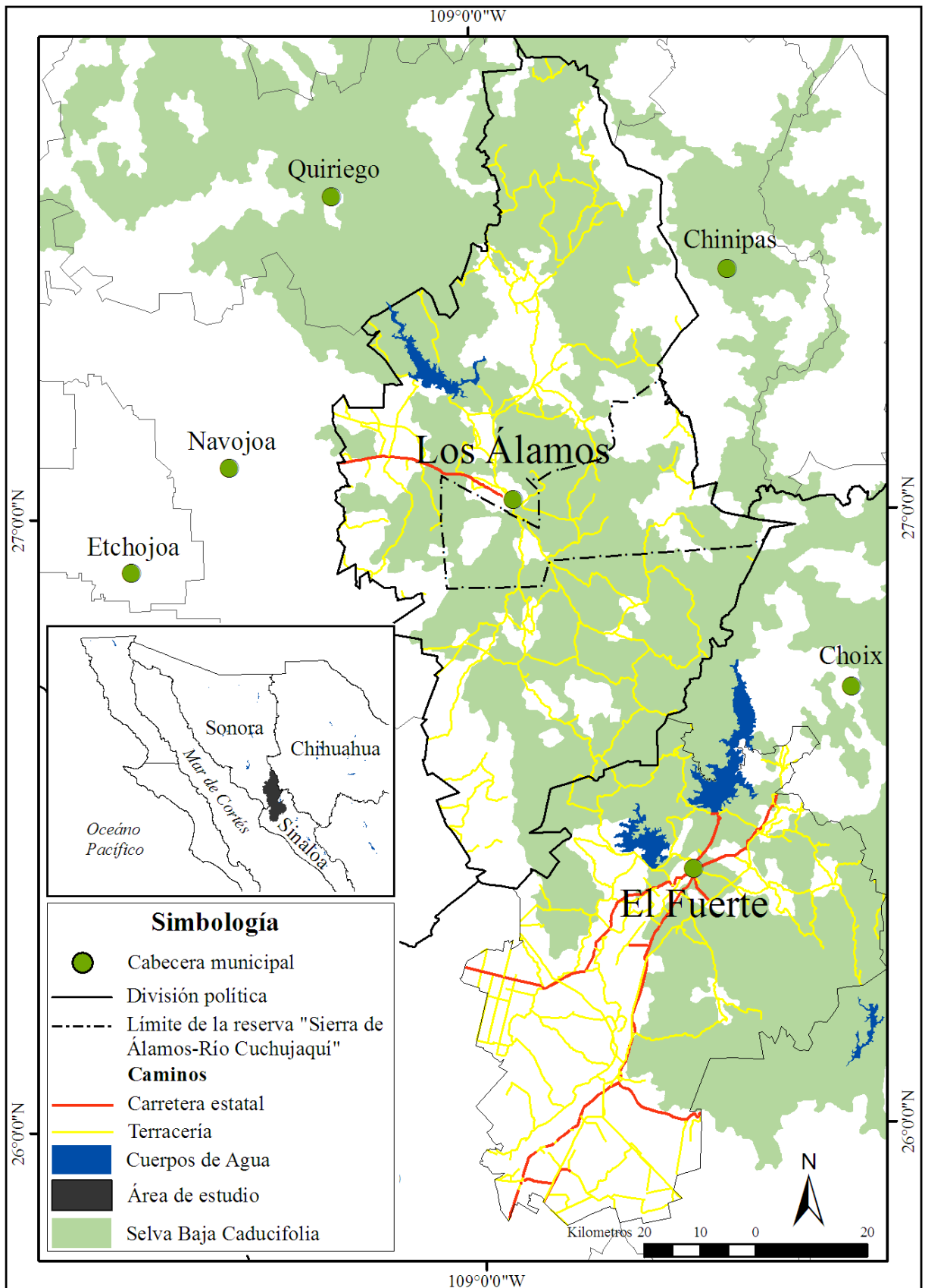


Figura 2. Área de estudio, municipio Los Álamos y El Fuerte. Cobertura de la selva baja caducifolia y selva baja caducifolia con vegetación secundaria en el área de estudio de acuerdo al Inventario Nacional Forestal (Palacio *et al.* 2000).

a) Los Álamos, Sonora.

Los Álamos se localiza en la parte Sureste del Estado de Sonora, limitando al norte con el Municipio de Rosario, al sur con el Estado de Sinaloa, al este con el Estado de Chihuahua y al oeste con los Municipios de Huatabampo, Navojoa y Quiriego, con una extensión territorial de 6 947.47 km². Las principales actividades económicas son la ganadería, agricultura, minería y turismo. De acuerdo al INAFED (Instituto Nacional para el Federalismo y Desarrollo Municipal 2006) el sector primario ocupa un 39.95% (2 886 habitantes) de la población económicamente activa, con la ganadería como actividad principal. La población en el municipio es de 26 741 personas, pero durante los últimos años la tasa de crecimiento poblacional se ha mantenido negativa (-1.3, 1980-1990; -0.16, 1990-2000, INEGI 1990, INEGI 2000). De acuerdo a la Secretaria de Desarrollo Social del Sonora, Los Álamos presenta alto grado de marginación, ya que 45.84% de 5 700 viviendas presentan condiciones de hacinamiento (SEDESSON 2006). Dentro del municipio existen diversas comunidades con presencia de poblaciones indígenas Guarijios y Mayos, en La Mesa Colorada, Guajaray, Bavícora, El Paso y Basiroa.

Durante los 70's, las políticas en el municipio de Los Álamos marcaron un cambio drástico en la conversión de tierras no explotadas y subexplotadas a pastizales inducidos de buffel (*Pennisetum ciliare* L.), con lo que buscaban insertar al municipio en el mercado del ganado (Vázquez-León *et al.* 2003, Vázquez-León y Liverman 2004). Debido a circunstancias tales como la crisis económica, la degradación de la tierra y las largas sequías, el sistema productivo experimento un fuerte rezago y quedó estancado (Vázquez-León y Liverman 2004).

b) El Fuerte, Sinaloa.

El municipio el Fuerte está localizado en la parte noroeste del estado de Sinaloa, colinda al norte con el municipio de los Álamos, al noreste con el municipio de Choix, al

sureste con el municipio de Sinaloa y al oeste con el municipio de Ahome. Tiene una extensión de 3 843 km². En el municipio, 54 157 personas se distribuyen en zonas rurales y 35 358 viven en el área urbana, con una densidad de población de 23.3 habitantes/km² y una tasa de crecimiento del 0.4%. Dentro del municipio encontramos la presencia de comunidades indígenas Yoreme-Mayo. Las actividades económicas del sector primario ocupan un 51.68% de la PEA, destacando la agricultura (INAFED 2006). Las características de topografía, suelo, tipo de cultivo, disponibilidad de agua, mercado y capacitación dividen al municipio en dos regiones. Los altos con agostaderos y agricultura de temporal, maíz y sorgo predominantemente, que cumplen un papel de autoconsumo y forraje para el ganado. La segunda región, los valles, se ubican zonas agricultura de riego, con cultivos de granos y hortalizas con una superficie aproximada de 42 919 ha.

4. Metodología.

4.1. Elaboración y procesamiento de la información digital y bases de datos

Para el análisis de la dinámica se utilizaron imágenes de satélite Landsat MSS para los años de 1986 y 1992, mientras que para el 2000 y 2006 se utilizaron imágenes Landsat ETM+, a partir de las cuales se elaboraron las coberturas de uso de suelo. La clasificación de las imágenes se llevó a cabo mediante un proceso de clasificación visual apoyado por una supervisada (Máxima Verosimilitud, umbral de probabilidad 0.9) en el programa ENVI 4.2. La interpretación de las imágenes fue cotejada con coberturas conocidas, cartas temáticas de uso de suelo y vegetación 1:50 000 INEGI (1984 a 1985), el Inventario Nacional Forestal, INF (Palacio *et al.* 2000) y puntos de control en campo para verificar las coberturas más recientes. Para la interpretación se construyeron mosaicos para cada fecha con un compuesto de color 4, 3 y 1 en rojo, verde y azul para las imágenes Landsat MSS, mientras que para las imágenes Landsat TM se usó un compuesto 4, 5 y 3 en rojo, verde y azul.

Cuadro 2. Imágenes de satélite Landsat MSS y TM.

Año	Fecha	Path	Row	Tamaño del píxel
1980	24 – 03 – 1986	33	41	60
	24 – 03 – 1986	33	42	
	15 – 03 – 1986	34	41	
	01 – 04 – 1992	33	41	
1990	03 – 05 – 1992	33	42	60
	24 – 04 – 1992	34	41	
	03 – 02 – 2000	33	41	
2000	03 – 02 – 2000	33	42	30
	25 – 01 – 2000	34	41	
2006	22 – 08 – 2006	33	42	30
	01 – 11 – 2006	34	41	

Las imágenes Landsat fueron restituidas geográficamente para lograr un ajuste de los rasgos geográficos tomando como base la imagen Landsat ETM+ del 2000, ya que ésta última concordaba con las coberturas de referencia utilizadas. Los mapas temáticos (Hidrología, Edafología, Caminos y Localidades) fueron tomados de la base en la cartografía de INEGI 1:50 000 actualizando las coberturas con la imagen de satélite del 2006. El modelo digital de elevación fue generado a partir de las curvas de nivel de INEGI 1:50 000, cada 20 metros. En el caso de la tenencia de la tierra, se utilizó la capa digitalizada de los núcleos agrarios para ambos municipios elaborada a partir del programa PROCEDE (Programa de certificación de derechos Ejidales-Comunales).

Se creó una base de datos por municipio utilizando el Censo General de Población y Vivienda 1990 y 2000 (INEGI 1992, 2001), y el Censo de población y vivienda 1995 y 2005 (INEGI 1996, 2006), para cuantificar e identificar la dinámica de crecimiento poblacional. Por otro lado, se construyó una base de datos con la información disponible sobre las actividades ganaderas y agrícolas por municipio, tomando en cuenta la producción (cabezas de ganado o toneladas de cosecha) y la superficie registrada a partir del Censo Agrícola y Ganadero 1991 e información de la SAGARHPA. A través de esta información, así como las diferentes capas de información temática, se analizó la relación con los CCUS observados.

4.2. Definición de la leyenda.

Para la clasificación de las coberturas presentes en ambos municipios se definió la leyenda presentada en el cuadro 3. Se tomó como base la leyenda utilizada por INEGI en la serie II de los mapas de uso de suelo y vegetación, así como la equivalencia entre vegetaciones propuesta por González (2003). Los diferentes tipo de coberturas presentes fueron agrupados de manera que se le diera énfasis a la conservación y deforestación de la SBC, principalmente por efecto de las actividades agrícolas y ganaderas (Mas *et al.* 2004).

Cuadro 3. Leyenda de coberturas para la clasificación del uso de suelo.

Categoría	Clase	Asociaciones que incluye
Forestal	Selva baja caducifolia (SBC)	Selva baja caducifolia primaria Selva baja caducifolia con vegetación secundaria
	Selva baja espinosa (SBE)	Selva baja espinosa Selva baja espinosa con vegetación secundaria
	Bosques templados (BT)	Bosque de pino Bosque pino-encino con vegetación secundaria Bosque de encino Bosque de encino con vegetación secundaria
Matorrales	Matorral (MS)	Matorral Sarcocaula Matorral Sarcocaula con vegetación secundaria Matorral Sarcocrasicaule Mezquital
No forestal	Agricultura de temporal (AT)	Agricultura de temporal
	Agricultura de riego (AR)	Agricultura de riego eventual Agricultura de riego permanente
	Pastizales (PZ)	Pastizales inducidos Pastizales cultivados
	Área urbana (AU)	Área de urbana
	Cuerpos de agua (CA)	Cuerpos de agua

En el caso particular de la clase Selva Baja Espinosa se optó por incluir a las porciones de Selva Baja Caducifolia que presentan un alto grado de perturbación, o perturbación crónica, causada por la extracción de madera, pastoreo y fuego (Álvarez-Yépez *et al.* 2008, Burgos y Maass 2004, Miles *et al.* 2006). Esta agrupación se realizó con el efecto de enfatizar la pérdida de Selva Baja Caducifolia, tomando en cuenta que estas

porciones de selva mantienen un proceso de degradación continuo y difícilmente recuperan la diversidad florística y estructura de la comunidad original (Álvarez-Yépez *et al.* 2008).

4.3. Mapas de cambio y tasas de deforestación.

Una vez generados los mapas de coberturas y uso de suelo se incorporaron a un sistema de información geográfica utilizando el programa ArcMap 9.2. A partir de la tabulación cruzada de los mapas de cobertura y uso de suelo se obtuvieron los mapas de cambio y la superficie ganada y perdida por cada trayectoria. A partir de estas superficies se calcularon las tasas anuales de cambio correspondientes a cada periodo, las cuales permitieron observar los cambios clase por clase (Mas *et al.* 2004). Los periodos establecidos están subordinados a las imágenes utilizadas por lo que tendremos cuatro diferentes periodos de análisis 1986-1992, 1992-2000, 2000-2006 y 1986-2006.

Para obtener las tasas anuales de cambio (TAC) se utilizó la ecuación propuesta por la OAA (1995), derivada de la Ley de interés Compuesto (Puyravaud 2003):

$$q = \left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{1/t_2 - t_1} - 1$$

donde A_1 representa el área de una cobertura determinada en el tiempo 1, t_1 y A_2 representa el área de la cobertura en el tiempo 2, t_2 . Esta ecuación se utilizó con fines comparativos con trabajos anteriores, además que es básicamente la misma ecuación propuesta por Dirzo y García (1992).

4.4. Fragmentación.

El estudio de la fragmentación es considerado como un buen indicador de la calidad del hábitat en un ecosistema (Kolb 2004). De esta forma analizamos la fragmentación utilizando el programa FRAGSTATS versión 3.3, que proporciona una serie de índices que describen la estructura del paisaje (McGarigal y Marks 1995). Los índices utilizados para

evaluar el paisaje fueron: área por CUS, número de parches, tamaño promedio, mínimo y máximo del tamaño de parche y el índice de forma del paisaje. El número de parches representa una medida del grado de fragmentación de los CUS. Aquellos CUS con un gran número de parches se caracterizan por ser parches pequeños, altamente aislados con un borde alto y baja conectividad estructural (Forman & Godron, 1981; Forman, 1995; McGarigal & Marks, 2003). El índice de forma del paisaje es una medida estandarizada del borde total o densidad del borde, que nos ayuda medir la agregación o disociación de los parches, ya sea a nivel de clase o paisaje, entre más alto es este mayor es la disociación. Este último es útil para describir la conectividad, aislamiento y heterogeneidad espacial del paisaje (Forman y Godron 1981, Forman 1995, McGarigal *et al.* 2002).

4.5. Matrices de transición

Utilizando las coberturas de uso de suelo se calcularon las matrices de cambio para los periodos de 1986-1992, 1992-2000, 2000-2006 y 1986-2000. Estas matrices se obtienen a partir de la referenciación cruzada de los mapas de cobertura y representan el área que cambia o persiste en un determinado periodo expresada en superficie neta o porcentaje. A partir de la información de la matriz se calcularon las ganancias y pérdidas netas por cobertura (Pontius *et al.* 2004).

4.6. Modelos de CCUS y futuros escenarios.

4.6.1. Cadenas de Markov.

A partir de las matrices de transición se obtuvieron las matrices de probabilidad de cambio. Estas representan la probabilidad de persistencia de una clase o la probabilidad de cambio de una clase a otra durante el periodo de estudio (Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Mas 2004). Al igual que los mapas de transición, las matrices son el resultado de la referenciación cruzada de los mapas (Mas *et al.* 2004). Una vez obtenidas las matrices de

probabilidad se procedió a estandarizarlas con el propósito de comparar las probabilidades de cambio utilizando el procedimiento propuesto por Rovainen (1996).

Este procedimiento permite comparar valores anuales de probabilidad (Flamenco-Sandoval 2007), dado que cada uno de los intervalos de tiempo en el presente estudio es variable (6, 8 y 20 años). Este procedimiento asume que la probabilidad de que una celda o píxel de la clase m , en el tiempo 1, pertenezca a la clase n , en el tiempo 2, es igual a:

$$r_{mn} = \frac{a_{mn}}{a_m}$$

Donde a_{mn} es la superficie perteneciente a la clase m , en el tiempo 1, que cambia a la clase n en el tiempo 2, y a_m es la superficie cubierta por la clase m en el tiempo 1. Tomando en cuenta que t son los años entre el tiempo 1 y 2, entonces la matriz de probabilidad esta denotada por:

$$R^{(t)} = [r_{mn}]$$

obtenido a partir de los mapas de coberturas. Entonces, para obtener la matriz de probabilidad $P=[p_{mn}]$, donde p_{mn} es la probabilidad de cambio de una celda de la clase m a la clase n , utilizamos siguiente procedimiento, suponiendo que el cambio es un proceso estocástico. Entonces las probabilidades de cambio en el tiempo son continuas y homogéneas, cumpliendo los principios del modelo Markoviano. Esto significa dada una clase en el tiempo final, la probabilidad de que cambie a una clase k (para todas las k) es independiente de las clases en tiempo inicial. Este supuesto es razonablemente válido para periodos cortos de tiempo, asumiendo que:

$$P \cdot P \cdot \dots \cdot P = P^t = R^{(t)}$$

Bajo esta relación podemos calcular p_{mn} mediante la diagonalización de la matriz (Çinlar 1975). Este proceso consiste en dividir la matriz de la siguiente manera:

$$P = B \cdot D \cdot B^{-1}$$

Donde las columnas de la matriz B contiene los eigenvectores y D es una matriz diagonal con los eigenvalores de P situados en la diagonal. Entonces:

$$P^t = B \cdot D^t \cdot B^{-1}, t = 1, 2, 3, \dots$$

Así, de la matriz $R^{(t)}$ podemos obtener la matriz de probabilidad P de la siguiente manera:

$$P = B \cdot \begin{bmatrix} \sqrt[t]{\lambda_1} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \sqrt[t]{\lambda_2} & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & \sqrt[t]{\lambda_9} \end{bmatrix} \cdot B^{-1}$$

A partir de las probabilidades anualizadas para los periodos de 1986-1992, 1992-2000, 2000-2006 y 1986-2006 se utilizaron las cadenas de Markov para explorar las posibles vías de cambio en el futuro, creando cuatro diferentes simulaciones de cambio en la superficie ocupada por las coberturas, de acuerdo a las probabilidades obtenidas en cada periodo de estudio. Estas simulaciones fueron elaboradas únicamente para la selva baja caducifolia y los pastizales. Debido a que las limitaciones del modelo en cuanto a su validez para periodos largos de tiempo, consideramos un lapso de 30 años.

Las cadenas de Markov han sido utilizadas por varias décadas para predecir la probabilidad de cambio de un estado a otro en el tiempo, asumiendo que el proceso se encuentra en un estado estacionario y continuo (Bell e Hinojosa 1977, Pontius y Jeffrey 2005, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007). El modelo Markoviano es un proceso estocástico cuya propiedad fundamental expresa que una cobertura/uso de suelo (CUS) pasada no influye en una CUS en el futuro si la CUS en el presente es conocida (Bell e Hinojosa 1977).

4.6.2. Modulo de cambio de uso suelo (*Land-use Change Modeler*).

Otro tipo de simulaciones fue creado a través de las coberturas, las cuales fueron alimentadas al módulo *Land-Use Change Modeler* (LCM) (IDRISI Andes, Clark labs). Este software, integrado a la plataforma IDRISI Andes, nos permite evaluar el cambio de coberturas en el futuro, modelando el potencial de transición y generando simulaciones de las trayectorias (Eastman 2006b). El módulo requiere de dos coberturas de suelo de diferentes años, y de una serie de variables a partir de las cuales el módulo buscará las áreas susceptibles al cambio (Eastman 2006a, 2006b). En este caso las coberturas de suelo representan las clasificaciones generadas para 1986, 2000 y 2006, las dos primeras utilizadas para calibrar el modelo y la última para validarlo. Por otro lado, las variables representan aquellos factores ambientales y sociales que pueden ser representados de manera espacial (por ejemplo, elevación, pendiente, edafología, distancia a poblados y caminos, y tenencia de la tierra) y que pueden ser asociados a las coberturas. A partir de estos insumos estas simulaciones proyectan a manera de mapas las probabilidades de cambio y el cambio *per se* de las coberturas en el futuro (Eastman 2006a).

4.6.2.1. Análisis de las variables.

Las variables consideradas corresponden a variables biofísicas (altitud, edafología y distancia a la red hidrológica) y variables socioeconómicas (distancia a caminos, distancia a carreteras pavimentadas y distancia a poblados). Estas variables corresponden a aquellas referidas anteriormente en trabajos similares como las causas más influyentes (Brown *et al.* 2004 y 2007, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Houet y Moy-Hubert 2006, Mas *et al.* 2003). En el caso de Sonora, Vázquez-León y Liverman (2004) mencionan las condiciones edáficas como una de las causas importantes en el CCUS. Por otro lado, la distancia a caminos y pendiente son variables importantes relacionadas directamente con el acceso al terreno (Flamenco-Sandoval 2007, Mas *et al.* 1996, Pijanowski *et al.* 2002), favoreciendo la colonización de nuevas tierras y la expansión agrícola (Dale *et al.* 1994). En el caso de

los caminos pavimentados Soares-Filho y colaboradores (2004) han evidenciado el impulso que estos proporcionan para la expansión agrícola. R. La distancia a asentamientos humanos ha sido considerada como una variables influyente en el CCUS, considerando la alta densidad poblacional existente en los bosques tropicales secos (Miles *et al.* 2006). Adicionalmente, Trejo y Dirzo (2000) atribuyen gran parte de la deforestación, en el estado de Morelos, a la cercanía con los asentamientos humanos.

Para el análisis y posterior uso de las variables, fue necesario crear una serie de mapas, uno por variable, que finalmente fueron incorporados a un sistema de información geográfica en el programa IDRISI. La variable de elevación y pendiente fueron obtenidas a partir del modelo digital de terreno del INEGI 1:50 000. El resto de las variables fueron obtenidas a partir de la información vectorial en formato digital del INEGI 1:50 000, en el caso de las variables como la distancia a caminos, los poblados y la red hidrológica fue necesario crear capas matriciales que evalúan celda por celda la distancia euclidiana al rasgo más cercano. En el caso de la variable edafología se utilizó la transformación de probabilidad evidente (*Evidence Likelihood*), la cual evalúa la frecuencia de ocurrencia de los píxeles por categorías en relación al cambio observado (Eastman 2006b).

Con el fin de evaluar la relación de las variables y las coberturas, se utilizó el coeficiente de contingencia corregido de Cramer's V. Este calcula el valor de asociación entre dos variables categóricas en la tabla de contingencia. Se representa de la siguiente manera:

$$V = \sqrt{\frac{\chi^2}{N.m}}$$

Donde N representa el número total de observaciones en las tablas y m es el valor mínimo entre el número de las filas menos 1 o el número de las columnas menos 1. Los valores de asociación van de 0 a 1, siendo los valores por debajo de 0.15 aquellos con poca o nula asociación, y los mayores a 0.15 presentan una buena asociación y finalmente

aquellos mayores o iguales a 0.4 muestran una asociación fuerte (Eastman 2006a, Flamenco-Sandoval 2007). Esta prueba no evalúa la relación positiva o negativa con el cambio, únicamente muestra que tan estrecha es la asociación de las variables y cada cobertura.

4.6.2.2. Simulación del cambio.

Para la elaboración de las simulaciones de cambio se utilizaron las coberturas generadas para 1986 y 2000, puesto que la cobertura del 2006 se usó para validar el modelo (Pontius y Schneider 2001). Para la obtención de la simulación se creó inicialmente una serie de sub-modelos de transición correspondientes a los cambios más significativos para el trabajo: aquellos superiores a 1 000 ha y relacionados con el cambio entre las categorías, SBC, SBE, PZ y AT. Este módulo permite utilizar dos diferentes aproximaciones de modelación, la regresión logística y la red neuronal perceptron multicapa (MLP, *Multi-layer perceptron*). Este último, fue utilizado en el presente estudio, y recibe su nombre a partir del intento por imitar el procesamiento del cerebro humano.

Las redes neuronales (RN) representan una colección de procesamientos (ecuaciones no lineales) paralelos conectados entre sí para imitar la habilidad del cerebro del interpretar patrones y aprender del proceso de ensayo y error (Freeman y Skapura 1993, Pijanowski *et al.* 2002). En este sentido, las RN son capaces de adaptar el algoritmo de procesamiento a partir de una entrada de información representativa del fenómeno para aprender de las relaciones entre los datos que no son evidentes (Freeman y Skapura 1993). La primera RN se atribuye a Rosenblatt (1958) quien desarrolló el “perceptrón”, un nodo simple de ecuaciones, capaz de recibir datos ponderados y generar un umbral de resultados de acuerdo a una regla definida. El perceptrón multicapa (MLP: *Multi-Layer Perceptron*) es una RN que comprende un algoritmo de aprendizaje de propagación en retroceso que consta de tres capas, una entrada, una oculta y una salida, lo que lo hace capaz de

identificar relaciones no lineales en la naturaleza (Pijanowski *et al.* 2002). La propagación en retroceso es la técnica más popular de entrenamiento para esta RN, debido a que es superior a otros métodos para encontrar relaciones matemáticas desconocidas entre los sistemas de variables (Aitkenhead *et al.* 2004).

EL MLP fue utilizado para generar dos simulaciones de cambio: uno de probabilidad y uno de cambio definitivo simulado. El escenario de cambio definitivo representa el cambio de superficie simulado entre coberturas para la fecha establecida en el modulo. Este mapa se obtiene utilizando la probabilidades de transición obtenidas del modelo Markoviano, para calcular la cantidad de superficie que cambiara y que más tarde asigna a cada uno de los píxeles en función de cada categoría (Agarwal *et al.* 2002, Eastman 2006a, Eastman 2006b, Pontius y Malanson 2005). Para esto el MLP utiliza el modulo de asignación de terreno multi-objetivo (MOLA; *Multi-objective land allocation*). A partir de las transiciones, el modulo genera una lista de las clases que perderán superficie y una lista de aquellas que ganaran superficie de cada clase donante. Durante este proceso de iteración para determinar que clases ganaran o perderán superficie, el Autómata Celular (CA: *Celular Automata*) asiste el proceso de ubicación del cambio disminuyendo la probabilidad de que una clase surja en un lugar alejado de las áreas existentes. El CA es una simulación del ambiente en una retícula o raster, en la cual una serie de reglas determinan los atributos de cada celda tomando en cuenta los atributos de las celdas vecinas (De Almeida y Gleriani 2005). El autómata del LCM utiliza un filtro de 5 X 5 en para lograr esta continuidad restringida (Eastman 2006a). El resultado final es producto de la sobreposición de todas las transiciones para cada clase (Eastman 2006a, Eastman 2006b).

