



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

Análisis de la deforestación, fragmentación y cambio de uso de suelo en los bosques del Altiplano Central de Chiapas, México.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:
GABRIELA MORALES LUQUE

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento
Instituto de Geografía, UNAM

COMITÉ TUTOR: Dra. Julieta Benítez Malvido
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM
Dra. Marcia Leticia Durand Smith
Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM

MÉXICO, D.F. NOVIEMBRE, 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

Análisis de la deforestación, fragmentación y cambio de uso de suelo en los bosques del Altiplano Central de Chiapas, México.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:
GABRIELA MORALES LUQUE

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento
Instituto de Geografía, UNAM

COMITÉ TUTOR: Dra. Julieta Benítez Malvido
Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM
Dra. Marcia Leticia Durand Smith
Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM

MÉXICO, D.F. NOVIEMBRE, 2013

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión de subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 26 de agosto del presente, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **Maestra en Ciencias Biológicas** de la alumna **Morales Luque Gabriela** con número de cuenta 302501131 con la tesis titulada "**Análisis de la deforestación, fragmentación y cambio de uso de suelo en los bosques del Altiplano Central de Chiapas, México**", realizada bajo la dirección del **Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento**:

Presidente: Dra. Luciana Porter Bolland
Vocal: Dr. Roberto Bonifaz Alfonso
Secretario: Dra. Marcia Leticia Durand Smith
Suplente: Dra. Alicia Castillo Álvarez
Suplente: Dra. Julieta Benítez Malvido

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 28 de octubre de 2013.

M. del Coro Arizmendi

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente de la interesada

AGRADECIMIENTOS

Al POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS, UNAM.

Al **CONACyT**: Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada durante mis estudios de maestría.

A **CONACyT** y **PAEP** (Programa de Apoyo para Estudios de Posgrado) por los apoyos económicos para asistir a las estancias de investigación en El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) unidad San Cristóbal y en la Universidad de Sídney (UNSID), Sídney, Australia.

A los siguientes proyectos y sus responsables por el apoyo para trabajo de campo:

PROYECTO IN105712: Respuesta del ciclo de carbono al cambio de uso de suelo y manejo forestal en paisajes de bosques templados. Periodo: Enero de 2012 a Diciembre de 2014. Financiado por la Dirección General de Apoyo a Proyectos Académicos (DGAPA-PAPIIT).

A LOS MIEMBROS DEL COMITÉ TUTORAL:

Dra. Julieta Benítez Malvido

Dra. Marcia Leticia Durand Smith

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

A mi tutor el Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento y los miembros del jurado: la Dra. Julieta Benítez Malvido, la Dra. Alicia Castillo, la Dra. Marcia Leticia Durand Smith, La Dra. Luciana Porter Bolland y al Dr. Roberto Bonifaz Alfonzo por su apoyo en la revisión y escritura de la tesis.

A la Dra. Silke Cram Heydrich por sus comentarios y sugerencias para mi proyecto de maestría, que ayudaron significativamente al mejoramiento de este trabajo.

A la Dra. Melanie Kolb por sus sugerencias y apoyo en los Sistemas de Información Geográfica.

A la M. en C. Alba Esmeralda Zarco Arista por su ayuda con el análisis de fragmentación del paisaje.

A la Dra. Ann Grant, revisora y asesora y cuyos comentarios ayudaron en la realización de este trabajo.

Al Dr. Roberto Bonifaz Alfonzo por su asesoría en los análisis de información geográfica, comentarios y sugerencias en este trabajo.

Al Dr. Luis Bernardo Vázquez Hernández por su generoso apoyo durante la totalidad de mi estancia de investigación en ECOSUR-unidad San Cristóbal.

A todos los investigadores que me brindaron información y asesoría acerca de Chiapas, su historia, ecología e información geográfica: de ECOSUR-unidad San Cristóbal el Dr. Mario Gonzáles Espinosa, Dr. Carlos Villar Cortina, Dr. Neptalí Ramírez Marcial, Dr. Luis García Barrios, Dr. José Nahed Toral, Dr. Miguel Ángel Castillo Santiago. Del Programa de Investigaciones Multidisciplinarias sobre Mesoamérica y el Sureste (PROIMMSE) el Dr. Gabriel Ascencio Franco; del Colegio de México (COLMEX) el Dr. Juan Pedro Viqueira Albán.

Al Dr. Inakwu O.A. Odeh por apoyo y asesoría durante mi estancia de investigación en la Universidad de Sídney, Australia, y por impulsar este trabajo al máximo.

ÍNDICE

Resumen.....	viii
Abstract.....	x
1. Introducción.....	- 12 -
1.1 Deforestación y cambio de uso de suelo	- 12 -
1.2 Transiciones sistemáticas y aleatorias	- 16 -
1.3 Los bosques del Altiplano Central de Chiapas: Caso de estudio	- 18 -
1.4 El proceso de ocupación y uso de suelo en Chiapas	- 22 -
1.4.1 El aumento de la población rural	- 24 -
1.4.2 Migración regional temporal.....	- 25 -
1.4.3 Arraigo a la tierra	- 26 -
1.4.4 Lento crecimiento urbano	- 29 -
1.5 Planteamiento del problema	- 30 -
2. Objetivos	- 32 -
3. Métodos	- 33 -
3.1 Área de estudio	- 33 -
3.1.1 El medio biofísico.....	- 36 -
3.1.2 Medio socioeconómico	- 39 -
3.1.3 Uso de suelo.....	- 41 -
3.2 Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo	- 45 -
3.2.1 Obtención de datos	- 45 -
3.2.2 Identificación espacial de cambios	- 46 -
2.3 Transiciones sistemáticas vs transiciones aleatorias.....	- 47 -
2.4 Cambios netos e intercambios	- 49 -
2.5 Fragmentación del paisaje: El bosque mesófilo de montaña y el bosque templado	- 50 -
4. Resultados	- 52 -
4.1 Identificación espacial de cambios.....	- 52 -

4.2 Análisis espacial de cambios netos, intercambios y transiciones	- 55 -
4.3 Transiciones sistemáticas	- 60 -
4.4 Fragmentación del bosque mesófilo de montaña y bosque templado	- 65 -
5. Discusión	- 72 -
5.1 Transiciones sistemáticas	- 72 -
5.1.1 Dinámica de cambio de uso de suelo del periodo 1993-2002	- 72 -
5.1.2 Dinámica de cambio de uso de suelo del periodo 2002-2007	- 78 -
5.2 Fragmentación del paisaje.....	- 82 -
6. Conclusiones y perspectivas	- 86 -
7. Bibliografía	- 89 -
8. ANEXO	- 98 -

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Regiones socioculturales de Chiapas.....	- 23 -
Figura 2. Localización del Altiplano Central de Chiapas, México.....	- 34 -
Figura 3. Tipos de clima del Altiplano Central de Chiapas de acuerdo a la clasificación de <i>Köppen</i> modificado por Enriqueta García (1998).....	- 35 -
Figura 4. Aptitud agrícola del Altiplano Central de Chiapas según las características básicas del tipo de suelo.....	37 -
Figura 5. Formas de aprovechamiento en el altiplano.....	- 43 -
Figura 6. Fragmentación, erosión y deforestación en el Altiplano Central de Chiapas.....	- 43 -
Figura 7. Tipos de vegetación y uso de suelo presentes en el Altiplano Central de Chiapas de acuerdo a la cartografía de INEGI durante los años 1993, 2002 y 2007.....	- 44 -
Figura 8. Cambio en área (%) para diferentes categorías de vegetación y uso de suelo de 1993 a 2007 en Chiapas, México.....	- 55 -
Figura 9. Mapas de ganancias, pérdidas y persistencia del bosque mesófilo de montaña, bosque mesófilo secundario, bosque templado y bosque templado secundario.....	- 58 -
Figura 10 Mapas de ganancias, pérdidas y persistencia de la selva alta, agricultura, ganadería y otras coberturas.....	- 59 -
Figura 11. Resumen gráfico de las principales transiciones sistemáticas de Altiplano central de Chiapas durante 1993-2002 y 2002-2007.....	- 64 -
Figura 12. Índices calculados a nivel clase en el Altiplano Central de Chiapas para 1993, 2002 y 2007. ...	- 66 -
Figura 13. Índices medidos a nivel parche comparando en rangos durante 1993, 2002 y 2007 para el bosque mesófilo de montaña y bosque templado.....	- 68 -
Figura 14. Tendencias en del porcentaje de la población masculina en Chiapas dedicada a actividades primarias.....	- 79 -

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Principales tipos de suelo presentes en el Altiplano Central de Chiapas y sus características de acuerdo a la FAO/UNESCO.....	- 38 -
Cuadro 2. Claves de la armonización de las categorías de vegetación y uso de suelo de de INEGI para los años 1993, 2002 y 2007.....	- 46 -
Cuadro 3. Ejemplo de matriz extendida general obtenida del cruce de mapas de dos fechas	- 48 -
Cuadro 4. Área (ha) y porcentaje de los tipos de vegetación y uso de suelo y sus tasas de cambio en el Altiplano central de Chiapas durante 1993-2007	- 54 -
Cuadro 5. Resumen de los cambios (%) observados en el paisaje durante 1993-2002.....	- 56 -
Cuadro 6. Resumen de los cambios (%) observados en el paisaje durante 2002-2007.....	- 56 -
Cuadro 7. Resumen de transiciones sistemáticas durante 1993-2002 según ganancia aleatoria	- 60 -
Cuadro 8. Resumen de transiciones sistemáticas durante 2002-2007 según ganancia aleatoria	- 62 -

Resumen

La deforestación, el cambio de uso de la tierra y la fragmentación son algunos de los factores responsables de las emisiones de carbono a la atmósfera: son contribuyentes activos al calentamiento global, responsables de la pérdida de la biodiversidad, y al mismo tiempo disminuyen la capacidad productiva del suelo. La deforestación y degradación forestal son resultado de relaciones complejas entre los aspectos sociales, económicos, ambientales y políticos, lo que vuelve difícil el hacer generalizaciones sobre las causas de la pérdida y degradación de los bosques para proponer estrategias acordes. Por lo tanto, el análisis de cambio de uso de suelo de las diferentes regiones debe considerar contextos específicos para su adecuada interpretación. Los objetivos del presente estudio fueron: observar los patrones espaciales de deforestación y cambio de uso de suelo en el Altiplano central de Chiapas, México e identificar las causas relacionadas a ellos bajo un contexto histórico y socioeconómico. Se analizaron los cambios de cobertura y uso de suelo de dos periodos contrastantes para la entidad: 1992-2002 y 2002-2007. Se realizó un análisis de fragmentación mediante índices métricos del paisaje para el bosque templado y el bosque mesófilo de montaña, que son importantes para la biodiversidad y economía de la población. Se identificaron las transiciones sistemáticas por medio de matrices de transición generadas a través del cruce de mapas, y se usó la persistencia para la generación de ganancias y pérdidas netas, cambio neto e intercambios de área (*i.e.*, *Swap*).

Los resultados indican que el bosque templado se encuentra más fragmentado que el mesófilo, presenta una mayor deforestación neta y ha sido reemplazado principalmente por la agricultura y en menor medida por la ganadería. El bosque mesófilo no ha perdido tanta cubierta vegetal ni se ha subdividido a la misma tasa que el bosque templado, pero se encuentra en estado crítico debido a la degradación ocurrida por el aprovechamiento forestal no maderable y los cultivos a la sombra. Aunque el bosque mesófilo no ha sido reemplazado de forma sistemática por ningún uso de suelo específico, sus características ecológicas se han perdido gradualmente por la perturbación de baja

intensidad y alta frecuencia. La selva alta fue reemplazada principalmente por pastizales para la ganadería extensiva, por lo que se le ha desmontado de forma total. La apertura de la frontera agrícola se ha expandido desde 1950 y acelerado después de 1970 debido a los créditos ganaderos promovidos por el gobierno federal. El uso de suelo dominante en el Altiplano de Chiapas es— gracias a su extensión—la agricultura, pero su expansión resultó más lenta que la de la ganadería en ambos periodos. La agricultura tiene un patrón cíclico de expansión y retroceso (*i.e.*, recuperación de vegetación), mientras que la ganadería tendió a permanecer en el paisaje con baja tasa de recuperación de bosque secundario o selva. Esta última duplicó su superficie durante 1993-2002. En ambos casos, la tasa de expansión fue menor durante 2002-2007 que durante 1993-2002. Las causas asociadas con la estabilidad de los uso de suelo y la aparente recuperación de los bosques son la migración interestatal e internacional, el abandono de parcelas debido a los bajos rendimientos de los cultivos, las fluctuaciones del mercado para los precios de productos agrícolas, la falta de empleos fuera del sector primario, el lento crecimiento de las ciudades y el crecimiento de la población rural. A pesar de la incipiente recuperación de la vegetación, debido a la falta de propuestas nuevas o de inversión para la optimización de la producción, se pronostica que la deforestación y degradación continúen en los fragmentos remanentes de bosques en el sitio de estudio; los cambios en la composición florística de los fragmentos con aparente recuperación de cubierta vegetal seguirán ocurriendo de no reestructurar el manejo forestal maderable.

Se concluyó que el bosque templado se encuentra fragmentado y en vías de cambiar su composición florística. El bosque mesófilo está siendo degradado y reemplazado por especies productivas. Deben reestructurarse las prácticas agroforestales para mantener los bosques en mejor estado de conservación y buscar alternativas de ingreso para los campesinos. De preferencia, deben darse apoyos en maquinaria y capacitación para impulsar la producción nacional. Se sugiere intensificar las prácticas agropecuarias para mejorar los rendimientos y más en las zonas de mayor deterioro como la región selva y la parte alta del Altiplano Central de Chiapas.

Abstract

Deforestation, land use change and landscape fragmentation are some of the main factors responsible for carbon emissions to the atmosphere. They actively contribute to global warming and are responsible for biodiversity loss; they also diminish yield capacity of soils. Deforestation and forest degradation are the result of complex relations between social, economic, political and environmental issues that make it difficult to generalize in regard to both causes of forest loss and degradation and suggestions on corresponding strategies. Therefore, in order to correctly interpret results, different regions must be interpreted under different, specific contexts. The aim of this study was to observe spatial patterns of deforestation and land use change in the Highlands of Chiapas, Mexico, and to identify related causes under its specific historical and socioeconomical context. Changes in land cover and land use were analyzed during two contrasting periods: 1993-2002 and 2002-2007. A fragmentation analysis was carried out by using metric fragmentation indices for temperate and cloud forest, both of which are important in terms of biodiversity and local economy. Systematic transitions were also identified by means of an extended transition matrix that was generated by post-classification comparison. Persistence was accounted for, for the calculus of net losses and net gains, overall net change and swap.

The results show that temperate forest was more fragmented than cloud forest. It had greater net deforestation and it was replaced mainly by cropland and to a lesser extent by livestock. Cloud forest had not lost as much cover nor was it fragmented to the same rate as temperate forest, nonetheless it remains in critical state given ecological degradation caused by timber-yielding forestry and shaded crops. Even though there were not found any land use-related systematic transitions for cloud forests, their ecological features have been gradually lost for low-intensity high-frequency disturbance. Tropical rainforest was replaced mainly by pasture for cattle ranching; hence it has been almost completely deforested. The aperture of the agricultural frontier has expanded since 1950 and more actively around 1970, given cattle credits and subsidies provided by

the federal government. Cropland is the dominant land use in the highland of Chiapas because of its area, but its expansion turned out to be slower than cattle ranching for both periods. Cropland has a cyclic pattern of expansion and setbacks (*i.e.*, vegetation recovery) while cattle ranching is inclined to remain in the landscape with little or no secondary succession for forest or rainforest. This land use doubled during 1993-2002 period. In both cases expansion rate was lower during 2002-2007 than 1993-2002. The associated causes of the slowing down of land use change and the apparent forest recovery are inter-state and international migration, plot abandonment given low yields, market fluctuating crop prices, lack of non-agricultural jobs, slow urban growth and increasing of rural population. In spite of the incipient recovery of vegetation, due to lack of new proposals or investment in production optimization, it is predicted that deforestation and degradation will continue in remaining fragments of forest in the study site, as well as changes in floristic composition where it has been secondary growth and external vegetation recovery.

In conclusion, temperate forest is fragmented and on its way to change its floristic composition. Cloud forest is degraded and has been replaced by commercial species. Agroforestry practices must be restructured to maintain current forest in their best possible condition for conservation and other income choices should be available for farmers. It is best to invest in equipment and technical training to foster national production. It is suggested to intensify agricultural practices in order to improve production yields, especially in more degraded areas such as tropical rainforest and the high mountains of the highlands of Chiapas.

1. Introducción

1.1 Deforestación y cambio de uso de suelo

A lo largo de la historia, las sociedades han transformado los ecosistemas en los que viven. Los cambios de cobertura y uso de suelo (CCUS) son parte de procesos históricos globales de transformación del paisaje que tienen consecuencias a varias escalas (Vitousek *et al.*, 1997). El CCUS genera impactos negativos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas para incrementar el desarrollo económico y la calidad de vida, pero a costa de la degradación de los ecosistemas (MEA, 2005). Dicha degradación es, con frecuencia, consecuencia de las acciones para cubrir necesidades de alimento, agua potable, madera, fibras y combustible. La degradación podría ser irreversible si no se contrarresta a través de cambios en políticas públicas y, consecuentemente, con control en las prácticas de manejo a escalas local y regional (MEA, 2005). Las consecuencias de la deforestación y cambio de uso de suelo son considerados un problema local y global, tanto por los gobiernos de los países como por instancias académicas y organizaciones no gubernamentales, y en consecuencia se han generado numerosos proyectos cuyo foco de estudio son regiones críticas de CCUS (Lambin *et al.*, 2001).

La mayor deforestación registrada a nivel mundial se concentra en regiones tropicales. Particularmente Latinoamérica, registra una de las tasas anuales de deforestación más altas del mundo: es de alrededor del -2.0% anual (1990-2000), lo que equivale a perder más de 4.5 millones de ha al año (FAO, 2009, FAO, 2010). En Asia y en el continente americano, los métodos tradicionales de cultivo han sido sustituidos principalmente por sistemas de monocultivo más intensos (Houghton 1994, Rasul *et al.* 2004). Por ejemplo, en Corea del Norte el cambio de coberturas forestales a agrícolas continúa siendo el CCUS más importante (Mank, 2005). Se estima que el 29% de las emisiones de carbono a la atmósfera en el trópico pueden atribuirse únicamente al cambio de uso de suelo (Fearnside 2000), y en México se estimó que la agricultura y el cultivo de pastizales contribuyen—tan solo en los bosques secos—con 75 y 69 Ton de C/ha respectivamente

(Maser *et al.* 1997). La FAO (2010), estima que México se encuentra entre los 10 países con mayor pérdida neta anual de bosques (1990-2000). En cifras, existe una pérdida registrada de 354 mil ha/año (tasa anual -0.52%). Asimismo, alrededor del 80% de la deforestación nacional se concentra en el centro y sureste del país (Cortina, 2006). De hecho, durante el período 1978-2000, la pérdida de superficie forestal en el sureste mexicano equivalió a más de 4 millones de ha (tasa de deforestación de -1.1% anual) (Díaz-Gallegos *et al.*, 2010).

Lambin *et al.*, (2003) determinaron que los principales conductores del CCUS en los bosques tropicales son la agricultura, la ganadería, la extracción forestal y la construcción de centros urbanos. Sin embargo, es claro que la influencia de estos conductores difiere en intensidad e impactos para la estructura espacial del paisaje; las tasas de cambio pueden variar dependiendo de los conductores subyacentes que operan en el paisaje (Lambin *et al.* 2003; Veldkamp *et al.* 2001).

En otras palabras, la dirección e intensidad del cambio de uso de suelo están determinadas por la combinación de factores socioeconómicos, institucionales, biofísicos y ambientales que colectivamente son llamados conductores de cambio (Velázquez *et al.*, 2002). Lambin *et al.*, (2003) por ejemplo, determinaron que los pequeños propietarios degradaban unidades forestales, por medio de la técnica de roza-tumba y quema. Sin embargo, debido a las migraciones del campo a la ciudad, la degradación puede disminuir. 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, el crecimiento urbano descontrolado, el crecimiento de la infraestructura, el desarrollo del turismo y, finalmente, por la extensión del uso del suelo y abandono de la tierra. En otro caso, Van Eetvelde (2004) determinó que las áreas agrícolas en los paisajes poseen las tasas de transformación (*i.e.*, expansión) más rápidas cuando se encuentran cercanas a municipios urbanos. Las áreas rurales presentan altas tasas de cambio, generalmente con la aparición de nuevos elementos del paisaje. El turismo, en su contraparte, tiende a desaparecer los elementos del paisaje (Schneeberger, 2005); su crecimiento es lento pero constante y existe

migración hacia esta actividad económica produciendo regeneración de las selvas (Bentley, 1989; Burgos y Maass, 2004).