El escenario de probabilidad no representa cambio en superficie como tal, si no las probabilidades o vulnerabilidades al cambio. Este mapa se obtiene simplemente de la adición de cada uno de los sub-modelos de transición previamente creados. Esta adición

supone que el potencial de transición es más alto, si más de una clase atrae superficie de otra, que si una sola clase atrae superficie (Eastman 2006a, Eastman 2006b).

4.6.2.3. Validación del mapa de cambio definitivo simulado y el mapa de probabilidad.

Una vez generado la simulación, es necesario medir la precisión de dicho modelo en cuanto a futuros patrones de cambio proyectados. La manera más común y sencilla de medir la precisión del modelo es el porcentaje de píxeles correctamente predichos (Pontius y Malanson 2005). Este procedimiento utiliza el mapa de cambio definitivo simulado contra un mapa de cambio real, que no ha sido usado para la fase de calibración (Pontius y Scheneider 2001). Otra forma de validar el modelo es a partir del estadístico de área bajo la curva ROC “*Relative Operative Characteristic*”. El ROC permite validar la capacidad del modelo para especificar la ubicación del cambio, sin comprometer el modelo a una cantidad específica de cambio (Pontius y Scheneider 2001), como lo hace la validación a través de los píxeles correctamente predichos. Este estadístico utiliza la regla trapezoidal del cálculo integral para calcular el área bajo la curva, proyectada entre la proporción de falsos - positivos contra verdaderos – positivos (Pontius y Scheneider 2001). Si los valores de la secuencia de ROC se ajustan perfectamente a la secuencia de cambio real, el valor de ROC será igual a uno. Dicho de otra manera, cuando los valores de ROC son iguales a uno, los mapas de factibilidad presentan valores más altos de factibilidad en las áreas que experimentan cambio que las áreas que no presentan cambio (Pontius y Scheneider 2001). Adicionalmente, Pontius (2000) propone la utilización del Índice de Concordancia Kappa, KIA (Kappa Index of Agreement) por sus siglas en inglés. Este índice es útil para comparar la correspondencia entre dos mapas categóricos, en este caso el mapa de coberturas observado para 2006 contra el mapa simulado para 2006 en el LCM, evaluando la capacidad de cada simulación para designar exactamente el cambio y ubicación correcta,

(Eastman 2006a, Eastman 2006b, Pontius 2000, Pontius 2002). Este índice se obtiene de la siguiente manera:

$$kappa = \frac{(Po - Pc)}{(Pp - Pc)}$$

donde Po es la proporción correcta observada, Pc es la proporción correcta esperada debido al azar y Pp es la proporción correcta cuando la clasificación es perfecta. Pontius (2000) propone tres variaciones al cálculo de $kappa$ estándar.

Cuadro 4. Índice de concordancia Kappa.

Índice de concordancia Kappa (KIA)	Ecuación
K no	$[M(m)-N(n)]/[P(p)-N(n)]$
K ubicación	$[M(m)-N(m)]/[P(m)-N(m)]$
K cantidad	$[M(m)-M(n)]/[M(p)-M(n)]$

donde Kno es un índice que mide la concordancia para $Pc = N(n)$ y $Pp = P(p)$; K ubicación es un índice que mide la concordancia únicamente en términos de localización, donde $Pc = N(m)$ y $Pp = P(m)$; finalmente K cantidad mide la concordancia en cuanto a cantidad donde $Pc = M(n)$ y $Pp = M(p)$ (Pontius 2000 y 2002).

Adicionalmente se utilizaron otros estadísticos para medir la misma precisión de la simulación pero a diferentes resoluciones (Pontius 2002). Estos estadísticos nos permiten analizar clasificaciones difusas en los mapas categóricos, agregando celdas o píxeles vecinos en una retícula de mayor resolución. A continuación se mencionan los estadísticos utilizados:

Cuadro 5. Estadísticos adicionales (Pontius 2002).

Estadísticos de validación para la simulación	
Concordancia por azar	$N(n)$
Concordancia por cantidad	$N(m)-N(n)$
Concordancia por celdas o píxeles	$M(m)-N(m)$
Discrepancia por celdas o píxeles	$P(m)-M(m)$
Discrepancia por cantidad	$P(p)-P(m)$

Finalmente, podemos observar de manera general en el siguiente diagrama cuales fueron cada una de las etapas del estudio así como los procesos, análisis y productos elaborados (Figura 3).

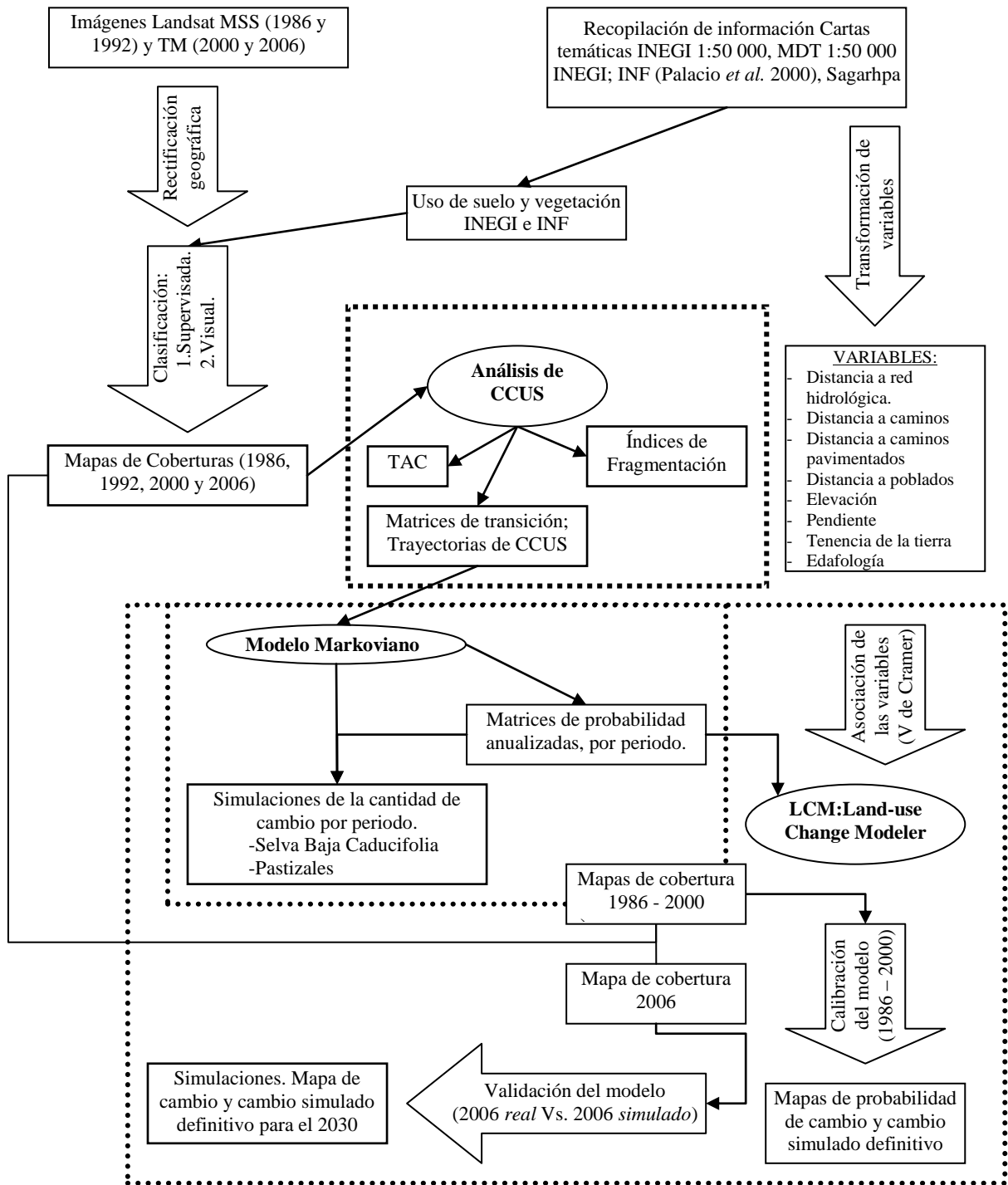


Figura 3. Diagrama de flujo representado cada una de las etapas y procesos en el estudio. Los polígonos rectangulares representan información, ya sea consultada o insumos para el análisis, así como los productos obtenidos. Los círculos representan cada uno de los procesos desarrollados en el estudio. Finalmente los polígonos en forma de flecha representan procesos o análisis secundarios.

5. Resultados.

5.1. Coberturas, CCUS y TAC.

5.1.1. Municipio Los Álamos.

En el municipio de los Álamos, la cobertura de la Selva Baja Caducifolia fue la de mayor extensión a lo largo de todo el municipio, ocupando un 68.2% (439 054 ha) en 1986 y disminuyendo a 56.4% (367 829 ha) en 2006 (Figura 4). La diferencia en este periodo de 20 años indica una pérdida del 11.8% (76 003 ha) de su superficie. En el primer periodo (1986-1992) la pérdida fue de 2.7% (17 416ha), en el segundo periodo (1992-2000) de 8.4% (53 809 ha) y en el último periodo (2000-2006) de 0.7% (4 778 ha) (Figura 4 y 5). Las tasas anuales de cambio (TAC) para esta cobertura oscilan entre 0.2%, para el periodo 2000-2006, a 1.7% para 1992-2000 (Cuadro 6).

La Selva Baja Espinosa ocupó alrededor del 4% (26 463 ha) en 1982, principalmente en la parte Oeste; pero en el 2006 ocupó el 6% (40 878 ha) siendo ahora la región Sur del municipio la más representativa (Figura 4). Este cambio representa una ganancia del 2% (14 415 ha) en un lapso de 20 años. Por el contrario, los Matorrales perdieron 1.5% (14 415 ha), los cuales tuvieron una superficie inicial de 3% (19 664 ha) en 1986 y 1.5% (9 916 ha) en 2006. Los Bosques Templados, localizados en su mayoría en la parte noreste, muestran poco cambio: ocuparon un 11.4% (72 284 ha) en 1986 y un 10.3% (66 288 ha) en 2006 (Figura 4 y 5).

La Agricultura de Temporal, localizada principalmente en la parte central del municipio, es la cobertura antrópica mas extensa en 1986, ocupando 7.5% (47 926 ha), pero se ve reducida a un 6.5% (41 904 ha) en 2006. Por el contrario, los Pastizales ocuparon un 4.7% (30 104 ha) en 1986 y en 2006 se consolida como la cobertura antrópica mas desarrollada con 17.3% (110 909 ha), presentan una ganancia de 12.6% (80 805 ha). La Agricultura de Riego, las Áreas Urbanas y los Cuerpos de Agua ocupan una superficie menor al 1% (Figura 5).

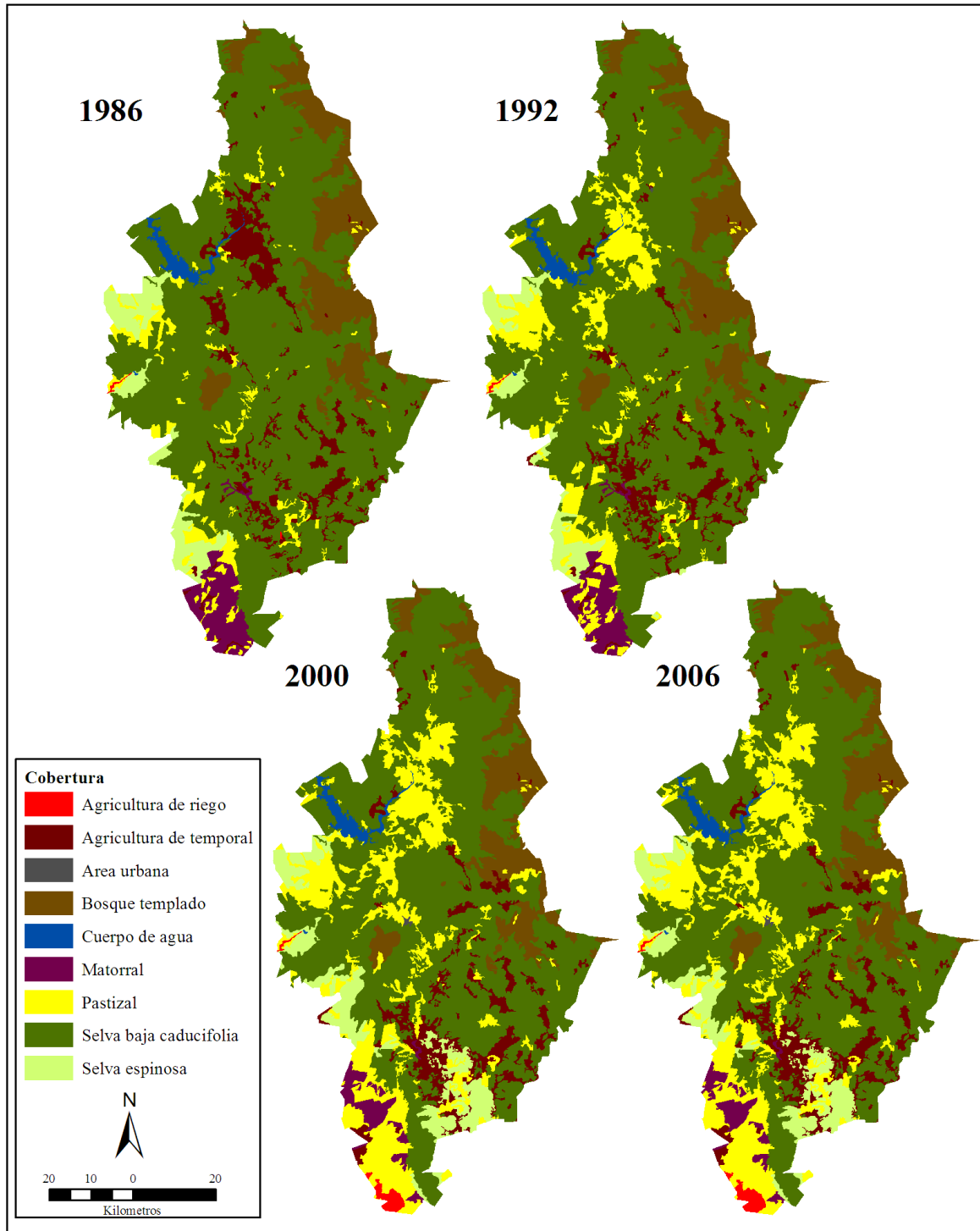


Figura 4. Coberturas del municipio Los Álamos para las cuatro diferentes fechas de estudio.

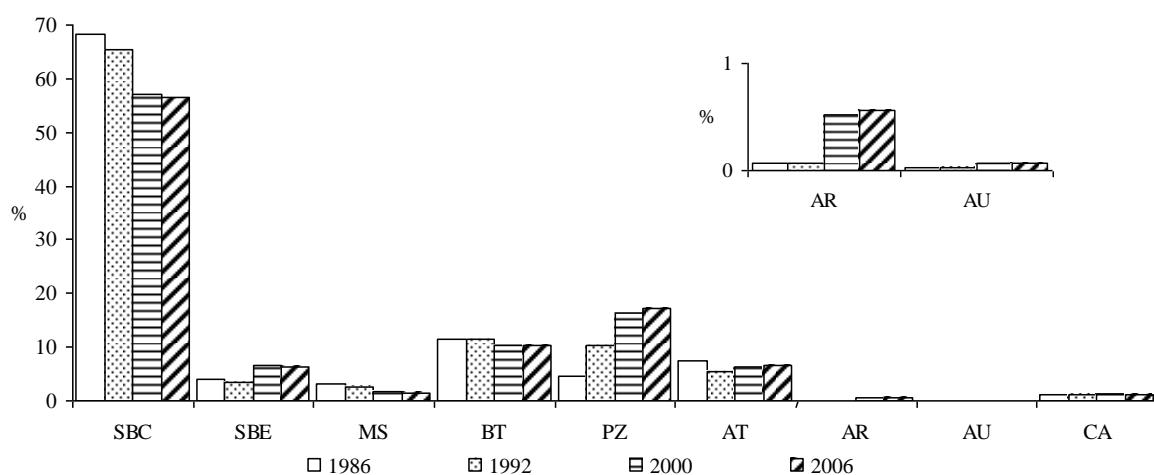


Figura 5. Porcentaje de cobertura para el municipio Los Álamos para los cuatro años de estudio. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

En el periodo 1992-2000, aproximadamente 13.4% de la superficie del municipio presentó algún CCUS, principalmente en la parte noroeste y norte del estado (Figura 4). De manera similar, aquí se presentaron los cambios de mayor magnitud y TAC mayores (Cuadro 6 y Figura 5).

Cuadro 6. Coberturas para el municipio Los Álamos (ha) para los años de 1986, 1992, 2000 y 2006. Tasa anual de cambio (porcentaje de área por año) para cada periodo de estudio. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

	Área por cobertura (ha)				Tasa anual de cambio (% área /año)			
	1986	1992	2000	2006	1986-1992	1992-2000	2000-2006	1986-2006
SBC	439 054	421 638	367 829	363 051	-0.7	-1.7	-0.2	-0.9
SBE	26 463	22 528	41 972	40 878	-2.6	8.1	-0.4	2.2
BT	19 664	17 327	10 547	9 916	-2.1	-6.0	-1.0	-3.4
MS	73 284	73 284	66 455	66 288	0.0	-1.2	0.0	-0.5
PZ	30 104	66 685	105 432	110 909	14.2	5.9	0.8	6.7
AT	47 926	35 033	41 075	41 904	-5.1	2.0	0.3	-0.7
AR	420	420	3 338	3 653	0.0	29.6	1.5	11.4
AU	146	146	413	462	0.0	13.9	1.9	5.9

Entre los cambios más significativos encontramos el aumento de los Pastizales: durante 1986-1992 con 236 581 ha (TAC =14.2%) y de 1992 a 2000 con 38 747 ha (TAC = 5.9%). Seguido de este, la Selva Baja Espinosa aumenta 19 444 ha a una TAC de 8.09% para el periodo de 1992-2000. Aunque el cambio de la Agricultura de Riego no es de gran

magnitud, durante el periodo 1992-2000, esta aumenta 2 918 ha a una TAC de 29.6%, en el Suroeste del municipio.

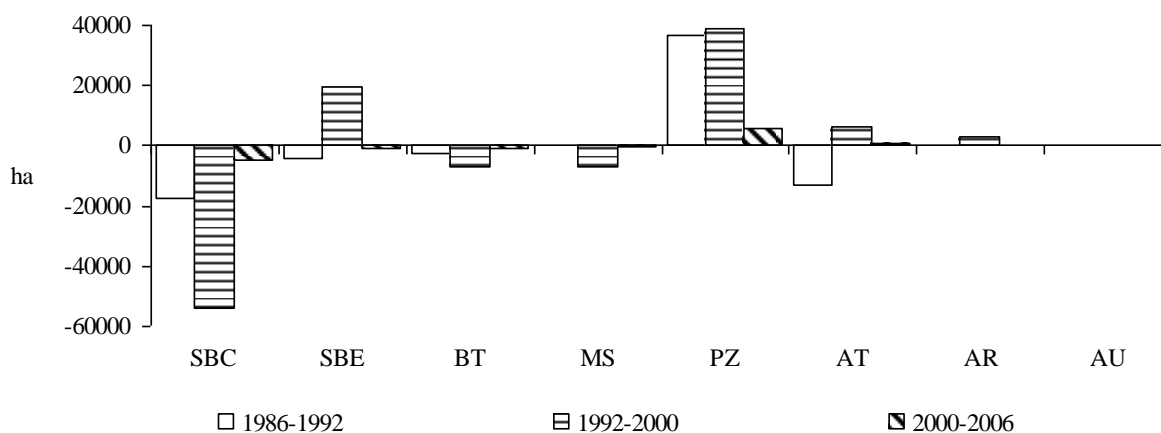


Figura 6. Cambio de uso de suelo para Los Álamos durante los periodos de estudio. Los valores representan el número de hectáreas que se perdieron o ganaron por cobertura. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

En Los Álamos, aproximadamente 49.7% de la superficie del territorio corresponde a los núcleos agrarios registrados en el PROCEDE (Programa de Certificación de Derechos Ejidales-Comunales). En este sentido, aproximadamente la mitad (46.3%) de los CCUS observados se encuentran localizados dentro de los núcleos agrarios. Esto implica que aproximadamente la mitad del CCUS registrado se encuentra en propiedad privada y federal. En lo que respecta a la SBC, un 39.3% del cambio en la selva, ya fuera por deforestación o degradación a otras coberturas, se encuentra dentro de los núcleos agrarios.

5.1.2. Municipio El Fuerte.

En El Fuerte la Selva Baja Caducifolia cubría 43% (179 485 ha) en 1986, (Figura 7). En 2006 la superficie de la SBC se había reducido a un 33.6% (140 652 ha), principalmente en la parte norte, indicando una pérdida de 9.3% (38 833 ha) (Figura 8 y 9). Esta pérdida se distribuye principalmente entre los periodos de 1986-1992 y 1992-2000,

siendo de 2.2% (9 268 ha) y 6.9% (29 060 ha) respectivamente. Las TAC para esta cobertura van de 0.1% a 2.3% (Cuadro 7).

La Selva Baja Espinosa por su parte ocupa un 10.3% (42 959 ha) en 1986 y 13.3% (55 598 ha) en 2006. Esta diferencia de 3% (12 639 ha) es resultado de la ganancia durante los dos primeros periodos, 1986-1992 y 1992-2000, de 0.8% (3 437 ha) y 3% (12 480 ha), y una pérdida de 3% (3 278 ha) durante el periodo 2000-2006. Los Matorrales presentan una disminución de 4.7% (19 736 ha) durante el periodo de estudio, partiendo de un 16.2% (67 759 ha) en 1986 a 11.5% (48 023 ha) en 2006 (Figura 8 y 9).

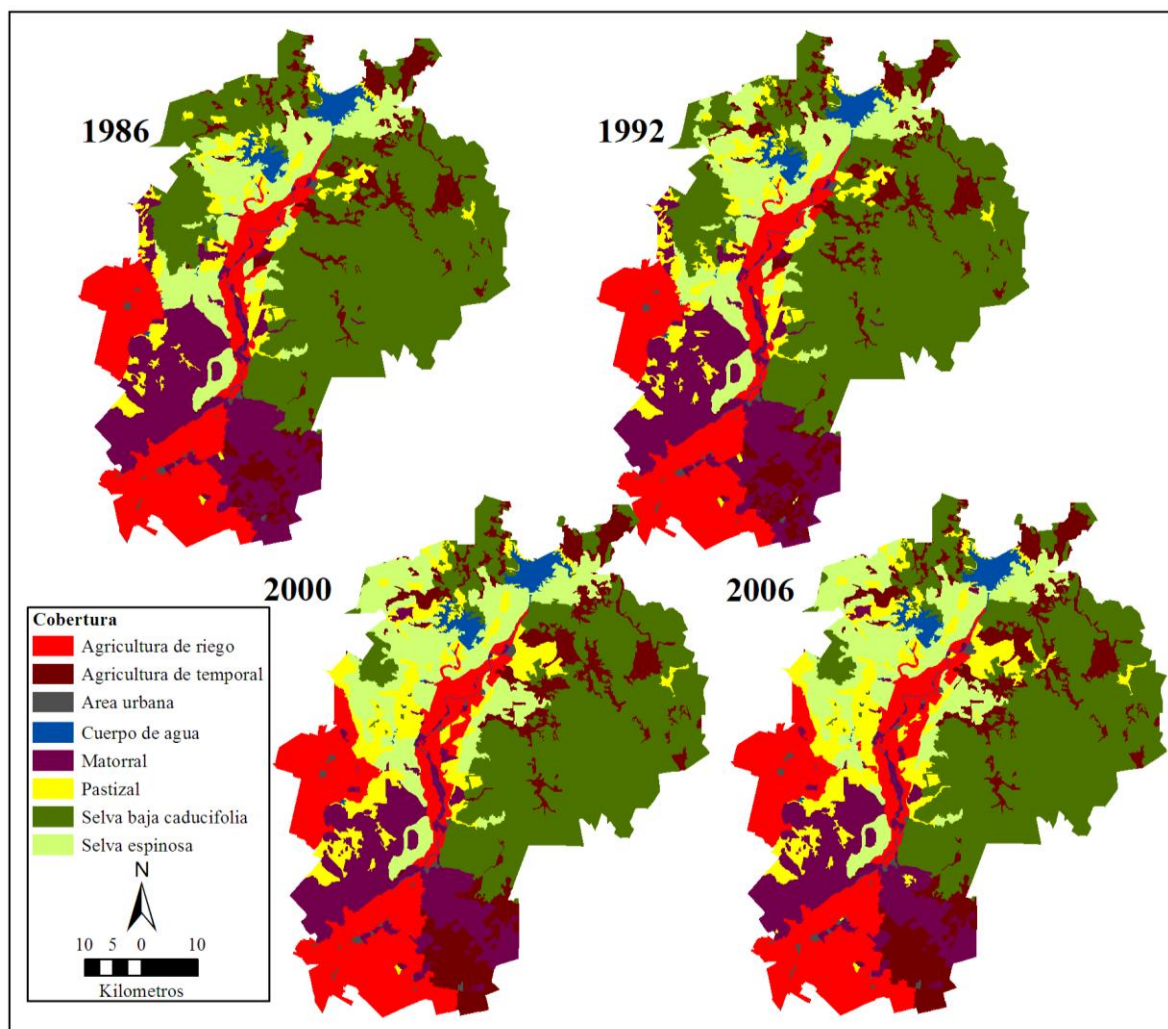


Figura 7. Coberturas del municipio El Fuerte para las cuatro diferentes fechas de estudio.

Por otro lado, la Agricultura de Riego representa la cobertura antrópica de mayor extensión, abarcando 15.9% (66 676 ha) en 1986 y 18.2% (76 351 ha) en el 2006, y se distribuye principalmente a lo largo del Río Fuerte y el Oeste del municipio (Figura 7). Esta ganancia equivale a 2.3% (9 575 ha), distribuida en 0.1% (233 ha), 2% (8 328 ha) y 0.2% (1 014 ha), en los periodos 1986-1992, 1992-2000 y 2000-2006, respectivamente. Seguida de esta, la Agricultura de Temporal ocupaba un 7.2% (30 197 ha) en 1986 y 11.3% (47 405 ha) en 2006. A pesar de ocupar menor superficie que las dos coberturas anteriores, los Pastizales presentan la ganancia más grande en cuanto a superficie, con 4.4% (18 385 ha), ya que en 1986 los Pastizales ocupaban 5.3% (22 059 ha) y en 2006 9.7% (40 444 ha).

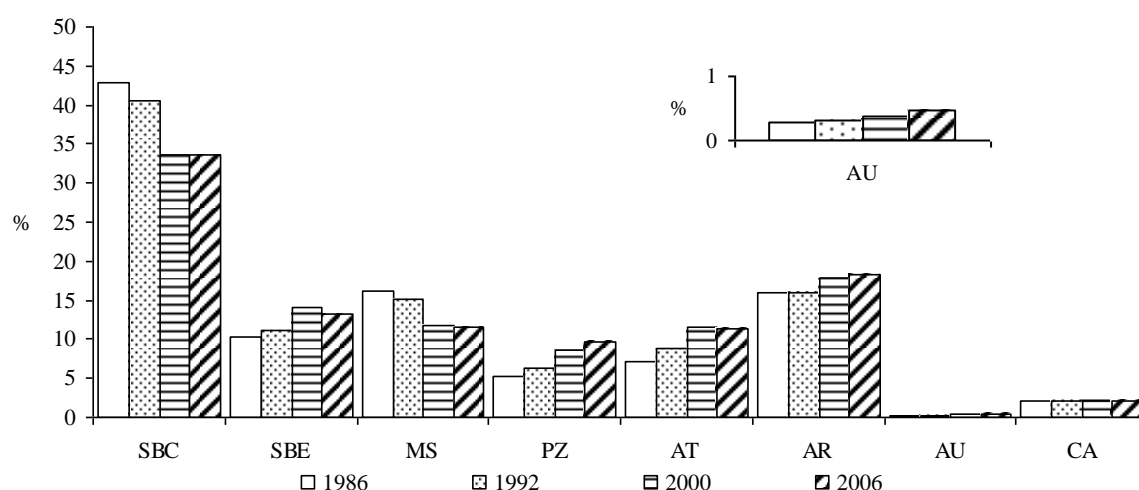


Figura 8. Porcentaje de cobertura para el municipio El Fuerte para los cuatro años en estudio. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

Cuadro 7. Coberturas para el municipio El Fuerte (km²) para los años de 1986, 1992, 2000 y 2006. Tasa anual de cambio (porcentaje de área por año) para cada periodo de estudio. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

	Área por cobertura (ha)				Tasa anual de cambio (% área /año)			
	1986	1992	2000	2006	1986-1992	1992-2000	2000-2006	1982-2006
SBC	179 485	170 217	141 157	140 652	-0.9	-2.3	-0.1	-1.2
SBE	42 959	46 396	58 876	55 598	1.3	3.0	-1.0	1.3
MS	67 759	62 942	48 998	48 023	-1.2	-3.1	-0.3	-1.7
PZ	22 059	26 124	36 423	40 444	2.9	4.2	1.8	3.1
AT	30 197	36 532	48 053	47 405	3.2	3.5	-0.2	2.3
AR	66 676	66 909	75 237	76 251	0.1	1.5	0.2	0.7
AU	1 236	1 251	1 627	1 998	0.2	3.3	3.5	2.4

La ganancia de los Pastizales presenta un ritmo acelerado, reflejado en las TAC que van de 4.2% a 1.8% (Cuadro 7). A pesar de ocupar menos del 1% las Áreas Urbanas presentan una ganancia de 0.2% (762 ha) con una TAC de 3.3% y 3.5% en los periodos de 1992-2000 y 2000-2006 respectivamente.

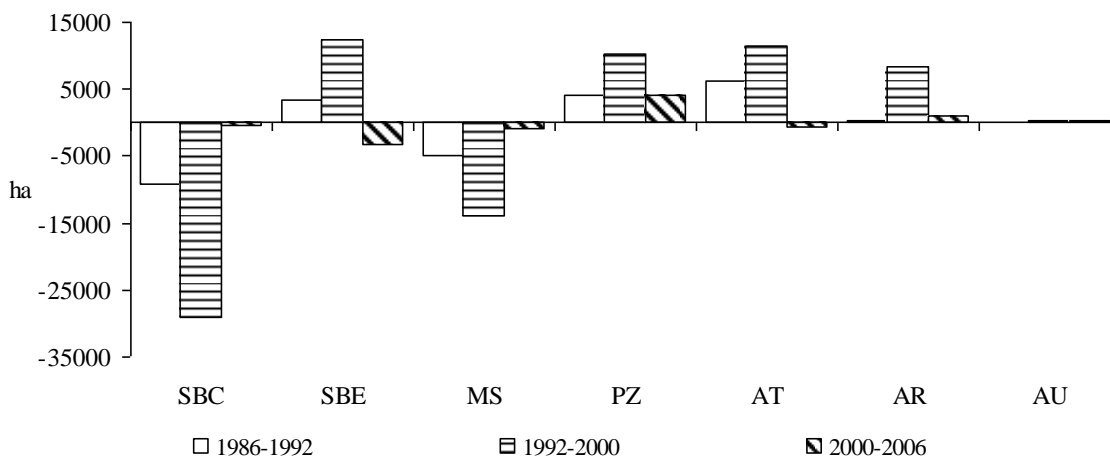


Figura 9. Cambio de uso de suelo para El Fuerte en los periodos en estudio; diferencia en hectáreas. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

El 65.2% de la superficie del municipio corresponde a ejidos y propiedades comunales registrados en el PROCEDE. Dentro de esta superficie se presentó el 72.6% de los CCUS durante 1986-2006. Alrededor del 69% de la deforestación o cambios de uso de suelo en la Selva Baja Caducifolia estuvo ubicado dentro de estos núcleos agrarios.

5.2. Comparación entre municipios.

En ambos municipios la Selva Baja Caducifolia se reduce en un porcentaje similar, 11.81% en Los Álamos y 9.27% en El Fuerte (Figura 10) pero la intensidad del cambio es mayor para El Fuerte pues las TAC son más altas en los tres primeros periodos, con excepción del último 2000-2006. Ambos municipios presentaron un aumento en la SBE, ligeramente superior para Los Álamos (2.24%). La pérdida de Matorrales en el Fuerte supera de manera considerable la pérdida en Los Álamos, casi tres veces (4.71%), en cuanto a porcentaje se refiere.

En cuanto a las coberturas antrópicas, los Pastizales incrementaron 12.56% en Los Álamos, porcentaje considerablemente mayor que El Fuerte (4.39%). En el caso de la AR y la AT aumentan en El Fuerte 2.29 y 4.11%, respectivamente; mientras, que Los Álamos no presenta cambios considerables e incluso disminuye el área ocupada por la AT (Figura 10).

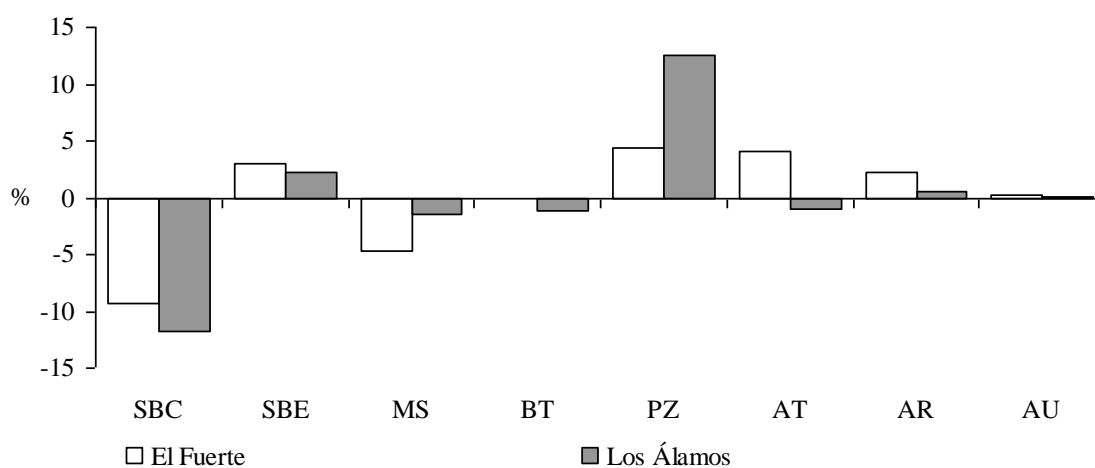


Figura 10. Porcentaje de cambio por cobertura durante de 1986 a 2006 en ambos municipios. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

5.3. Matrices de cambio y diagramas descriptivos de la dinámica del cambio.

5.3.1. Municipio Los Álamos.

En el periodo de 1986 a 2006, la Selva Baja Caducifolia perdió alrededor del 11.8% de su superficie, la cual se convirtió principalmente en Pastizales. Durante los periodos 1986-1992, 1992-2000 y 2000-2006 se redujo la Selva Baja Caducifolia 1.7% (11 235 ha), 3.1% (19 775 ha) y 0.7% (4 481 ha), respectivamente, a Pastizales dispersos en el municipio (Cuadro 8, Figuras 11 y 12). Otro porcentaje de la Selva Baja Caducifolia cambió probablemente por proceso de degradación a Selva Baja Espinosa: 0.1% (399 ha) en el periodo 1986-1992 y 4.5% (29 279 ha) durante 1992-2000, cambio localizado en el Oeste y Sur del municipio (Figura 12). La Agricultura de Temporal recibe finalmente un porcentaje menor de la SBC: 0.9% (5 782 ha), 1.9% (7 004 ha) y 0.1% (451 ha) en los periodos 1986-1992, 1992-2000 y 2000-2006, respectivamente (Cuadro 8, Figura 11).

En lo que respecta a la persistencia, la Selva Baja Caducifolia mantiene un 81.9% (362 897 ha) de su superficie original a lo largo de los 20 años del periodo de estudio. Por otro lado, la Selva Baja Espinosa mantiene 45.9% (12 141 ha) de su superficie original, mientras que los Matorrales tan solo conservan el 17.5% (3 445 ha) (Cuadro 21, Anexo I). Estos últimos presentan una disminución considerable, ocupando en el 2006 el 1.5% (9 916 ha) del municipio, convertidos en su mayoría a PZ.

Cuadro 8. Matrices de cambio de cobertura y uso de suelo para el municipio Los Álamos. Superficie en hectáreas.

	SBC	SBE	MS	BT	PZ	AT	AR	AU	CA		
										<i>Total 1986 Perdidas</i>	
SBC	421638	399	-	-	11235	5782	-	-	-	439054	17416
SBE	-	22129	-	-	4021	313	-	-	-	26463	4334
MS	-	-	17327	-	2337	-	-	-	-	19664	2337
BT	-	-	-	73284	-	-	-	-	-	73284	-
PZ	-	-	-	-	30092	12	-	-	-	30104	12
AT	-	-	-	-	19000	28926	-	-	-	47926	19000
AR	-	-	-	-	-	-	420	-	-	420	-
AU	-	-	-	-	-	-	-	146	-	146	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	-	6497	6497	-
<i>Total 1992 Ganancias</i>	421638	22528	17327	73284	66685	35033	420	146	6497	643558	
										<i>Total 1992 Perdidas</i>	
SBC	364427	29279	1118	-	19775	7004	-	35	-	421638	57211
SBE	-	12405	5984	-	3504	635	-	-	-	22528	10123
MS	-	288	3445	-	10607	903	2084	-	-	17327	13882
BT	3402	-	-	66455	1803	1624	-	-	-	73284	6829
PZ	-	-	-	-	64707	1128	676	174	-	66685	1978
AT	-	-	-	-	5036	29707	232	58	-	35033	5326
AR	-	-	-	-	-	74	346	-	-	420	74
AU	-	-	-	-	-	-	-	146	-	146	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	-	6497	6497	-
<i>Total 2000 Ganancias</i>	367829	41972	10547	66455	105432	41075	3338	413	6497	643558	
										<i>Total 2000 Perdidas</i>	
SBC	362897	-	-	-	4481	451	-	-	-	367829	4932
SBE	-	40878	-	-	618	476	-	-	-	41972	1094
MS	-	-	9916	-	631	-	-	-	-	10547	631
BT	154	-	-	66288	13	-	-	-	-	66455	167
PZ	-	-	-	-	105067	-	316	49	-	105432	365
AT	-	-	-	-	98	40977	-	-	-	41075	98
AR	-	-	-	-	1	-	3337	-	-	3338	1
AU	-	-	-	-	-	-	-	413	-	413	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	-	6497	6497	-
<i>Total 2006 Ganancias</i>	363051	40878	9916	66288	110909	41904	3653	462	6497	643558	

Selva baja caducifolia (SBC); Selva baja espinosa (SBE); Bosques templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de riego (AR); Agricultura de temporal (AT); Área urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

Los Pastizales son el mayor atractor de superficie en Los Álamos, a partir de cambios en Selva Baja Caducifolia, Selva Baja Espinosa, Matorrales y Agricultura de Temporal. Durante el primer periodo, de 1986 a 1992 cambia de Agricultura de Temporal a Pastizales, aproximadamente de 3% (19 000 ha), pero es durante el periodo de 1992-2000 que los Pastizales aumentan considerablemente su superficie, recibiendo un 3.1% (19 775 ha) de la Selva Baja Caducifolia, 1.6% (10 607 ha) de los Matorrales, 0.5% (3 504 ha) de la Selva Baja Espinosa, 0.8% (5 036 ha) de la Agricultura de Temporal y 0.3% (1 803 ha) de los Bosques Templados.

La Agricultura de Temporal es el segundo atractor más importante, recibiendo superficie de la Selva Baja Caducifolia un 0.9% (5 782 ha), 1.1% (7 004 ha) y 0.1% (451 ha) en los periodos 1986-1992, 1992-2000 y 2000-2006 respectivamente. A pesar del aumento en superficie de la Agricultura de Temporal en el periodo de estudio, el porcentaje que ocupaba en 2006 6.51% (41 904 ha), es menor al inicial de 7.45% (47 926 ha) debido que solamente 55.6% permanece, como siendo el principal cambio el que se da en el periodo 1986-1992, entre Agricultura de Temporal y Pastizales (Figura 12).

Adicionalmente se obtuvieron las matrices de probabilidad de cambio para el periodo completo de estudio, 1986-2006 y la matriz correspondiente al periodo 1986-2000. Esta última es la matriz de probabilidades utilizada durante el proceso posterior de calibración en el modulo LCM (Cuadro 9).

Cuadro 9. Matrices de probabilidad para el municipio Los Álamos.

		2000								
1986		SBC	SBE	MS	BT	PZ	AT	AR	AU	CA
SBC		0.83	0.07	-	-	0.07	0.03	-	-	-
SBE		-	0.46	0.23	-	0.28	0.04	-	-	-
MS		-	0.01	0.18	-	0.64	0.05	0.12	-	-
BT		0.05	-	-	0.91	0.02	0.02	-	-	-
PZ		-	-	-	-	0.95	0.04	0.01	-	-
AT		-	-	-	-	0.49	0.50	-	-	-
AR		-	-	-	-	-	0.18	0.82	-	-
AU		-	-	-	-	-	-	-	1.00	-
CA		-	-	-	-	-	-	-	-	1.00
		2006								
1986		SBC	SBE	MS	BT	PZ	AT	AR	AU	CA
SBC		0.82	0.06	-	-	0.08	0.03	-	-	-
SBE		-	0.46	0.20	-	0.30	0.04	-	-	-
MS		-	0.01	0.18	-	0.63	0.05	0.14	-	-
BT		0.05	-	-	0.90	0.02	0.02	-	-	-
PZ		-	-	-	-	0.95	0.03	0.01	-	-
AT		-	-	-	-	0.49	0.50	-	-	-
AR		-	-	-	-	-	0.18	0.82	-	-
AU		-	-	-	-	-	-	-	1.00	-
CA		-	-	-	-	-	-	-	-	1.00

Selva baja caducifolia (SBC); Selva baja espinosa (SBE); Bosques templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de riego (AR); Agricultura de temporal (AT); Área urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

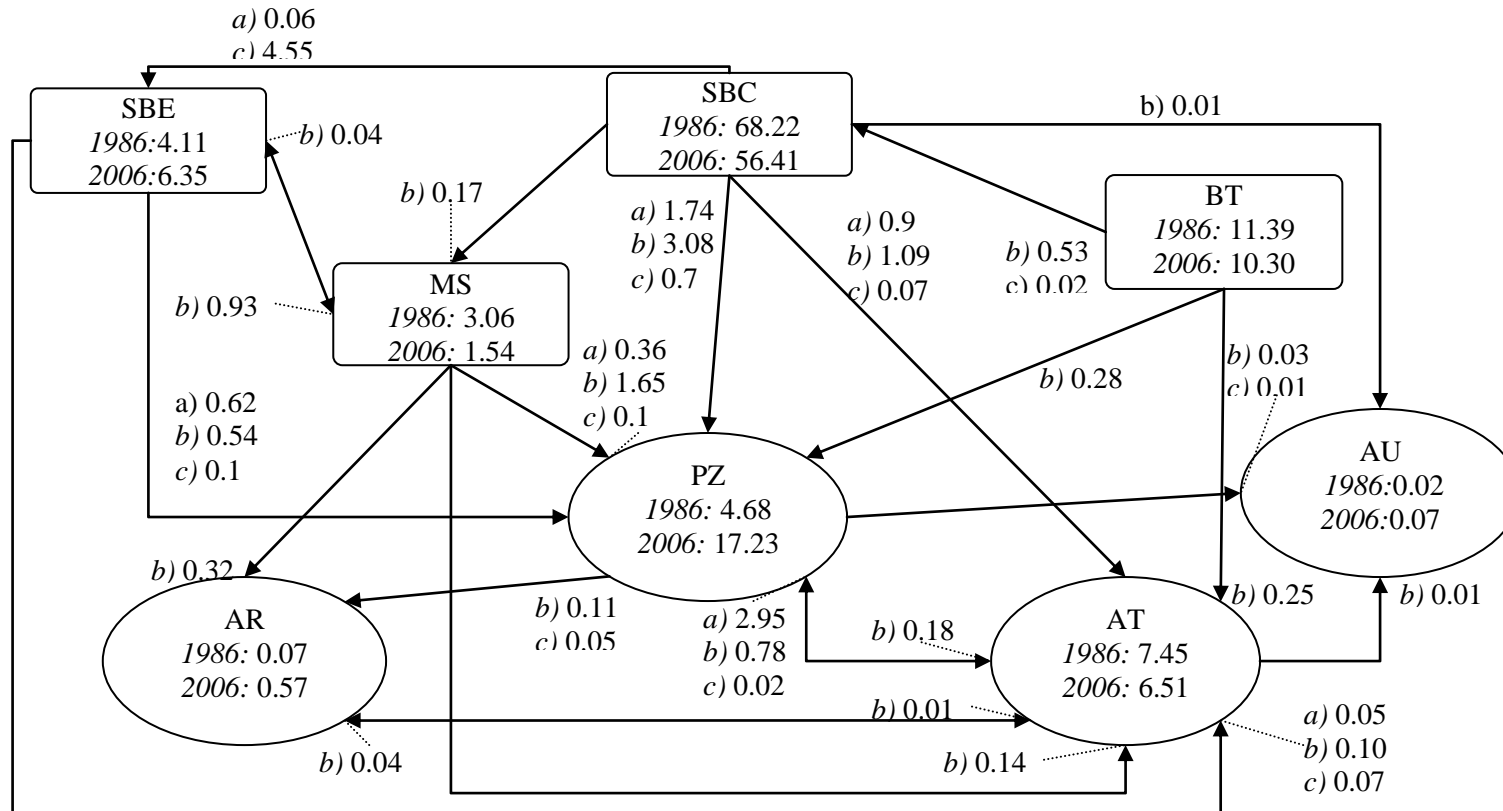


Figura 11. Diagrama descriptivo sobre las trayectorias del cambio de cobertura para el municipio Los Álamos. Los rectángulos representan las coberturas forestales, mientras que los óvalos representan las coberturas antrópicas. Los valores al interior de las mismas representan el porcentaje de cobertura con respecto a área total del municipio. Los valores junto a las flechas representan el porcentaje de área que cambia de una cobertura a otra para cada periodo de estudio; a) 1986-1992, b) 1992-2000 y c) 2000-2006. Los Cuerpos Agua (CA) fueron excluidos de este análisis al no presentar cambios. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

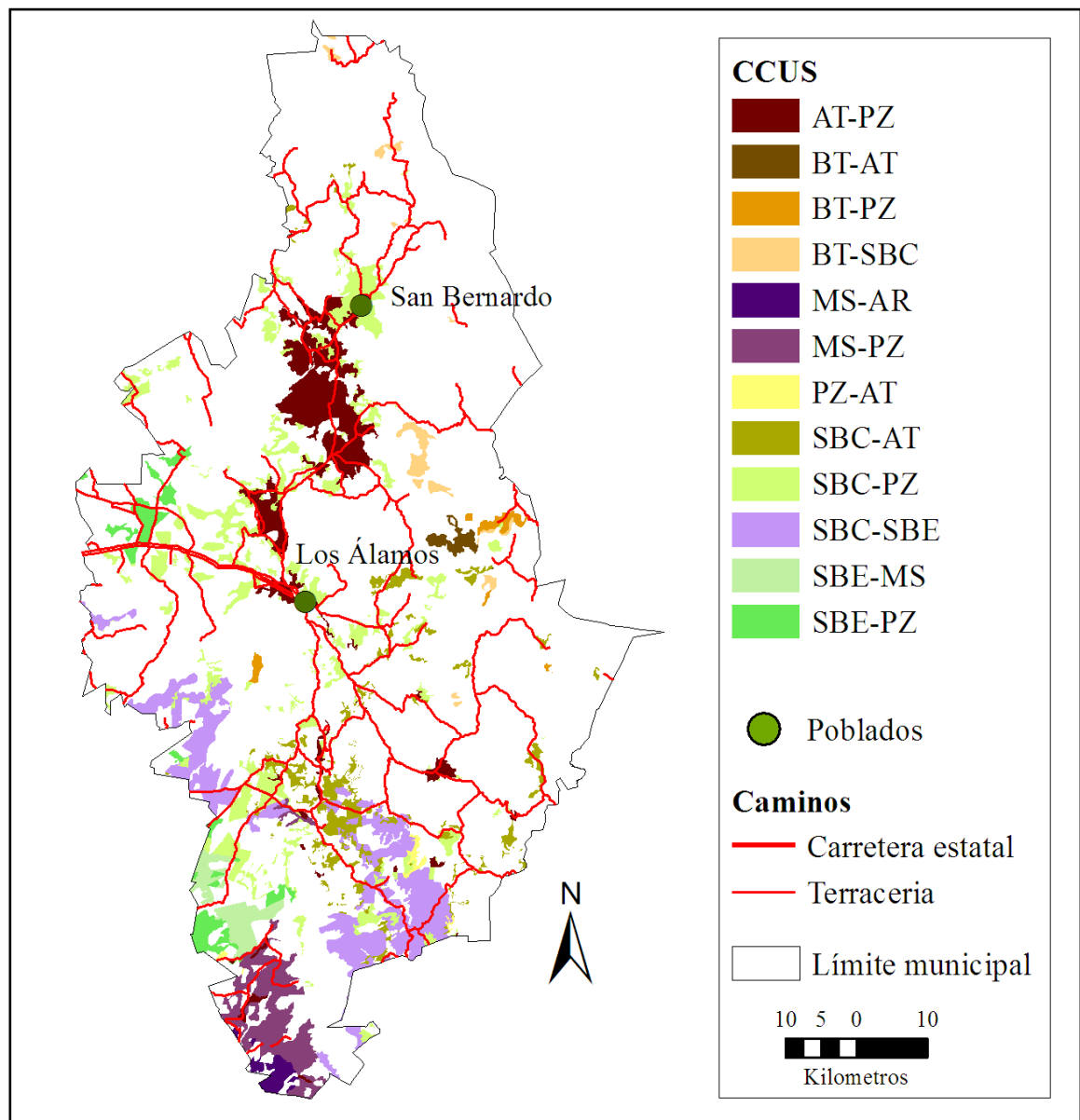


Figura 12. CCUS por cobertura registrados durante 1986-2006 para Los Álamos. Cada categoría representa un cambio superior a 1 000 ha. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

5.3.2. Municipio El Fuerte.

La dinámica de CCUS en El Fuerte presenta diferentes intensidades de CUS en los tres periodos. La Selva Baja Caducifolia cambia a Selva Baja Espinosa, Pastizales y Agricultura de Temporal. La mayor parte de este cambio se canaliza a la Selva Baja espinosa con un 1.2% (4 824 ha) y un 4.7% (19 630 ha) durante 1986-1992 y 1992-2000, De la misma forma la Agricultura de Temporal, recibe un 0.7% (2 821 ha) en 1986-1992 y

1.2% (4 887 ha) en 1992-2000 (Cuadro 9, Figura 13). Por su parte los Pastizales reciben de la Selva Baja Caducifolia, 0.4% (1 623 ha), 1.1% (4 509 ha) y <0.1% (293 ha), durante 1986-1992, 1992-2000 y 2000-2006 respectivamente. Estos cambios se encuentran localizados en la parte centro y oeste del municipio (Figura 14).

Cuadro 9. Matrices de cambio de cobertura y uso de suelo para el municipio El Fuerte. Los valores del cuadro están representados en km² para facilitar su presentación y lectura (1km²=100ha).