Las diferentes causas directas de la deforestación son conducidas por factores sociales y económicos (causas subyacentes) que tienen influencia sobre la configuración espacial en el paisaje (Lambin *et al.* 2003). Se ha reportado que cambios en las actividades económicas diferentes de la agricultura son capaces de inducir el incremento de la cubierta vegetal (Helmer, 2004). Otros conductores relacionados con el recrecimiento del bosque están asociados con la agricultura marginal en grandes altitudes, con pendientes pronunciadas, sitios alejados de las carreteras y con población emigrante (Thomlinson *et al.* 1996; Helmer, 2004). A pesar de todo esto, los estudios que se han realizado sólo dan propuestas muy generales sin proporcionar evidencia empírica y cuantitativa de cómo se están llevando a cabo dichos procesos y cómo esos impactos son dependientes de diferentes actividades económicas.

Un problema adicional a la deforestación pero igual de importante es la fragmentación del paisaje. La fragmentación es el proceso de subdivisión de un hábitat natural, el cual resulta en un mosaico de parches de diferente tamaño, forma, conectividad y distribución espacial (Forman y Godron, 1981; Harris y Silva, 1992; McGarical y Turner, 1994 y Turner *et al.*, 2000). Este proceso es un fenómeno común en los bosques tropicales que propicia cambios físicos y biológicos en el ecosistema (Frosini, 2004). Se produce con el establecimiento de nuevos usos de suelo y pérdida de cubierta forestal por deforestación, que provoca subdivisión de la cobertura original en fragmentos (*i.e.*, parches) progresivamente más pequeños y aislados, de modo que la configuración y propiedades del hábitat remanente cambian. El cambio en la configuración del paisaje—derivado de la fragmentación—tiene consecuencias ecológicas y biofísicas que están ampliamente documentadas (Saunders *et al.*, 1991, Murica, 1995, Fahring, 2003, Lindenmayer y Fischer, 2007, Benítez-Malvido y Arroyo-Rodríguez, 2008). Numerosos estudios demostraron que el impacto de la parcelación en el hábitat sobre la biodiversidad depende de los patrones de fragmentación. Por ejemplo,

se ha encontrado que la densidad de ciertas especies está relacionada con el tamaño y el grado de aislamiento de los paisajes (Estrada y Coates, 1994). Schieck *et al.*, (1995) y Estrada y Coates, (1994) mostraron que la fragmentación a través de la multiplicación de los límites entre diferentes ecosistemas perturba los organismos afines a condiciones de interior y, en cambio, se pueden favorecer otras especies. Se estima que la pérdida de especies al año en la selva baja caducifolia es de entre 2.3 y 2.8 especies al año ya sea de flora o fauna debido a la reducción del hábitat (Bullock, 1995 y Trejo y Dirzo, 2001). Las consecuencias derivadas de la fragmentación del paisaje varían, no obstante, dependiendo de las condiciones del lugar donde ocurre: los organismos que habitan el ecosistema fragmentado, el tipo de hábitat, la región geográfica, la escala de observación (Turner, 1989, Haila, 2002). Las consecuencias de la fragmentación se manifiestan en varios niveles de organización biológica y afectan tanto al medio biótico como al abiótico (Saunders *et al.*, 1991). Puede considerársele una de las principales amenazas a la biodiversidad global y el funcionamiento de los procesos ecosistémicos (Fisher y Lindenmayer, 2007).

Asimismo, los cambios en el paisaje se manifiestan en la modificación de los elementos y los patrones de paisaje, específicamente en los atributos espaciales de cada uno (área, perímetro, forma, aislamiento, el número y diversidad de parches) (McGarigal y Marks, 1994; Turner, 1989; Turner, 1990 y Turner *et al.*, 1989). El aislamiento se refiere a la distancia entre los mosaicos de paisaje y su configuración espacial. Por ello, los aspectos clave en el análisis de la fragmentación del paisaje están asociados con aspectos de composición y configuración tales como (1) número y tamaño de parches (la cantidad de fragmentos aumenta y su área promedio disminuye); (2) tamaño del parche más grande (tamaño de un parche en proporción con el resto de los parches de una misma cobertura o clase; da un parámetro de la severidad del proceso de fragmentación); (3) distancia al vecino más cercano (distancia mínima euclidiana entre dos parches pertenecientes a la misma clase); (4) relación perímetro/superficie (conforme el proceso de fragmentación avanza se observa un mayor borde y menor área núcleo, y la forma de los parches se vuelve más compleja y sinuosa); y (5) agregación (el grado de aglomeración de los parches está fuertemente asociado con

la distancia al vecino más cercano y sirve de parámetro para conocer el grado de conectividad de una clase) (McGarigal y Marks, 1995, Rutledge, 2003, Botequilha *et al.*, 2006). Estos patrones geométricos son determinantes en las interacciones ecológicas (Ruiz, 2004). De acuerdo a Young *et al.*, (1996), en la polinización y dispersión, los fragmentos alejados no serán colonizados por otras especies. De esta manera las poblaciones interiores tienen endogamia o deriva génica, lo que reduce su tamaño poblacional y aumenta la tasa de mortalidad. Estos efectos de mortalidad llevarán a la extinción en especies con bajas capacidades reproductivas o de ámbito restringido, es decir, especies endémicas.

La modificación de estos patrones lleva a la formación de ecotonos inducidos (Young *et al.*, 1996 y Ruiz, 2004). En un caso de aumento en el borde de fragmentos de bosque templado de Ontario, Canadá, se concluyó que el aumento en el perímetro de los parches forestales ocasionado por actividades de extracción forestal y por pastizales inducidos disminuyen su área de cobertura forestal en aproximadamente 3.3% al año (McGarigal y Marks, 1994 y Turner, 1989).

1.2 Transiciones sistemáticas y aleatorias.

Una forma de entender la dinámica e implicaciones del CCUS es mediante la modelación espacial. Esta es una herramienta que permite generar escenarios para evaluar el impacto potencial de las actividades de manejo (Brown *et al.* 2004). A través de aplicación de los modelos y los escenarios creados, es posible 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 consecuencias potenciales (Hall *et al.* 1995, Miller *et al.* 2004). A través de los modelos es posible identificar los efectos en el cambio de la estructura y función de los ecosistemas y posteriormente crear estrategias de mitigación o proponer vías alternativas de manejo tanto en ambientes urbanos como rurales (Agarwal *et al.* 2002).

Las transformaciones al paisaje se manifiestan dentro de un contexto socioeconómico y político que permite entender no solo la trayectoria de los procesos de cambio de uso de suelo y fragmentación, sino también los determinantes de éstos (Lambin *et al.*, 2003). El análisis del cambio de uso del suelo ha integrado el concepto de trayectorias con el objetivo de identificar el análisis del patrón del paisaje y el análisis del cambio del paisaje a través del tiempo. Al vincular la historia del cambio a una parte específica del territorio, se permite no sólo la representación temporal de patrones de cambio, sino también el conocer su intensidad y dirección. Si bien la noción de trayectoria parece particularmente relevante para la integración de la dimensión temporal en la clasificación de los paisajes, la diversidad de métodos utilizados para revelarlos refleja el desafío metodológico que esta integración requiere. La combinación de diferentes herramientas metodológicas, tales como análisis espaciales y transiciones sistémicas, son una vía prometedora para el análisis de las trayectorias de paisaje a diferentes escalas.

La identificación de las transiciones sistemáticas es una manera de analizar profundamente los cambios que se han producido en el paisaje para detectar los cambios dominantes y centrarse en las transiciones clave para la conservación. La comparación *post*-clasificación es una técnica ampliamente adoptada que permite la detección de las transiciones entre tipos de uso del suelo (Manandhar, *et al.*, 2010). Pontius *et al.*, (2004) propuso un nuevo método para analizar las transiciones a partir de la persistencia y el cambio neto. Aunque la mayoría de los paisajes son de gran dinamismo, en general reflejan porcentajes elevados de persistencia; tienen incluso valores que superan el 50% del paisaje en persistencia (Pontius *et al.*, 2004; Alo y Pontius, 2008). La matriz de transición extendida—concepto que fue introducido por Pontius *et al.*, 2004—incluye los valores esperados de ganancias y pérdidas con la premisa de que se encuentran bajo un proceso aleatorio de cambio. En otras palabras, existen transiciones que se llevan a cabo de forma aislada y no como parte de un proceso de cambio. A estas transiciones aisladas, separadas o coincidentes, se les llama *aleatorias* y están en función de la proporción de la clase (*i.e.*, cobertura) en el paisaje.

La distinción entre los diferentes tipos de transición es muy importante en el análisis del paisaje, pues son las transiciones consistentes las que a la larga generan un mayor impacto y mayores repercusiones en el sistema ecológico del mismo. Normalmente las transiciones consistentes (*i.e.*, transiciones sistemáticas) son el reflejo de algún proceso importante en el paisaje, tenga éste orígenes socioeconómicos, políticos o de otro tipo. Para identificar las transiciones sistemáticas, independientemente del tamaño de ellas, Pontius *et al.*, (2004) propusieron la inclusión de la persistencia en las matrices de transición derivadas del cruce de mapas. La permanencia permite calcular las ganancias y pérdidas netas de una cobertura para conocer su dinámica durante un periodo de estudio, en donde frecuentemente hay permanencia alta aun si el paisaje es dinámico. Al mismo tiempo, los mismos autores introdujeron fórmulas para el cálculo de las transiciones bajo la premisa de que las mismas se dieran de forma aleatoria. El cálculo de dichas fórmulas se detalla en la sección 3.3 de Métodos. Existen numerosos estudios en los cuales se han identificado las transiciones sistemáticas (Braimoh, 2006, Alo y Pontius, 2008, Corona, 2008) su estudio complementa los análisis de fragmentación y cambio de uso de suelo y permite hacer un análisis más detallado de la dinámica del paisaje.

Por lo tanto, el estudio de las trayectorias de cambio es útil para la reconstrucción de los cambios pasados y para la comprensión de las fuerzas conductoras que les dan origen (Domon y Bouchard 2007). Esta comprensión es aún más importante ya que los cambios pasados del paisaje influyen en las características ecológicas presentes de los paisajes contemporáneos (Haines-Young 2005). Por ello, el contexto histórico permite establecer relaciones de asociación no necesariamente causales, pero que permiten establecer conexiones entre sucesos y consecuencias a nivel de paisaje.

1.3 Los bosques del Altiplano Central de Chiapas: Caso de estudio

El estado de Chiapas se caracteriza por tener enorme riqueza natural y cultural; en él se encuentran una de cada dos especies de mamíferos y una de cada tres especies de plantas vasculares de la flora

mexicana (González-Espinosa, *et al.*, 2010). Sin embargo, Chiapas, junto con otros estados del sureste de México, es centro de conflicto social en su mayor parte asociado a la posesión y uso agropecuario de la tierra. El estado también tiene altos niveles de marginación que varían regionalmente; la gran mayoría tienen como actividad económica principal las prácticas agropecuarias. El crecimiento poblacional de Chiapas se ha acelerado en las últimas décadas, y en parte se debe al desarrollo turístico de la región. A pesar de que uno de los principales atractivos del estado es su riqueza natural (Hernández *et al.*, 2010), el intenso aprovechamiento agrícola ha provocado desgaste y deterioro de bosques y selvas, que son sustituidas por parcelas. La población—en su mayoría rural—depende de los bosques para sobrevivir y practican la agricultura de subsistencia (Ochoa-Gaona, 2001, González-Espinosa *et al.*, 2009, Díaz-Gallegos *et al.*, 2010). No obstante, las políticas públicas en materia de aprovechamiento y producción en muchas ocasiones son contradictorias con las de conservación (Alemán *et al.*, 2007).

Lo arriba mencionado se refleja en la cobertura vegetal de Chiapas: los bosques y selvas (6.6% de la superficie de Chiapas) constituyen un parte pequeña del estado en comparación con la superficie labrada (56.7%) y los pastos (35.8%) sin que haya posterior recuperación de la cobertura vegetal. También hay zonas desprovistas de vegetación (0.9%) (INEGI, 2009). Chiapas es uno de los estados más ricos en recursos naturales, y sin embargo perdió alrededor de 23 mil ha de bosques perennes y sub-perennes en menos de 10 años (1990-2000). Aunque el gobierno estatal y federal ha invertido grandes sumas en programas tanto de asistencia social, ayuda al campo y programas de conservación de recursos naturales (Ramos-Pérez *et al.*, 2009). Ninguno de estos programas ha resultado como se ha planteado: la superficie forestal de algunas regiones de la entidad se ha reducido a por lo menos la mitad de lo que eran hace 40 años, existe en la actualidad una crisis agrícola que implica una producción muy pobre y rendimientos agrícolas bajos, y la población está sumida en la pobreza; se encuentra sujeta a la toma de decisiones del gobierno y tiene pocas alternativas de subsistencia (de Jong, 2001, Cayuela *et al.*, 2005, Cayuela *et al.*, 2006b).

Consecuentemente, el análisis de uso de suelo y de la fragmentación del estado de Chiapas es una tarea prioritaria, dado que los bosques han aumentado su discontinuidad vegetal durante los últimos 50 años (Cayuela *et al.*, 2005). Por ejemplo, los bosques de pino y de pino-encino son los principales ecosistemas de Chiapas y están sujetos a intenso y continuo aprovechamiento. Estos bosques se cuentan entre los tipos de vegetación más afectados por el asentamiento y actividades de subsistencia del ser humano, debido a la fertilidad de sus suelos, clima confortable y estaciones bien definidas (Cayuela *et al.*, 2006). El bosque templado es dominante en términos de área en el altiplano central de Chiapas y su monitoreo es crucial para evaluar los impactos en su ecología y diversidad. Aunque es un ecosistema con alta resiliencia, sus especies son aprovechadas de manera diferencial lo que tiene impactos a nivel funcional. Por otro lado, los bosques templados también son desmontados en su totalidad por los aprovechamientos maderables y para después ser reemplazados por algún tipo de actividad agropecuaria (Cayuela *et al.*, 2005). No obstante que todos los tipos de cobertura y uso de suelo son susceptibles a los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat, algunos ecosistemas tienen mayor fragilidad por sus características ecológicas únicas. Tal es el caso del bosque de niebla o bosque mesófilo (BM).

El BM es un ecosistema único porque posee elementos florísticos de afinidad templada y tropical (Bubb *et al.*, 2004). Junto con la selva alta perennifolia, el BM posee más diversidad por hectárea que cualquier otro ecosistema (Challenger, 1998, CONABIO, 2010). Se calcula que alberga del 10 al 12% de la fitodiversidad mexicana en tan sólo el 1% del territorio nacional. Este ecosistema se localiza dentro de un rango muy amplio de altitud (Cayuela *et al.*, 2006a). Se desarrolla en latitudes tropicales y se anida en las laderas de las montañas, usualmente entre los 500 y 3000 m.s.n.m., a la altura de las nubes (Ataroff y Fermín, 2000). Por esta razón se les considera naturalmente aislados y fragmentados (Ledo *et al.*, 2009). El origen de la neblina de estos bosques es la concentración orográfica de viento húmedo proveniente del océano (Challenger, 1998). Debido a la alta humedad y clima templado existe alta fitodiversidad que incluye especies tropicales y templadas y un número elevado de endemismos (Bubb *et al.*, 1991). Los acervos más importantes

del bosque de niebla se encuentran en el centro y sureste mexicano, siendo Chiapas uno de los estados con mayor representación de este importante ecosistema.

Dado que el BM es capaz de capturar agua a partir de la neblina, desempeña un papel importante en el ciclo hidrológico y la disponibilidad de agua local (Bruijnzeel, 2001), además de proteger al suelo de la erosión (Doumenge *et al.*, 1995). Estas dos características son cruciales para entender el tipo de aprovechamiento que se le ha dado a estos bosques: la eficiencia en la captación y transporte de agua y los altos niveles de carbono de su suelos los hace susceptibles de apropiación para prácticas agroforestales, ganaderas y actividades productivas como cultivos a la sombra (Moguel y Toledo, 1999, Cayuela *et al.*, 2006, Martínez *et al.*, 2009). Se calcula que en México se ha perdido más del 50% de la superficie original de BM (Challenger, 1998). En Chiapas, estado con gran extensión de BM, se han cuantificado las tasas de deforestación más altas el país.

A pesar de su importancia en numerosos procesos ecológicos, el BM se encuentra altamente amenazado. Es un ecosistema sensible a los procesos de fragmentación antropogénica y otras perturbaciones relacionadas entre las que destacan la extracción de productos no maderables, plantaciones de café a la sombra y árboles frutales, la tala selectiva y recientemente, cultivos de café con remoción total del dosel (Ochoa-Gaona, 2000, Cortina, 2006). Aunque estos sistemas apoyan la transformación parcial de los ecosistemas para aminorar el impacto y mantener la biodiversidad alfa (Soto-Pinto, 2006); muchas de ellas no tienen control y provocan sustitución gradual de la vegetación (Tejeda-Cruz *et al.*, 2010) Por ejemplo, aunque los cultivos a la sombra implican dejar el dosel sin deforestar, en ocasiones los árboles que se encargan de dar sombra son frutales y en menor medida los árboles nativos (González-Espinosa, *comm pers*). Ante el profundo deterioro de las comunidades naturales y la degradación global de los sistemas que albergan la diversidad biológica, cobra gran relevancia la evaluación y comprensión de la dinámica de los procesos de deforestación, fragmentación y cambio de uso de suelo, así como sus causas y efectos a mediano y largo plazo (Ochoa-Gaona, 2000, Cortina, 2006). El conocimiento sienta las bases para el establecimiento de

políticas de uso de los recursos naturales y para el mejoramiento de las prácticas actuales de manejo y conservación a nivel regional. Sin embargo, es necesario comprender el contexto histórico de los cambios de uso de suelo porque permite establecer relaciones causales para posteriormente buscar soluciones a los problemas vigentes, como por ejemplo la modificación de las políticas públicas vigentes o pasadas que no han resultado o bien mediante el establecimiento de programas de monitoreo para la conservación.

1.4 El proceso de ocupación y uso de suelo en Chiapas

Chiapas ha sufrido cambios demográficos drásticos a lo largo de su historia, tanto en el tamaño de la población como en sus patrones migratorios. Estos cambios han afectado la forma en la que se ha aprovechado el suelo y se refleja en los patrones espaciales y ordenamiento territorial actual. Desde la conquista y hasta nuestros días, Chiapas se ha caracterizado por ser un estado altamente dividido, con regiones fácilmente distinguibles y patrones distintos de ocupación, uso de suelo y aptitud agrícola del suelo (Viqueira y Ruz, 2002, Villafuerte y García, 2008). Esta segmentación ha sido reforzada a lo largo de la historia—a través de políticas y decisiones institucionales—y facilita la comparación de los cambios de uso de suelo en el paisaje entre las distintas regiones. No por ello su estudio es sencillo, ya que cada región es altamente compleja y existen diversos factores asociados al aprovechamiento de la tierra (Viqueira, 2002).

En términos generales, el estado de Chiapas puede dividirse en 9 regiones socioculturales (Viqueira, 2008). La regionalización permite conocer los contrastantes en topografía, población y aprovechamiento histórico del suelo (Figura 1).

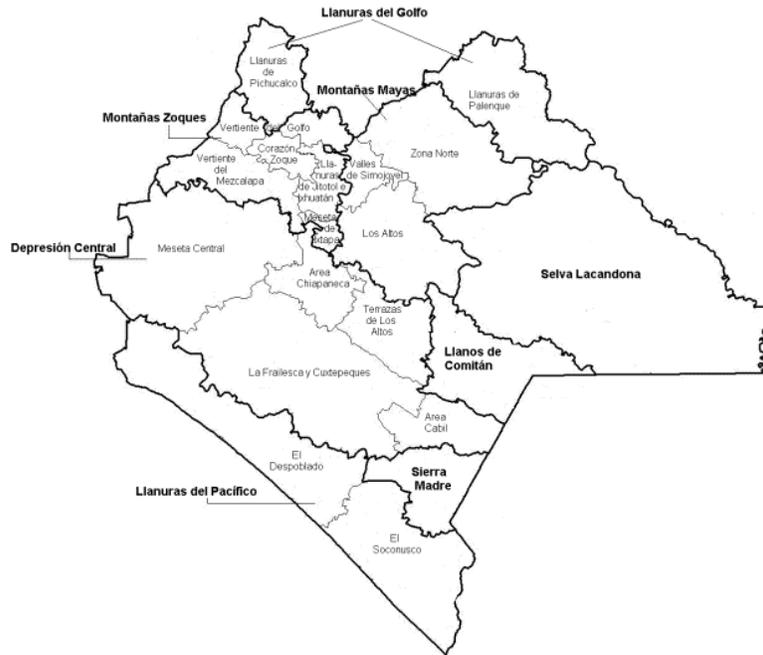


Figura 1. Regiones socioculturales de Chiapas. Fuente: Viqueira, 2008.