	SBC	SBE	MS	PZ	AT	AR	AU	CA		
									<i>Total 1986 Perdidas</i>	
SBC	1702.17	48.24	-	16.23	28.21	-	-	-	1794.85	92.68
SBE	-	415.37	-	12.23	-	1.92	0.07	-	429.59	14.22
MS	-	0.35	629.42	12.53	34.80	0.49	-	-	677.59	48.17
PZ	-	-	-	218.33	2.26	-	-	-	220.59	2.26
AT	-	-	-	1.92	300.05	-	-	-	301.97	1.92
AR	-	-	-	-	-	666.68	0.08	-	666.76	0.08
AU	-	-	-	-	-	-	12.36	-	12.36	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	85.88	85.88	-
<i>Total 1992 Ganancias</i>	1702.17	463.96	629.42	261.24	365.32	669.09	12.51	85.88	4189.59	
									<i>Total 1992 Perdidas</i>	
SBC	1411.57	196.30	-	45.09	48.87	0.27	0.07	-	1702.17	290.60
SBE	-	391.29	10.39	40.20	10.28	11.18	0.62	-	463.96	72.67
MS	-	1.17	479.59	62.31	60.52	25.62	0.21	-	629.42	149.83
PZ	-	-	-	210.56	8.91	40.77	1.00	-	261.24	50.68
AT	-	-	-	5.29	350.70	9.05	0.28	-	365.32	14.62
AR	-	-	-	0.78	1.25	665.48	1.58	-	669.09	3.61
AU	-	-	-	-	-	-	12.51	-	12.51	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	85.88	85.88	-
<i>Total 2000 Ganancias</i>	1411.57	588.76	489.98	364.23	480.53	752.37	16.27	85.88	4189.59	
									<i>Total 2000 Perdidas</i>	
SBC	1406.52	-	-	2.93	1.84	-	0.28	-	1411.57	5.05
SBE	-	555.98	1.93	27.59	1.73	1.53	-	-	588.76	32.78
MS	-	-	478.30	2.96	3.99	4.06	0.67	-	489.98	11.68
PZ	-	-	-	358.55	-	5.13	0.55	-	364.23	5.68
AT	-	-	-	11.88	466.49	1.95	0.21	-	480.53	14.04
AR	-	-	-	0.53	-	749.84	2.00	-	752.37	2.53
AU	-	-	-	-	-	-	16.27	-	16.27	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	85.88	85.88	-
<i>Total 2006 Ganancias</i>	1406.52	555.98	480.23	404.44	474.05	762.51	19.98	85.88	4189.59	
									<i>Total 2006 Perdidas</i>	
SBC	1406.52	-	-	2.93	1.84	-	0.28	-	1411.57	5.05
SBE	-	555.98	1.93	27.59	1.73	1.53	-	-	588.76	32.78
MS	-	-	478.30	2.96	3.99	4.06	0.67	-	489.98	11.68
PZ	-	-	-	358.55	-	5.13	0.55	-	364.23	5.68
AT	-	-	-	11.88	466.49	1.95	0.21	-	480.53	14.04
AR	-	-	-	0.53	-	749.84	2.00	-	752.37	2.53
AU	-	-	-	-	-	-	16.27	-	16.27	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	85.88	85.88	-
<i>Total 2006 Ganancias</i>	1406.52	555.98	480.23	404.44	474.05	762.51	19.98	85.88	4189.59	
									<i>Total 2006 Perdidas</i>	
SBC	1406.52	-	-	2.93	1.84	-	0.28	-	1411.57	5.05
SBE	-	555.98	1.93	27.59	1.73	1.53	-	-	588.76	32.78
MS	-	-	478.30	2.96	3.99	4.06	0.67	-	489.98	11.68
PZ	-	-	-	358.55	-	5.13	0.55	-	364.23	5.68
AT	-	-	-	11.88	466.49	1.95	0.21	-	480.53	14.04
AR	-	-	-	0.53	-	749.84	2.00	-	752.37	2.53
AU	-	-	-	-	-	-	16.27	-	16.27	-
CA	-	-	-	-	-	-	-	85.88	85.88	-

Selva baja caducifolia (SBC); Selva baja espinosa (SBE); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de riego (AR); Agricultura de temporal (AT); Área urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

En el periodo 1992-2000 aproximadamente 85% de la superficie del municipio permanece y todas las coberturas, presentan algún tipo de CCUS. La Selva Baja Espinosa es un atractor significativo de la Selva Baja Caducifolia y representa el cambio más importante durante el periodo de 20 años (Figura 13 y 14). Un porcentaje de este cambio es una vía de transición entre la Selva Baja Caducifolia y otras coberturas, entre ellas Matorrales, Pastizales y Agricultura de temporal y Agricultura de Riego (Figura 13 y 14). En este sentido, la Selva Baja Espinosa cambia un 0.3% (1 223 ha), 1% (4 020 ha) y 0.7% (2 759 ha) a Pastizales durante los periodos 1986-1992, 1992-2000 y 2000-2006 respectivamente. En lo que respecta a la Agricultura de Temporal el cambio es de 0.3% (1 028 ha) para 1992-2000 y < 0.1% (173 ha) para 2000-2006.

Los Matorrales también aportan considerablemente a coberturas antrópicas. Estos cambian principalmente a Agricultura de temporal, 0.8% (3 480 ha) en 1986-1992, 1.4% (6 052) en 1992-2000 y 0.1% (399 ha) en 2000-2006. Los Pastizales por su parte reciben 0.3% (1 253 ha) en 1986-1992, 1.5% (6 231 ha) en 1992-2000 y < 0.1% (296 ha) en 2000-2006. Estos cambios consolidan a la Agricultura de Temporal y Pastizales como las coberturas antrópicas que más impactan la superficie del BTC. La permanencia en El Fuerte es alta, la Selva Baja Caducifolia mantiene 78.4% (140 652 ha) de superficie original, mientras la Selva Baja Espinosa mantiene 75.3% (32 329 ha) y los Matorrales 69.3% (46 953 ha) (Cuadro 21, Anexo I).

La Agricultura de Riego no presenta una ganancia superior a las dos coberturas anteriores, pero es la cobertura antrópica de mayor extensión en El Fuerte. Las ganancias de esta cobertura provienen principalmente de la Selva Baja Espinosa, Matorrales y Pastizales. Es durante periodo de 1992-2000 donde la Agricultura de Riego recibe la mayor cantidad de superficie, 0.3% (1 118 ha) de la Selva Baja Espinosa, 0.6% (2 562 ha) de Matorrales y 1% (4 077 ha).

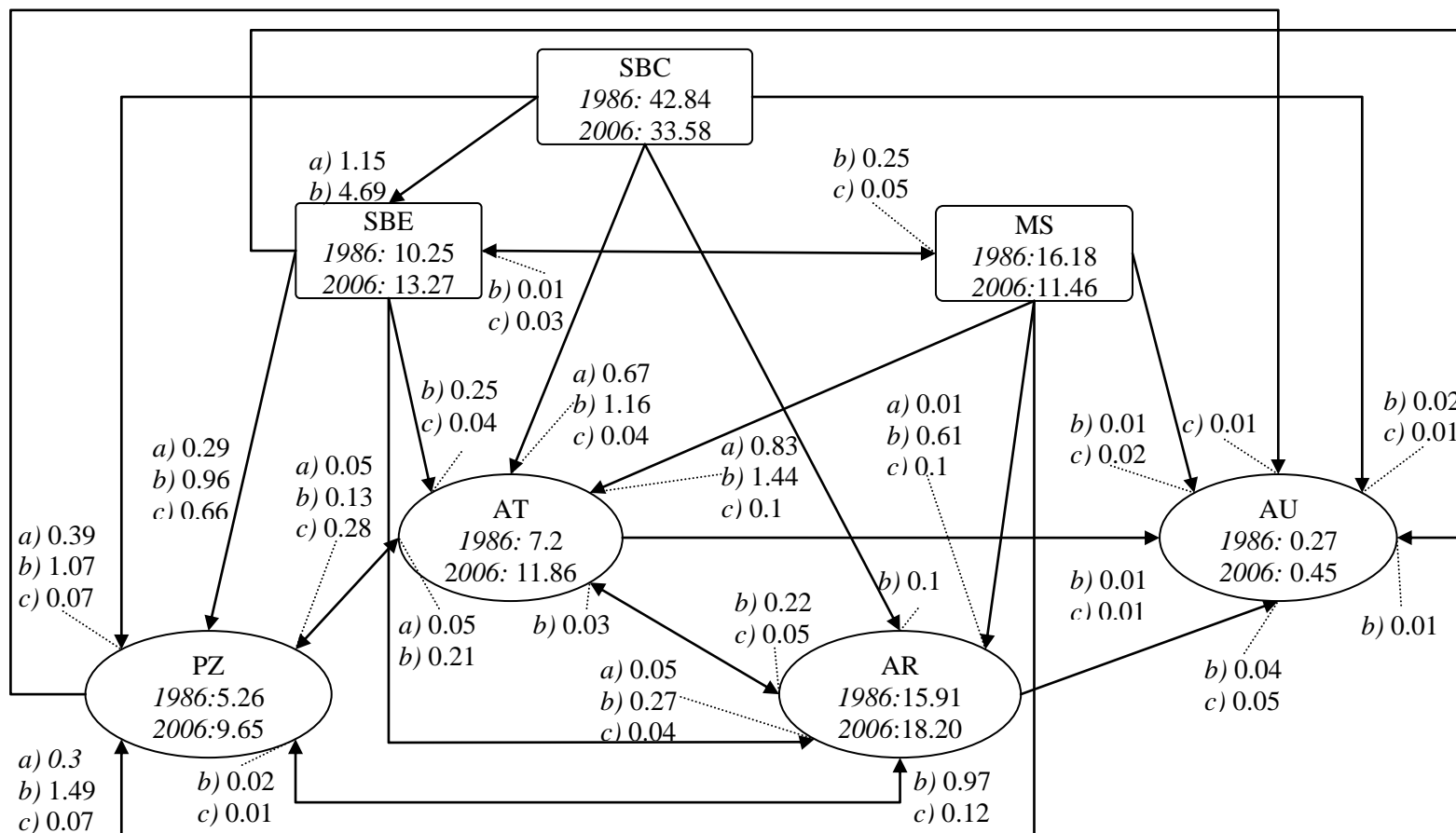


Figura 13. Diagrama descriptivo sobre las trayectorias del cambio de cobertura para el municipio El Fuerte. Los rectángulos representan las coberturas forestales, mientras que los óvalos representan las coberturas antrópicas. Los valores al interior de los óvalos representan el porcentaje de cobertura con respecto a área total del municipio. Los valores junto a las flechas representan el porcentaje de área que cambia de una cobertura a otra para cada periodo de estudio; a) 1986-1992, b) 1992-2000 y c) 2000-2006. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

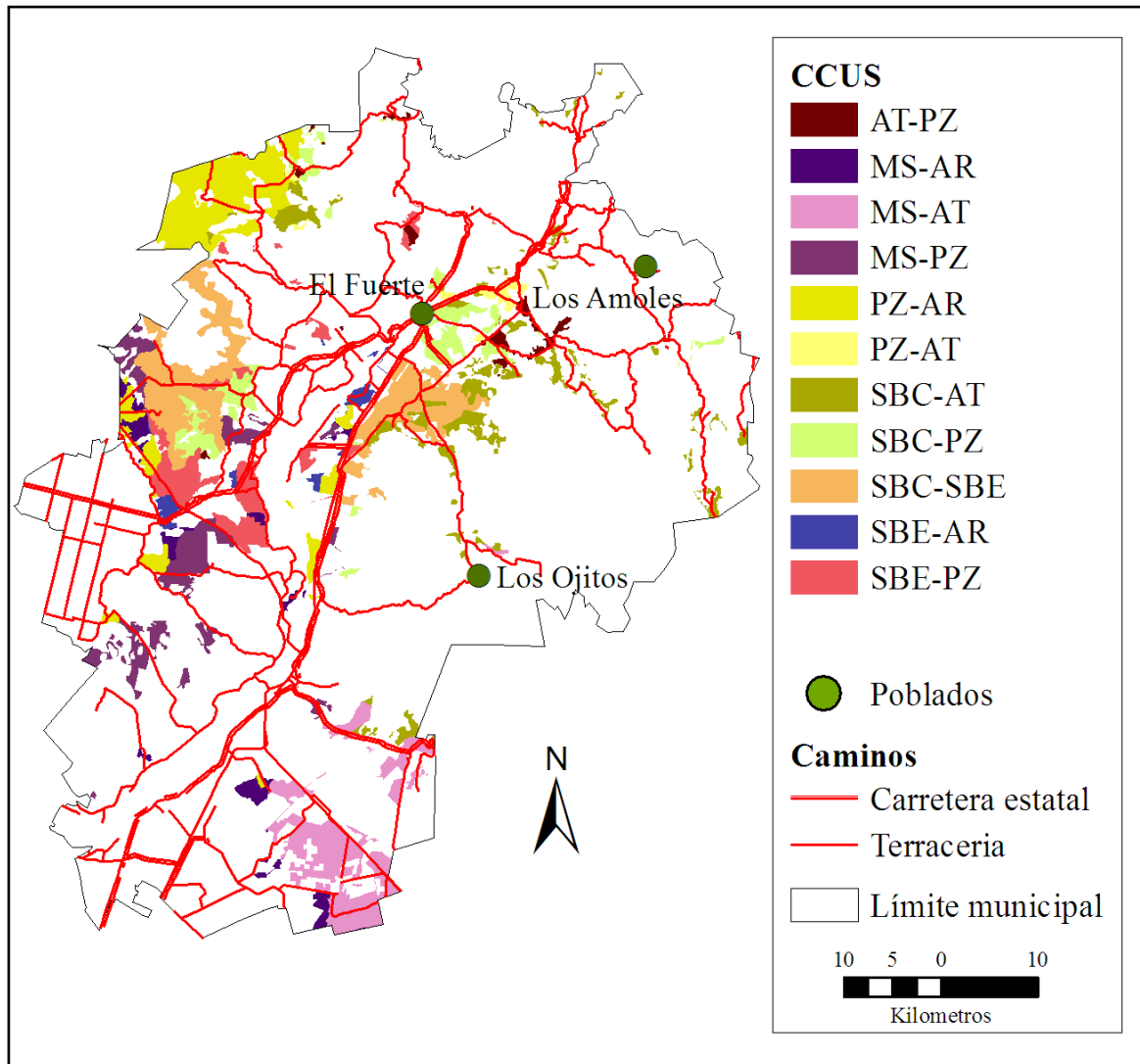


Figura 14. CCUS por cobertura registrados durante 1986-2006 para El Fuerte. Cada categoría representa un cambio superior a 1 000 ha. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

De manera simultánea a las matrices de transición, también se obtuvo la matriz de probabilidad para total de años del periodo de estudio 1986-2006, así como la matriz de probabilidad para el periodo 1986-2000 utilizada posteriormente en la calibración del modulo LCM (Cuadro 10).

Cuadro 10. Matrices de probabilidad de cambio para el municipio el Fuerte.

		2000							
		SBC	SBE	MS	PZ	AT	AR	AU	CA
1986									
	SBC	0.79	0.13	-	0.04	0.04	-	-	-
	SBE	-	0.82	0.02	0.11	0.01	0.04	-	-
	MS	-	-	0.71	0.10	0.14	0.05	-	-
	PZ	-	-	-	0.80	0.05	0.14	-	-
	AT	-	-	-	0.02	0.95	0.03	-	-
	AR	-	-	-	-	-	0.99	-	-
	AU	-	-	-	-	-	-	1.00	-
	CA	-	-	-	-	-	-	-	1.00
		2006							
		SBC	SBE	MS	PZ	AT	AR	AU	CA
1986									
	SBC	0.78	0.13	-	0.04	0.05	-	-	-
	SBE	-	0.75	0.02	0.16	0.01	0.05	-	-
	MS	-	-	0.69	0.11	0.14	0.05	-	-
	PZ	-	-	-	0.79	0.05	0.16	0.01	-
	AT	-	-	-	0.05	0.92	0.03	-	-
	AR	-	-	-	-	-	0.99	0.01	-
	AU	-	-	-	-	-	-	1.00	-
	CA	-	-	-	-	-	-	-	1.00

Selva baja caducifolia (SBC); Selva baja espinosa (SBE); Bosques templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de riego (AR); Agricultura de temporal (AT); Área urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

5.4. Fragmentación.

5.4.1. Municipio de Los Álamos.

La Selva Baja Caducifolia en Álamos estaba conformada por 20 parches con un área promedio de 21 952 ha, en 1986, pero para el 2006 había sido fraccionada a 56 parches con un área promedio de 6 483 ha. De manera similar, la Selva Baja Espinosa y Matorrales se fragmentaron pasando de 6 a 30 y 4 a 12, respectivamente. El área promedio de estos parches cambio de 4410 a 1362 ha en la Selva Baja Espinosa y 4916 a 826 ha para los Matorrales. (Cuadro 23, Anexo I).

Por su parte, los Pastizales y Agricultura de Temporal, disminuyeron en su número de parches, debido al aumento en el tamaño de sus parches, derivado de la unión entre parches adyacentes. La Agricultura de Riego en los Álamos aumenta con uno el número de parches, aunque su superficie aumenta de 210 ha promedio por parche a 1218 ha.

Aunque el número de parches a nivel municipio solo varía de 246 a 273 en el periodo de 20 años, es importante resaltar que las coberturas Selva Baja Caducifolia, Selva

Baja Espinosa y Matorrales conformaban 30 parches en 1986 y para 2006 estas coberturas habían sido divididas a 98 parches. El caso contrario son Pastizales y Agricultura de Temporal, que comprendían 188 parches en 1986 los cuales se consolidan para 2006 en 145. Los valores del índice de forma del paisaje (LSI) no presentaron diferencia significativa entre 1986 y 2006 ($t=0.77$, $\alpha=0.05$).

El parche más grande de SBC redujo su superficie de 409 431 ha a 200 909 ha, durante el periodo de 20 años. Una parte de la superficie perdida pasó a formar un segundo parche de SBC con una superficie de 102 851 ha (Cuadro 11).

Cuadro 11. Índices de fragmentación de los parches más grandes de SBC para el municipio Los Álamos. SHP: Índice de forma.

	1986	1992	2000	2006
<i>Parche 1</i>				
Área (ha)	409431	391545	206523	200909
SHP	13.4	14.53	12.17	12.73
<i>Parche 2</i>				
Área (ha)	21465	21005	20072	20072
SHP	3.6	3.91	4.01	4.01
<i>Parche 3</i>				
Área (ha)	-	-	102980	102851
SHP	-	-	6.7	6.65
<i>Parche 4</i>				
Área (ha)	-	-	22718	22558
SHP	-	-	5.36	5.51

5.4.2. Municipio El Fuerte.

Tanto la Selva Baja Caducifolia como los Matorrales presentan una disminución considerable en su tamaño promedio de parche. La Selva Baja Caducifolia conformada por 23 parches con un área promedio de 7 804 ha en 1986, se fragmenta en 40 parches con un área promedio de 3 516 ha, en 2006. Los Matorrales conformados por 28 parches con un área promedio de 2 420 ha se fragmentan en 36 parches con un área promedio de 1334 ha, durante 1986-2006. Los Pastizales conformaban 55 parches con un área promedio de 401 ha en 1986, los cuales cambian a 58 con un área promedio de 697 ha. La Agricultura de

Temporal duplicó el área promedio de sus parches, pasando de formar 76 parches, con un área promedio de 397 ha, a 54 parches con un área promedio de 878 ha, durante 1986-2006. Por otro lado, la Agricultura de Riego aumentó su tamaño promedio de 8 335 ha en 8 parches a 15 250 ha en 5 parches, donde el parche más grande se aumenta 35 412 ha (Cuadro 23, Anexo I).

En el Fuerte la Selva Baja Caducifolia, Selva Baja Espinosa y Matorrales, conformadas por 64 parches en 1986, son divididas en 91 parches para 2006. En este sentido Agricultura de Temporal y AR conforman 139 parches en 1986 que se agregan para formar 117 parches en 2006 (Cuadro 23, Anexo I). Los parches más grandes de SBC se ven reducidos drásticamente, perdiendo aproximadamente 10 000 ha cada uno (Cuadro 12). No hubo diferencias significativas para los valores de LSI ($t=0.152$, $\alpha=0.05$) entre 1986 a 2006.

Cuadro 12. Índices de fragmentación de los parches más grandes de Selva Baja Caducifolia para el municipio El Fuerte. SHP: Índice de forma.

<i>Parche 1</i>	1986	1992	2000	2006
Área (ha)	138369	136465	122628	121186
SHP	6.46	7.02	6.69	6.52
<i>Parche 2</i>				
Área (ha)	22609	13906	10618	10578
SHP	5.71	3.38	5.95	6
<i>Parche 3</i>				
Área (ha)	14604	10923	3750	3750
SHP	2.72	5.88	2.22	2.22

5.5. Modelación del CCUS.

5.5.1. Aplicación del modelo de Markov.

5.5.1.1. Municipio Los Álamos

A partir de la matriz de probabilidades anualizada para cada periodo, se generaron cuatro simulaciones de cambio para la Selva Baja Caducifolia y cuatro simulaciones para los Pastizales. La primera simulación generada a partir de las cadenas de Markov, para la Selva Baja Caducifolia presenta cuatro diferentes escenarios correspondientes a las

probabilidades de cada periodo (Figura 15). Cada escenario representa la trayectoria que podría seguir la SBC si las probabilidades de cambio se mantienen constantes.

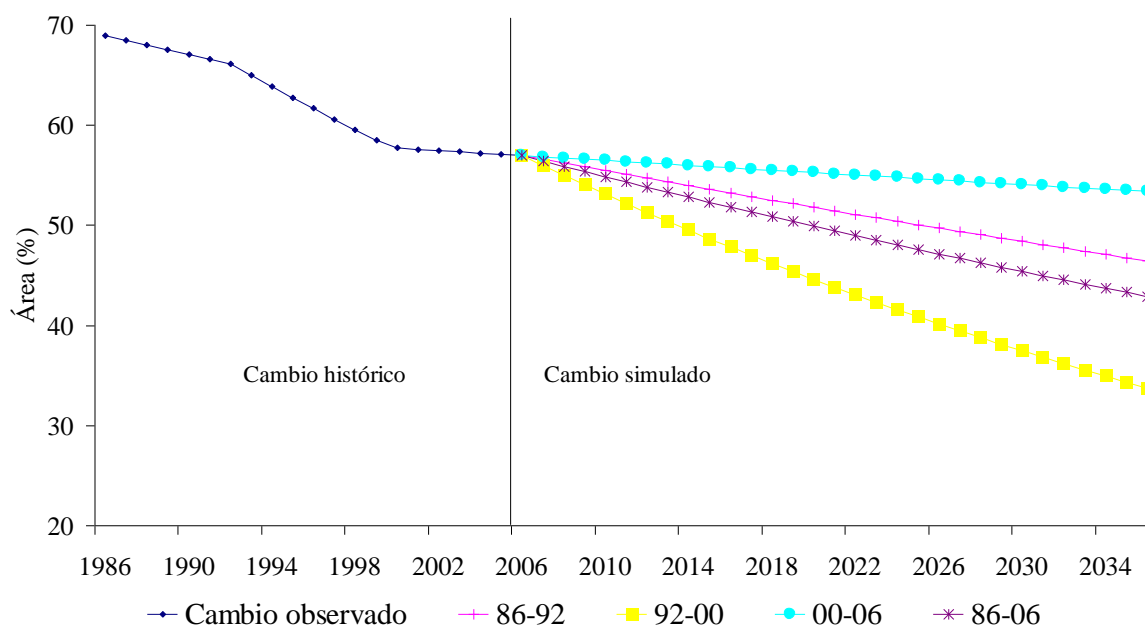


Figura 15. Escenarios de cambio para la Selva Baja Caducifolia, en Los Álamos. El cambio histórico observado corresponde a los cambios registrados de 1986 a 2006. Los cuatro escenarios corresponden a las simulaciones obtenidas de las probabilidades de cambio anualizadas para cada periodo (86-92, 92-00, 00-06 y 86-06).

El escenario más drástico de cambio corresponde a las probabilidades del periodo 1992-2000, donde la Selva Baja Caducifolia disminuye a 37% (308 360 ha) de la superficie total del municipio hacia 2030. En el periodo 2000-2006 observamos las probabilidades de cambio más bajas, por lo que la proyección a 2030 es de 54% (348 054 ha), siendo este el escenario más conservador en cuanto a cambios se refiere. El escenario que abarca el periodo completo de 20 años, proyectó una disminución promediada de los tres periodos pero considerable, 45% (289 331 ha) para 2030.

En el caso de la simulación para los Pastizales, tres de las simulaciones presentan porcentajes iguales o superiores al 30%. El escenario correspondiente a 1986-1992, proyectó un aumento de superficie del 34% (218 689 ha) del total de la superficie del municipio. El escenario correspondiente a 2000-2006 representa el cambio moderado, donde los Pastizales se mantienen alrededor del 20% (131 582 ha) hacia el 2030 (Figura 16).

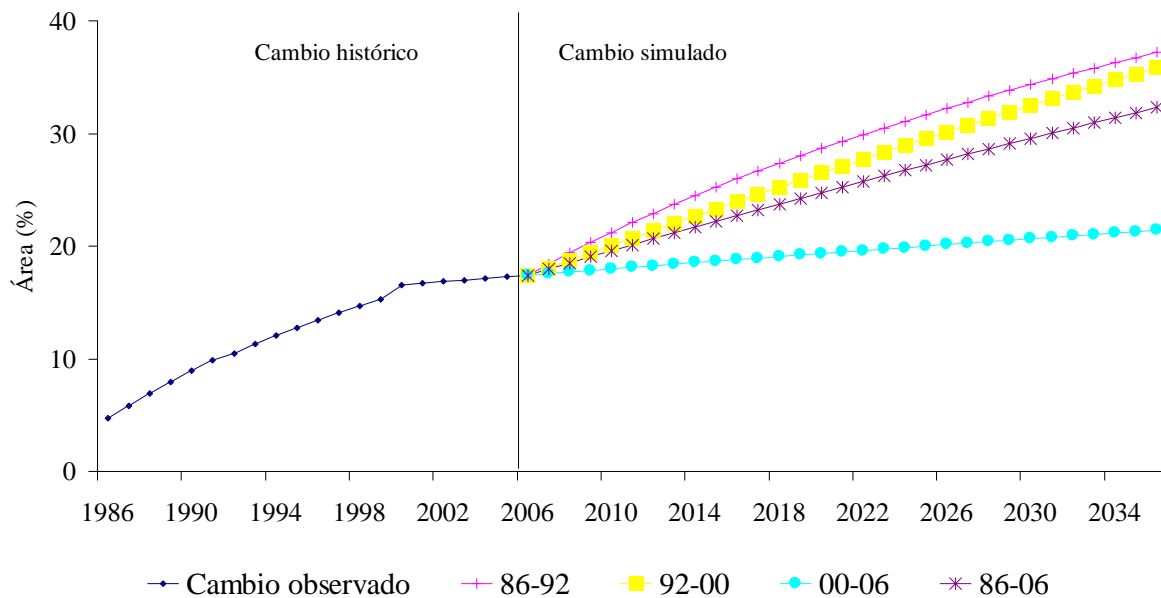


Figura 16. Escenarios de cambio para los Pastizales en Los Álamos. El cambio histórico observado corresponde a los cambios registrados de 1986 a 2006. Los cuatro escenarios corresponden a las simulaciones obtenidas de las probabilidades de cambio anualizadas para cada periodo (86-92, 92-00, 00-06 y 86-06).

Considerando las probabilidades obtenidas para el total de periodo de estudio, 1986-2006, el escenario no proyecta un aumento tan grande como el 34% de 1986-1992, pero es aproximado al 30% (188 363 ha) de la superficie del municipio. Esto ubica a los Pastizales en el 2030 como la segunda cobertura más extensa en el municipio tan solo detrás de la Selva Baja Caducifolia.

5.5.1.2. Municipio El Fuerte.

Los escenarios de cambio en El Fuerte proyectaron cambios drásticos de seguir las probabilidades del periodo 1992-2000. En este escenario la Selva Baja Caducifolia disminuye hasta cubrir tan solo el 19% (80 427 ha) de la superficie del municipio para 2030. El escenario que corresponde a las probabilidades de 1986-2006 también proyecta una disminución drástica, en al que la Selva Baja Caducifolia se reduce a 25% (104 965 ha) (Figura 17).