Las regiones socioculturales definidas coinciden con las regiones socioeconómicas propuestas por el CEIEG (2010), cada región tiene características muy particulares en términos de geografía, de desarrollo social y porcentaje de población mestiza e indígena. Esto no fue siempre el caso debido a que hubo épocas de intensa movilidad regional que contrastaron posteriormente con una etapa de *arraigo* a la tierra, generada por el reparto agrario cardenista durante la década de 1940. Los sucesos históricos que han definido la distribución poblacional y régimen de tenencia de la tierra ayudan a explicar el profundo deterioro de los ecosistemas del Chiapas actual, que va de la mano con la crisis agrícola y social, evidente en recientes décadas (Pool, 1997, Viqueira y Ruz, 2002, Ochoa-Gaona, 2001, Cortina, 2007).

Existen algunos rasgos sociales, demográficos e históricos de Chiapas que se gestaron desde el siglo XIX o incluso antes y que continúan vigentes hoy día; dichos rasgos se han convertido en un problema para la población campesina y la conservación de los bosques y su biodiversidad. Los rasgos más importantes y que continúan definiendo la forma en la que se está transformando el paisaje pueden acotarse, de acuerdo a Viqueira (2008), en cuatro grandes etapas históricas: (1) el continuo aumento de la población rural (2) la migración regional temporal (3) el arraigo a la tierra por medio de reparto agrario y (4) el lento crecimiento de las ciudades.

1.4.1 El aumento de la población rural

Una de las características que han definido a Chiapas desde la conquista y hasta nuestros días, ha sido la concentración de campesinos en tierras agrestes de mala calidad, poco aptas para agricultura. La población campesina ha vivido en regiones adyacentes a áreas con buena tierra para los cultivos, cuyo fin ha sido el de producir cultivos temporales con mano de obra barata. Desde la construcción de los principales centros urbanos de Chiapas durante el siglo XVI y hasta alrededor de 1970 la población se congregó siempre en la periferia de las ciudades. Por ejemplo, durante la construcción de San Cristóbal de las Casas, los campesinos constituían la mano de obra de los españoles, pero eran relegados al campo en donde vivían y cultivaban para solo para subsistir. Por ello, la mayor parte de la población ha sido rural en el estado (Viqueira, 2008). Paradójicamente, la mayor concentración de población en Chiapas se ha asentado en regiones poco aptas para la agricultura como la región de Los Altos, la Sierra Madre o las cañadas de Comitán, mientras que las áreas con alto potencial de producción de maíz, frijol y granos han estado prácticamente deshabitadas hasta la segunda mitad del siglo XX.

Las regiones fértiles han sido reservadas sólo para los cultivos propiedad de los terratenientes en su mayoría extranjeros. Por ejemplo el café, que hasta la fecha es uno de los cultivos más importantes de Chiapas (contribuyendo con más de 5% del PIB estatal) ha propiciado

y reforzado la desigual distribución de la población. Las fincas cafetaleras tuvieron un auge desde finales del siglo XIX (1880) y perduró hasta 1930. Las plantaciones de café no sólo cambiaron las rutas migratorias del estado sino congregaron a la población: ésta aumentó casi 5 veces en el Soconusco y casi 11 veces en la Sierra Madre. De hecho, la región de la Sierra Madre fungió únicamente como reserva de mano de obra proveniente de Guatemala y el macizo central de Chiapas (Viqueira, 2009). El café continúa formando parte importante de la economía del estado y del país. De acuerdo a datos del censo agropecuario 2007, se reportó una producción chiapaneca correspondiente al 32.6% del total mexicano (233,000 ha), lo que lo coloca como el estado con mayor producción de café a nivel nacional (Barrera y Parra, sin fecha, INEGI, 2009). No obstante que el café es un ejemplo muy particular, los mismos patrones ocurrieron con diferentes cultivos, como el cacao y la caña de azúcar, aunque con repercusiones menores que las del café en términos de movimientos migratorios y de aumento de la población. El aumento y concentración de población rural— en zonas por lo general agrestes—está estrechamente relacionado con los patrones migratorios.

1.4.2 Migración regional temporal

De manera general, la zona norte del Altiplano tiene buenas tierras para el cultivo de café y cacao, lo que propició desplazamiento de migrantes de otros municipios hacia dichas zonas a partir del siglo XVIII. También hubo migraciones temporales de indígenas de Los Altos y de los llanos de Comitán; las fincas de los llanos de Comitán comenzaron a expandirse durante este periodo rumbo a la selva lacandona (Viqueira, 2008). No obstante, la región de la selva no sufrió invasiones masivas sino hasta mediados del siglo XX, primero con explotaciones forestales y agropecuarias de las fincas de Ocosingo, Altamirano y Las Margaritas; posteriormente, con la cría de ganado y la producción de maíz, frijol y panela (Leyva y Ascencio, 2002). Con el tiempo y debido a la demanda de tierras por parte de los campesinos, el gobierno facilitó la movilización de gente hacia tierras

tropicales y permitió la apertura de la frontera agrícola en la región tropical de Chiapas (Leyva y Ascencio, 2002). Después del auge del café, en el año de 1930, la migración para trabajar en fincas de café, caña de azúcar y plantaciones de frutos tropicales fue baja. Las regiones que en el periodo colonial se beneficiaron de trabajadores temporales, iniciaron actividades de ganadería y siembra extensiva de maíz que requirió menos mano de obra por lo que los movimientos demográficos prácticamente se detuvieron.

Por otra parte, a partir de 1950 se introdujeron “planes de desarrollo” en todo el país, con el fin de incorporar áreas deshabitadas o poco productivas a la actividad agrícola. Sin embargo, estos planes se ejecutaron sin la planeación adecuada y sin tomar en cuenta la situación específica de las distintas regiones del heterogéneo estado de Chiapas (Alemán *et al.*, 2007, Viqueira, 2009). Como resultado se aplicaron técnicas de cultivo de zonas templadas a regiones tropicales con repercusiones desastrosas para la producción y los ecosistemas en el mediano plazo (Alemán *et al.*, 2007). Después de la segunda mitad del siglo XX, la migración se enfatizó hacia la selva lacandona más que otras partes del estado. La apertura de la frontera agrícola promovió la toma de tierras e intensa deforestación en la región. Esto se contrapondría con el establecimiento de la reserva de la biósfera de Montes Azules en 1976. Aún así, la deforestación y ganadería extensivas han estado presentes en la zona y sus tierras siguen degradándose hasta la fecha. Debido a la crisis agrícola y la baja en los rendimientos de los cultivos, las migraciones más recientes, sobre todo después de 1990 han sido menos regionales y más interestatales, debido a la búsqueda de trabajo en otros estados e incluso fuera de país, particularmente a EEUU, para la búsqueda de oportunidades de trabajo distintas a las de la producción agrícola (Barredo, 2008, Rus y Rus, 2008).

1.4.3 Arraigo a la tierra

Aunque el reparto agrario cardenista ayudó a aliviar la situación de muchos campesinos despedidos de las fincas (posterior al auge del café de 1930)—particularmente en la zona de Los Altos y la

Sierra Madre—el resultado fue el establecimiento permanente de estos a las tierras altas, tierras de baja aptitud agrícola para la mayoría de los cultivos y que hoy exhiben problemas de erosión y degradación de la tierra por sobreexplotación y topografía accidentada. El llamado *arraigo a la tierra* a partir de 1930-40, reforzó el esquema de sobrepoblación en tierras de baja calidad, que sigue siendo problemático en la actualidad. Los sitios más recompensados durante el reparto agrario inicial fueron las montañas zoques, el área chol, la Sierra Madre y los Altos (Viqueira, 2008).

A pesar de la repartición de tierras a los campesinos, la superficie no fue suficiente para cubrir la demanda, lo cual propició la colonización de la selva lacandona durante esa época. Al mismo tiempo, las reformas al artículo 27 constitucional en 1992 y la inclusión de México en el Tratado de Libre Comercio (TLC) en esa misma fecha, fueron parte de las causas de invasiones a predios privados en todo el Altiplano y de movilizaciones a la selva lacandona. La modificación al artículo 27 significó el fin del reparto agrario por parte del Estado. Otras reformas de ese año incluyeron la eliminación de los precios de garantía para los productos agrícolas; miles de campesinos quedaron en estado de mayor vulnerabilidad, dado que quedaron sujetos a la volatilidad de los precios de sus productos en el mercado internacional (Harvey, 1995, Villafuerte y García, sin fecha, Hernández-Ortiz y Martínez-Damián, 2009).

En 1960 se inició la agricultura extensiva de maíz en la depresión central y se expandió la ganadería extensiva de múltiple propósito: por un lado las parcelas agrícolas y por otro los llamados “bancos de proteínas” compuestos de bovinos y ovinos. El éxito de la ganadería extensiva radica en su baja necesidad de mano de obra, y que normalmente el ganado no está sujeto a inflación. Al mismo tiempo provee abastecimiento familiar y a los mercados locales de carne y leche. El desgaste de suelo de la selva derivado de siembras previas aceleró la inducción de pastizales para ganado.

Debido a generosos subsidios del gobierno y apoyos económicos, la ganadería extensiva ha ganado terreno continuamente desde la década de 1970. Constituye una alternativa económica más estable debido a que hay menor fluctuación de los precios comparativamente con los productos

agrícolas. A raíz del levantamiento zapatista, se iniciaron invasiones masivas a predios privados y explotación forestal desmedida como reacción a las vedas impuestas a principios de los 90. El gobierno, como respuesta a las invasiones, incitó a algunos propietarios privados a vender sus predios para crear fideicomisos y posteriormente nuevos ejidos. Este fenómeno es llamado por algunos autores “la segunda reforma agraria” (Reyes Ramos, sin fecha).

Además, entre 1970 y 1980 se reinició la explotación de madera en rollo, que se había frenado en la década de los 40's y se ofrecieron concesiones a empresas privadas, como la paraestatal COFOLASA¹. Éste periodo fue de explotación intensiva (Ascencio, *com pers*). A lo que le siguieron vedas forestales iniciadas en 1991 y aplicadas únicamente a ejidatarios y comuneros. Las nuevas medidas generaron descontento entre los productores y fue ésa política forestal uno de los factores que contribuyó con la organización campesina que culminó con el levantamiento armado de 1994.

Por otra parte, la SEMARNAP, comenzó a otorgar permisos de aprovechamiento forestal sin mucho control, hasta 1998. Desde entonces, el aprovechamiento y el grado de degradación a los bosques ha sido diferencial: algunos ejidos conservan bien sus coberturas mientras que otros han acabado con ellas (Sergio Cortina, *com pers*). Parte de la explicación de ésta disparidad se debe a las alternativas no agrícolas para generar ingresos (Viqueira, 2009), y parte está en la organización interna de los ejidos. Mientras unos parcelan sus tierras hasta convertirlas en minifundios, otros hacen un manejo comunal y parejo; mientras unas familias les reparten parcelas a todos sus hijos, otros sólo se las dan sólo al hijo mayor (Manuel Parra, *com pers*, Cortina *et al.*, 2008). De acuerdo al Censo Ejidal de 2007, el 88% de los ejidos tenían tierra parcelada, lo que equivale a 2,495 ejidos (INEGI, 2007). Por lo tanto, la complejidad del estado de conservación de los bosques en Chiapas surge tanto de la heterogeneidad ambiental intrínseca como de las particularidades de cada región y el manejo de los diferentes grupos humanos que habitan cada zona.

¹ Compañía Forestal Lacandona, S.A.

1.4.4 Lento crecimiento urbano

Otro factor que históricamente ha influido en la presión sobre la tierra y degradación de los bosques y selvas, ha sido el lento crecimiento de las ciudades en Chiapas (Viqueira, 2009). La demanda de tierras de los campesinos ha sido imposible de satisfacer por el contexto de rápido crecimiento demográfico, pero también por el lento crecimiento de las urbes en la entidad y pocas o nulas alternativas no agrícolas de ingreso (Viqueira, 2009). El exiguo crecimiento de las ciudades ha impedido la generación de empleos a largo plazo y el desarrollo de la economía para el estado a nivel nacional e internacional. Además, las propuestas federales no han hecho más que reforzar las estrategias regionales del pasado que ahora ya no resultan.

En últimas décadas, los ciclos de descanso de la milpa tradicional se han acortado y los cultivos, expandido (Pool, 1997). Esta situación es un más grave si se considera que existe una gran desigualdad en las unidades de producción entre propietarios; la gran mayoría de los ejidatarios tiene un tamaño de parcela inferior a 5 ha y en promedio poseen 2-3 cabezas de ganado por hectárea (Ascencio-Franco, 1995). Cabe resaltar no obstante que el sistema de roza-tumba-quema prácticamente desapareció en Los Altos de Chiapas, pues los microminifundios impiden las quemas extensivas, pero siguen siendo comunes en la zona de la selva (Manual Parra, *com. Pers*).

La crisis rural que observamos actualmente en realidad lleva gestándose por décadas y se derivan de decisiones tomadas en años pasados. En producción pecuaria por ejemplo, los bajos rendimientos se deben a la poca productividad de monocultivos de pastos en comparación con los sistemas agroforestales. En temporada de secas, el ganado debe forrajear en áreas más extensas y acabar con todo rastro de pastos. Las quemas para fomentar el crecimiento de más pasto a su vez promueven la invasión de maleza, pérdida de mesofauna y, eventualmente, degradación del suelo. Este círculo vicioso de quema, sobrepastoreo y extensión de área de desmonte es difícil de romper (Leyva y Ascencio, 2002; Alemán *et al.*, 2007). Consecuencias de la ganadería extensiva son

alteraciones al ciclo hidrológico, erosión de suelo, peligro de deslizamientos y contaminación del agua (Alemán *et al.*, 2007).

Aunque en Chiapas se han realizado estudios espaciales de deforestación y cambio de uso de suelo (Ochoa-Gaona and Gonzáles-Espinosa, 2000, Ochoa-Gaona, 2001, PEOT, 2005, Cayuela *et al.*, 2006a, 2006b, Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007) estos permanecen como estudios descriptivos que no han identificado de forma espacial las transiciones clave de cobertura. Las implicaciones de la expansión agropecuaria en centros de biodiversidad como Chiapas se ha enfatizado (Eiji *et al.*, 2010), y dada la crisis actual de pérdida de cobertura forestal, es necesario identificar las transiciones más importantes y asociarlas a un contexto histórico, a partir del cual, puede especularse sobre las posibles trayectorias de las coberturas; pueden sugerirse posteriormente alternativas al esquema actual de uso de la tierra. Es particularmente importante identificar los patrones de fragmentación y cambio de uso de suelo en coberturas en peligro o muy deterioradas—como el bosque mesófilo de montaña, por ejemplo—para darles prioridad por su importancia a nivel ecológico y económico.

Debido a lo mencionado anteriormente, la identificación de los procesos de cambio de uso del suelo (deforestación y sucesión secundaria) y las trayectorias asociadas—con una visión sinóptica—a los cambios en el territorio, permiten conocer las potenciales repercusiones ambientales y socioeconómicas en los ecosistemas de gran importancia ecológica. A partir de esta información, se podrá generar una predicción en la dirección de los focos de cambio, y en consecuencia, se podrán medir las implicaciones biológicas (*i.e.*, pérdida de capital natural) que trae consigo los CCUS en el sureste del país.

1.5 Planteamiento del problema

Chiapas se caracteriza por ser un estado de gran biodiversidad, y al mismo tiempo, con grandes conflictos asociados a la posesión y uso agropecuario de la tierra (Viqueira y Ruz, 2002). A ello se

suma que tiene altos niveles de marginación y municipios con diferentes niveles de actividades socioeconómicas, pero Chiapas es—en su mayor parte—un estado agropecuario. De hecho, los bosques y selvas (6.6% de la superficie de Chiapas) constituyen un parte pequeña de Chiapas en comparación con la superficie labrada (56.7%) y los pastos ganaderos (35.8%). También hay zonas desprovistas de vegetación (0.9%) (INEGI, 2009).

La situación se agrava debido a la degradación de la tierra; la agricultura debe ser intensificada para obtener los mismos rendimientos. En casos extremos, se introduce ganado como alternativa de producción, que termina por compactar y erosionar el suelo y dificultando la recuperación de la vegetación previa al uso productivo. Ésta es una crisis agrícola que ha forzado a muchos campesinos a migrar fuera del estado e incluso fuera del país en busca de alternativas de ingreso. La migración ha tenido como consecuencia el abandono de tierras, y en algunos casos, se ha observado regeneración de la vegetación. Vaca *et al.*, (2012) sostienen que existe la posibilidad de una transición forestal regional en Chiapas, pero aun no hay suficiente evidencia de que esto sea el caso. Se necesitan estudios integrales regionales para determinar zonas prioritarias y de interés para cambio de uso de suelo potencial en Chiapas.

Las implicaciones de la expansión agropecuaria en centros de biodiversidad como Chiapas se ha enfatizado (Eiji *et al.*, 2010), y dada la crisis actual de pérdida de cobertura forestal, es necesario identificar las transiciones más importantes bajo un contexto histórico para anticiparse a cambios futuros potenciales. Es particularmente importante establecer los patrones de fragmentación y cambio de uso de suelo en coberturas de mayor vulnerabilidad como lo es el bosque mesófilo de montaña, tan importante ecosistema para la regulación ecológica y centro de biodiversidad de México.

2. Objetivos

General: Analizar los procesos de cambio de uso de suelo durante dos periodos en el Altiplano Central de Chiapas.

Particulares:

- (1) Analizar los patrones espaciales de cambio de cobertura y uso de suelo en los periodos 1993-2002 y 2002-2007.
- (2) Identificar las transiciones dominantes y sistemáticas en ambos periodos.
- (3) Evaluar los cambios de cobertura con énfasis en los bosques de Chiapas, bajo un contexto histórico de ocupación del territorio.
- (4) Analizar la fragmentación del bosque mesófilo de montaña y el bosque templado en el Altiplano Central de Chiapas.

3. Métodos

3.1 Área de estudio

El sitio de estudio es el Altiplano central de Chiapas, genéricamente llamado Los Altos de Chiapas. Se trata de un macizo montañoso localizado en la parte central del estado con dirección noroeste-sureste. Se localiza entre los 16°30 y 17° de latitud Norte y los 92° y 93° de longitud Oeste. Comprende una superficie aproximada de 16,000 km² que equivale al 15% de la superficie total del estado. Los principales ejes comerciales y urbanos del Altiplano son San Cristóbal de las Casas y Comitán de Domínguez (Figura 2).

El bloque montañoso comienza a elevarse a los 800 msnm y predominan en él altitudes superiores a los 1,500 msnm. Hacia las montañas del noroeste y el noreste de la meseta hay una disminución gradual de la altitud (Müllerried, 1957). En la zona de Comitán los terrenos son accidentados, pero también hay llanuras hacia el este. Conforme se acercan a la zona de la selva lacandona, pueden encontrarse tierras de baja altitud y con pocas variaciones en su topografía. La diferencia en elevación y las corrientes de viento provenientes del Golfo de México y del Océano Pacífico, han conferido al Altiplano una vasta gama de climas (García, 1998) y desarrollo asociado de bosques y selvas (Miranda, 1952, García, 1998, González-Espinosa *et al.*, 2004). Los principales tipos de clima registrados son AC, Am, Aw y Cf, Cm, Cw con sus respectivas variaciones en regímenes de precipitación (Figura 3).

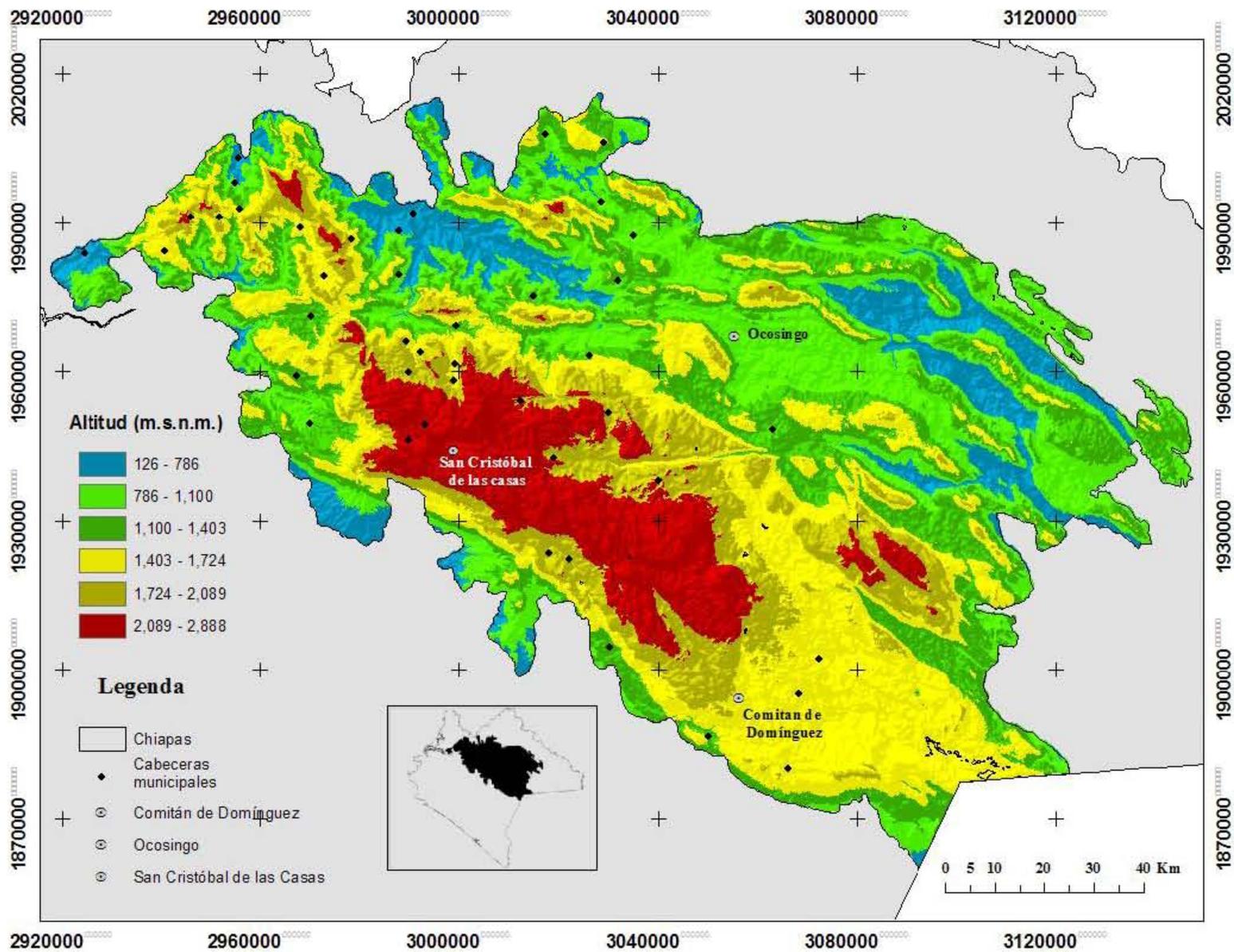


Figura 2. Localización del Altiplano Central de Chiapas, México.

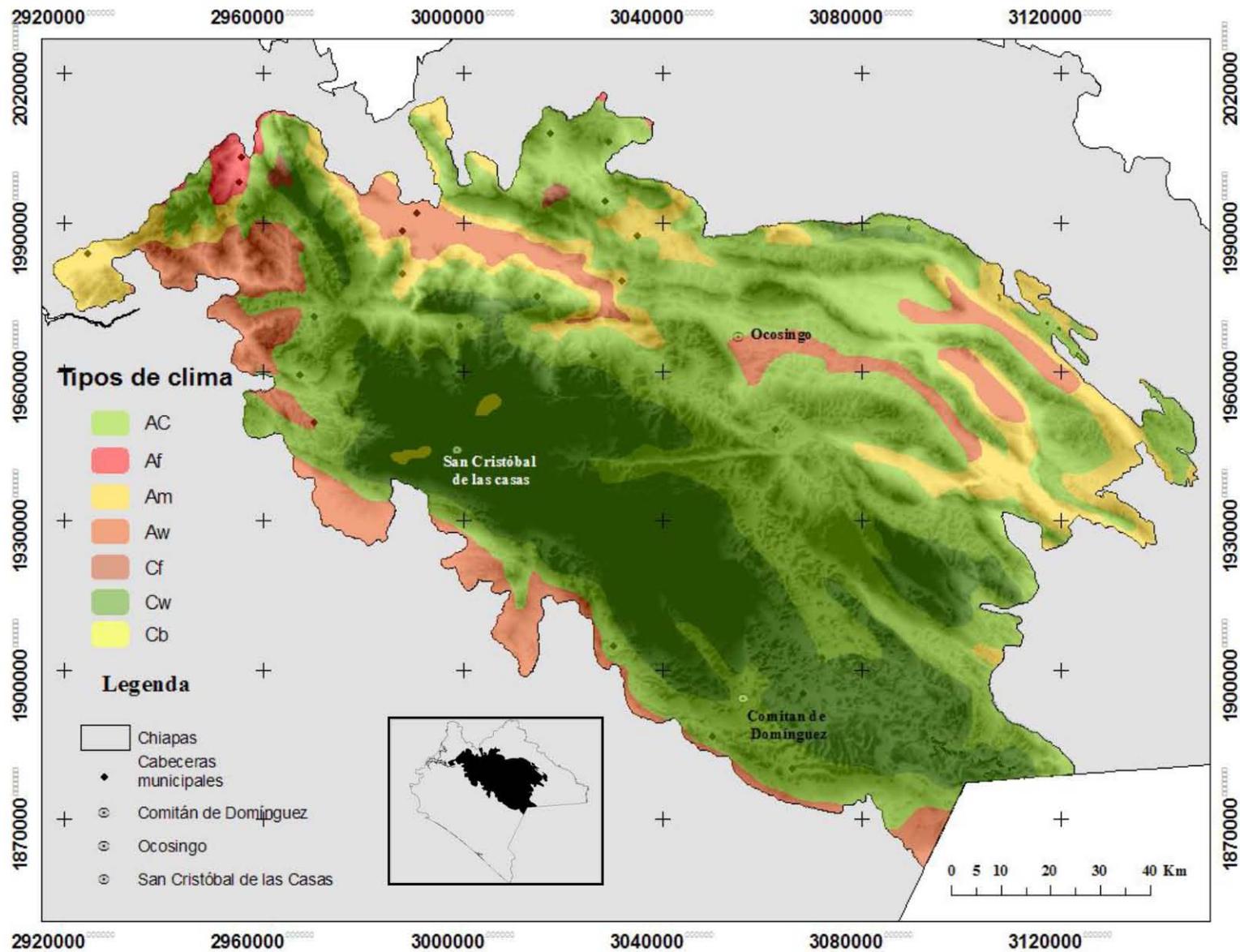


Figura 3. Tipos de clima del Altiplano Central de Chiapas de acuerdo a la clasificación de *Köppen* modificado por Enriqueta García (1998).

3.1.1 El medio biofísico

El altiplano central comprende un sistema altamente complejo y heterogéneo. Tiene una topografía accidentada y abruptos desniveles alternados con zonas planas y valles que varían en altitud y tipo de suelo. La variedad climática de esta región ha derivado en el desarrollo de vegetación diversa (Díaz-Hernández *et al.*, 2000, González-Espinosa, *et al.*, 2010). Las formaciones vegetales predominantes son el bosque mixto de pino- encino², el bosque mesófilo de montaña y la selva alta perennifolia. Existe continuamente crecimiento de bosques templados secundarios y en proceso de recuperación; esto forma parte del ciclo de producción agrícola. El desarrollo de pinares se ha acelerado en los últimos 20 años y es derivado del manejo y uso de suelo actual en los altos de Chiapas³ (González-Espinosa *et al.*, 2009).

En cuanto a la asociación vegetal de selva alta perennifolia, ésta da inicio en los municipios de Ocosingo, Altamirano y en buena medida de Las Margaritas (Miranda, 1952, INEGI, 1993, 2002, Challenger, 1998, Cayuela *et al.*, 2006b) (Anexo). La selva se extiende hasta Quintana Roo y Guatemala y ha sido colonizada más intensamente en México a partir de la segunda mitad del siglo XX. No obstante, la mayor parte del Altiplano es dominado por bosques templados mixtos y bosques de pino. Existen algunos parches de bosque mesófilo pero son difíciles de distinguir porque comparten elementos florísticos de los bosques templados.

² El uso de pinos normalmente es para tablas y muebles, aunque tienen mayor valor comercial, se dejan crecer por varios años antes de ser talados. Los encinos por otro lado, son aprovechados constantemente para la obtención de leña y carbón. El disturbio crónico y frecuente ha revertido las proporciones de pino y encino, siendo los primeros muy abundantes hoy día, de manera opuesta a como era en la década de los noventa.

³ El Censo agrícola, ganadero y forestal indica que en 2007, en Chiapas se explotaron 26,935.6 m³ de pino, cifra 4.5 veces menor al aprovechamiento de encinos, de 121,943.4 m³.

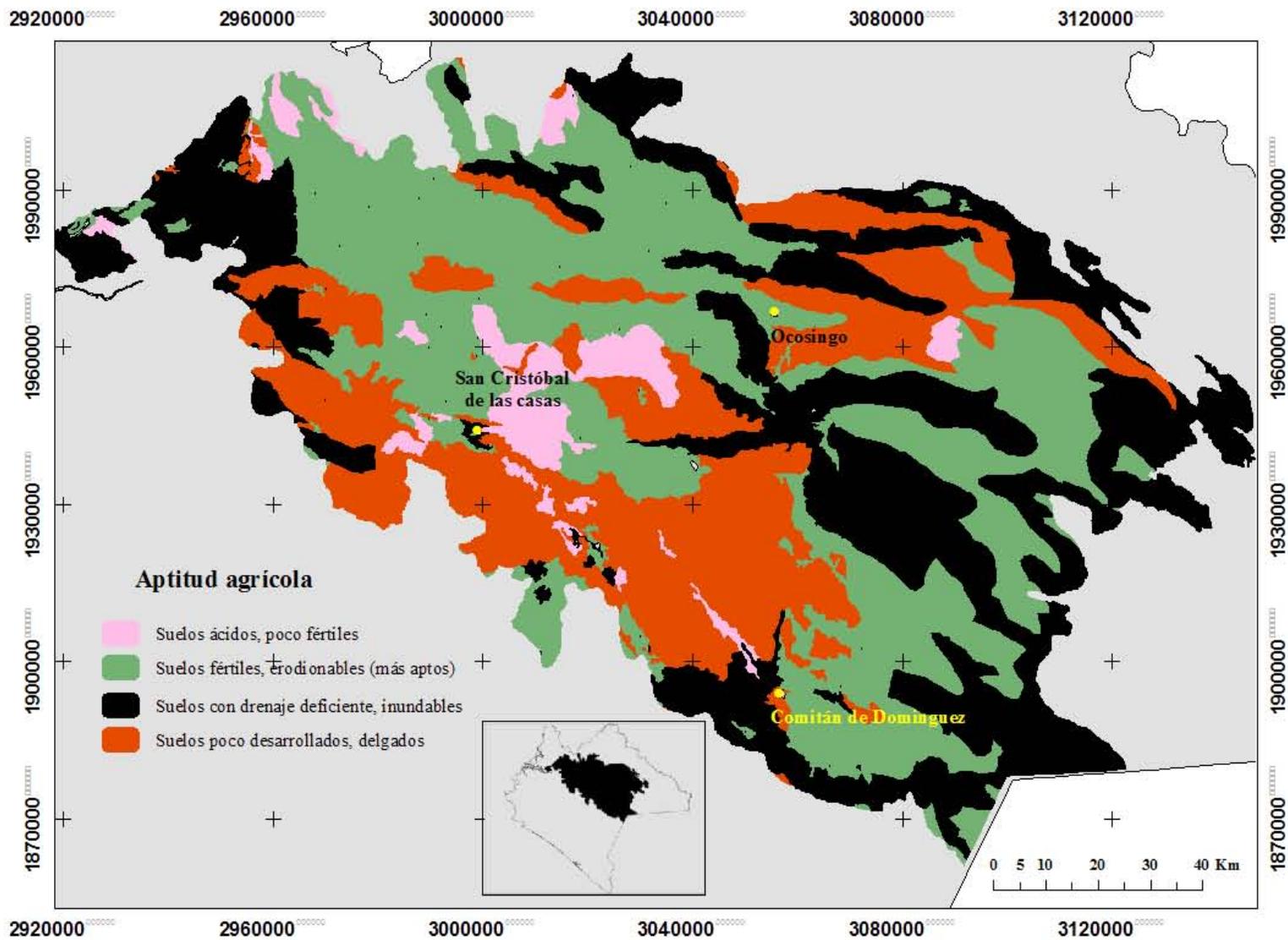


Figura 4. Aptitud agrícola del Altiplano Central de Chiapas según las características básicas del tipo de suelo.

Fuente: USDA, 1996, Driessen *et al.*, 2001, FAO, 2007.

Cuadro 1. Principales tipos de suelo presentes en el Altiplano Central de Chiapas y sus características de acuerdo a la FAO/UNESCO.

Características del tipo de suelo	Unidades del suelo de acuerdo a FAO/UNESCO	Superficie en la región	
		(km ²)	(%)
Suelos inapropiados para la agricultura, de reciente formación, profundidad limitada y baja capacidad de retener agua.	Regosoles, rendzinas.	4,170.5	24.7
Suelos con bajo contenido de nutrientes, pH ácido y retención de fósforo. Vulnerables a la erosión, regeneración natural lenta.	Acrisoles.	802.37	4.7
Suelos poco productivos, fertilidad media a alta. Deficiente drenaje y exceso de agua. En el caso de los gleysoles, necesitan ser drenados para cultivárseles.	Gleysoles, planosoles, litosoles,	5,490.3	32.6
Suelos con buena o excelente vocación para actividades agrícolas. Tienen buena aireación, buen drenaje pero también retienen humedad. Son de fácil labranza en general.	Luvisoles, feozem, vertisoles, nitosoles, fluvisoles	6,369.9	37.8
TOTAL		16,833.07	99.8

Fuentes: USDA, 1999, Driessen *et al.*, 2001, INEGI, 2007, IUSS, 2007.

Los suelos del altiplano son variables y con diferentes aptitudes para la agricultura (USDA, 1998, Driessen *et al.*, 2001, IUSS, 2007). Hay principalmente Leptosoles líticos y réndzicos, litosoles, acrisoles y regosoles como (INEGI, 2007). También hay presencia de acrisoles húmicos, geysoles, planosoles, fluvisoles, feozem, rendzinas, vertisoles y luvisoles cuyas características se resumen en el Cuadro 1. Las aptitudes agrícolas del suelo están fuertemente relacionadas con el clima. En las partes más altas del Altiplano existe un clima húmedo con baja temperatura y los suelos son más someros (Müllerried, 1957). Además, la temporada de heladas inicia en Octubre y termina en Abril en las zonas altas del altiplano, por lo que los cultivos crecen más lento o mueren (Sergio Cortina, *com. pers*). Esto significa poca productividad en las zonas más altas del altiplano, y por consecuencia se consideran tierras poco aptas para la agricultura. Por el contrario, en la zona de las cañadas de Comitán—al sur del Altiplano—el terreno también es difícil para la producción, pero son terrenos más planos en donde ha podido introducirse maquinaria y ha habido mejores resultados

que en la región de Los Altos. La Figura 4 muestra la distribución de la aptitud agrícola de las diferentes regiones del altiplano central de Chiapas, según el tipo de suelo.

En resumen, Chiapas es un estado de gran complejidad y heterogeneidad en términos biofísicos. Tanto su topografía como su variedad de suelos y climas han determinado la distribución de la vegetación. Las características diferenciales en el suelo y pendiente han provocado diferentes aptitudes para la agricultura, la cual puede o no ser recomendable en algunas regiones de este estado.

3.1.2 Medio socioeconómico

Chiapas es uno de los estados con mayor rezago social y marginación del país, ocupa el primer lugar a nivel nacional de acuerdo a CONEVAL (2005). Aunque esto es un hecho generalizado, el grado de marginación varía regionalmente. Sólo los municipios de Comitán y San Cristóbal de las Casas tienen niveles bajos de rezago social mientras que los municipios circundantes, tales como Tzimol, Coapinalá, Bochil, Chicoasén, Soyaló, Oscumacinta, Chiapa de Corzo, Acala y Socoltengango tienen rezago medio y alto (Anexo). Algunos de estos municipios tienen ciudades semi-desarrolladas debido a la industria del turismo. Sin embargo, la mayor parte de la población depende de las actividades primarias para subsistir, los productos cosechados son para el autoconsumo pero con frecuencia el excedente es vendido en los mercados locales.

Un problema que se ha acentuado desde 1970 en Chiapas, es el lento crecimiento de las ciudades y la poca oferta laboral fuera del sector primario (Viqueira, 2009). En contraste con el resto de México, en Chiapas existe todavía una gran parte de la población que depende de la agricultura para sobrevivir. No ocurre así en otros estados; Chiapas es un caso extremo de dependencia al campo, mismo que rinde muy poco y cuyas tierras siguen en alta demanda por la creciente población rural.

Al mismo tiempo, las tierras agrestes, con topografía accidentada y propensión a la erosión, han sido habitadas por gran parte de la población campesina desde la conquista hasta nuestros días. Los rendimientos agrícolas—dadas las características físicas del terreno—son muy bajos, y han creado una crisis agrícola para las personas dependientes de esta actividad. Estas últimas conforman a la mayoría de la población del estado. Este patrón de ocupación constituye uno de los problemas socioeconómicos más serios de Chiapas. La tierra es sobreexplotada y desgastada debido a la alta densidad poblacional en tierras rurales y la falta de empleo. A largo plazo la tierra se vuelve menos apta para continuar con las cosechas (Pool, 1997). Éste patrón de uso de la tierra ha sido observado en otras partes del mundo en donde la mayor parte de la población se dedica a la agricultura (Braimoh, 2006). La estrategia de reparto agrario, benéfica en sus inicios —durante la década de 1940—ya no lo es más: solo fomenta la dependencia a la tierra y actividades agrícolas y el círculo vicioso de pobreza y desgaste de recursos naturales. No obstante de lo anterior, siguen existiendo numerosos programas de apoyo a la producción que refuerzan el esquema del reparto agrario, el fomento a la ganadería extensiva y los apoyos a la producción en general (Bay y Kepleis, 2005).

En términos de densidad poblacional y desarrollo económico, las dos ciudades más importantes del Altiplano Central son San Cristóbal de las Casas (población: 185,197) y Comitán de Domínguez (población: 141,013) (INEGI, 2010). Estas dos ciudades tienen mayor densidad de población que las localidades circundantes. Aunque el promedio en densidad de población es de 65 hab/km² (CEIEG, 2010), ésta varía enormemente a lo largo y ancho del altiplano. Desde 20 hab/km² en las llanuras tropicales de Ocosingo a más de 485 hab/km² en San Cristóbal de las Casas. A pesar de los contrastes, la población de Chiapas está en constante incremento, a una tasa anual del 2% desde 1990 (CEIEG, 2010). Aunque las presiones demográficas están asociadas a la deforestación y el cambio de uso de suelo, algunas regiones como Los Altos y los Valles de Comitán se han recuperado gracias al crecimiento secundario de la vegetación. Existe un debate acerca de si México atraviesa por una transición forestal a nivel regional (García-Barrios *et al.*, 2009, Rudel *et al.*, 2005,

Kolb and Galicia, 2012, Vaca, 2012, Vaca *et al.*, 2012). Evidencias al respecto son las recientes migraciones interestatales e internacionales debido a la falta de empleo y degradación progresiva del suelo, que a su vez ha provocado una crisis en los rendimientos agrícolas, que encima de todo se suman a la inestabilidad de los precios de cultivos en el mercado.

En conclusión, Chiapas es un estado que atraviesa actualmente por una crisis socioeconómica derivada de las actuales políticas de tenencia de la tierra y la falta de oportunidades laborales. Existe tanto un desgaste edáfico y de los bosques, como bajos rendimientos y poca producción agropecuaria. La población, en su mayoría campesinos dependientes de la agricultura, no han tenido más opción que intensificar los cultivos, acortar los tiempos de descanso, realizar quemas más intensas y compactar la tierra.