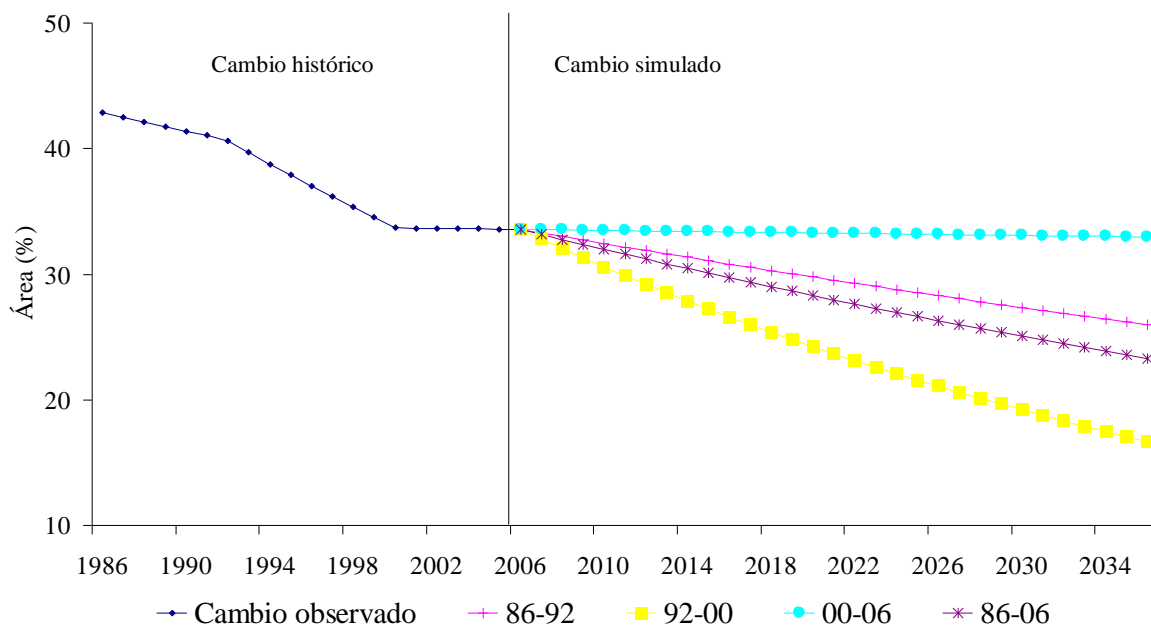


Figura 17. Escenarios de cambio para la Selva Baja Caducifolia en El Fuerte. El cambio histórico observado corresponde a los cambios registrados de 1986 a 2006. Los cuatro escenarios corresponden a las simulaciones obtenidas de las probabilidades de cambio anualizadas para cada periodo (86-92, 92-00, 00-06 y 86-06).

El escenario que proyecta el menor cambio a futuro corresponde a las probabilidades de 2000 a 2006. En este escenario la superficie de la Selva Baja Caducifolia se mantiene constante (~33%) presentando un cambio < 1% durante los 30 años.

A diferencia de Los Álamos los Pastizales en El Fuerte presentan un aumento moderado (Figura 18) y debido a que las diferencias entre las probabilidades de cambio son mínimas entre los cuatro periodos considerados, el porcentaje de superficie ocupada por los Pastizales para el 2030 oscila entre el 13% (2000-2006) y el 13.5% (1986-1992). Este último porcentaje, el más alto, los ubica con una ganancia máxima de 3.8% (15 920 ha) durante un periodo de 30 años (Figura 18).

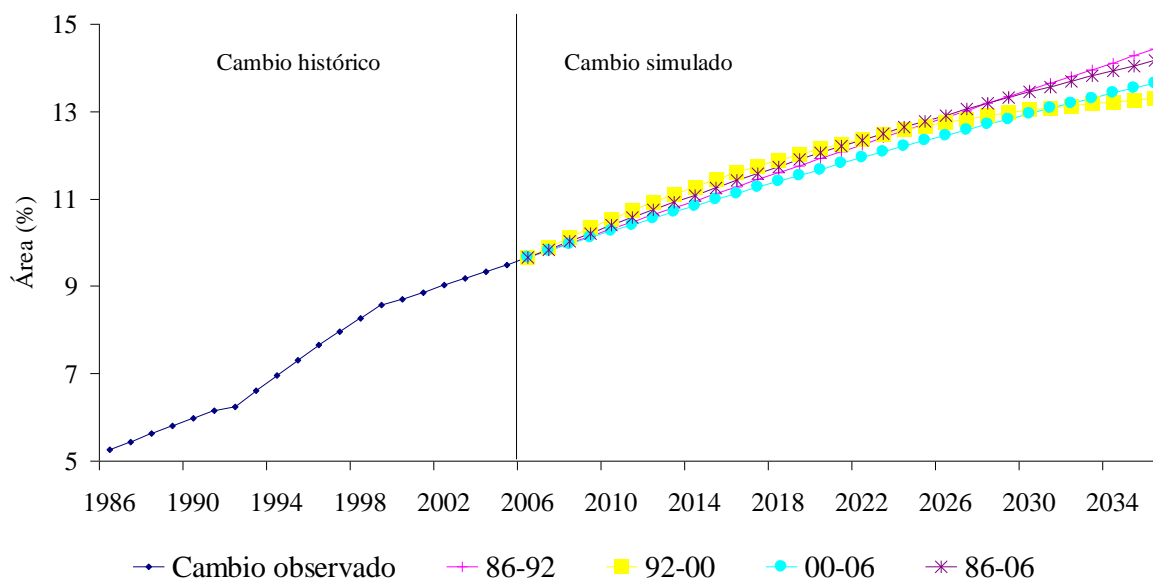


Figura 18. Escenarios de cambio para los Pastizales en El Fuerte. El cambio histórico observado corresponde a los cambios registrados de 1986-2006. Los cuatro escenarios corresponden a las simulaciones obtenidas de las probabilidades de cambio anualizadas para cada periodo (86-92, 92-00, 00-06 y 86-06).

5.5.2. Modelo de simulación. *Land Change Modeler*.

5.5.2.1. Análisis de las variables y estadísticos de validación. Municipio Los Álamos.

Previo a la simulación del cambio de superficie, se evaluó la asociación de las coberturas contra las variables, elevación (Elv), pendiente (Pend), tipo de suelo (Suelo), distancia a caminos (Dist_C), distancia a caminos pavimentados (Dist_CP), distancia a poblados (Dist_L), distancia a la red hidrológica (Dist_H) y núcleos agrarios (Tenencia) (Figura 18). Estas variables fueron analizadas bajo el análisis de coeficientes de contingencia de Cramer's V (Cuadro 13).

Cuadro 13. Coeficientes de contingencia Cramer's V analizados para cada variable utilizada en relación a cada una de las coberturas. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

	Elv	Pend	Suelo	Dist_C	Dist_CP	Dist_L	Dist_H	Tenencia
SBE	0.58	0.44	0.30	0.11	0.17	0.16	0.07	0.02
MS	0.34	0.22	0.26	0.03	0.10	0.23	0.08	0.03
BT	0.27	0.18	0.18	0.06	0.17	0.03	0.04	0.01
PZ	0.77	0.32	0.17	0.21	0.24	0.10	0.16	0.06
AT	0.38	0.37	0.31	0.21	0.18	0.19	0.07	0.07
AR	0.15	0.23	0.18	0.15	0.16	0.16	0.08	0.06
AU	0.37	0.12	0.47	0.05	0.30	0.05	0.03	0.06
CA	0.04	0.02	0.08	0.04	0.08	0.06	0.01	0.02
Valor general	0.21	0.13	0.27	0.08	0.10	0.08	0.06	0.05

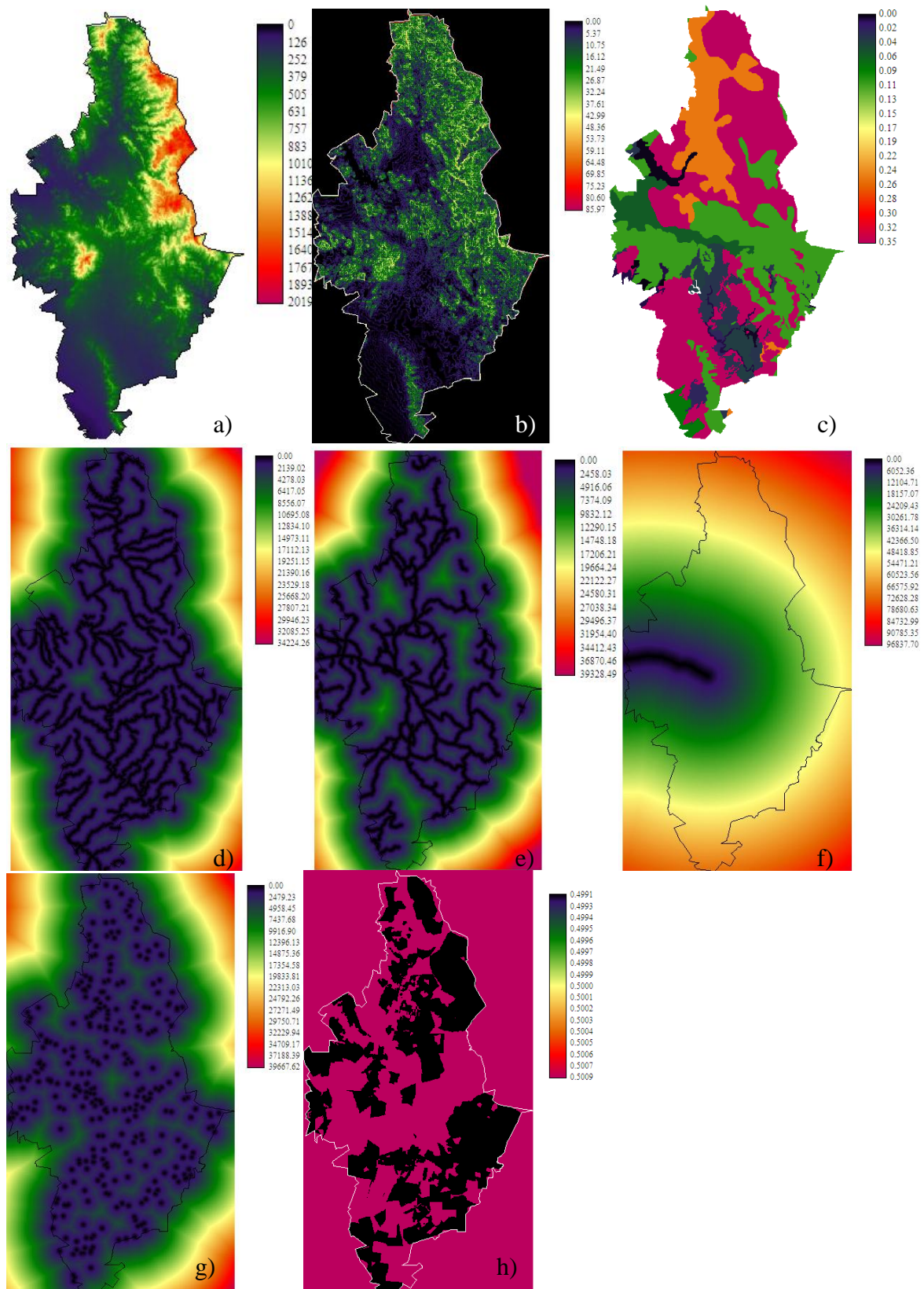


Figura 19. Variables consideradas para la modelación en el municipio Los Álamos. a) Elevación (msnm); b) Pendiente (%); c) Tipo de suelo; d) Distancia a la red hidrológica (m); e) Distancia a Caminos (m); f) Distancia a Carreteras Pavimentadas (m); g) Distancia a Poblados (m); h) Tenencia.

Como se menciono anteriormente, los valores mayores o iguales a 0.15 representan una buena asociación con las coberturas y son útiles para el modelo. Las variables de elevación, pendiente y suelo mostraron los valores de asociación más altos. La elevación y pendiente mostraron una estrecha asociación con la Selva Baja Espinosa, Matorrales, Pastizales y Agricultura de Temporal. De la misma manera, el tipo de suelo mostró una fuerte asociación con la Selva Baja Espinosa, Matorrales, Agricultura de Temporal y Área urbana. La distancia a la red hidrológica y tenencia fueron excluidas del modelo, por sus valores bajos. La Selva Caducifolia fue eliminada de la tabla debido a que presento valores bajos de V. Esto se debe a la forma en que los valores de V son calculados, ya que la selva presento valores bajos en la χ^2 conjugados con una N alta de observaciones en la tabla dado que es la cobertura más extensa.

Utilizando las variables con mejores valores de asociación se produjeron siete submodelos de transición potencial (SBC a SBE, SBC a PZ, SBC a AT, SBE a MS, SBE a PZ, MS a PZ y AT a PZ) en el clasificador MLP, con las cuales se calibro el modelo y se elaboro una simulación para el año 2006, el cual fue comparado con el mapa real de coberturas para el 2006. La validación del modelo entre la cobertura simulada de 2006 y la cobertura real 2006 arrojó un 91% de píxeles correctamente predichos. Todos los estadísticos, con excepción del ROC, fueron obtenidos comparando el mapa definitivo de cambio 2006 simulado contra el 2006 real. De manera general la simulación parece tener valores muy altos de concordancia, por lo que se elaboro una mascara con los cambios ocurridos entre 2000 y 2006, para evaluar la habilidad del modelo en cuanto a la ubicación exacta del cambio.

Al aplicar la mascara los valores de concordancia y *kappa* decrecen significativamente. El modelo logra ubicar únicamente el 3% del cambio correctamente mientras concuerda un 20% de la cantidad del cambio. Al aumentar la resolución del

análisis de un píxel por píxel a cinco por cinco píxeles, los valores de concordancia por ubicación aumentan de 3% a 9% lo que nos indica que un 6% de los píxeles mal localizados se encuentran en un rango de menor de 500 metros de la clase correspondiente.

Cuadro 14. Estadísticos de validación para la simulación del modelo LCM. Simulación 2006 vs. mapa real 2006.

Índices de validación del modelo	Sin Mascara		Con Mascara		
	Resolución Píxel X Píxel = 1 ha				
	1X1 (1 ha)	2X2 (16 ha)	5X5 (25 ha)	10X10 (1 km ²)	
ROC	0.94	0.11	-	-	-
Concordancia por azar	0.13	0.11	0.11	0.11	0.12
Concordancia por cantidad	0.24	0.20	0.17	0.13	0.10
Concordancia por celdas o píxeles	0.58	0.03	0.05	0.09	0.12
Discrepancia por celdas o píxeles	0.02	0.31	0.31	0.31	0.30
Discrepancia por cantidad	0.03	0.35	0.35	0.35	0.35
Índice de concordancia Kappa					
K no	0.94	0.26	0.26	0.25	0.25
K ubicación	0.96	0.10	0.14	0.23	0.28
K ubicación por estrato	0.96	0.10	0.14	0.23	0.28
K estándar	0.92	0.05	0.07	0.12	0.15

Los valores de ROC son calculados a partir del mapa de probabilidades simulado contra el mapa real de 2006. Nuevamente los valores son altos al comprar los mapas en su totalidad, pero al incluir la mascara, el valor de la ROC decrece a 0.11.

De forma adicional se compararon los índices de fragmentación para la simulación de cambio definitivo en 2006 contra el mapa real 2006 (Cuadro 22, Anexo I). Todos los índices y valores de fragmentación fueron significativamente diferentes, el número de parches se eleva de 273 a 6591 por efecto de los píxeles difusos en la simulación. Como consecuencia el tamaño promedio de parches disminuye, la densidad de parches aumenta y la forma del paisaje se vuelve más compleja.

5.5.2.2. Mapa cambio definitivo simulado y mapa de probabilidad. Municipio Los Álamos.

Una vez calibrado el modelo se simuló el cambio en el MLP utilizando los submodelos y mapas correspondientes a las variables, obteniendo un mapa de cambio definitivo simulado para el 2030 (Figura 20) y un mapa de probabilidad de cambio (Figura 21).

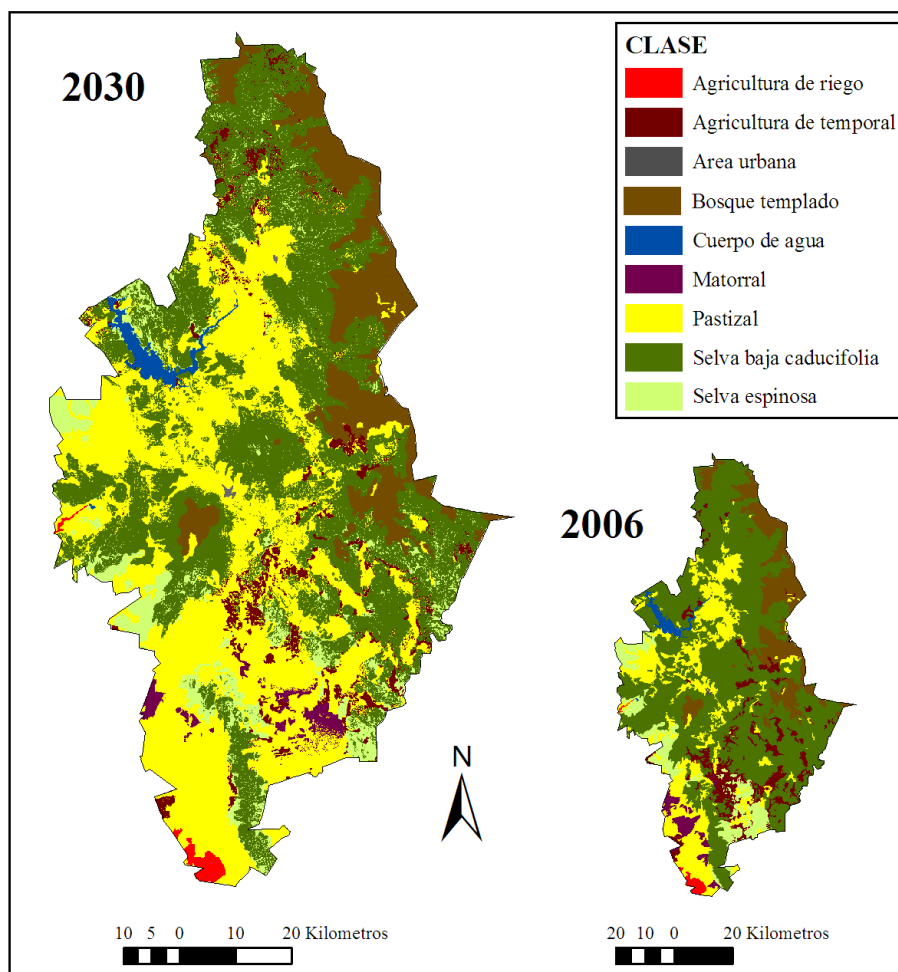


Figura 20. Los Álamos; Mapa de cambio definitivo simulado para el 2030 y mapa de cobertura real para el 2006.

A partir del mapa de cambio definitivo simulado para 2030 obtuvimos la matriz correspondiente de cambio, 2006 a 2030 (Cuadro 15). En esta matriz observamos una pérdida de 110 212 ha de Selva Baja Caducifolia y una ganancia de 124 469 ha por parte de los Pastizales. Ambos cambios suceden a lo largo de la región central y suroeste del

municipio (Figura 20). Estos cambios implican que la Selva Baja Caducifolia paso de ocupar 56.4% (363 051 ha) en 2006 a 39.5% (254 350 ha) en 2030. Para los Pastizales implica que se duplica la superficie que ocupan, pasando de 17.2% (110 909 ha) en 2006 a 36.2% (233 217 ha) en 2030 (Cuadro 15), convirtiéndose en la segunda cobertura más extensa después de la Selva Baja Caducifolia.

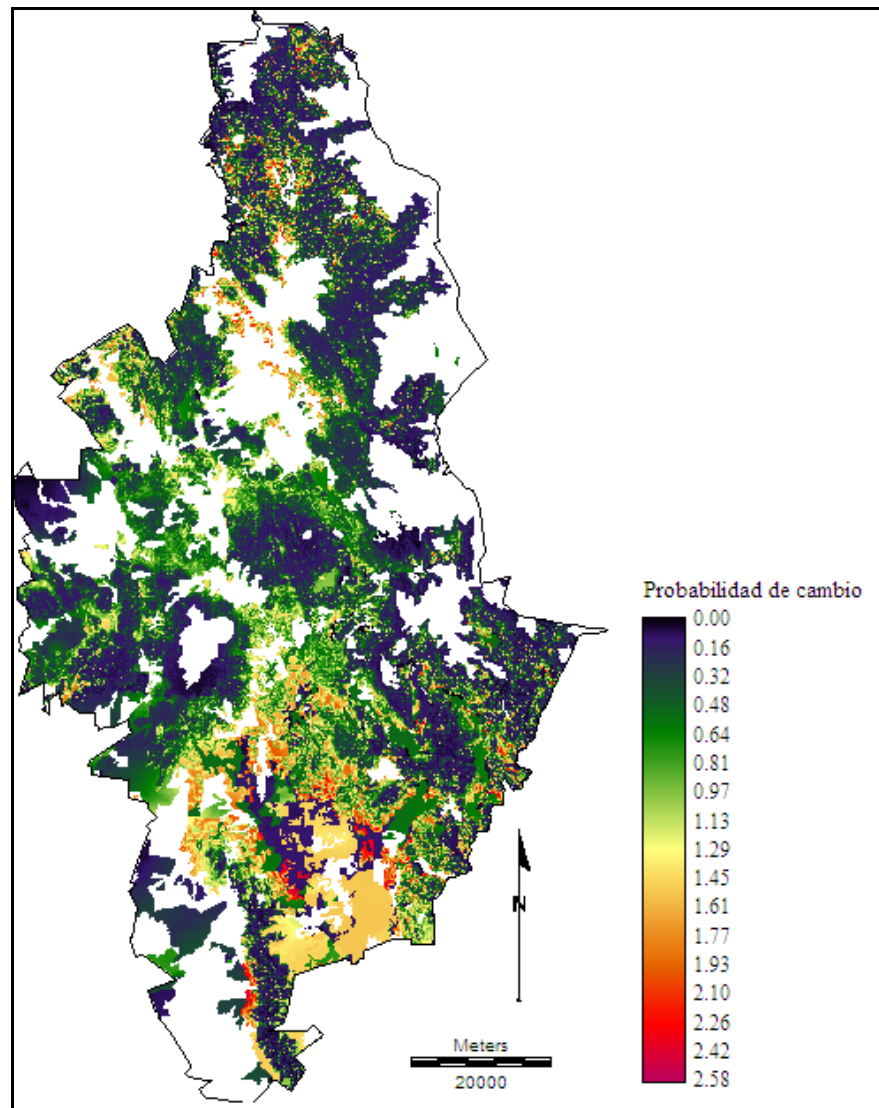


Figura 21. Los Álamos; mapa de probabilidad de cambio. Los valores en la barra representan la probabilidad de cambio.

El cambio de la Selva Baja Caducifolia, es en su mayoría a Pastizales, 9.4% (60 313 ha), seguidos de 5.2% (33 406 ha) a la Selva Baja Espinosa y finalmente la Agricultura de Temporal con 2.5% (16 318 ha). La Selva Baja Espinosa pierde por su parte 4.6% (30

001 ha) mientras que la AT pierde 5% (31 705 ha). Los Matorrales pierden el 74.4% de su superficie (7 385 ha) en la región suroeste del municipio (Figura 20). Posteriormente se presenta un cambio de Selva Baja Espinosa, Pastizales y Agricultura de Temporal hacia Matorrales que comprende 5 121 ha.

Por otro lado, las probabilidades de cambio más elevadas se encuentran en la región Sur Centro del municipio, región que colinda con el municipio El Fuerte y se cuenta con una extensa red de caminos (Figura 21).

Cuadro 15. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo para Los Álamos en el periodo 2006 a 2030.

	SBC	SBE	MS	BT	PZ	AT	AR	AU	CA	Total 2006	Perdidas
SBC	252840	33406	-	174	60313	16318	-	-	-	363051	110212
SBE	-	10877	5103	-	24897	-	-	-	-	40878	30001
MS	-	-	2501	-	7415	-	-	-	-	9916	7415
BT	15	-	-	66269	4	-	-	-	-	66288	19
PZ	1329	578	42	14	108749	193	4	-	-	110909	2160
AT	165	62	4	-	31474	10199	-	-	-	41904	31705
AR	-	-	-	-	316	-	3337	-	-	3653	316
AU	-	-	-	-	50	-	-	412	-	462	50
CA	-	-	-	-	-	-	-	-	6497	6497	-
Total 2030	254349	44923	7651	66457	233218	26710	3341	412	6497	643558	
Ganancias	1510	34046	5150	188	124469	16511	4	-	-		

Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Bosques Templados (BT); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

Finalmente se analizó la simulación del 2030 a través de los índices de fragmentación. A través de la comparación con el mapa real 2006, observamos el mismo patrón de la simulación para 2006, un número muy elevado de parches, una densidad muy alta de parches y una tendencia a la disminución del tamaño promedio de los mismos. Al igual que la simulación del 2006 la complejidad de la forma del paisaje aumenta considerablemente aunque el índice de intercalación y yuxtaposición disminuye, probablemente por efecto de la consolidación de un gran parche, los Pastizales.

5.5.2.3. Análisis de las variables y estadísticos de validación. Municipio El Fuerte.

Las variables utilizadas en el modelo tuvieron una buena asociación con las coberturas, principalmente tipo de suelo, elevación, pendiente y distancia a carreteras pavimentadas. La Selva Baja Espinosa fue cobertura que tuvo la mayor asociación con todas las variables. Al igual que en modelo para Los Álamos, la distancia a la red hidrológica y la tenencia fueron excluidas por su baja asociación con las coberturas (Cuadro 16). Nuevamente la Selva Baja Caducifolia presentó valores muy bajos de asociación con las variables y fue excluida de la tabla, al igual que el Los Álamos esta clase es la de mayor frecuencia en la tabla de contingencia.

Cuadro 16. Coeficientes de contingencia Cramer's V analizados para cada variable utilizada en relación a cada una de las coberturas. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

	Elv	Pendiente	Suelo	Dist_C	Dist_CP	Dist_L	Dist_H	Tenencia
SBE	0.59	0.66	0.68	0.46	0.49	0.39	0.13	0.15
MS	0.30	0.17	0.27	0.13	0.15	0.10	0.06	0.12
PZ	0.35	0.11	0.45	0.13	0.24	0.12	0.05	0.12
AT	0.30	0.17	0.20	0.09	0.13	0.08	0.07	0.02
AR	0.25	0.18	0.30	0.14	0.15	0.11	0.08	0.04
AU	0.41	0.44	0.58	0.29	0.40	0.35	0.19	0.00
CA	0.08	0.04	0.09	0.10	0.13	0.15	0.03	0.00
Valor general	0.19	0.24	0.30	0.11	0.12	0.10	0.09	0.09

Las variables de elevación pendiente y tipo de suelo presentaron valores de asociación altos con todas las coberturas. Por otro lado, la distancia a carreteras pavimentadas tuvo una asociación alta con las variables Selva Baja Espinosa, Matorrales, Pastizales, Agricultura de Riego y Áreas Urbanas.

Enfatizando el proceso de deforestación y CCUS asociados a la Selva Baja Caducifolia se generaron los sub-modelos de transición potencial: SBC a SBE, SBC a PZ, SBE a PZ, MS a PZ, MS a AT, SBC a AT y MS a AR) en el MLP. Para la calibración del modelo se utilizó el mapa de cobertura 1986 y 2000, al igual que la matriz de probabilidad correspondiente al periodo, y así obtener una simulación del 2006 que fue comparada con la cobertura real del 2006.