3.1.3 Uso de suelo

De acuerdo al VIII censo agrícola, ganadero y forestal (2007), la superficie agrícola de Chiapas fue de 2.5 millones de hectáreas. Casi el 98% de la agricultura depende sólo de la precipitación pluvial, mientras que el 2.1% es de riego; ésta proporción se mantiene para el Altiplano Central de Chiapas. El esquema roza-tumba-quema ha sido empleado por siglos; no obstante, su práctica ha disminuido en recientes años en la región de Los Altos. Esto se explica en parte por el fenómeno de minifundismo (que se ha acentuado con el tiempo), pero también por procesos migratorios, bajos rendimientos agrícolas y cambio a de agricultura a ganadería, de lo que se hablará a profundidad más adelante.

De todos los cultivos, uno de los más importantes es el maíz, pues constituye el 85% de la superficie sembrada y aporta el 5% de la producción total nacional. Otros cultivos importantes son el frijol, cultivo anual que genera el 5.3% de la producción del país, el café (32.6% producción total

nacional), el cacao (29.4%)⁴ y el mango (12.3%). Cultivos importantes de menor volumen de producción son el aguacate, la caña de azúcar, el coco y los pastos cultivados. Éstos últimos colocan a Chiapas como el segundo mayor productor de pastos del país (INEGI, 2009). La vegetación natural se encuentra alternada con zonas de cultivo y pastoreo. Debido a la naturaleza cíclica de los agro-ecosistemas, en muchas ocasiones las zonas de cultivo se convierten en vegetación en vías de recuperación gracias a los periodos de descanso, y éstas vuelven a convertirse en cultivo o a pastizal años más tarde. La duración y permanencia de los pastos depende del productor. La decisión no sólo recae en el rendimiento agrícola sino en la dinámica de la comunidad o ejido, ya que cada uno tiene una forma de organizarse diferente (Figura 5 y 6).

Los ciclos agrícolas varían en duración: antes de 1950, el descanso de la milpa duraba de 15 a 20 años alternando con periodos de producción de 3-5 años. Después de la segunda mitad del siglo XX se han ido acortando cada vez más; en recientes años los periodos de descanso pueden llegar a durar solo 5 años. La intensificación de la agricultura responde en gran medida a la disminución de los rendimientos por la constante siembra. Por otro lado, los pastizales pueden durar pocos años o ser permanentes dependiendo de la permanencia del ganado.

En la Figura 7 se muestran los tipos de vegetación y uso de suelo correspondientes a 1993, 2002 y 2007 basado en la cartografía de INEGI. En ella se muestra cómo las coberturas dominantes son el bosque templado (secundario) y la agricultura, mientras que la selva y la ganadería se encuentran menos representados.

⁴ El cacao es un cultivo perene muy importante en Chiapas, desde el punto de vista económico y cultural. Durante 2007 sembró más de 30 mil ha. Chiapas el segundo productor a nivel nacional, superado sólo por Tabasco (INEGI, 2009). Sin embargo los rendimientos han disminuido fuertemente desde entonces, debido a la monoliasis, un hongo que acaba hasta con el 90% de los rendimientos.

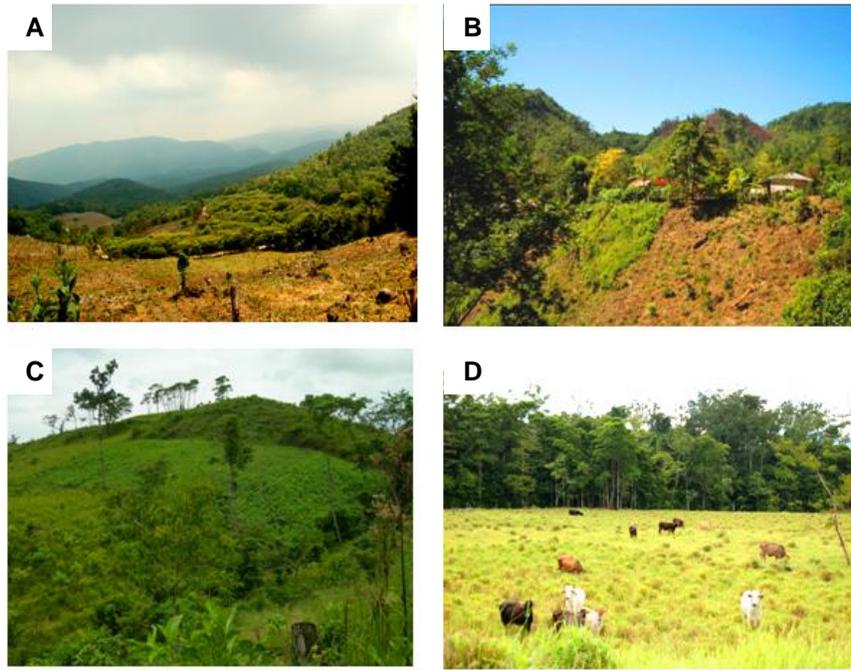
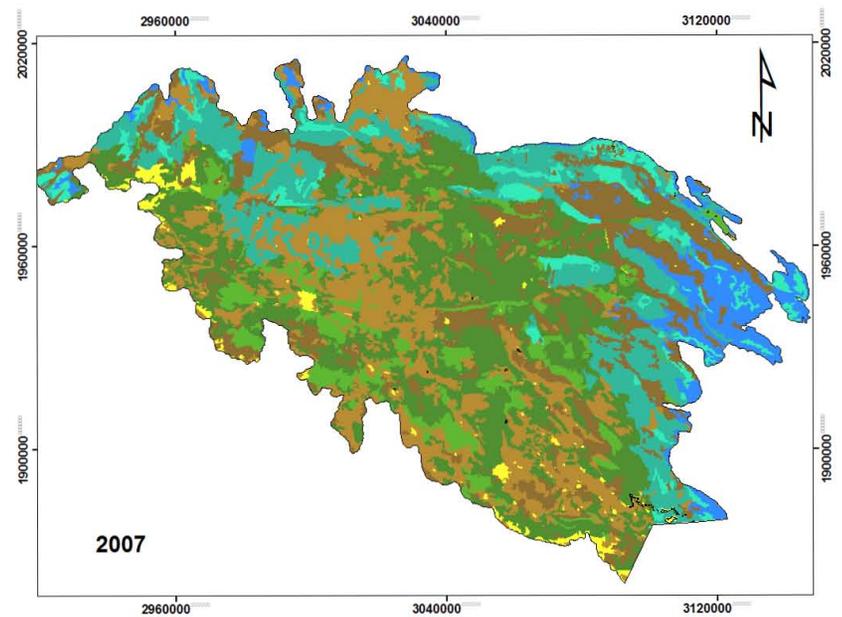
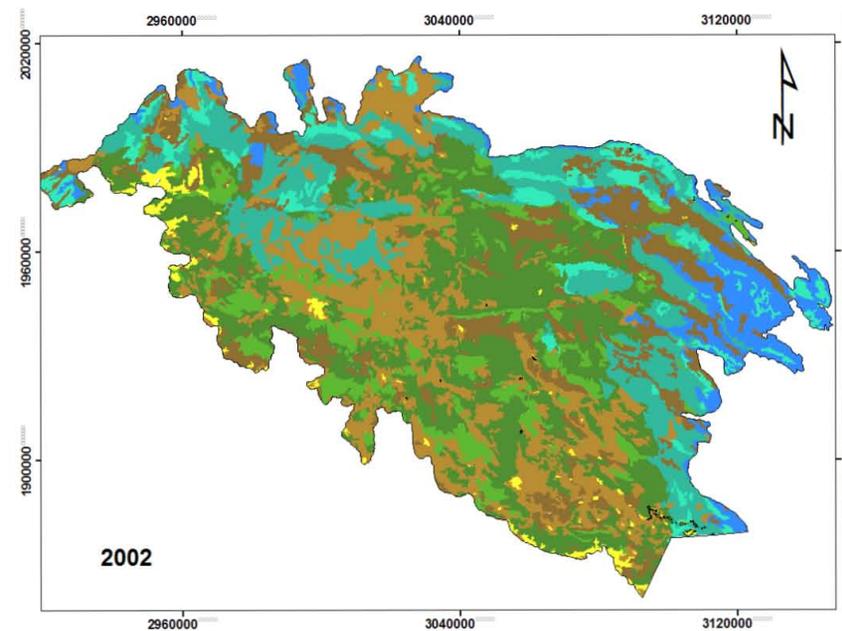
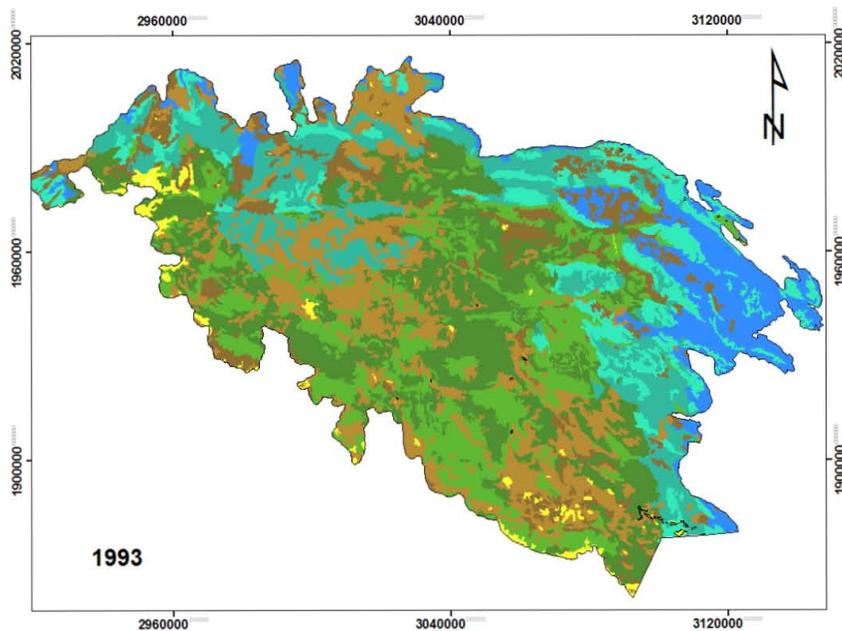


Figura 5. Formas de aprovechamiento en el altiplano. (a) Sistema tradicional roza-tumba-quema (b) huerto familiar (c) parcela abandonada (d) ganadería extensiva en la región selva. Fotografías cortesía del Dr. Mario González Espinosa y el Dr. Neptalí Ramírez Marcial



Figura 6. Fragmentación, erosión y deforestación en el Altiplano Central de Chiapas.

Fotografías cortesía del Dr. Mario González Espinosa y Dr. Roberto Bonifaz Alfonzo



Tipos de vegetación y uso de suelo

- Agricultura
- Bosque mesófilo de montaña
- Bosque mesófilo secundario
- Bosque templado
- Bosque templado secundario
- Ganadería
- Otras coberturas
- Selva alta perennifolia

Figura 7. Tipos de vegetación y uso de suelo presentes en el Altiplano Central de Chiapas de acuerdo a la cartografía de INEGI durante los años 1993, 2002 y 2007.

3.2 Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo

3.2.1 Obtención de datos

Los mapas de uso de suelo y vegetación empleados corresponden a la serie II (1993) serie III (2002) y serie IV (2007) del Instituto de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Los mapas tienen una escala 1:250,000 y fueron transformados a formato ráster con una resolución de 30x30 m. Las fechas fueron elegidas con base en las grandes transformaciones en términos de los cambios de uso de suelo que ocurrieron en Chiapas a partir de la década de 1990.

Las tres series se generaron a partir de interpretación visual de imágenes de satélite y posterior verificación en campo. La cartografía no fue validada por los que la crearon, no obstante, constituye un esfuerzo realizado a nivel nacional y se le considera confiable: ha sido empleada en numerosos estudios sobre cambio de uso de suelo (Bocco, *et al.*, 2001 Velázquez, *et al.*, 2002, 2003, Mas *et al.*, 2004a, 2004b), entre ellos, el establecimiento de patrones de deforestación y modelación espacial (Ramírez-Mejía *et al.*, 2010, Kolb and Galicia, 2012). Mas *et al.*, (2002) validaron de forma independiente la cartografía INEGI correspondiente al estado de Michoacán y obtuvieron una precisión relativa del 88%.

Con la finalidad de hacer una comparación estandarizada de las tres series, los mapas de uso de suelo fueron reclasificados en 8 categorías de vegetación y uso de suelo con el Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcGIS 10.0 (ESRI, 2001). En la nueva clasificación se separó a la vegetación secundaria de la madura para diferenciar los procesos de degradación y recuperación de los de deforestación neta (Cuadro 2).

Cuadro 2. Claves de la armonización de las categorías de vegetación y uso de suelo de de INEGI para los años 1993, 2002 y 2007.

Tipo de vegetación/uso de suelo	Clave
Bosque templado	B
Bosque templado secundario	BS
Bosque mesófilo de montaña	BM
Bosque mesófilo secundario	BMS
Selva alta perennifolia	S
Agricultura	A
Ganadería	G
Otras coberturas	O

De acuerdo a la estandarización, la vegetación secundaria abarca la vegetación secundaria herbácea, arbórea y arbustiva, la agricultura incluye la de temporal y la de riego. La ganadería incluye tanto a los pastizales cultivados como los inducidos y la clase “otras coberturas” incluye la zona urbana, chaparral, vegetación de galería y selva baja caducifolia, cuyas extensiones son mínimas dentro del sitio de estudio.

3.2.2 Identificación espacial de cambios

Para obtener las estadísticas de la trayectoria de las diferentes coberturas se obtuvieron las tasas de cambio para ambos periodos con la fórmula propuesta por la FAO (1995):

$$t = (S_2/S_1)^{1/n} - 1 * 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

En donde t es la tasa de cambio, S_1 se refiere a las categorías de vegetación y uso de suelo en el tiempo 1, S_2 se refiere a las mismas categorías en el tiempo 2 y n al número de años en el periodo estudiado. El resultado es multiplicado por 100 para expresar porcentaje.

La tasa de cambio sirve de indicador para conocer la trayectoria-espacial de los tipos de cobertura en el tiempo. Para contemplar los cambios espacialmente explícitos, es necesario hacer un cruce de mapas por medio de un sistema de información geográfica. El cambio espacial se determinó con IDRISI Selva (ClarkLabs, 2012), el cual está basado en el método de matrices de cambio derivadas del método propuesto por Pontius *et al.*, (2004) y se analizó la relación de pérdidas y ganancias vs la persistencia.

2.3 Transiciones sistemáticas vs transiciones aleatorias

El análisis de las trayectorias de cambio de paisaje muestra las posibles combinaciones de transición. Esto se debe a que, dada la naturaleza dinámica de los paisajes, el número potencial de transiciones (*i.e.*, combinaciones) de un tipo de cobertura a otro sea muy alto (Braimoh, 2006, Alo y Pontius, 2008, Versace *et al.*, 2008). Por ello, el enfoque de trayectorias es clave para entender aquellas que son relevantes. Las transiciones sistemáticas son el reemplazo continuo y específico de una cobertura por otra, y se distinguen de las transiciones aleatorias porque se trata de procesos constantes e identificables; detrás de los cuales hay causas específicas que los dirigen (Pontius *et al.*, 2004). Para simplificar el análisis a las transiciones más importantes/dominantes en el paisaje de estudio, es recomendable tomar en cuenta a la persistencia. Ésta es incluida la matriz de transición, también denominada matriz extendida (Cuadro 3).

Las ganancias y pérdidas bajo proceso aleatorio son calculados con las fórmulas propuestas por Pontius *et al.*, 2004.

$$G_{ij} = (P_{+j} - P_{jj}) \left(\frac{P_{i+}}{100 - P_{j+}} \right), \text{ donde } i \neq j \quad \text{Ec. 2}$$

$$L_{ij} = (P_{i+} - P_{ii}) \left(\frac{P_{+j}}{100 - P_{+i}} \right), \quad \text{donde } i \neq j \quad \text{Ec. 3}$$

Cuadro 3. Ejemplo de matriz extendida general obtenida del cruce de mapas de dos fechas

t1/t2	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Total (t1)	Pérdidas
Categoría 1	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_{1+}	$P_{1+}-P_{11}$
Categoría 2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	P_{2+}	$P_{2+}-P_{22}$
Categoría 3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	P_{3+}	$P_{3+}-P_{33}$
Total (t2)	P_{+1}	P_{+2}	P_{+3}	1	
Ganancias	$P_{+1}-P_{11}$	$P_{+2}-P_{22}$	$P_{+3}-P_{33}$		

La ecuaciones 2 y 3 representan, respectivamente, las ganancias y pérdidas esperadas bajo un proceso aleatorio. Si la diferencia entre valores reales (observados) menos los calculados por la fórmula de la ecuación 2 (esperados) es positiva, la categoría representada en las columnas de la matriz (tiempo 2) habrá ganado a la categoría de la fila (tiempo 1) más de lo que se esperaría bajo un proceso aleatorio (Pontius *et al.*, 2004, Alo y Pontius, 2008) y viceversa: si la diferencia es negativa, se habrá ganado menos de lo esperado bajo un proceso aleatorio. De forma análoga, si la diferencia entre valores reales (observados) menos los calculados por la fórmula de la Ec.3 (esperados) es positiva, la categoría representada en las filas de la matriz (tiempo 1) habrá perdido más por la categoría de la columna (tiempo 2) de lo que se esperaría bajo un proceso aleatorio; y viceversa si la diferencia es negativa (Pontius *et al.*, 2004) (Cuadro 3).

En sentido estadístico, una transición es aleatoria cuando la ganancia o pérdida está en proporción al tamaño de la categoría que sufre la transición. Cualquier desvío significativo de esta proporción es considerado como *transición sistemática* (Braimoh, 2006). Para ser considerada como tal, una transición debe ser sistemática en ambos sentidos. Por ejemplo; la transición *A* a *B* sólo será considerada como sistemática si *A* gana sistemáticamente de *B* y *B* pierde sistemáticamente de *A*.

En el Cuadro 3 se muestran las transiciones de las categorías del tiempo 1 al tiempo 2. Los números de la diagonal indican persistencia mientras que el resto de las celdas representan alguna transición ocurrida durante el periodo. La fila y la columna donde se muestra el total representan las ganancias y pérdidas brutas. Existe una fila y una columna adicional: la fila adicional indica las *ganancias netas*, es decir, el total de ganancias de una categoría menos la persistencia. A su vez la columna adicional representa las *pérdidas netas*; el total de superficie que cambió a algún otro tipo de cobertura menos la persistencia. Las proporciones aleatorias calculadas con la fórmula de Pontius *et al.*, (2004) son después integradas a la matriz de cambio derivada del cruce de mapas y sirven para comparar los cambios observados en relación a los esperados asumiendo un proceso aleatorio.

2.4 Cambios netos e intercambios

Existen otros indicadores de los cambios en el paisaje que se derivan de la matriz de transición. Uno de ellos es el *cambio total*; que se define como la suma de ganancias brutas (total de cada fila) y pérdidas brutas (total de cada columna). Es decir, todos aquellos cambios registrados en un periodo y observados en el paisaje; incluyendo las pérdidas y ganancias de todas las coberturas. En contraste, el *cambio neto* se define como la diferencia entre ganancias y pérdidas brutas de cada cobertura. En otras palabras, son los cambios en el paisaje una vez que se han sustraído las pérdidas menos las ganancias (o viceversa). Por otra parte, los *intercambios* son el cambio total menos el cambio neto, es decir, se trata de los cambios de superficie ocurridos en una categoría sin que la cantidad (ha) haya cambiado; únicamente son cambios espaciales y no de superficie absoluta. Por ejemplo, si se pierden 100 ha de bosque en una región al norte del sitio de estudio y al mismo tiempo se regeneran otras 100 ha en la zona sur, entonces hubo un intercambio de 100 ha. En estos casos la superficie no cambió pero sí la configuración del paisaje. El intercambio es un concepto muy importante en el análisis de los paisajes puesto que evita que se sobreestimen los cambios. En

particular si existen coberturas dominantes en donde el aprovechamiento y regeneración de dichas coberturas es frecuente (Pontius *et al.*, 2004).