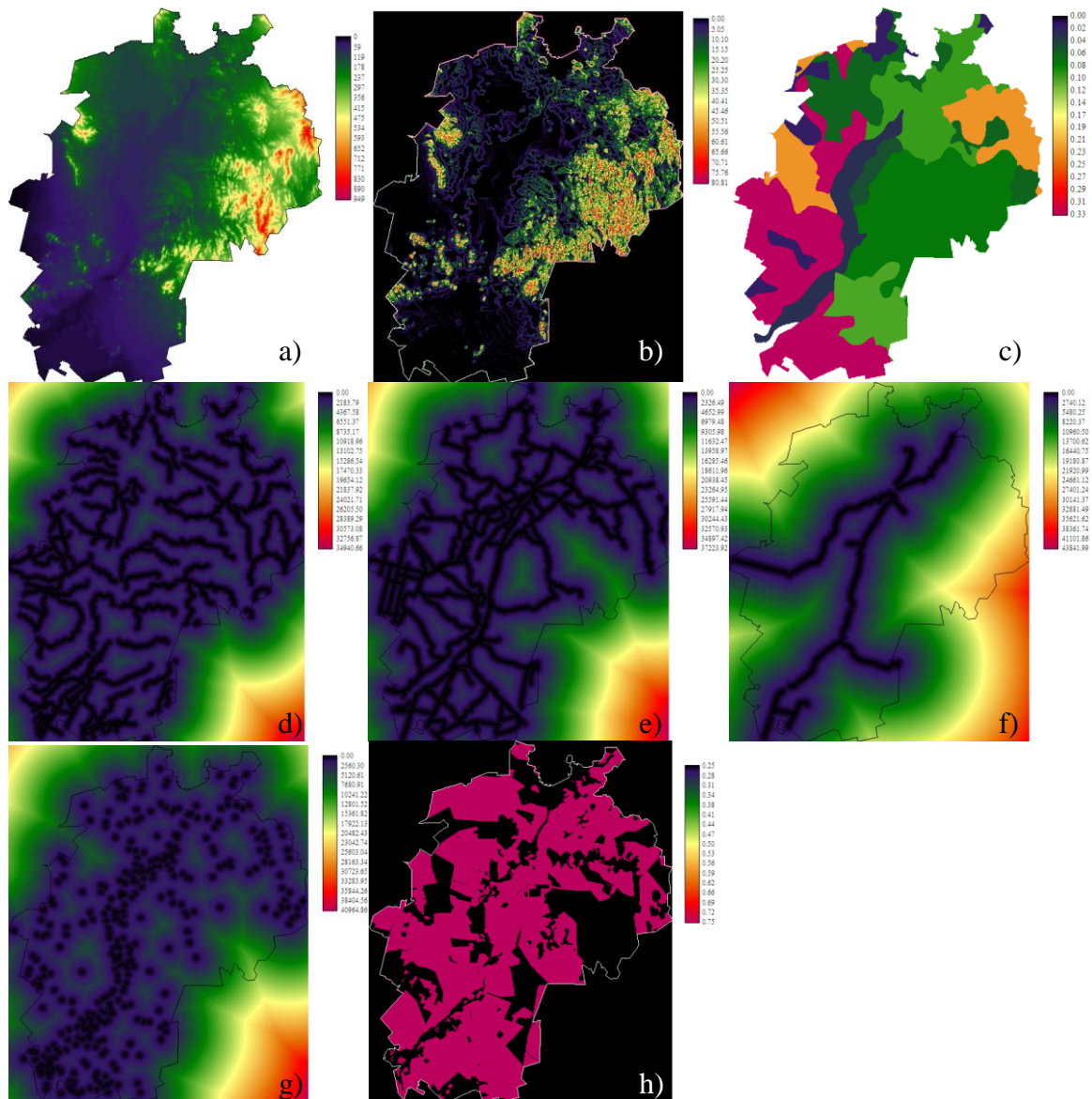


Figura 22. Variables consideradas para la modelación en el municipio El Fuerte. a) Elevación (msnm); b) Pendiente (%); c) Tipo de suelo; d) Distancia a la red hidrológica (m); e) Distancia a Caminos (m); f) Distancia a Carreteras Pavimentadas (m); g) Distancia a Poblados (m); h) Tenencia.

Para la validación del modelo, los valores de los estadísticos fueron altos, considerando la totalidad del mapa. De la misma manera que para la validación de Los Álamos se elaboró una máscara que limitara el modelos únicamente al cambio entre el periodo 200-2006. De esta forma obtuvimos los siguientes valores para los estadísticos Kappa de múltiple resolución y estadísticos adicionales (Cuadro 17).

Cuadro 17. Estadísticos de validación para la simulación del modelo LCM. Simulación 2006 vs. mapa real 2006.

Índices de validación del modelo	Sin Mascara		Con Mascara		
	Resolución Píxel X Píxel = 1 ha				
	1X1 (1 ha)	2X2 (16 ha)	5X5 (25 ha)	10X10 (1 km ²)	
ROC	0.91	0.11	-	-	-
Concordancia por azar	0.11	0.10	0.10	0.10	0.10
Concordancia por cantidad	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
Concordancia por celdas o píxeles	0.72	0.00	0.00	0.00	0.00
Discrepancia por celdas o píxeles	0.01	0.24	0.24	0.24	0.24
Discrepancia por cantidad	0.03	0.66	0.66	0.66	0.66
Índice de concordancia Kappa					
K no	0.95	-0.05	-0.05	-0.06	-0.07
K ubicación	0.98	-0.24	-0.22	-0.22	-0.27
K ubicación por estrato	0.98	-0.24	-0.22	-0.22	-0.27
K estándar	0.94	-0.05	-0.05	-0.05	-0.06

Al utilizar la mascara en la validación, los estadísticos disminuyen drásticamente, siendo en la caso de *kappa* negativos. Esto se debe a que el valor perfecto esperado de píxeles correctamente predicho es considerablemente mayor que el valor real de píxeles correctos. Incluso al aumentar la resolución del análisis los valores de los estadísticos no muestra un gran cambio (Cuadro 17). Es importante mencionar que el área de cambio entre 2000 y 2006 es mínima, tan solo 7 200 ha, incrementando la probabilidad de error en el modelo.

5.5.2.4. Mapa cambio definitivo simulado y mapa de probabilidad. Municipio El Fuerte.

La simulación del cambio definitivo para el 2030 ubica los cambios más cuantiosos de la Selva Baja Caducifolia a lo largo de la región noreste y noroeste (Figura 23). Estos cambios comprenden la pérdida de 54 497 ha, donde las clases receptoras corresponden a la Selva Baja Espinosa con 7.6% (31 766 ha), 2.9% (12 137 ha) a Agricultura de Temporal y 2.5% (10 594 ha) a Pastizales. Otro cambio importante es la reducción de los Matorrales, que pasan de 11.5% (48 023 ha) en 2006 a 5.5% (23 127 ha) 2030, principalmente en la

parte Suroeste del río El Fuerte, mientras esta misma clase aumenta en el Sureste. Los Matorrales distribuyen la pérdida en las clases Pastizales, Agricultura de Temporal y Agricultura de Riego (Cuadro 18). Esta pérdida se observa de manera difusa en la zona suroeste del municipio (Figura 23).

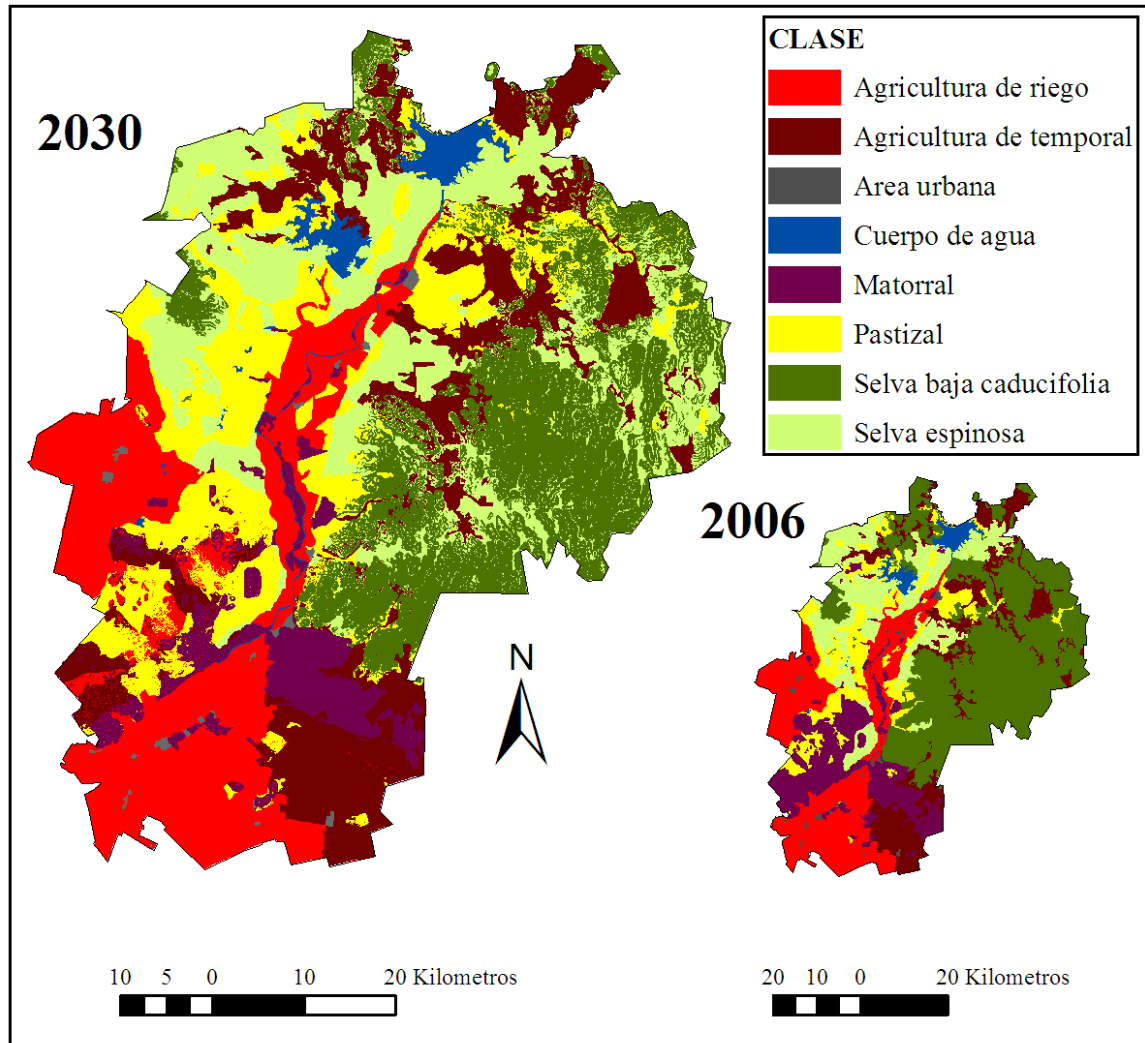


Figura 23. El Fuerte; a) Mapa duro de predicción, 2030; b) Mapa de coberturas 2006.

Las coberturas que más aumentaron su superficie, fueron la Selva Baja Espinosa con 8.1% (33 857 ha), los Pastizales con 7% (29 439 ha) y la Agricultura de Temporal 6.2% (25 801 ha). Las zonas donde estas coberturas aumentan su superficie son más evidentes en el mapa de probabilidad de cambio (Figura 24).

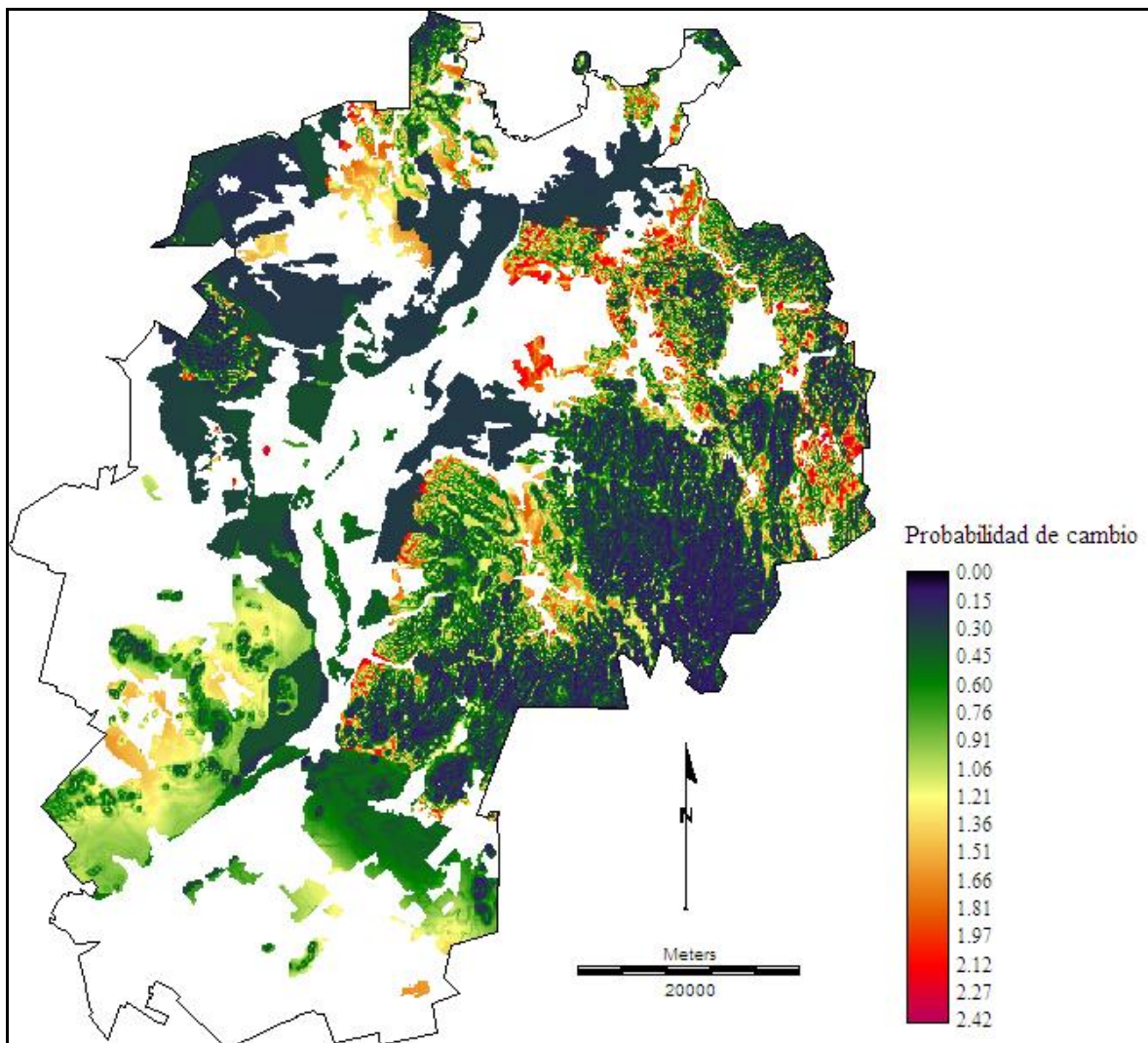


Figura 24. El Fuerte; mapa de probabilidad de cambio para el 2030. Los valores en la barra representan la probabilidad de cambio.

Cuadro 18. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo para el municipio El fuerte en el periodo 2006 a 2030.

	SBC	SBE	MS	PZ	AT	AR	AU	CA	Total 2006	Perdidas
SBC	86155	31766	-	10594	12137	-	-	-	140652	54497
SBE	-	45898	-	9700	-	-	-	-	55598	9700
MS	-	172	22374	8227	12173	5077	-	-	48023	25649
PZ	43	1704	263	37130	1249	55	-	-	40444	3314
AT	17	188	89	161	46950	-	-	-	47405	455
AR	-	27	334	686	213	74991	-	-	76251	1260
AU	-	-	67	71	29	200	1627	-	1998	371
CA	-	-	-	-	-	-	-	8588	8588	-
Total 2030	86219	79755	23127	66569	72751	80323	1627	8588	418959	
Ganancias	64	33857	753.00	29439	25801	5332	-	-		

Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

Gran parte del cambio a Selva Baja Espinosa y Agricultura de temporal este cambio se observa como píxeles difusos a lo largo de los caminos, principalmente el camino a Los Amoles y Los Ojitos (Figura 14 y 23). Estos píxeles difusos provocan el mismo comportamiento de los valores e índices de fragmentación, con un gran número de parches, alta densidad de los mismos y un tamaño promedio pequeño. Con consecuencia el índice de forma del paisaje es elevado indicando una alta complejidad (Cuadro 22, Anexo 1).

6. Discusión.

6.1. Deforestación, CCUS y tasas de cambio.

La intensidad y magnitud de la deforestación en la Selva Baja Caducifolia es variable a lo largo de los 20 años del periodo de estudio en los municipios de Los Álamos y El Fuerte. Aunque son similares a las tasas registradas para los BTS en México (Bocco *et al.* 2001, Corona 2008, De Ita *et al.* 1991, Porter-Bolland *et al.* 2007, Trejo y Dirzo 2000), la magnitud y la escala del resto de los estudios difiere en gran medida haciendo difícil su comparación. Las tasas de deforestación, para el periodo 1986-2006, de Los Álamos (0.9%), y El Fuerte (1.2%) son ligeramente más altas que las reportadas en Campeche (0.7%) (Porter-Bolland *et al.* 2007), similares a las reportadas para Oaxaca, en el Pacífico sur (0.6 a 1.2%) (Corona 2008) y Michoacán en el centro Oeste del Pacífico (1%) (Bocco *et al.* 2001); pero más bajas que las reportadas para Jalisco en el centro-occidente del Pacífico (3.8%) (De Ita *et al.* 1991). Estas tendencias son similares a los datos oficiales de la SEMARNAP (1998), quienes sugieren que las mayores tasas de deforestación en selvas y bosques se dan en el Sureste del país (190 mil ha por año), que representa el doble de la reportada en el Noroeste (96 mil ha por año) y el triple de la de Occidente (62 mil ha por año). Estos datos sugieren en el periodo de 1986-2000 que la tasa de deforestación en esta selva es heterogénea en espacio y tiempo a nivel regional y nacional, debido probablemente factores económicos, sociales y políticos a nivel regional. Por ejemplo, la región noroeste del país tiene mayor desarrollo tecnológico, sistemas de producción agrícola de exportación; y el sur la actividad agrícola es de subsistencia y donde se concentran los principales conflictos sociales del país (Sánchez y Propin 2001). Las marcadas diferencias de crecimiento económico a nivel regional dan lugar a la polarización y a un aprovechamiento desigual de los espacios geográficos y sus recursos naturales (Juárez 2000). Por ejemplo, en las costas mexicanas estas diferencias han cobrado

particular importancia en los últimos decenios, en virtud de que se han convertido en espacios atractivos para el desarrollo de actividades turísticas, industriales y portuarias (Juárez 2000), lo cual ha traído consigo los constantes cambios de usos de suelo. Sin embargo, los BTS de los municipios de los Álamos y el Fuerte al igual que en otros bosque tropicales observamos una tendencia a la disminución de las tasas de deforestación hacia el 2006 (Lambin *et al.* 2003 y Miles *et al.* 2006). Esto pudo ser resultado de la migración campo-ciudad favoreciendo el abandono de las actividades agrícolas y la regeneración de la vegetación secundaria de selva baja secundaria (Galicía *et al.* 2008). Sin embargo, la relación entre los conductores sociales, económicos y políticos con los cambios de uso del suelo necesitan un análisis más profundo en la SBC.

No obstante la similitud entre las tasas de deforestación, la magnitud del cambio es diferente y difícil de comparar debido a las dimensiones de cada área de estudio y la escala. Cabe resaltar que Sonora y Sinaloa poseen las extensiones más grandes de selva baja caducifolia en el país (Cué-Bär *et al.* 2006), por lo que la tasa de pérdida del BTS en la región de este estudio (~6 327 ha por año) es una amenaza no solo para la extensión de este ecosistemas, sino también para diferentes especies de plantas y animales (Janzen 1988).

La deforestación se manifiesta no sólo en la pérdida de cobertura, sino también cambios en la configuración espacial de estos ecosistemas forestales como la sugiere la fragmentación. En el caso del Noroeste de México la fragmentación de este ecosistema es claro debido al aumento en el número de parches de las clases forestales (Selva baja caducifolia, selva baja espinosa y bosques templados), acompañado de una disminución en el área promedio de los mismos, similar al proceso registrado en los bosques tropicales de la cuenca del río Papagayo (Galicía *et al.* 2008). La selva baja caducifolia tiene una alta segregación espacial, reduciendo la cantidad y conectividad del hábitat, influyendo así

negativamente en la conservación de la riqueza de especies y endemismos en una de las zonas de SBC de México con mayor diversidad de plantas. Trejo y Dirzo (2000), indican que la reducción de la SBC primaria a un 10% del área original dirige a una pérdida potencial de la gran biodiversidad que alberga este ecosistema. La inserción de los usos de suelo (Agricultura de temporal y riego, pastizales y áreas urbanas) son los responsables de la disminución de la SBC, ya que al fusionar parches adyacentes de los usos antes mencionados aumentan su área. Este tipo de patrón en la fragmentación ha sido asociado a un proceso frontal de deforestación y degradación constante por efecto de las actividades agropecuarias, principalmente agostaderos (Arroyo-Mora *et al.* 2005). En este sentido, es fundamental mantener los fragmentos o parches remanentes de los bosques tropicales e incluso de bosques secundarios, pues a partir de ellos es posible la recuperación de los bosques ya sea de manera natural o a partir de prácticas de restauración (Álvarez-Yépez *et al.* 2008, Burgos y Maass 2004, Janzen 1988).

6.2. Trayectorias y conductores del CCUS.

A partir de la década del 70, gran parte del CCUS ha sido promovido por las actividades ganaderas y agrícolas (Galicía *et al.* 2009, García-Romero *et al.* 2005, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Mas *et al.* 1996, Vázquez-León y Liverman 2004). Los cambios a pastizales y la degradación de la selva baja caducifolia en el Noroeste del Pacífico Mexicano están relacionados con la práctica de la ganadería extensiva en la región (Vázquez-León y Liverman 2004), donde el pastoreo impacta la selva baja caducifolia, selva baja espinosa y matorrales. Los pastizales también aumentan como parte de un proceso de cambio de uso de suelo, a partir de agricultura, principalmente de temporal en el Centro Norte del municipio de Los Álamos, y cultivos tradicionales por cultivos de forrajes (Hernández 2005, Lazos 1996), situación común en El Fuerte y que prolifera a lo

largo del trópico en México (García-Romero *et al.* 2005). El fenómeno de introducción de pastos de importancia pecuaria es similar a lo que ocurre en la selva baja caducifolia en los estados de Yucatán, Chiapas, Oaxaca, Guerrero, Michoacán y Jalisco (Toledo *et al.* 1989), donde 20% de esta zona ecológica se dedicó a ese uso (Toledo y Ordoñez 1993).

Este fenómeno de la ganaderización del BTC del noroeste del Pacífico mexicano se ve reflejada en las cifras de cabezas de ganado y superficie de agostadero en los municipios. En Los Álamos, el número de cabezas de ganado ha aumentado un ~26% de su cifra original en el periodo 1991-2007 y aproximadamente el 85% de la superficie del municipio está destinada a agostaderos (INEGI 1994, SAGARPA 2008). En este sentido, Vásquez-León y Liverman (2004) mencionan que la mayor parte de la tierra usada para agostadero, así como los ranchos de mayores dimensiones, están en manos de productores privados que representan 30% del total de productores en el municipio de Los Álamos. Estos productores cuentan con un ganado de mayor calidad, además de una producción de exportación continua todo el año, comparada con una producción local y de autoconsumo limitada a las condiciones climáticas favorables. Por otro lado, en El Fuerte las existencias de cabezas de ganado bovino aumentaron en un ~76% del periodo 1991 a 1997, pero solamente el 45% de la superficie está destinada a la actividad pecuaria (INEGI 1994, SAGARPA). Esta situación obedece a una actividad económica más diversificada (Vásquez-León *et al.* 2003), donde la agricultura de riego domina el paisaje con una permanencia del 99% y representa la actividad más redituable, dadas las condiciones físicas favorables. Diversos estudios ya han demostrado que la cubierta forestal de la SBC a nivel nacional está plenamente ligada a un gran número de actividades económicas (Velázquez 2003). Por ejemplo, del total del área convertida de este ecosistema, 58% es debido a la ganadería extensiva, 21% a la extracción de madera, 14% es consecuencia de la agricultura (caracterizada principalmente por cultivos de maíz, frijol y calabaza) y 7% por

incendios forestales. (Bullock 1995, Geist y Lambin 2002, Rincón *et al.* 1999, Maass *et al.* 2005).

En un análisis de la situación económica de la comunidad de Tehueco, en El Fuerte, Quintero (2005) evidenció que a aunque la actividad agrícola ha sido durante generaciones la actividad más importante, en los últimos años se ha convertido en una actividad poco rentable debido al alza de los precios (maquinaria, semillas y fertilizantes). Esta situación se repite en la actividad ganadera en Los Álamos, donde la crianza de los becerros se ha encarecido debido al alza en los precios de los granos (Com. Pers. Asociación Ganadera). Esta situación ha fomentado la emigración en las zonas rurales. La perspectiva de la gente, tanto en la comunidad de Tehueco como en otras comunidades de la región, es que la situación de marginación es responsabilidad del gobierno y se ha agravado debido al Tratado de Libre Comercio (TLC) (De Ita 2003, Quintero 2005).

Aunque existen numerosos antecedentes de la relación directa entre el CCUS, y más específicamente a la deforestación, con el crecimiento demográfico y la propiedad de la tierra (Brown *et al.* 2007, Deininger y Minten 1999, Kerr *et al.* 2004, Lambin 2004), no encontramos ninguna tendencia o relación de las anteriores con los cambios observados. Tanto Los Álamos y El Fuerte han presentado tasas de crecimiento poblacional negativas durante las dos últimas décadas (INEGI 1992, 2001). Esta observación se contrapone a la afirmación de Hernández (2005), quien atribuye la mayor parte del CCUS en Los Álamos al crecimiento poblacional. Más aún, del total del cambio observado en el periodo de estudio no observamos una diferencia significativa entre la propiedad ejidal y comunal, y la propiedad privada. Esta observación contrasta con el dominio de los productores privados en Los Álamos (Vásquez-León y Liverman 2004), que se vería reflejado en un cambio superior en la propiedad privada. Este fenómeno se puede explicar si consideramos la práctica de aparcería (Guevara 2001, Vásquez-León *et al.* 2003), propiciada en parte por

la sobreexplotación de los agostaderos, estimada en un 53% (SAGARPA 2002). Esta práctica, común en el Noroeste del país, se refiere a la renta de las tierras, principalmente tierras ejidales, para el pastoreo a cambio de un porcentaje de las crías de ganado (Guevara 2001, Vázquez-León *et al.* 2003). De acuerdo a Guevara (2001) en la Sociedad de Solidaridad Social de la Labor de Santa Lucía, Álamos, solamente una cuarta parte del hato ganadero pertenece a la sociedad, mientras el resto es propiedad de ganaderos de la región quienes acuerdan ceder una de cada tres crías por el derecho de pastar en sus tierras. Guevara (2001) también menciona que comúnmente el becerro otorgado es vendido por adelantado al mismo ganadero dueño del resto del hato. De la misma manera, en El Fuerte no existe una diferencia significativa entre el cambio dentro y fuera de la propiedad comunal y ejidal, aunque cabe resaltar en este municipio la propiedad ejidal y comunal cubre una superficie mayor (~65%) que en Los Álamos (~50%). Las condiciones observadas en ambos municipios pueden considerarse como la respuesta de la población a las oportunidades y/o restricciones económicas de los mercados, (Deininger y Minten 1999, Kerr *et al.* 2004, Vázquez-León y Liverman 2004), en este caso el mercado de carne en Estados Unidos, que demanda la mayor parte del ganado producido en la región (Guevara 2001, Vázquez-León *et al.* 2003, SAGARPA 2002).

6.3. Matrices de cambio.

La deforestación y cambios en la selva baja caducifolia en los municipios estudiados están canalizados en su mayoría a dos clases receptoras: la selva baja espinosa y los pastizales (Figura 22). En esta dinámica podemos considerar a la selva baja espinosa como un estado de degradación del BTS (González 2003), que representa ya sea degradación de la vegetación primaria o una recuperación a partir de pastizales, parcelas abandonadas o matorrales dominados por fabáceas. Dinámicas similares han sido descritas anteriormente para esta misma región, en el municipio de Los Álamos, así como

para el Oeste de México, en la región de Chamela, Jalisco (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008, Burgos y Maass 2004). En Los Álamos este proceso comienza generalmente por el cambio a partir del bosque maduro sometido a roza, tumba y quema, para ser convertido a milpa por un periodo corto de años y en cuanto la fertilidad decrece el cultivo es abandonado y se convierte en pastizales, principalmente de *Pennisetum ciliare* L. (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008). Aunque el proceso de CCUS comenzó desde la década de los 70's en la región (Vásquez-León y Liverman 2004), esta dinámica se ve reflejada en los cambios de uso de suelo que se dan a partir de la agricultura temporal hacia pastizales durante el primer periodo de estudio (1986-1992) en ambos municipios, con una mayor incidencia en Los Álamos. En el caso de la región de Chamela el cambio es diferencial, mientras en las partes llanas o valles el cambio comienza con una extracción selectiva de madera, que continúa con el desmonte de la vegetación para el establecimiento de la práctica agrícola, en las pendientes poco pronunciadas el cambio comienza con una extracción selectiva de madera seguida de cultivos de maíz efímeros que posteriormente son convertidos a pastizales (Burgos y Maass 2004). La dinámica en esta región presenta mayor similitud con los CCUS observados en El Fuerte, donde los valles, zonas riparias y llanos son dominados por las prácticas agrícolas, mientras que la zona serrana con pendientes ligeras y moderadas han sido transformadas a cultivos temporales y finalmente pastizales. Debido a lo anterior, la dirección e intensidad del cambio de uso de suelo están determinadas por la combinación de factores socioeconómicos, institucionales y biofísicos (Velázquez *et al.* 2002). Van Eetvelde (2004) identificó 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 del uso del suelo y abandono de la tierra.

No obstante que los matorrales no son considerados como una cobertura forestal, en el caso de los bosques tropicales secos representan una clase de suma importancia para la dinámica de recuperación de los bosques (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008). En ambos municipios observamos cambios de poca magnitud involucrados con los matorrales, pero estos cambios implican en algunos periodos la pérdida casi en su totalidad del matorral inicial, aumentando superficie debido al proceso de degradación o abandono de prácticas agropecuarias. En parte, este fenómeno se debe a la facilidad con la que se otorgan los permisos para el desmonte de los matorrales, situación que no toma en consideración el potencial de regeneración de la selva baja caducifolia a partir de los bosques secundarios, ni tampoco la capacidad de los mismos para generar biomasa rápidamente, lo que los convierte en buenos captadores de carbono (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008).

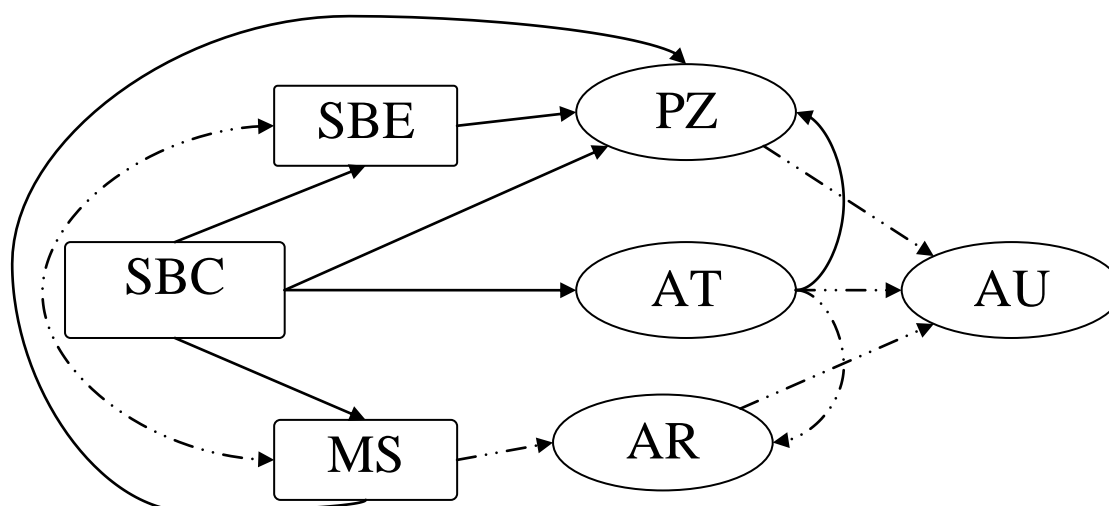


Figura 24. Diagrama descriptivo sobre las trayectorias del cambio de cobertura y uso de suelo más representativas en ambos municipios. Los rectángulos representan las coberturas forestales (incluyendo los matorrales), mientras que los óvalos representan las coberturas antrópicas. Las flechas continuas representan las trayectorias de mayor magnitud, mientras que las flechas discontinuas, representan las trayectorias de menor magnitud. Selva Baja Caducifolia (SBC); Selva Baja Espinosa (SBE); Matorrales (MS); Pastizal (PZ); Agricultura de Riego (AR); Agricultura de Temporal (AT); Área Urbana (AU); Cuerpo de Agua (CA).

A pesar de que en las dinámicas de CCUS referidas, así como otros trabajos similares (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008, Burgos y Maass 2004, Corona 2008), se ha registrado la recuperación de la selva baja caducifolia, no registramos recuperación de la misma. Esta observación está relacionada con la continua degradación de la vegetación por la práctica ganadera y por otro lado las limitaciones de la clasificación y resolución de las imágenes utilizadas, así como la antes mencionada pérdida de bosques secundarios y matorrales. Así mismo, la lenta recuperación de los bosques tropicales secos a partir de diferentes perturbaciones comprende largos periodos. En Los Álamos, a partir del abandono de las parcelas, se observó un periodo estimado de 5 a 50 años dominado por leguminosas (*Acacia cochliacantha* Humb. & Bonpl. ex Willd), que después es sustituido lentamente por las especies primarias de la selva baja caducifolia durante los siguientes 50 a 100 años (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008).

Como se ha mencionado, el mayor obstáculo para los estudios de CCUS es la disponibilidad de información en cuanto a coberturas, bases de datos sociales y económicos, para lo cual México no es excepción. Ya sea a través de clasificaciones supervisadas (López-Blanco y Muñoz-Villers 2008, Álvarez *et al.* 2006) o clasificaciones visuales (Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Hernández 2005) nos encontramos limitados por la precisión de la técnica o la disponibilidad de puntos de control (Geoghegan *et al.* 2001). En el caso muy particular de la técnica de clasificación, estamos limitados a la percepción del dosel de las coberturas vegetales que comúnmente están sometidas a pastoreo en el sotobosque, principalmente la Selva Baja Caducifolia. Por otro lado, aquellos estudios que han utilizado la información disponible a la fecha (Uso de suelo y vegetación, INEGI; Inventario Nacional Forestal, Palacio *et al.* 2000) han evidenciado problemas en cuanto a la compatibilidad de la leyenda, delimitación de polígonos y precisión de la información (Mas *et al.* 2004). En este sentido nos fue difícil corroborar la cobertura de los bosques

templados debido a la inaccesibilidad del terreno y la carencia de información cartográfica confiable del área.

6.4. Modelación del CCUS.

La aplicación de la modelación nos permitió generar un intervalo de simulaciones de cambio basados en las probabilidades observadas para cada periodo. Estas simulaciones siguen las tendencias en cuanto a la magnitud del cambio y en el caso del LCM trata de ubicar ese cambio. Los escenarios elaborados a partir de las cadenas de Markov nos permitieron explorar las trayectorias de cambio considerando que el proceso es lineal y homogéneo, asumiendo que las condiciones para los diferentes periodos se mantienen al paso de los años (Bell e Hinojosa 1977, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007). En este sentido, de mantenerse las condiciones del periodo correspondiente a 1992-2000 en ambos municipios, los escenarios obtenidos del modelo markoviano presentan las pérdidas más drásticas para la selva baja caducifolia y las ganancias más cuantiosas para los pastizales. Flamenco-Sandoval (2007) y Corona (2008) reportan un comportamiento similar en las tasas de deforestación, siendo estas muy altas para un periodo 1995-2000, tendiendo a disminuir hacia el 2005.

Dado que el comportamiento de los sistemas ecológicos es preponderantemente no lineal (Agarwal *et al.* 2002), las redes neuronales podrían evidenciar alguna relación entre las variables. Esto radica en la capacidad de las redes neuronales para “hallar sus propias soluciones” siempre que se les proporcione ejemplos representativos del fenómeno (Freeman y Skapura 1993). Las variables utilizadas para la predicción resultaron ser útiles principalmente edafología, pendiente y elevación, así como caminos. Vásquez-León y Liverman (2004) consideran a la edafología como un conductor importante para el CCUS y que para fines de la modelación en el LCM mostró probabilidades elevadas en relación

con regosoles y cambisoles en Los Álamos. Estos suelos son abundantes en el municipio y la región, son poco desarrollados y muestran características muy similares a la roca (González 2003), por lo que sus usos agrícolas son limitados, aunque suelen ser útiles para los pastizales extensivos (Brady y Weil 1996). Estas características así como el bajo nivel de tecnificación del campo han limitado las actividades productivas en el municipio, generalizando la actividad ganadera de pastoreo extensivo (Deininger y Minten 1999, Vásquez-León y Liverman 2004). En El Fuerte los vertisoles y cambisoles se asociaron con probabilidades altas, y a diferencia de Los Álamos la presencia de una gran extensión de vertisoles, suelos más productivos (Brady y Weil 1996), a lo largo de la cuenca del río El Fuerte permite una actividad agrícola próspera y la diversificación de las actividades económicas. Por otro lado, el acceso al terreno fue otro de los conductores más importantes (Castillo-Santiago *et al.* 2007, Dale *et al.* 1994, Mas *et al.* 1996), principalmente, la pendiente del terreno y la cercanía a caminos. Esta cercanía a caminos podría jugar un papel aún más importante en el futuro en ambos municipios, dada la importancia que ha dado el gobierno al desarrollo de infraestructura carretera. Las actividades agropecuarias requieren necesariamente de vías de acceso y de transporte para sus productos, lo que ha dado lugar a la apertura de caminos. Sin embargo, la apertura de caminos también provoca perturbaciones sobre los ecosistemas que atraviesan, como la pérdida directa de hábitat y biota, modificaciones a la red hidrográfica, extracción y compactación del suelo y facilidad de acceso a actividades humanas perjudiciales, como incendios y extracción excesiva o ilegal de recursos (Spellerberg 1998, Dajoz 2002, Spellerberg 2002). En Los Álamos, se construye un tramo carretero que uniría a la cabecera municipal con la población de Masiaca, atravesando la reserva, mientras en El Fuerte la carretera Los Mochis-El Fuerte está en proceso de ampliación, de dos a cuatro carriles, aunado a la construcción de un tramo carretero que unirá la cabecera con la población Los Capomos (Observaciones personales).

Soares-Filho *et al.* (2004) a través de la aplicación de escenarios de cambio, ha demostrado que la construcción de caminos pavimentados sin una correcta regulación ambiental propicia la expansión agrícola, y en este caso probablemente la expansión de los pastizales.

Aunque pudimos obtener una simulación apegada a los datos generados, durante 1986-2006, en cuanto a cantidad, la validación utilizando la máscara de cambio para el mapa de cambio definitivo tanto para 2006 como 2030 demostró que el modelo falla en ubicar casi el 80% del cambio en clase correcta. Si bien este fenómeno ocurre a corta distancia de su clase correspondiente a manera de píxeles difusos, como lo pudimos constatar a través de las múltiples resoluciones de los estadísticos de validación (Pontius 2002) es necesario mejorar la exactitud de los modelos en cuanto a ubicación y agregación de píxeles en su clase correspondiente. Aunado a esto es casi imposible evaluar la estructura o forma del paisaje, debido a lo difuso de la retícula.

Finalmente, en el marco de los modelos de simulación, es fundamental empalmar la unidad ecológica del análisis a la unidad socio-política-económica del análisis e identificar los principales focos de cambio y sus procesos asociados, y con estos predecir la dirección del cambio (Nagendra *et al.* 2004). De esta manera se podrían medir las implicaciones ambientales o sociales, sus repercusiones económicas y establecer mecanismos de control (Velázquez *et al.* 2002). Por lo tanto, es indispensable realizar una planeación espacial multisectorial utilizando modelos para la toma de decisiones. Estos modelos tendrán que ser mejorados y adaptados a las condiciones sociopolíticas, económicas y biofísicas del sitio de estudio.

Por otro lado, en la dinámica de cambio de uso de suelo intervienen diversos sectores y tomadores de decisiones con diferentes intereses y oportunidades, los cuales al ser diferentes resultan en conflictos ambientales. Por lo tanto, se reconoce la importancia de crear nuevas herramientas de planeación y toma de decisiones que sean participativas,

transparentes, sistemáticas y sean capaces de integrar información de diferente índole, además que permitan incorporar los diferentes puntos de vista, percepciones e intereses de los sectores involucrados.

6.5. Implicaciones del CCUS.

Una de las implicaciones más importantes de la deforestación, en este caso de la selva baja caducifolia, es la emisión de carbono a la atmósfera. Masera *et al.* (1997) estima que el promedio de carbono almacenado en los BTS en México es de ~121 tC/ha, de los cuales se emiten ~20.7 X 10⁶ tC/año. Estas cifras resultan alarmantes si se considera que la pérdida en el área de estudio fue de ~115 000 ha en un periodo de 20 años, tan solo para la selva baja caducifolia, cifra que no considera la pérdida de bosques espinosos ni matorrales.

Además de las emisiones de carbono, los bosque secundarios asociados a las selvas bajas caducifolias también pueden cumplir un papel importante en la captura de carbono, dada la rápida acumulación de biomasa (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008). Es importante considerar que en el área de estudio gran parte del cambio sufrido por la selva baja caducifolia es hacia selva baja espinosa, como parte de la degradación sufrida por la práctica ganadera.

La captura de carbono no es el único servicio ambiental que estas selvas pueden ofrecer si no que también existen servicios como la provisión de madera, frutos, especies, plantas medicinales, así como la regulación del clima y mantenimiento de la fertilidad del suelo, entre otros (Maass *et al.* 2005).

Por otro lado, Balvanera *et al.* (2002) ha denotado los altos valores de diversidad beta en las selva bajas caducifolias, atribuidos a la heterogeneidad ambiental así como el aislamiento y separación entre diferentes áreas. Debido a esto es importante considerar el

manejo adecuado de los parches remanentes en el área, como posibles fuentes de material genético. Es por eso que la protección de los bosques tropicales procurada por las reservas es de gran importancia. Por ejemplo, en la reserva Selva El Ocote se demostró que las tasas de deforestación eran considerablemente inferiores al interior de la reserva (Flamenco-Sandoval *et al.* 2007)

A pesar de que Trejo y Dirzo (2002) ubican a Los Álamos como una zona de baja diversidad florística y Cué-Bär y colaboradores (2006) no consideran la región como zonas prioritarias para la conservación, es importante tomar en cuenta que Sonora y Sinaloa tienen las extensiones más grandes de selva (Cué-Bär *et al.* 2006) y en el caso de Los Álamos aún son grandes los parches continuos de selva, con superficies aún más grandes que las reportadas para los municipios de Michoacán (Bocco *et al.* 2001) y para el estado de Morelos (Trejo y Dirzo 2001).

7. Conclusiones.

El análisis y monitoreo constante de la deforestación en México es primordial para el mantenimiento de ecosistemas funcionales y sus consiguientes servicios ambientales. En el caso específico de la selva baja caducifolia, debemos considerar su importancia en cuanto a endemismos y el papel ecológico que desempeña, al ser parte de la transición de las zonas más áridas hacia los bosques templados, fungiendo como fuente de recursos para un grupo importante de vertebrados e invertebrados en la época más húmeda. La deforestación de la selva baja caducifolia en los municipios de Los Álamos y El Fuerte, en el Noroeste del Pacífico Mexicano, durante el periodo de 1986 a 2006 fue de gran magnitud a pesar de disminuir hacia los últimos años. La práctica ganadera es el conductor más importante en el área, y responde generalmente a situaciones externas a los municipios. Aunque el cambio histórico y el cambio simulado representen correctamente

las tendencias, en cuanto a cantidad de cambio, que se han presentado hasta el 2006, deberíamos considerar la reacción del sector ganadero al alza en los precios de los granos, lo cual limita su capacidad de extensión.

Aunque las simulaciones presentan un valor bajo de exactitud en cuanto a la localización del cambio, existe una estrecha relación entre la deforestación de la Selva Baja Caducifolia y el acceso al terreno favorecido por los caminos. Esta situación nos permiten enfocar nuestros esfuerzos a las clases con mayor cambio: la selva baja caducifolia y los pastizales, ubicando los sitios prioritarios donde los municipios son vulnerables al cambio, principalmente las inmediaciones de los caminos y de los parches establecidos de Pastizales que muestran expansión. Este patrón continuara fragmentando los parches remanentes de selva y consolidando grandes extensiones de pastizales y agricultura, limitando la capacidad de resiliencia del ecosistema, disminuyendo la biodiversidad y limitando los servicios que este presta a la población.

Existe una marcada diferencia entre las actividades económicas en ambos municipios como consecuencia de un desarrollo histórico, las condiciones físicas predominantes y la integración a los diferentes mercados regionales. Esta diferencia ha promovido diferencialmente los CCUS, favoreciendo la actividad ganadera en Los Álamos y la actividad agrícola en El Fuerte. Debido a esto es necesario incorporar más variables de corte económico y social al proceso de modelación, tales como la distancia a mercados, ingresos por familia y distribución de la población económicamente activa por actividad.

El estudio de la deforestación a través del CCUS debe ser una prioridad para las instancias gubernamentales, pues no solo permite analizar los recursos forestales, si no también observar las tendencias del crecimiento de los diferentes usos de suelo. Es necesario tener una visión de la estructura de los usos de suelo y coberturas para tomar mejores decisiones de planeación territorial. Si bien la planeación del territorio es una

responsabilidad concurrente de los tres niveles de gobierno, es el nivel municipal donde debemos fortalecer la planeación y coordinación entre las instancias gubernamentales, sociedad y empresas, desde una perspectiva de desarrollo local.

Aunque la clasificación y el proceso de modelado se encuentran limitados por los insumos y las características propias de las técnicas, nos ofrecen un panorama general de la relación de las variables y las tendencias del cambio. Al siguiente paso sería implementar un monitoreo constante de los CCUS, mejorar la información disponible a nivel local, ampliar el rango de variables utilizadas principalmente políticas y económicas y finalmente implementar modelos más robustos y exactos. Dada la disminución de las tasas de cambio hacia el 2006 en esta y otras zonas, es pertinente estudiar la efectividad de las políticas ambientales y económicas, en el caso de Los Álamos la importancia de la reserva ecológica y a nivel regional los impactos del TLC en la competitividad de las actividades agrícolas y ganaderas. Es importante apoyar estas dos últimas actividades a través de paquetes tecnológicos mejorando la calidad del producto y diversificando la actividad, regulando la expansión hacia nuevas tierras.

Por otro lado, cada ecosistema posee una estructura espacial propia donde existen interacciones complejas que incorporan variables biofísicas, además de diversos factores sociales, culturales, económicos y políticos y que generan heterogeneidad espacial, lo cual dificulta la planeación del uso del suelo. Por lo tanto, la implementación y mejora de los modelos de autómatas celulares y las redes neuronales pueden proveer criterios para predecir con exactitud el cambio y planificar espacialmente la dinámica de los cambios de uso del suelo, lo cual es fundamental como un instrumento de la planificación territorial.

8. Bibliografía.

- Agarwal, C., Green, G.M., Grove, J.M., Evans, T.P., Schweik, C.M. 2002. A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice. Gen. Tech. Rep. NE-297. Newton Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station.
- Arroyo-Mora, J.P., Sánchez-Azofeifa, G.A., Rivard, B., Calvo, J.C. y Janzen, D.H. 2004. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 106(1): 27-39.
- Aitkenhead, M.J., Mustard, M.J. y McDonald, A.J.S. 2004. Using neural networks to predict spatial structure in ecological systems. *Ecological Modelling*. 179: 393-403.
- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C. e Islas, A. 2002. Patters of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science*. 13(2):145-58.
- Bell, E.J. e Hinojosa, R.C. 1977. Markov analysis of land use change: continuous time and stationary process. *Socio-Economic Planning Sciences*. 11:13-17.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Maserá, O. 2001. La dinámica del cambio de uso de suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*. 44:18-38.
- Brady, N.C. y Weil, R.R. 1996. *The Nature and properties of soils*. Prentice Hall. N.J. E.U. 639p.
- Brown, D., Walker, R., Manson, S. and Seto, K. 2004. Modeling Land Use and Land Cover Change. En: Gutman, G., Janetos, A. C., Justice, C. O., Moran, E. F., Mustard, J. F., Rindfuss, R. R., Skole, D. L., Turner, B. L., and Cochrane, M. A., (Eds.). *Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*. Capítulo 23. New York: Springer.
- Brown, S., Hall, M., Andrasko, K., Ruiz, F., Marzoli, W. y Guerrero, G. 2007. Baselines for Land-Use Change in the Tropics: Application to Avoided Deforestation Projects. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 12(6):1001-1026.
- Bullock, S.H. 1995. Plant reproduction in neotropical dry forests. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press. 277-296 pp.
- Burgos, A. y Maass, J.M. 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of western Mexico. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 104(3): 475-481.
- Burgui, M., Hersperger, A. y Schneeberger, N. 2004. Driving forces of landscape change. Current and new directions. *Landscape Ecology* 19: 857-868.
- Castillo-Santiago, M.A., Hellier, A., Tipper, R. y de Jong, B.H.J. 2007. Carbon emissions from land-use change: an analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Changes*. 12:1213-1235.

- Chowdhury, R.R. 2006. Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholders deforestation in land parcels. *Applied Geography*. 26:129-152.
- Çınlar, E. 1975. Introduction to stochastic process. Prentice Hall. Englewoods. (Citado en Rovainen 1996)
- Corona Núñez, R.O. 2008. 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. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Cué-Bär, E.M., Villaseñor, J.M. y Monrroe, J.J., Ibarra-Manríquez, G. 2006. Identifying priority areas for conservation in Mexican tropical deciduous forest based on tree species. *Interciencia*. 31(10):712-719.
- Cuevas, G. y Mas, J.F. 2008. Land use scenarios a communication tool with local communities. En: Paegelow, M. y Camacho-Olmedo, M.T. (Eds.) *Modelling Environmental Dynamics*. Springer. 223-246p.
- Daily, G.C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, BO., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, KG., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., y Walker, B. 2000. The Value of Nature and the Nature of Value. *Science*. 289:395-396.
- Dajoz, R. 2002. Tratado de Ecología. Mundi-prensa Libros. 2da Edición. España. 600p.
- Dale, V.H., O'Neil, R.V., Southworth, F. y Pedlowski, M. 1994. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonia settlement of Rondônia. *Conservation Biology*. 8:196-206.
- De Almeida C.M. y Gleriani, J.M. 2005. Cellular automata and neural networks as a modelling framework for the simulation of urban land use change. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE. Goiânia, Brasil. 3697-3705 p.
- De Ita, C., Sarukhán, J., y Maass, J. M. 1991. Land-Use Patterns on a Tropical Deciduous Forest Ecosystem on the Pacific Coast of Jalisco, Mexico. Trabajo sin publicar (Citado en Masera *et al.* 1997).
- Deininger, K.W. y Minten, B. 1999. Poverty, Policies and Deforestation: The Case of Mexico. *Economic Development and Cultural Change*. 47(2):313-342.
- Dirzo, R. y García, M.C. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology*. 6:84-90.
- Durand, L. y Lazos, E. 2004. Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta, Southern Mexico. *Environmental Conservation*. 31(1):11-21.