2.5 Fragmentación del paisaje: El bosque mesófilo de montaña y el bosque templado

El análisis de fragmentación se hizo para los mismos años que el análisis de cambio de uso de suelo: 1993, 2002 y 2007 con una resolución de 200x200 m. El análisis se realizó a dos niveles: clase (*i.e.*, bosque mesófilo y bosque templado) y parche (*i.e.*, fragmentos). Únicamente se contemplaron dos clases en este estudio y corresponden a los bosques de Chiapas. Los bosques ocupan la mayor parte del Altiplano y son activamente aprovechados; también son sensibles a los procesos de fragmentación. Los patrones de fragmentación de ambos tipos bosque fueron comparados para poder entender la dinámica de ambos y encontrar el origen de dichos patrones. Asimismo se analizaron las causas que dieron origen a la configuración de ambos paisajes a manera de análisis de dinámica espacial.

El enfoque de este trabajo fue de fragmentación estructural, basado únicamente en los patrones espaciales de los parches y no en una especie específica. Se utilizó el programa FRAGSTATS v. 3.3 (McGarigal y Marks, 1995) para calcular los índices de fragmentación correspondientes. Este programa ha sido ampliamente usado en la descripción de los patrones espaciales de fragmentación (Rutledge, 2003). Los cálculos se hicieron usando la regla de los 8 vecinos, un borde estándar de parche de 1,000 m y un radio de proximidad de 1,000 m, éste último corresponde a una medida fija con la que se basan los cálculos del índice de proximidad. La regla de los 8 vecinos tiene un impacto importante en la forma final de los parches y debe tomarse en cuenta para la interpretación de los mismos (McGarigal y Marks, 1995).

A nivel clase, los índices calculados fueron (1) Número de parches (NP): suma de todos los parches correspondientes a una clase (2) índice del parche más grande (LPI).- tamaño (ha) del parche más grande de la clase, (3) Media ponderada de proximidad (PROX_AM).- promedio del

número de parches de la misma clase circunscritos en un radio preestablecido con respecto a un parche focal, y (4) Agregación (AI).- grado de proximidad entre parches de una misma clase, considerando únicamente dispersión. A nivel parche, se emplearon los índices (1) Área de parche (AREA).- tamaño de los parches (ha), (2) Radio de giro (GYRATE).- medida de la extensión de los parches (3) Índice de forma (SHAPE).- medida de la complejidad de un parche con estandarización y (4) Proximidad (PROX).- número de parches de la misma clase circunscritos en un radio preestablecido con respecto a un parche focal. Una explicación detallada de los índices empleados se puede encontrar en el ANEXO.

Finalmente, se empleó la fórmula propuesta de la FAO (1996) para calcular deforestación, pero en este caso se reemplazó hectáreas por número de parches, con el fin de estimar la tasa de fragmentación de los bosques:

$$N = 1 - [1 - ((N_1 - N_2)/N_1)^{1/t}] * 100 \quad \text{Ec. 4}$$

Donde N1 y N2 se refieren al número de parches en el tiempo 1 y tiempo 2, respectivamente y “t” corresponde al número de años del periodo. La misma ecuación fue usada tanto para el periodo primero (1993-2002) como para el segundo (2002-2007).

4. Resultados

4.1 Identificación espacial de cambios

La identificación espacial del cambio de uso de suelo permitió establecer las categorías dominantes y las principales transiciones en el Altiplano de forma explícita. Asimismo, se identificó la ubicación y cantidad (ha) de persistencia, ganancias y pérdidas de las diferentes coberturas durante 1993-2002 y 2002-2007. Las categorías dominantes en el altiplano en 1993 fueron el bosque templado secundario (22.5%), la agricultura (18.25%) y el bosque templado maduro (16.53%), y estas tres categorías representaron en conjunto casi el 60% del sitio de estudio durante la primera fecha de estudio. El bosque mesófilo ocupó el 9.6% y el bosque mesófilo secundario el 13.8% de la superficie, respectivamente (Cuadro 4). La ganadería únicamente abarcó el 8%, aunque casi duplicó su superficie durante 1993-2002.

En 2002, las categorías dominantes el altiplano fueron el bosque templado secundario (26.4%), la agricultura (20.45%) y la ganadería (14.6%). En contraste, el bosque mesófilo ocupó el 5.81% y el bosque mesófilo secundario el 16.1% de la superficie. Las categorías dominantes en el altiplano en 2007 fueron el bosque templado secundario (26.5%), la agricultura (21.9%) y la ganadería (16.06%); el bosques mesófilo ocupó el 5% y el bosque mesófilo secundarios el 16.52% de la superficie (Cuadro 4). El bosque mesófilo y la selva tienen menos superficie que el bosque templado porque el último incluye bosque de pino, encino y mixto. En términos de uso de suelo, la agricultura fue dominante en términos de superficie (~300,000 ha), seguida de la ganadería (~150,000 ha). La agricultura se extendió por casi todo el Altiplano—particularmente en Los Altos de Chiapas—mientras que la ganadería se encuentra relegada en su mayor parte a la zona tropical del Altiplano también conocida como la región de la selva (al este de Chiapas) (Figura 7).

El patrón de la magnitud de cambio de uso de suelo es diferencial en cada año y entre coberturas. Los bosques maduros y la selva disminuyeron su superficie en 2002 con respecto a 1993. El bosque templado, el bosque mesófilo de montaña y la selva alta exhibieron las mayores

tasas de deforestación; el bosque templado tuvo una tasa de deforestación de $-0.82\%/año$. El bosque mesófilo ($-0.60\%/año$) y la selva alta ($-0.38\%/año$) también tienen tasas de deforestación altas a pesar de tener proporcionalmente menos superficie que el bosque templado, lo cual sugiere una deforestación más intensa y localizada de ambas coberturas (Cuadro 4, Figura 8). Este patrón se conserva durante 2007, aunque la intensidad de ganancias y pérdidas es distinta. El bosque templado y el bosque mesófilo de montaña tienen las mayores tasas de deforestación -0.68% y -0.59% , respectivamente. En contraste, la tasa de expansión más alta corresponde a la ganadería, con una tasa $0.65\%/año$ durante 1993-2002 y $0.40\%/año$ en 2002-2007; mientras que la agricultura creció a una tasa de 0.14% y 0.13% en los mismos periodos. Por lo tanto, la ganadería se expandió con mucho más rapidez que otros usos de suelo.

La recuperación de los bosques a través de la sucesión secundaria es igualmente rápida para el bosque templado y el bosque mesófilo. Durante 1993-2002 ambos tipos de bosque tuvieron una tasa de recuperación de alrededor de $0.20\%/año$. Sin embargo, durante 2002-2007 ésta tasa cayó a $0.082\%/año$ para bosque mesófilo y $0.02\%/año$ para bosque templado. Aunque la tasa de recuperación disminuyó durante el segundo periodo, éstas son las únicas coberturas vegetales que mostraron algún signo de recuperación: la selva únicamente tuvo tasa de deforestación sin recuperación significativa (Cuadro 4, Figura 8).

Cuadro 4. Área (ha) y porcentaje de los tipos de vegetación y uso de suelo y sus tasas de cambio en el Altiplano central de Chiapas durante 1993-2007

Cobertura	1993 (ha) (%)	2002 (ha) (%)	2007 (ha) (%)	Tasa cambio 1993-2002 (%/año)	Tasa cambio 2002-2007 (%/año)
Bosque templado	278,951.50 (16.53)	140,507.30 (8.33)	117,928.50 (6.99)	-0.81	-0.68
Bosque templado secundario	375,948.00 (22.28)	445,366.20 (26.4)	447,643.00 (26.53)	0.21	0.02
Bosque mesófilo de montaña	162,363.50 (9.62)	98,054.40 (5.81)	84,387.80 (5.00)	-0.60	-0.59
Bosque mesófilo secundario	233,533.50 (13.84)	273,092.60 (16.19)	278,758.90 (16.52)	0.20	0.082
Selva alta perennifolia	151,014.80 (8.95)	109,652.60 (6.5)	100,525.60 (5.96)	-0.38	-0.34
Agricultura	307,848.50 (18.25)	344,995.10 (20.45)	355,780.20 (21.09)	0.14	0.13
Ganadería	148,125.20 (8.78)	246,356.00 (14.6)	270,934.00 (16.06)	0.65	0.40
Otras coberturas	29,484.30 (1.75)	29,245.10 (1.73)	31,394.0 (1.86)	-0.01	0.28

En general, los cambios de uso de suelo fueron son mayores durante 1993-2002 que durante 2002-2007, o bien, hubo mayor recuperación de la vegetación durante 2002-2007. A pesar de que las tasas de cambio son menores durante 2002-2007, las proporciones de pérdida y ganancia de superficie entre las categorías se mantuvieron. Lo anterior sugiere que los patrones de aprovechamiento no cambiaron entre ambos periodos sino únicamente la intensidad de éstos. A pesar de que la agricultura tiene más del doble de superficie que la ganadería, es ésta última la que tiene una tasa de expansión casi cinco veces mayor a la de la agricultura. Esto nos indica que aunque la ganadería se encuentra menos representada en el altiplano, se expande mucho más rápido que la agricultura.

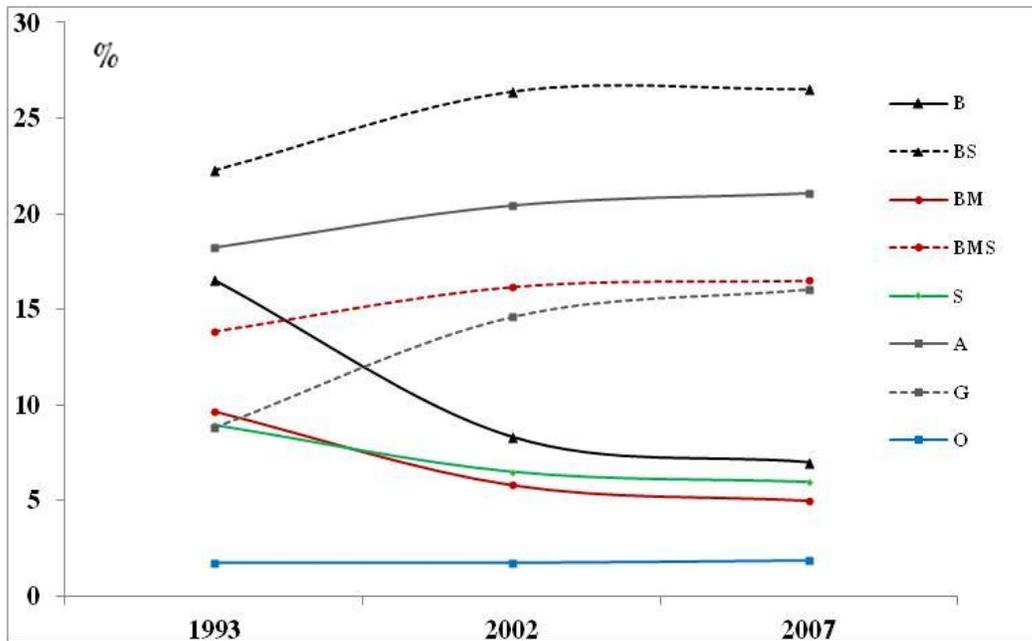


Figura 8. Cambio en área (%) para diferentes categorías de vegetación y uso de suelo de 1993 a 2007 en Chiapas, México.

4.2 Análisis espacial de cambios netos, intercambios y transiciones

Se generaron un total de cuatro matrices extendidas de transición, dos para cada periodo (Cuadros 5 y 6). Durante 1993-2002 se registró una persistencia del 75% y durante 2002-2007 del 86%. Es decir, que más del 75% del paisaje no cambió durante los 14 años de estudio. Lo anterior no quiere decir que el paisaje careció de dinamismo. De hecho, más del 10% del paisaje se compone de intercambios de superficie. La categoría más dinámica durante 1993-2002 fue el bosque templado secundario, ya que presentó grandes pérdidas y ganancias, y más del 8% del intercambio de superficie. Durante 2002-2007 el intercambio disminuyó (6.1%, Cuadro 6), pero aun así siguió siendo el más alto de todas las coberturas. El bosque templado secundario se encuentra en constante cambio dado que los usos de suelo conducen a degradación y crecimiento de vegetación secundaria por abandono o descanso de los cultivos.

Cuadro 5. Resumen de los cambios (%) observados en el paisaje durante 1993-2002

1993/2002	Ganancias	Pérdidas	Cambio total	Persistencia	Intercambio	Cambio neto
B	0.68	8.88	9.56	7.65	1.36	8.2
BS	8.31	4.19	12.5	18.09	8.38	4.12
BM	0.14	3.95	4.09	5.67	0.28	3.81
BMS	3.88	1.53	5.41	12.31	3.06	2.35
S	0.06	2.51	2.57	6.44	0.12	2.45
A	4.34	2.14	6.48	16.11	4.28	2.2
G	6.65	0.82	7.47	7.96	1.64	5.83
O	0.29	0.3	0.59	1.45	0.58	0.01
Total	24.35	24.32	24.34	75.68	9.85	14.49

Cuadro 6. Resumen de los cambios (%) observados en el paisaje durante 2002-2007

2002/2007	Ganancias	Pérdidas	Cambio total	Persistencia	Intercambio	Cambio neto
B	0.58	1.91	2.49	6.41	1.16	1.33
BS	3.18	3.05	6.23	23.35	6.1	0.13
BM	0.35	1.16	1.51	4.66	0.7	0.81
BMS	1.91	1.58	3.49	14.61	3.16	0.33
S	0.27	0.81	1.08	5.68	0.54	0.54
A	3.27	2.63	5.9	17.82	5.26	0.64
G	3.41	1.95	5.36	12.65	3.9	1.46
O	0.42	0.3	0.72	1.44	0.6	0.12
Total	13.39	13.39	13.39	86.62	10.71	2.68

Las ganancias brutas van acompañadas de pérdidas brutas, que en este representan el 24% del sitio de estudio cada una, durante 1993-2002. En cambio, durante 2002-2007 éstas fueron cada una del 13% (cuadros 5 y 6). En otras palabras, el primer periodo fue más dinámico que el segundo, ya que en general hubo más transiciones (*i.e.*, pérdidas y ganancias). El cambio neto no registra estas transiciones, pero el intercambio sí, ya que es una forma de medir la dinámica de una cobertura aún si el cambio neto es pequeño o la cobertura se encuentra poco representado en el paisaje.

Durante 1993-2002, el intercambio fue alto para bosque templado secundario, la agricultura y el bosque mesófilo secundario, mientras que el bosque templado, la ganadería, el bosque mesófilo y la selva tienen casi en su totalidad cambio neto. Las diferencias entre intercambio y cambio neto son menores durante 2002-2007, pero el bosque templado secundario, la agricultura, el bosque mesófilo secundario y—en menor grado—la ganadería, tienen mayor intercambio que cambio neto.

El cambio neto de cada categoría varió entre los dos periodos: en 1993-2002 todas las categorías exhibieron cambios importantes, particularmente en bosque templado (-8.2), ganadería (+5.83) y bosque secundario (+4.12). Por el contrario, durante 2002-2007, casi todas las categorías tuvieron cambios netos de alrededor de 1.0: resaltan la ganadería (+1.46) y el bosque templado (-1.33). Esto se debe a que las ganancias y pérdidas fueron menores durante este periodo.

En general, se atribuyen más cambios a la cantidad (ha) que al intercambio durante el periodo 1993-2002, mientras que durante el periodo 2002-2007 la cantidad y el intercambio contribuyen casi de forma equitativa a los cambios espaciales. La mayor parte de los cambios se asocian al crecimiento de vegetación secundaria, que es resultado de los ciclos agropecuarios de cosecha y descanso. La distribución de ganancias, pérdidas y persistencia de todas las coberturas en ambos periodos puede observarse en las Figuras 9 y 10.

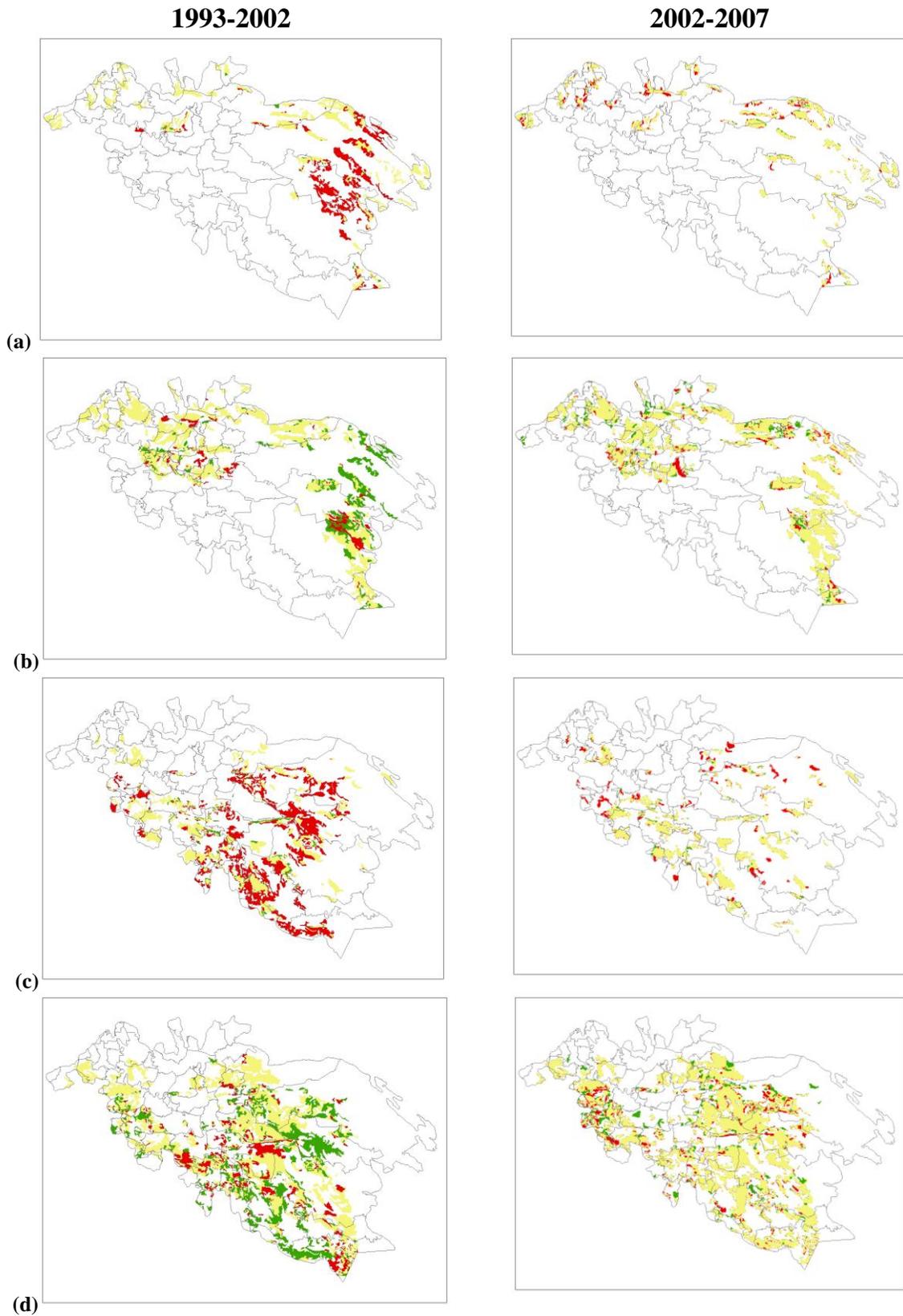


Figura 9. Mapas de ganancias (verde), pérdidas (rojo) y persistencia (amarillo) de las coberturas: (a) bosque mesófilo de montaña (b) bosque mesófilo secundario (c) bosque templado (d) bosque templado secundario.