- Eastman, J.R. 2006a. IDRISI Andes. Tutorial. Clark Labs. Clark University. Worcester, Massachusetts.
- Eastman, J.R. 2006b. IDRISI Andes. Manual. Clark Labs. Clark University. Worcester, Massachusetts.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34:487-515.
- OAA. 1995. Forest resources assessment 1990. Global Synthesis. OAA, Roma.
- Fearnside, P.M. 2000. Global Warming and Tropical Land-Use Change: Greenhouse Gas Emissions from Biomass Burning, Decomposition and Soils in Forest Conversion and Shifting, Cultivation and Secondary Vegetation. *Climatic Change*. 46:115-158.
- Flamenco-Sandoval, A. 2007. Dinámica y escenarios sobre los procesos de cambio de cobertura y uso del terreno en el sureste de México: El caso de la selva el Ocote, Chiapas. Tesis para obtener el grado de doctor en ciencias. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Flamenco-Sandoval, A., Martínez R., M. y Masera, O.R. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for a conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation*. 138:131-145.
- Flores, O. y Gerez., P. 1994. Conservación en México: Síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso de suelo. CONABIO, UNAM. México, D.F.
- Freeman, J.A. y Skapura, D.M. 1993. Redes Neuronales. Algoritmos, aplicaciones y técnicas de programación. Addison-Wesley. Delaware, E.U.A. 431p.
- Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*. 10(3):133-142.
- Forman, R.T.T. y Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*. 31:733-740.
- Galicia, L., Zarco-Arista, A.E. Mendoza-Robles, K.I., Palacio-Prieto, J.L. y García-Romero, A. 2008. Land use/Land cover change, landforms and fragmentation patterns in a tropical deciduous forest in southern Pacific, Mexico. *Singapore Journal of tropical Geography*. 29(2):137-154.
- García-Romero, A., Oropeza-Orozco, O. y Galicia-Sarmiento, L. 2005. Land-use systems and resilience of tropical rain forests in the Tehuantepec Isthmus, Mexico. *Environmental Management*. 34(6):768-785.
- Geist, H.J. y Lambin, E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*. 52(2): 143-150.
- Geoghegan, J., Cortina-Villar, S., Klepeis, P., Macario-Mendoza, P., Ogneva-Himmelberger, Y., Chowdhury, R.R., Turner II, B.L. y Vance, C. 2001. Modeling tropical deforestation in the

- southern Yucatán peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 85:25-46.
- González, F.M. 2003. Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación. Instituto Nacional de Ecología – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Guevara Sanguinés, A. 2001. Inversión ambiental y abatimiento de la pobreza: Evaluación económica y consideraciones de política pública. El caso del sur de Sonora. En: Muñoz Villareal, C. y González Martínez, A.C., (Eds.). *Economía, sociedad y medio ambiente. Reflexiones y avances hacia un desarrollo sustentable en México*. Semarnat, México. Pp 243-268.
- H. Ayuntamiento Municipal El Fuerte. 2005. Plan municipal de desarrollo del Municipio “El Fuerte” 2005-2007. Sinaloa.
- Hall, C.A.S., Tian, H., Qi, Y., Pontius, G. y Cornell, J. 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land-use change. *Journal of Biogeography*. 22: 753-757.
- Hernández, C.G. 2005. Diagnóstico de la vegetación y el cambio de uso del suelo mediante el análisis de imágenes de satélite en el Municipio de Álamos, Sonora. Tesis para obtener el grado de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México.
- Miranda, F. y Hernández, X.E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 28:29-179
- Holdridge, L.R. 1967. *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center. San José, Costa Rica. 206p.
- Houet, T. y Hubert-Moy, L. 2006. Modelling and projecting land-use and land-cover changes with a Cellular Automaton in considering landscape trajectories: An improvement for simulation of plausible future states. *EARSeL eProceedings*, 5(1):63-76.
- Houghton, R.A. 1994. The Worldwide Extent of Land-use Change. *Bioscience*. 44(5):305-313.
- IDRISI Andes. Versión 15. Clark Labs.
- INAFED. 2006. Sistema de información municipal. Versión 7 para PC. Secretaria de Gobernación.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1992. XI Censo general de población y vivienda 1990. INEGI. Ciudad de México.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1994. VII Censo Agrícola-Ganadero, 1991. INEGI. Ciudad de México.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 1996. Conteo de población y vivienda 1995. INEGI. Ciudad de México.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2001. XII Censo general de población y vivienda 2000. INEGI. Ciudad de México.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2006. II Conteo de población y vivienda. México y sus municipios 2005. INEGI. Ciudad de México.

- Janzen, D.H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 75(1):105-116.
- Jha, C.S., Goparaju, L., Tripathi, A., Gharai, B., Raghubanshi, A.S. y Singh, J.S. 2005. Forest fragmentation and its impacts on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation*. 14:1681-1698.
- Jules, E.S. y Shahani, P. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science*. 14:459-464.
- Kaimowitz, D. y Angelsen A. 1998. Economic models of tropical deforestation. A review. Center for International Forestry Research. Jakarta.
- Kauffman, J.B., Steele, M.D., Cummings, D.L., Jaramillo, V.J. 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 176:1-12.
- Kerr, S., Pfaff, A.S.P, Cavatassi, R., Davis, B., Lipper, L., Sanchez, A. y Timmins, J. 2004. Effects of poverty on deforestation: Distinguishing behavior from location. (ESA working paper 04-19). Agricultural and Development Economics Division of the Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Kolb, A. y Dieckmann, M. 2004. Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plan species. *Journal of Vegetation Science*. 15:199-208.
- Lambin, E.F. 1995. The role of remote sensing in models of deforestation processes. *Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS '95, Florence*. pp. 1542-1544.
- Lambin, E.F. y Ehlich, D. 1997. The identification of tropical deforestation fronts at broad spatial scales. *International Journal of Remote Sensing*. 18 (17): 3551-3568.
- Lambin, E.F., Turner B.L. y Geist H.J. 2001. The causes of land-use and landcover change: Moving beyond myths. *Global Environmental Change*. 11:261-269.
- Lambin, E.F., Geist, H.J. y Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environmental Resources*. 28:205-241.
- Lambin, E.F. 2004. Modelling Land-use Change. En: Wainwright, J. y Mulligan, M., (Eds.). *Environmental modelling: Finding simplicity in complexity*. Wiley. 245-253pp.
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M. y Duhau, E. 2001. Predicting Land-cover and Land-use change in the urban fringe. A Case in Morelia City, Mexico. *Landscape and Urban Planning*. 55:271-285.
- Mank, H. 2005. Examination of land use and land cover change in North Korea. En: Milanova, E., Himiyama, Y. y Bicik, I. *Understanding land use and land use change in a global and regional context*. Science Publishers. New Hamshire

- Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A. y Maass, M. 2000. Structure and functioning of tropical deciduous forest in western Mexico. En: Robichaux, R.H. y Yetman, D.A. (Eds.). *The tropical Deciduous Forest of Los Alamos*. University of Arizona Press. 19-35 pp.
- Martínez Martínez, P. 1995. Federalismo y Gobierno Local. Gestión y estrategia. *Revista Electrónica*. Número 8. Departamento de Administración. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Maass, J.M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R., y Sarukhán, J. 2005. Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*. 10(1): 17. URL: [<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/>]
- Mas, J.F., Soriani, V. y Álvarez, R. 1996. Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación. *Investigaciones Geográficas Boletín*. Número especial 5:43-57.
- Mas, J.F., Puig, H., Palacio, J. L. y Sosa, A. 2003. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling Software*. Vol. 19. Nº 5. pp. 461-471.
- Mas, J.F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J.R., 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.R., Ordoñez, M.J. y Dirzo, R. 1997. Carbon emissions from Mexican forest: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35: 265-295.
- McArthur, R.H. y Wilson, E.O. 2001. *The Theory of Biogeography of Islands*. 2da. Edición. Princeton.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. y Ene., E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. University of Massachusetts. URL: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html]
- Millennium Ecosystem Assessment. 2007. *Ecosystems and human well-being*. Vol. 1 y 2. Island Press. En red: <http://www.millenniumassessment.org/en/Global.aspx>
- Miller, J.R., Turner, M.G., Smithwick, E.A.H., Dent C.L. y Stanley, E.H. 2004. Spatial extrapolation: the science of predicting ecological patterns and processes. *Bioscience*. 54(4): 310-320.
- Miranda, F. y Hernández, E.X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 28:29-179.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. y Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33:491-505.

- Mulligan, M. y Wainwright, J. 2004. Modelling and Model Building. En: Wainwright, J. y Mulligan, M., (Eds.). Environmental modelling: Finding simplicity in complexity. Wiley. 245-253pp.
- Murphy, P.G. y Lugo, A.E. 1986. Ecology of the Topical Dry Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17:67-88.
- Murphy, P.G. y Lugo, A.E. 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press. 9-34 pp.
- Nagendra, H., Munroe, D.K. y Southworth, J. 2004. From patterns to process: landscape fragmentation and the analysis land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 101:111-115.
- Nguyen Van, P. y Azomahou, T. 2005. Nonlinearities and heterogeneity in environmental quality: an empirical analysis of deforestation. THEMA, CNRS and Université de Cergy–Pontoise. BETA, Université Louis Pasteur–Strasbourg. URL: [<http://thema.u-paris10.fr/papers/DT/2005-13Nguyen.pdf>]
- Ochoa-Gaona, S. y González-Espinosa, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography*. 20:17-42
- Palacio Prieto, J.L., Gerardo, B., Velásquez, A., Maass, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna González, L., Gómez Rodríguez, G., López García, J., Palma Muñoz, M., Trejo Vázquez, I., Peralta Higuera, A., Prado Molina, J., Rodríguez Aguilar, A., Mayorga Saucedo, R. y González Medrano, 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.
- Pickett, S. T. A y Cadenasso, M. L. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*. 269(5222):331-334.
- Pijanowski, B.C., Brown, D.G., Shellito, B.A. y Manik, G.A. 2002. Using neural networks and GIS to forecast land use changes: a Land Transformation Model. *Computers, Environment and Urban Systems*. 26(6):553-575.
- Pimm S.L. y Raven, P. 2000. Extinction by Numbers. *Nature*. 403:843-845.
- Pontius, R.G. 2000. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 66(8):1011-1016.
- Pontius, R.G. 2001. Land-cover model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 85:239-248.
- Pontius, R.G. 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.G., Shusas, E. y McEachern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 101:251-268.
- Pontius, R.G. y Malanson, J. 2005. Comparison of the structure and accuracy of two land change models. *International Journal of Geographical Information Science*. 19(2): 243-265.
- 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*. 82(4):198-207.
- Poyatos, R., Latron, J. y Llorens, P. 2003. Land-use-and Land-cover change alter agricultural abandonment. The case of a Mediterranean mountain area (Catalan Prepyrenees). *Mountain Research and Development*. 23(4):52-58.
- Pronatura. Citado 2009. Proyecto Bandera: Iniciativa para la conservación de la Sierra de Álamos – Río Cuchujaquí. URL: http://www.pronatura-noroeste.org/sierra_alamos.php
- Puyravaud, J.P. 2003. Standardizing the calculations of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*. 177:593-596.
- Qi, L., Lixin, L., Juan, D., Guoxia, W. 2001. Environmental Effects of Land-Use Change in the Last 50 Years in Suizhou, Hubei Province, China. En: Milanova, E., Himiyama, Y. y Bicik, I. *Understanding land use and land use change in a global and regional context*. Science Publishers. New Hamshire.
- Rasul, G., Thapa, G.B., Zoebisch, M.A. 2004. Determinats of land-use changes in the Chittagong Hill tracks of Bangladesh. *Applied Geography*. 24:217-240.
- Rincón. E., Álvarez, A., González, G.D., Huante, P. y Hernández, A. 1999. Restauración de selvas bajas caducifolias. *Gaceta Ecológica*. 53:62-71.
- Rosenblatt, F. (1958). The perceptron: a probabilistic model for information storage and organization in the brain. *Psychological Review*, 65, 386–408. (Citado en Pijanowski *et al.* 2002).
- Rovainen, E. 1996. Analysis and standardization of transition matrices. En: OAA. *Forest Resources Assessment. Survey of tropical forest cover and study of change process*. OAA forestry paper 130. Anexo 7. 111-114p. Roma.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Editorial Limusa, S.A. de C.V. México.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. 14:3-21.
- Sánchez Crispín, A. y Propin Frejomil, E. 2001. Cambios en la orientación funcional de la ciudades medias del trópico Mexicano. *Cuadernos Geográficos*. 31:69-85.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*. 5(1):18-32.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2002. *Diagnostico de los Agostaderos en el estado de Sonora*. Coordinación general de ganadería, Comisión técnico consultiva de coeficientes de agostadero.

- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 1998. Diagnostico de la deforestación en México. Subsecretaría de Recursos Naturales. Dirección General Forestal México, D.F.
- Secretaría de Desarrollo Social del estado de Sonora (SEDESON). Citado en 2006. Indicadores Socioeconómicos del los municipios del estado de Sonora. URL: [http://www.sonora.gob.mx/portal/RunScript.asp?Page=269&p=ASP\Pg269.asp]
- Shneider, M.F. 2001. Habitat loss fragmentation and prey impact: Spatial implications for prey impact. *Journal of Applied Ecology*. 38:720-725.
- Shvidenko, A. Barber, C.V. y Persson, R. 2005. Forests and Woodland Systems. En: Gonzalez, P., Hassan, R., Lakyda, P., McCallum, I., Nilsson, S., Pulhin, J., Rosenburg, B.v. Scholes, B. (Autores). *Ecosystems and Human Well-being. Current State and Trends. Millennium Ecosystem Assessment*.
- Singh, R.B. y Mathur, A. 2001. Large -scale dams as drivers of land use/cover change in the tropical deciduous forests. A Case -Study of Sardar Sarovar Project (SSP), India. En: Singh, R.B., Fox, J. y Himiyama, Y. (Eds.). *Land Use and Cover Change*. Science Publishers, Inc. Enfield, New Hampshire, E.U. 139-153pp.
- Smith, C.A. 1991. Sistemas económicos regionales: modelos geográficos y problemas socioeconómicos combinados. 37-98pp. En: Pérez Herrero, P. (Comp.). *Región e Historia en México*. Instituto José María Luís Mora. Antologías Universitarias. México.
- Soares-Filho, B., Alentar, A., Nepstad, D., Cerqueira, D., Vera-Díaz, M.C., Rivero, S., Solórzano, L. y Voll, E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology*. 10(5):745-764.
- Spellerberg, I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 7(5):317-333.
- Spellerberg, I.F. 2002. Ecological effects of roads. Science Publiser Inc. 262p.
- Toledo, V.M., Carabias, J., Toledo, C. y González Pacheco, C. 1989. La producción rural en México: alternativas ecológicas. Fundación Universo XXI (Colección Medio Ambiente). No. 6. México
- Toledo, V.M. y Ordoñez, M. de J. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of terrestrial habitats. En: Ramamorthy, T.P., Bye, R.A., Lot, A. y Fa, J.E. (Eds.). *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. Oxxford University Press.
- Trejo, I. y Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*. 94:133-142.
- Trejo, I. y Dirzo, R. 2002. Floristic Diversity of the Mexican Seasonally Dry Tropical Forest. *Biodiversity and Conservation*. 11:2063-2084.

- Van Eetvelde, V. y Antrop, M. 2004. Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes – two examples from Southern France. *Landscape and Urban Planning*. 67:79-95.
- Vásquez-León, M. y Liverman, D. 2004. The Political Ecology of Land-Use Change: Affluent Ranchers and Destitute Farmers in the Mexican Municipio of Los Alamos. *Human Organization*. 63(1): 21-33.
- Vásquez-León, M., West, C.T. y Finan, T.J. 2003. A comparative assessment of climate vulnerability: Agriculture and ranching on both sides of the US-Mexico border. *Global Environmental Change*. 13:159-173.
- Velázquez A., Mas, J.F. y Palacio, J.L. 2002. Land cover mapping to obtain a current profile of deforestation in México. *Unasylva* 210: 37-40.
- Veldkamp, A., y Lambin, E.F. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 85:1-6.
- Verburg P.H., Overmars, K.P., Huigen, M.G.A., De Groot, W.T. y Veldkamp, A. 2006. Analysis of the effects of land use change on protected areas on the Philippines. *Applied Geography*. 26:153-173.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. 277(5325):494-499.
- Watson, D.M. 2003. Long-term consequences of habitat fragmentation—highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biological Conservation* 111:283–303.

Anexo I.

Cuadro 19. Localidades según número de habitantes, número total de localidades y población total según

XI Censo General de Población y Vivienda 1990									Total de localidades	Población total
Localidades según número de habitantes										
	1-99	100-499	500-999	1000-1999	2000-2499	2500-4999	5000-9999	10000-14999		
El Fuerte	258	78	21	10	0	3	2	1	373	86074
Los Álamos	286	56	3	1	0	0	1	0	347	25564
Conteo de Población y Vivienda 1995										
El Fuerte	295	81	25	10	0	2	3	1	417	90182
Los Álamos	304	53	2	1	0	0	1	0	361	26075
XII Censo General de Población y Vivienda 2000										
El Fuerte	277	79	22	9	1	2	3	1	394	89515
Los Álamos	281	51	2	1	0	0	1	0	336	25152
Conteo de Población y Vivienda 2005										
El Fuerte	273	71	26	9	1	2	3	1	386	92585
Los Álamos	269	48	2	1	0	0	1	0	321	24493

Cuadro 20. Información del sector agropecuario. VII Censo Agrícola-Ganadero 1991.

	Superficie total (Ha)	Integrantes totales (personas)	Superficie agrícola (Ha)	Cultivos anuales (Ha)	Cultivos perennes (Ha)	Superficie sembrada (Ha)	Superficie de labor (Ha)	Superficie de bosque o selva (Ha)				
El Fuerte	164898.75	8713	79448.09	24210	6020.56	21908.1	80683.09	22				
Los Álamos	428970.86	4182	52664.63	109.25	21655.8	16783.78	56687.63	25471.57				
Producción del sector agrícola. Toneladas por cultivo												
	Sorgo	Soya	Ajonjolí	Algodón	Arroz	Avena	Cártamo	Cebada	Fríjol	Garbanzo	Maíz	Trigo
El Fuerte	5692.17	30802.5	2071.25	123.3	49	18	2423.21	2563.93	10679	8370.94	36892.4	43076.3
Los Álamos	2558.39	18	1302.97	101	0	18	0	0	311.8	0	1637.39	327.14
	Unidades de producción	Total de existencias (cabezas)	Unidades sólo de pastoreo	Cabezas sólo de pastoreo	Unidades de estabulado	Cabezas estabulado	Unidades de semi-estabulado	Cabezas semi-estabulado	Pastor natural, agostadero o enmontada (Ha)			
El Fuerte	2150	57708	1619	30877	183	14859	499	11972	127208.93			
Los Álamos	2093	70835	2008	66789	59	816	98	3230	388641.75			

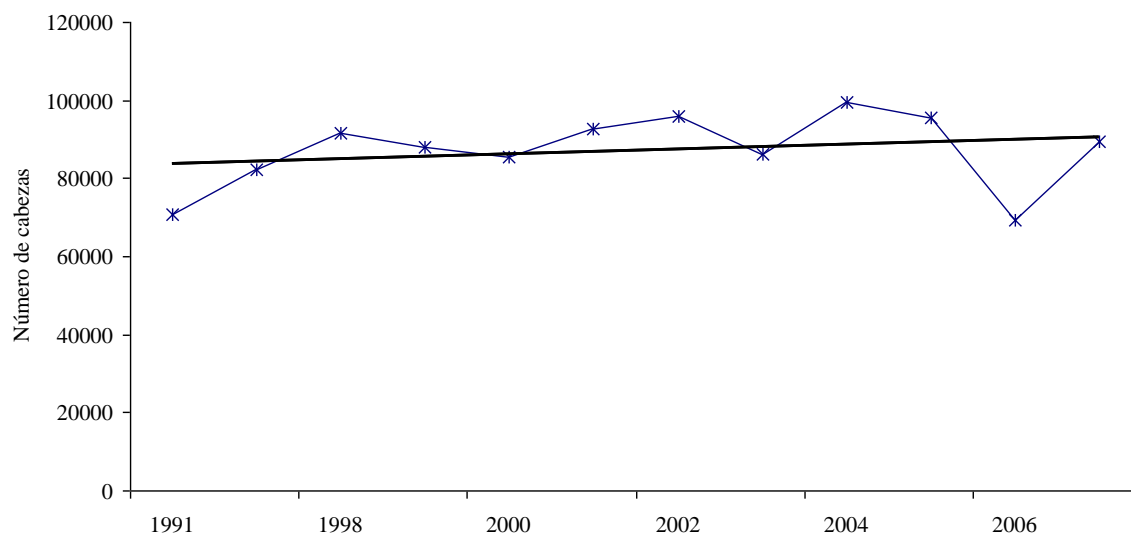


Figura 25. Número de cabezas de ganado vacuno de 1991 a 2007, Los Álamos Fuente: VII Censo Agrícola-Ganadero 1991 y Censos ganaderos SAGARHPA 1997-2007.

Cuadro 21. Matrices de cambio de cobertura y uso de suelo para el periodo 1986-2006 en ambos municipios.

	SBC	SBE	MS	BT	PZ	AT	AR	AU	CA	
<i>Los Álamos</i>										Total 1986
SBC	359 495	284.49	11.18	-	368.16	131.10	-	0.66	-	439 054
SBE	-	121.41	53.53	-	79.60	10.09	-	-	-	264.63
MS	-	2.88	34.45	-	123.02	9.03	27.26	-	-	196.64
BT	35.56	-	-	662.88	18.16	16.24	-	-	-	732.84
PZ	-	-	-	-	285.63	10.42	3.49	1.50	-	301.04
AT	-	-	-	-	234.52	241.42	2.32	1.00	-	479.26
AR	-	-	-	-	-	0.74	3.46	-	-	4.20
AU	-	-	-	-	-	-	-	1.46	-	1.46
CA	-	-	-	-	-	-	-	-	64.97	64.97
<i>Total 2006</i>	3630.51	408.78	99.16	662.88	1109.09	419.04	36.53	4.62	64.97	6435.58
<i>El Fuerte</i>										Total 1986
SBC	1406.52	231.52	1.19	-	71.66	82.95	0.54	0.47	-	1794.85
SBE	-	323.29	9.51	-	67.71	6.17	22.23	0.68	-	429.59
MS	-	1.17	469.53	-	74.29	96.57	35.05	0.98	-	677.59
PZ	-	-	-	-	173.72	11.13	34.31	1.43	-	220.59
AT	-	-	-	-	15.75	276.46	9.36	0.40	-	301.97
AR	-	-	-	-	1.31	0.77	661.02	3.66	-	666.76
AU	-	-	-	-	-	-	-	12.36	-	12.36
CA	-	-	-	-	-	-	-	-	85.88	85.88
<i>Total 2006</i>	1406.52	555.98	480.23	-	404.44	474.05	762.51	19.98	85.88	4189.59

Cuadro 22. Índices de fragmentación para el municipio de Los Álamos y El Fuerte por clase. NP: Número de parches; DP: Densidad de parches; ED: Densidad del Borde; LSI: Índice de forma del Paisaje; GY: Radio de giro; SHP: Índice de forma; IJI: Índice de intercalación y yuxtaposición.

	Área Total (ha)	NP	DP	LSI	Área (min)	Área (\bar{X})	Área (max)	IJI
Los Álamos	643558							
1986		246	0.04	14.67	1	2616.09	409431	52.52
1992		256	0.04	15.97	1	2513.90	391545	52.57
2000		266	0.04	17.48	1	2419.39	206523	57.33
2006		273	0.04	17.95	1	2357.37	200909	56.85
2006 <i>simulado</i>		6591	0.52	24.00	1	97.64	187295	62.09
2030 <i>simulado</i>		9976	0.78	32.69	1	64.51	196271	51.67
El Fuerte	418959							
1986		265	0.06	13.77	1	1580.98	138369	80.43
1992		278	0.07	15.00	1	1507.05	136465	80.10
2000		253	0.06	14.55	1	1655.96	2.13	80.14
2006		276	0.07	14.97	1	1517.97	2.10	81.18
2006 <i>simulado</i>		3211	0.45	19.60	1	130.37	103562	75.00
		6033	0.85	28.53	1	69.44	196270	69.02

Cuadro 23. Índices de fragmentación para el municipio de Los Álamos y El Fuerte por clase. NP: Número de parches; DP: Densidad de parches; ED: Densidad del Borde; LSI: Índice de forma del Paisaje; GY: Radio de giro; SHP: Índice de forma; IJI: Índice de intercalación y yuxtaposición.

Clase	Los Álamos							El Fuerte						
	Área Total	Área (%)	NP	LSI	Área (min.)	Área (\bar{X})	Área (máx.)	Área Total	Área (%)	NP	LSI	Área (min.)	Área (\bar{X})	Área (máx.)
SBC	439054	68.22	20	14.45	2	21952.7	409431	179485	42.84	23	9.31	1	7803.70	138369
SE	26463	4.11	6	6.22	118	4410.50	11487	42959	10.25	13	8.69	155	3304.54	16589
MS	19664	3.06	4	5.69	337	4916	18421	67759	16.17	28	9.10	1	2419.96	59056
BT	73284	11.39	21	8.80	24	3489.71	27786	-	-	-	-	-	-	-
PZ	30104	4.68	87	17.63	2	346.02	3524	22059	5.27	55	14.40	1	401.07	2727
AT	47926	7.45	101	20.05	1	474.51	15671	30197	7.21	76	17.91	1	397.33	3462
AR	420	0.07	2	3.71	74	210	346	66676	15.91	8	6.79	37	8334.50	33780
AU	146	0.02	2	2.48	60	73	86	1236	0.30	20	6.01	7	61.80	200
CA	6497	1.01	3	6.45	1	2165.67	6431	8588	2.05	42	12.19	1	204.48	4260
SBC	421638	65.52	37	15.98	1	11395.62	391545	170217	40.63	30	10.19	1	5673.90	136465
SE	22528	3.50	15	7.07	2	1501.87	8905	46396	11.07	15	9.75	34	3093.07	16450
MS	17327	2.69	6	6.67	12	2887.83	15545	62942	15.02	36	10.22	8	1748.39	51788
BT	73284	11.39	21	8.80	24	3489.71	27786	-	-	-	-	-	-	-
PZ	66685	10.36	89	18.28	2	749.27	18202	26124	6.24	59	15.46	1	442.78	2724
AT	35033	5.44	81	20.78	1	432.51	5336	36532	8.72	67	18.66	1	545.25	3908
AR	420	0.07	2	3.71	74	210	346	66909	15.97	9	6.86	14	7434.33	33786
AU	146	0.02	2	2.48	60	73	86	1251	0.30	20	6.08	7	62.55	200
CA	6497	1.01	3	6.45	1	2165.67	6431	8588	2.05	42	12.19	1	204.48	4260
SBC	367829	57.16	52	16.70	1	7073.63	206523	141157	33.69	38	9.47	1	3714.66	122628
SE	41972	6.52	29	11.03	1	1447.31	10742	58876	14.05	10	10.07	3	5887.60	21781
MS	10547	1.64	11	5.51	99	958.82	7057	48998	11.70	36	8.52	8	1361.06	40596
BT	66455	10.33	20	9.28	24	3322.75	27172	-	-	-	-	-	-	-
PZ	105432	16.38	80	19.20	1	1317.90	27901	36423	8.69	47	14.05	1	774.96	5413
AT	41075	6.38	64	19.75	1	641.80	11952	48053	11.47	53	16.03	1	906.66	12384
AR	3338	0.52	3	3.22	174	1112.67	2818	75237	17.96	5	7.27	14	15047.4	35320
AU	413	0.06	4	3	15	103.25	302	1627	0.39	22	6.49	7	73.95	267
CA	6497	1.01	3	6.45	1	2165.67	6431	8588	2.05	42	12.19	1	204.48	4260
SBC	363055	56.41	56	17.30	1	6483.13	200909	140652	33.57	40	9.56	1	3516.30	121186
SE	40878	6.35	30	11.32	1	1362.60	10273	55598	13.27	15	10.51	1	3706.53	18941
MS	9916	1.54	12	5.75	99	826.33	4011	48023	11.46	36	8.66	8	1333.97	40001
BT	66288	10.30	20	9.24	24	3314.40	27172	-	-	-	-	-	-	-
PZ	110909	17.23	83	19.95	1	1336.25	33155	40444	9.65	58	15.14	1	697.31	6096
AT	41904	6.51	62	19.60	1	675.87	13503	47405	11.31	54	16.13	1	877.87	12499
AR	3653	0.57	3	3.12	217	1217.67	3090	76251	18.20	5	7.37	14	15250.2	35412
AU	462	0.07	4	3.16	20	115.50	344	1998	0.48	26	7.14	1	76.85	322
CA	6497	1.01	3	6.45	1	2165.67	6431	8588	2.05	42	12.19	1	204.48	4260