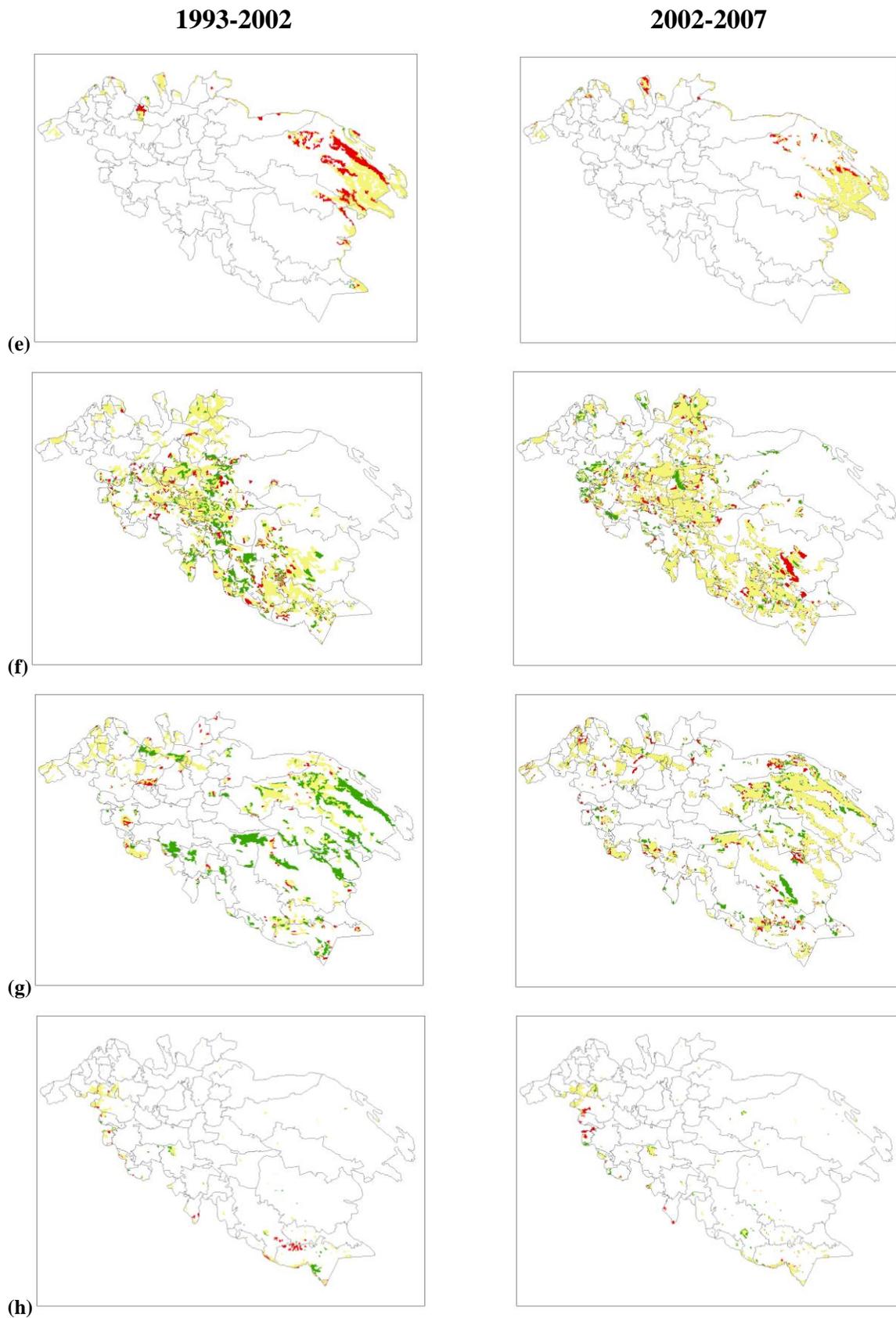


Figura 10. Mapas de ganancias (verde), pérdidas (rojo) y persistencia (amarillo) de las coberturas: (e) selva alta (f) agricultura (g) ganadería (h) otras coberturas.

4.3 Transiciones sistemáticas

Durante 1993-2002 las transiciones sistemáticas más importantes fueron las que implican conversión de vegetación madura a vegetación secundaria (Cuadros 7 y 8). El bosque templado tuvo un impacto más grande en el paisaje en comparación con el bosque mesófilo. La regeneración de bosque mesófilo secundario a bosque maduro es más tardada y difícil, dada la continua explotación de este ecosistema y su distribución localizada. Por el contrario, el bosque templado, se regenera más rápidamente y esto permite que haya aprovechamiento forestal posterior.

Cuadro 7. Resumen de transiciones sistemáticas durante 1993-2002 según ganancia aleatoria

Transición sistemática de 1993 a 2002	Observado menos esperado	Diferencia dividida entre valor esperado	Interpretación
Bosque mesófilo a bosque mesófilo secundario	2.87	6.67	Cuando el bosque mesófilo secundario gana, reemplaza al bosque mesófilo.
Bosque mesófilo a agricultura	-0.48	-0.94	Cuando la agricultura gana, no reemplaza al bosque mesófilo.
Bosque mesófilo a ganadería	-0.54	-0.77	Cuando la ganadería gana, no reemplaza al bosque mesófilo
Selva a ganadería	1.76	2.71	Cuando la ganadería gana, reemplaza a la selva.
Selva a agricultura	-0.47	-0.98	Cuando la agricultura gana, no reemplaza a la selva.
Agricultura a bosque templado	0.17	1.13	Cuando el bosque templado gana, reemplaza a la agricultura.
Bosque templado a bosque secundario	4.40	2.49	Cuando el bosque secundario gana, reemplaza al bosque templado.
Bosque secundario a agricultura	0.80	0.68	Cuando la agricultura gana, reemplaza al bosque secundario. Transición débil.
Ganadería a bosque templado	-0.06	-0.86	Cuando el bosque templado gana, no reemplaza a la ganadería.

En el Cuadro 7 pueden observarse las transiciones ocurridas durante 1993-2002. El bosque templado es convertido a bosque secundario, lo cual ocurre de forma gradual por medio de la tala selectiva o introducción de cultivos agroforestales. Otra transición sistemática consiste en el cambio de bosque secundario a agricultura, y en menor medida de agricultura a bosque templado (Cuadro

7). La transición de agricultura a bosque templado está más cerca de cero que el resto de las transiciones descritas. Esto quiere decir que los parches que cambiaron de agricultura a bosque templado son proporcionalmente menores que los parches del resto de las transiciones, y relativamente pequeños en comparación con el Altiplano Central (*i.e.*, el paisaje). La naturaleza cíclica del proceso roza-tumba-quema mantiene a los bosques en casi permanente estado de sucesión, en donde hay diferentes estadios de regeneración secundaria que coexisten y se alternan con agricultura y crecimiento de bosque templado maduro (Cuadro 7).

Las transiciones que en los cuadros se muestran con un signo negativo, representan la resistencia de una cobertura a ser reemplazada por otra. Por ejemplo, durante 1993-2002, tanto la agricultura como la ganadería evitan ser reemplazadas por bosque mesófilo. Cuando el bosque mesófilo se expandió (*i.e.*, ganó superficie), éste reemplazó sistemáticamente a otras coberturas pero no a la ganadería ni a la agricultura (Cuadro 7). La resistencia de unas coberturas por otras es indicador de la dinámica del paisaje, mostrando tendencias de reemplazo y reduciendo posibilidades a unas cuantas transiciones observadas y específicas que a su vez son indicadoras de procesos subyacentes al cambio de uso de suelo.

Otra transición identificada durante 1993-2002, fue el cambio de selva alta a ganadería, cuya proporción en el paisaje es pequeña en comparación con otras transiciones, pero la cual muestra gran afinidad. También existe una transición negativa de la selva a la agricultura, lo que sugiere que cuando la agricultura ganó superficie, ésta no reemplazó a la selva. Lo que nos dicen los resultados es que, durante 1993-2002, la selva fue reemplazada principalmente por ganadería y no por agricultura. Aún cuando existe agricultura en la región selva, las transiciones no son sistemáticas o suficientemente grandes en extensión como para ser consideradas parte de un proceso continuo de reemplazo.

El bosque mesófilo tuvo tres transiciones sistemáticas durante 1993-2002: el bosque mesófilo maduro cambió a bosque mesófilo secundario, pero no fue reemplazado ni por la

agricultura ni por ganadería. Esto implica que el aprovechamiento sufrido por el bosque mesófilo lo ha llevado a mantenerse en estado de crecimiento secundario, pero no ha sido completamente reemplazado por los principales usos de suelo en el Altiplano central (*i.e.*, agricultura y ganadería). A diferencia de la selva alta o el bosque templado, el bosque mesófilo no fue reemplazado inmediatamente, sino degradado por la introducción de cultivos en el sotobosque y la extracción de recursos forestales no maderables. Las características ecológicas tan únicas del bosque mesófilo explican el patrón de reemplazo parcial que ha sufrido. Dado que tiene un microclima óptimo para los cultivos, se siembra café a la sombra. Sin embargo, es eventualmente reemplazado porque con frecuencia se siembran árboles frutales como elementos del dosel para dar sombra a los cultivos como el café. De esta forma el aprovechamiento es doble.

Cuadro 8. Resumen de transiciones sistemáticas durante 2002-2007 según ganancia aleatoria

Transición sistemática de 2002 a 2007	Observado menos esperado	Diferencia dividida entre valor esperado	Interpretación
Bosque mesófilo a bosque mesófilo secundario	0.71	5.46	Cuando el bosque mesófilo secundario gana, reemplaza al bosque mesófilo
Bosque mesófilo a agricultura	-0.18	-0.75	Cuando la agricultura gana, no reemplaza al bosque mesófilo.
Bosque mesófilo secundario a bosque secundario	-0.58	-0.83	Cuando el bosque secundario gana, no reemplaza al bosque mesófilo secundario.
Bosque secundario a agricultura	0.39	0.36	Cuando la agricultura gana, reemplaza al bosque secundario.
Bosque a bosque secundario	1.09	3.03	Cuando el bosque secundario gana, reemplaza al bosque templado.
Bosque a ganadería	-0.13	-0.39	Cuando la ganadería gana, no reemplaza al bosque.
Ganadería a bosque templado	-0.02	-0.22	Cuando el bosque templado gana, no reemplaza a la ganadería. Transición débil.
Selva a ganadería	0.26	1.0	Cuando la ganadería gana, reemplaza a la selva.

Las transiciones del periodo 2002-2007 fueron similares en algunos aspectos a los del periodo anterior. El bosque templado por ejemplo, cambia de un estado maduro a un estado secundario, y éste, a su vez, a agricultura. Ello obedece a los ciclos de roza-tumba-quema- Sin

embargo, a diferencia del periodo anterior, en 2002-2007 no se registraron transiciones sistemáticas de agricultura a bosque templado. Posiblemente no hubo una afinidad fuerte en esta transición, lo que de primera instancia sugiere la perpetuación de la agricultura en lugar del crecimiento de bosque; esto normalmente sucede en sitios agrícolas: hay una tendencia a expandir la agricultura en sitios donde ya existe, añadiendo parcelas o expandiendo las existentes.

La transición negativa de ganadería a bosque templado se mantuvo durante 2002-2007; el bosque templado siguió sin reemplazar a la ganadería cuando se expandió en este periodo, pero la selva alta sí cambió a ganadería. El resultado anterior confirma que el bosque templado no es adecuado para ganadería extensiva, y en cambio ésta se ha extendió en la selva. Razones como el rápido desgaste del suelo en áreas tropicales y los incentivos para ganadería en estas zonas explican el porqué de estas transiciones. Por otro lado, la selva no registró transiciones negativas con la agricultura, como fue en el caso del periodo que le precedió a 2002-2007. De cualquier forma, la selva no se expandió a costa de ninguna otra cobertura.

El bosque mesófilo mantuvo su patrón de conversión a bosque mesófilo secundario, aunque la proporción de la transición es pequeña, la afinidad es muy elevada. De hecho es la más elevada de todas las identificadas durante 2002-2007. No obstante, a diferencia de 1993-2002, durante éste periodo el bosque mesófilo presentó dos transiciones negativas: una es el cambio a agricultura y la otra el cambio a bosque templado secundario. Esto implica que cuando la agricultura se expandió, ésta no reemplazó al bosque mesófilo; de hecho ésta sólo reemplaza al bosque templado secundario durante 2002-2007. Por otro lado, cuando el bosque templado secundario ganó superficie, éste no reemplazó al bosque mesófilo; solo reemplaza al bosque templado. Aunque ambos tipos de bosque comparten elementos florísticos, el bosque mesófilo sigue siendo único en distribución y aprovechamiento.

La diferencia principal entre los periodos 1993-2002 y 2002-2007 radica en que, durante el primero, hubo más reemplazos a las actividades productivas—y específicamente—reemplazo a la

agricultura. Dichos reemplazos no se observaron durante el segundo periodo. La falta de reemplazo a la agricultura durante 2002-2007 puede traducirse como permanencia de la misma en el paisaje.

La segunda gran diferencia entre periodos, fue que hubo mayor dinamismo durante 1993-2002, con intercambios mutuos entre las coberturas mientras que durante 2002.-2007 hubo mayor unidireccionalidad de las transiciones. Una posible explicación a la diferencia en el dinamismo puede ser que el primer periodo dura casi el doble que el segundo. Otra, obedece a causas asociadas a impulsores socioeconómicos, demográficos y políticos que estén dirigiendo de forma directa o indirecta los cambios de uso de suelo y las transiciones que observamos en el paisaje (Figura 11).

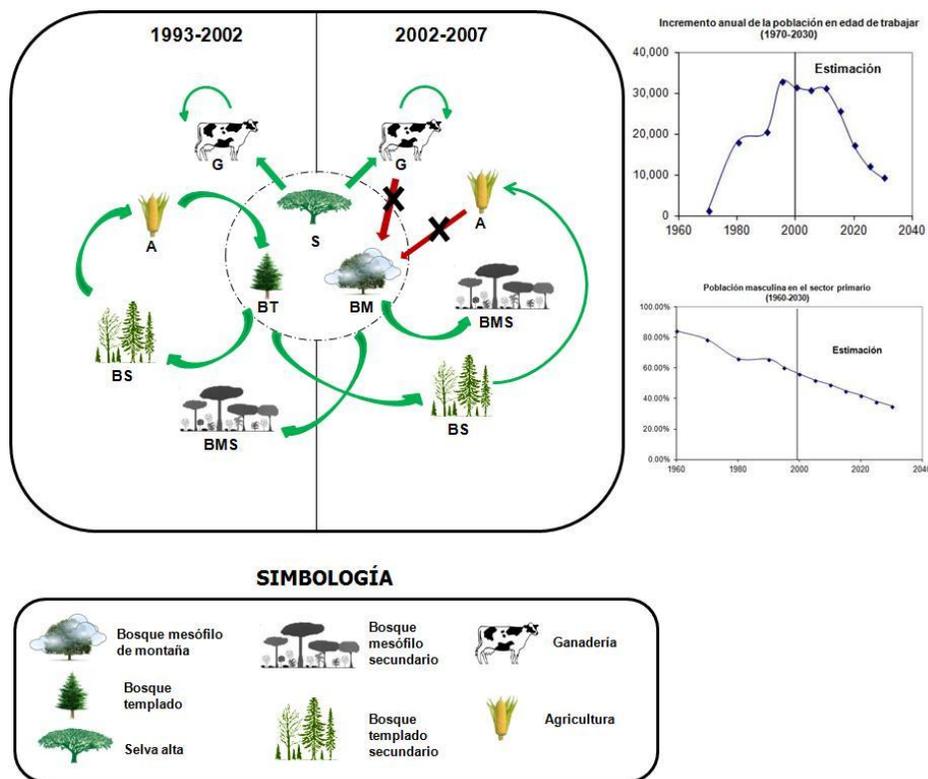


Figura 11. Resumen gráfico de las principales transiciones sistemáticas de Altiplano central de Chiapas durante 1993-2002 y 2002-2007.

La Figura 11 resume las transiciones más importantes (*i.e.*, sistemáticas) del Altiplano central de Chiapas para 1993-2002 y 2002-2007. La transición más consistente es la de selva a ganadería; es una transición unidireccional y constante durante ambos periodos en donde la ganadería se ha convertido—en esencia—un uso de suelo permanente. Otro cambio consistente y unidireccional es la transformación del bosque mesófilo maduro a bosque mesófilo secundario, lo que habla de la degradación que ha sufrido esta cobertura.

Por otro lado, durante 1993-2002, el bosque templado fue transformado a bosque secundario, agricultura y—finalmente—se recuperó parte del bosque templado maduro. No es así para 2002-2007, donde la agricultura no se convirtió a bosque templado, sino que permaneció. El patrón cíclico de los sistemas agrícolas se ha alterado en los últimos años en Chiapas como consecuencia de los bajos rendimientos de los cultivos y la alta dependencia de la población a estas actividades. Por esta razón, hoy día se le da menor tiempo de recuperación a la vegetación y se ha alargado la permanencia de cultivos.

Cabe mencionar que no existen transiciones sistemáticas de bosque mesófilo a algún uso de suelo; cuando la ganadería o agricultura ganaron superficie, éstas no reemplazaron al bosque mesófilo sino a las coberturas que ya se han discutido. El bosque mesófilo, nuevamente, ha cambiado esencialmente a bosque secundario más que a otros usos de suelo.

4.4 Fragmentación del bosque mesófilo de montaña y bosque templado

El análisis a nivel parche abarca todas las mediciones hechas a parches individuales y su inclusión en este trabajo permite conocer la variabilidad de cada clase y las tendencias que tuvieron durante los dos periodos de estudio.

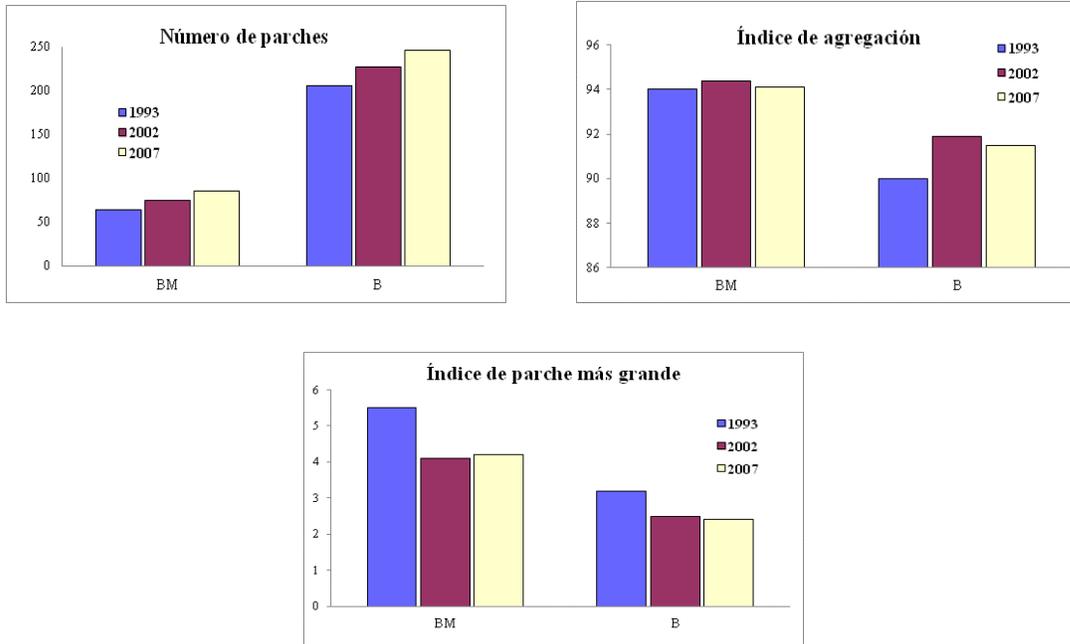
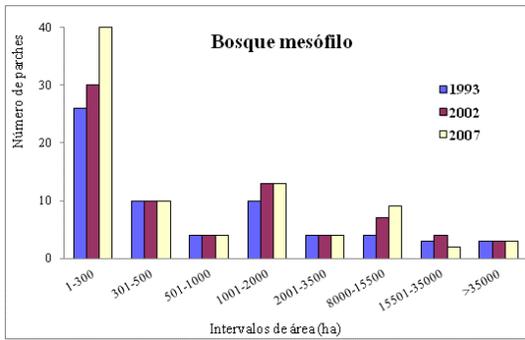


Figura 12. Índices calculados a nivel clase en el Altiplano Central de Chiapas para 1993, 2002 y 2007. Donde B= Bosque templado y BM= bosque mesófilo de montaña.

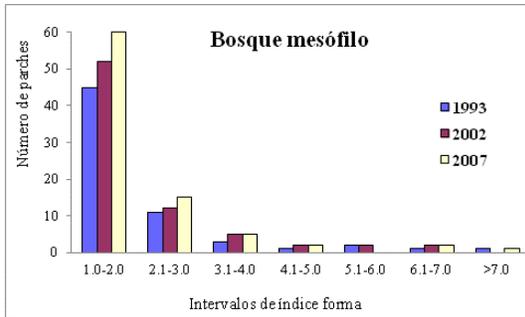
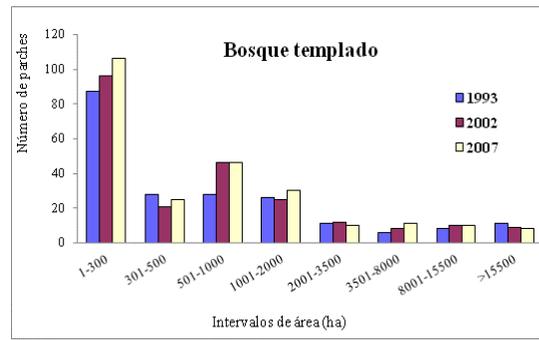
El grado de fragmentación aumentó del periodo 1993-2002 al periodo 2002-2007 en un 0.72% para bosque mesófilo y en un 0.46% para bosque templado. El número de parches aumentó y el índice de parche más grande (LPI) disminuyó con el tiempo tanto para bosque mesófilo como para bosque. En otras palabras, los bosques están más subdivididos y más fragmentados (Figura 12). Al comparar los valores de ambas coberturas, puede notarse que el bosque templado tiene más del doble de parches que el bosque mesófilo. A esto se suma el hecho de que el índice de parche más grande—aunque decrece para ambos bosques— es en promedio menor para el bosque templado que para el mesófilo. Este resultado tiene que ver con la accesibilidad del bosque templado, que está más ampliamente distribuido en el Altiplano Central, pero también con la distribución natural del bosque mesófilo. Éste último tiene una distribución localizada por naturaleza (podría decirse que el bosque mesófilo se encuentra *naturalmente fragmentado*, dada su distribución restringida) y por el tipo de aprovechamiento que se ejerce en él; se tiende a conservar

mayor superficie de forma continua para el mesófilo que para el bosque templado, en donde la parcelación de hectáreas de bosque es frecuente.

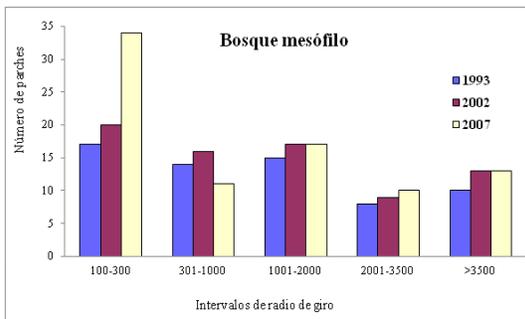
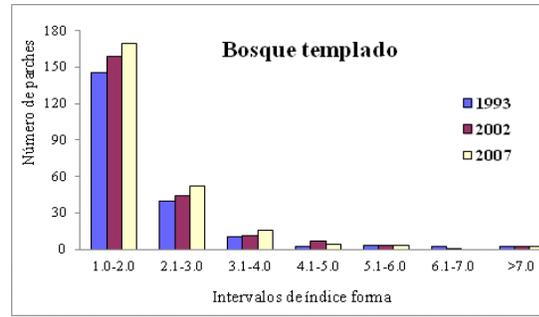
La última medida a nivel de clase es la del índice de agregación, cuyo rango abarca de 0 a 100 (Anexo), y es indicador de la aglomeración de los parches de una clase. Una medida baja de agregación se traduce en parches esparcidos por el paisaje sin mucha conectividad. El bosque mesófilo tiene más agregación que el bosque templado. El bosque templado tiene menor agregación, y ésta aumentó ligeramente durante 2002-2007 en relación a 1993-2002 (*i.e.*, parches menos esparcidos con el paso del tiempo). Sin embargo, conocer la variabilidad de los parches y sus tendencias también es un buen indicador para conocer el estado en el que se encuentra una cobertura. A nivel parche, se estimaron diversos índices que pueden observarse en la Figura 13.



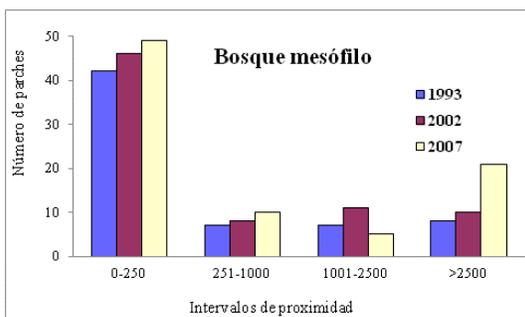
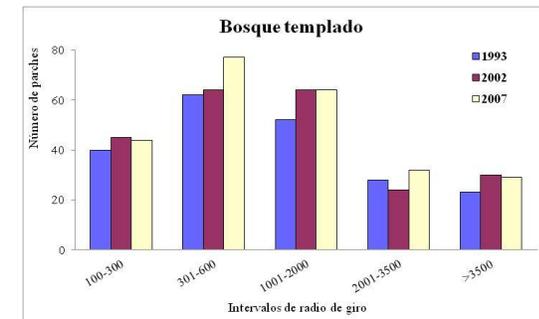
(a)



(b)



(c)



(d)

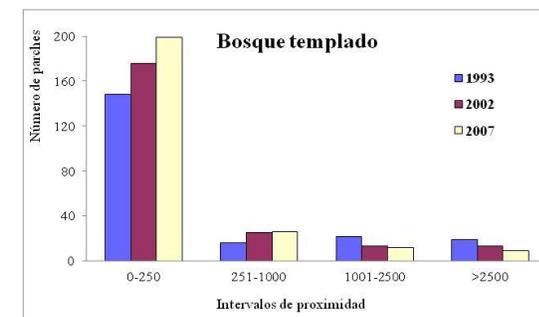


Figura 13. Índices medidos a nivel parche comparando en rangos durante 1993, 2002 y 2007 para el bosque mesófilo de montaña y bosque templado. (a) Área (ha), (b) Radio de giro (c) Índice de forma y (d) proximidad.

A nivel de parche, el bosque templado y el mesófilo presentan similitudes en su patrón de fragmentación. En el caso de AREA por ejemplo, la mayoría de los parches en ambos tipos de bosque caen en el rango de ≤ 300 ha, a pesar de que tienen un número de parches muy diferente y que el área promedio de los parches varía entre ambas clases (Figura 13a). Los parches más grandes son escasos en ambos tipos de bosque y no aumentan ni disminuyen notoriamente entre los periodos 1993-2002 y 2002-2007. El único aumento registrado en términos del número de parches es notorio en el rango de 0 a 300 ha para el bosque mesófilo. La diferencia en el área de los parches entre ambos bosques responde, en parte, a cuestiones de manejo: el bosque mesófilo es de distribución localizada y se aprovecha para cultivos a la sombra; el bosque templado, para cultivos a cielo abierto y aprovechamiento forestal.

La información del área de parche se complementa con la elongación de los mismos. El índice GYRATE o índice de configuración, mide que tan elongado o compacto es un parche. El índice GYRATE se comporta de forma parecida para bosque templado y bosque mesófilo. La mayoría de los parches en ambos casos caen en los rangos de 1.0-2.0 y 2.0-3.0. Algunos parches de cada clase presentan valores más elevados de GYRATE, es decir, la mayoría de los parches de ambas clases tienden a ser más compactos que elongados. Sin embargo, en términos generales la extensión de los parches aumenta en el tiempo para ambos bosques (Figura 13b). La extensión limitada de los parches de estos bosques puede deberse a varias razones. La primera, existen otras clases que coexisten con los bosques y limitan la extensión de los mismos. La segunda, la vegetación tiene límites en su extensión por factores biofísicos; el altiplano central es de topografía compleja y puede limitar la distribución de la vegetación tanto por relieve como por características climáticas y de suelo. Esto es particularmente importante para el bosque mesófilo. La tercera, la extensión de los parches está limitada por el uso mismo del suelo—que acoplado con el régimen de tenencia de la tierra (*i.e.*, de tipo ejidal/comunal) —impide que los parches se extiendan indefinidamente.

Por otra parte, GYRATE está relacionado con otro índice, denominado índice de forma (SHAPE). SHAPE es un indicador de la complejidad de la forma de los parches. Sus valores pueden ir de 1.0—correspondiente a una forma simple y compacta (*i.e.*, un cuadrado)—hasta aumentar sin límites conforme el parche se vuelve complejo y extendido (Anexo). La relevancia de SHAPE está en las implicaciones de formas complejas en el paisaje. Las implicaciones van desde tamaño de borde hasta el análisis del patrón de uso por una comunidad. La disminución de los parches complejos no necesariamente tiene que ver con el manejo de éstos sino con el régimen de tenencia de la tierra, en la que los ejidos y comunidades están delimitados de forma muy específica y no hay posibilidad de que los parches se extiendan mucho. Además, como ya se mencionó, el promedio de tierra por ejidatario en Chiapas es de <5ha y éstas se reparten a la siguiente generación, lo que ha ocasionado un fenómeno llamado minifundismo. Por otro lado, cuando un parche de bosque es cultivado o desmontado, poco a poco comienza a disminuir y esto también provoca que la complejidad de la forma sea menor, volviéndose un parche minúsculo y compacto o desapareciendo por completo.

Finalmente, el índice de proximidad o PROX mide el aislamiento de los parches por medio de la distancia de cada uno a un parche focal dentro de un radio definido. En este caso, el radio se estableció fue de 1 km (Anexo). Valores altos de PROX indican parches grandes y cercanos al parche focal, mientras que valores bajos indican parches pequeños y aislados, alejados del parche focal. Una clase fragmentada suele tener con más frecuencia valores bajos de proximidad. Los resultados muestran cómo la mayoría de los parches, tanto en bosque mesófilo como en bosque templado, caen en intervalos de PROX de valores bajos. El bosque mesófilo posee intervalos más amplios de PROX; tiene menos parches y estos difieren en valores de PROX. Sin embargo, la mayoría de los parches del bosque mesófilo cae en el intervalo 0-250. El bosque templado por su parte tiene su primer intervalo con valores de entre 0-100. Por lo tanto el bosque templado tiene más

parches con valores de PROX inferiores a los del bosque mesófilo. En otras palabras, en promedio, el bosque templado tiene más parches pequeños y aislados que el mesófilo.

Los valores de PROX se incrementaron de 1993-2002 a 2002-2007 en ambos tipos de bosque, aunque es más notorio en el bosque templado. Esto quiere decir que si bien el bosque templado tiene parches más pequeños y aislados, éstos se recuperan en el tiempo. También es de notarse que, los parches con valores de PROX superiores a 2,500—es decir, los parches más grandes y próximos entre sí—aumentaron para el caso del bosque mesófilo, particularmente durante 2002-2007; el patrón opuesto se observa en el bosque templado. De forma proporcional, hay muy pocos parches que cayeron dentro de éste intervalo en el caso del bosque templado, y éstos disminuyeron con el paso del tiempo.

Los valores de PROX se complementan con los del número de parches, índice de agregación y radio de giro, en donde se muestran las tendencias de fragmentación. Se concluye que, a pesar de que el bosque mesófilo es más escaso en el altiplano central, la fragmentación es mayor en el bosque templado.

5. Discusión

5.1 Transiciones sistemáticas

En este trabajo se buscó identificar las transiciones significativas en el Altiplano central de Chiapas, independientemente de su tamaño o dominancia en el paisaje, y analizando la persistencia, cambios netos, transiciones aleatorias y sistemáticas por medio del método propuesto por Pontius *et al.*, (2004). Este método permitió identificar patrones que serían difíciles de reconocer a primera vista en un paisaje tan complejo como el Altiplano Central de Chiapas. También pudieron contrastarse las diferencias entre patrones espaciales de dos periodos: 1993-2002 y 2002-2007. Los patrones de transición entre coberturas son esencialmente los mismos en ambos periodos. Sin embargo, existen diferencias de intensidad en el uso del suelo.

5.1.1 Dinámica de cambio de uso de suelo del periodo 1993-2002

Las transiciones más importantes durante este periodo están relacionadas con la conversión de la vegetación madura a vegetación secundaria. En menos de 10 años se generaron más de 100,000 ha de bosques secundarios como consecuencia de procesos de sucesión ecológica tras abandono de tierras y debido al constante aprovechamiento de baja intensidad de recursos maderables y no maderables (Gonzales-Espinosa *et al.*, 1991, Ochoa-Gaona y Gonzales-Espinosa, 2000, Cayuela, 2006, Cayuela *et al.*, 2006). En el sitio de estudio de la presente investigación, el bosque secundario abarcó 40% de la superficie total del Altiplano al final del periodo 1993-2002 (Cuadro 4). Este patrón es similar a lo reportado en los trópicos a nivel mundial, los bosques secundarios abarcan el 40% del área total de bosques y las tasas de formación de vegetación secundaria se encuentran alrededor de los 9 millones de ha por año (Brown y Lugo, 1990).

Sin embargo, la tasa de expansión de la vegetación secundaria fue distinta entre los dos tipos principales de bosque del altiplano. En el periodo 1993-2002, la conversión a vegetación secundaria fue más pronunciada en el bosque templado que para el bosque mesófilo; el cambio neto fue de 4.12% para bosque templado secundario y de 2.35% para bosque mesófilo secundario. El bosque templado secundario resultó ser la cobertura más dinámica de todas: a pesar de tener una persistencia del 18% su intercambio fue de casi 9%. Esto quiere decir que durante el periodo 1993-2002, alrededor de 150,000 ha de bosque templado secundario se perdieron y ganaron de forma simultánea en diferentes partes del altiplano, afectando la configuración espacial de sus parches y por lo tanto su dinámica espacial.

La expansión del bosque templado secundario está en función de su superficie, la intensidad de aprovechamiento y el tipo de manejo. Esto último influye pronunciadamente en el proceso de sucesión secundaria porque el esquema de roza-tumba-quema con frecuencia incluye una deforestación completa del dosel, seguida de quemas para establecimiento de cultivos temporales (González-Espinosa *et al.*, 1995; Pool, 1996; Alemán *et al.*, 2007). Dada la importancia comercial y doméstica de pinos y encinos, que en su mayor parte conforman a los bosques templados, se les extrae rápidamente, ocasionando alteraciones en la proporción de las especies. En el caso de los encinos por ejemplo, se les extrae cuando aún se encuentran en estadios juveniles, por lo que pocos individuos alcanzan etapas maduras de crecimiento (González *et al.*, 2009). Por otra parte, los ciclos de roza-tumba-quema comenzaron a acortarse de forma notoria a partir de 1990 porque los rendimientos de las cosechas se volvieron cada vez más bajos (De Jong *et al.*, 1999, Pool, 1997, Gonzales-Espinosa *et al.*, 2006). Al acortar o desaparecer los tiempos de descanso de los cultivos, en el largo plazo la expansión agota las tierras de producción, pues el suelo termina por erosionarse al máximo. Cabe mencionar que el bosque de pino-encino tiene menores capacidades productivas que otros tipos de bosque, por lo que los rendimientos sólo serán buenos después de periodos de recuperación superiores a los 10 años (Ramos-Pérez *et al.*, 2009).

El bosque templado secundario fue a su vez reemplazado de forma sistemática por la agricultura, pero no por la ganadería. Esta se ha reservado para la zona tropical de Chiapas. Por ejemplo, en las cañadas de Comitán y la selva Lacandona, el sistema roza-tumba-quema sigue siendo parte fundamental de la forma de aprovechamiento de muchos campesinos (Leyva y Ascencio, 2002, Alemán *et al.*, 2007, Ochoa-Gaona *et al.*, 2007).

Al mismo tiempo, el minifundismo—que está relacionado con el aumento de la población rural y repartición de la tierra a la siguiente generación—ha impedido que el proceso de roza-tumba-quema siga vigente en algunas partes del altiplano (Castillo-Santiago, 2002). No por ello disminuye la degradación: existe un mayor número de personas ocupadas en la producción de alimentos y hay menor disponibilidad de tierras por persona; se terminan parcelando las áreas productivas (Ramos-Pérez *et al.*, 2005). La parcelación de la tierra determina la intensidad de cultivo, la degradación y presión sobre la tierra y en última instancia la degradación de ecosistemas (Cortina, 2007). Cortina (2006, 2007) haciendo una comparación entre diferentes ejidos de los altos de Chiapas, concluyó que el grado de conservación y degradación que presentaron los ejidos estaba directamente relacionado con la parcelación de las tierras, siendo las áreas parceladas las que se encontraban en peor estado de conservación. En cuanto a la ganadería, De Jong *et al.*, (1999) y Ochoa-Gaona (2001) señalan que una vez que el bosque ha sido degradado por extracción selectiva de especies leñosas, el bosque remanente se usa para el cultivo o el ganado ovino/bovino. En dichas ocasiones la ganadería es de muy pequeña escala y menos consistente que los cultivos. Algunos productores han optado por la introducción de ganado, que requiere menor mano de obra y mayor rendimiento económico, pero el crecimiento de los pastos plantea problemas porque no logra crecer en todos los casos (Alemán *et al.*, 2007).

La extracción selectiva—forma de aprovechamiento de alta frecuencia y baja intensidad—tiene como consecuencia principal el cambio en composición florística y estructura de los bosques.

La extracción selectiva de especies maderables transforma los bosques maduros a bosques secundarios. Dichos cambios no son eventos exclusivos del Altiplano Central de Chiapas, prácticamente todos los bosques en el mundo han sufrido algún tipo de alteración humana que deriva en el crecimiento de bosques secundarios (Corlett, 1994). Pero los cambios en composición y diversidad también están directamente asociados con las prácticas de manejo, sobre todo cuando se trata de dominancia de alguna especie en los bosques (Battles *et. al.*, 2001). Los impactos humanos que afectan a la composición vegetal de los bosques a largo plazo son la cacería, el aprovechamiento forestal maderable y no maderable (*ej.*, tala selectiva, colecta de leña) y el desmonte para prácticas agropecuarias incluyendo pastizales ganaderos. Las tierras abandonadas y el crecimiento posterior de vegetación también contribuyen a la formación de bosques secundarios (Corlett, 1994). Gonzales-Espinosa y Neptalí-Ramírez (1995), y posteriormente Ochoa-Gaona y Gonzáles-Espinosa (2000), documentaron el cambio en la composición de los bosques de los altos de Chiapas en los últimos de 20 años, debido principalmente al aprovechamiento diferencial de las especies de coníferas *Pinus* spp y *Quercus* spp. El uso diferencial de ambas especies ha provocado que el paisaje se componga de bosques secundarios casi perpetuos con dominancia de especies de pino, en lugar de los bosques mixtos que eran originalmente. En sentido estricto, aún cuando los bosques han alcanzado etapas maduras de sucesión en términos de número de años, para el caso de los altos de Chiapas se les considera en ocasiones bosques secundarios si su composición y estructura han cambiado notablemente (Gonzales-Espinosa *et al.*, 2009).

El cambio en la composición de especies en los bosques secundarios se debe a múltiples factores. De acuerdo a Roxana y Morales (2003), la historia de uso de suelo, la pendiente, la altitud y los estratos de los bosques están relacionados con la composición de especies en los bosques secundarios, las variables espaciales en particular, juegan un papel fundamental. Según Gonzáles-Espinosa *et al.*, (2010), el manejo de recursos también es determinante para la composición florística de las especies en los bosques. A pesar de que existe recuperación de la vegetación por

abandono, los bosques secundarios tienen menor cantidad de especies endémicas que los bosques nativos aun si su riqueza es similar (González-Espinosa *et al.*, 1991, Lugo y Helmer, 2004).

En el Altiplano Central la selva representa menos del 10% de la superficie total, equivalente a 150,000 ha. No obstante, la tasa de deforestación de la selva se estimó en -0.38%/año durante 1993-2002: esta cobertura perdió más de 40,000 ha en nueve años. Desde su intensa colonización a partir de 1950, la selva fue desmontada para diversos cultivos principalmente por maíz. En los municipios de Las Margaritas, Ocosingo y Chilón, se auspició la ganadería a través de la empresa FIRA; los propietarios ganaderos no requirieron campesinos milperos y éstos migraron hacia la selva (Ascencio, F., *comm pers*). De hecho, la migración hacia la selva alivió la presión sobre la propiedad privada, que en el pasado había dado empleo—aunque fuera temporal—a campesinos milperos.

Pero debido a lo delgados que son los suelos de las selvas tropicales, estos se desgastan rápidamente y dejan de ser productivos en unos pocos años, por lo que se vuelve más redituable el establecimiento de pastizales para ganadería. En las regiones tropicales es común encontrar este patrón de ocupación de tierras inicialmente por agricultura y después por ganadería, a falta de rendimientos aceptables (Lazos y Durand, 2004, Braimoh, 2006).

Una de las transiciones sistemáticas de mayor afinidad identificadas fue la de selva a ganadería (Cuadro 7). La ganadería se incrementó cerca de 100,000 ha a una tasa del 0.65%/año (Cuadro 4). La conversión de selva a ganadería no se debe únicamente al desgaste edáfico y consecuente introducción de pastizales, sino también las políticas gubernamentales. Por ejemplo, Lazos y Durand (2004) concluyeron que la introducción de ganado Veracruz se debió a los créditos de ganadería por medio de programas auspiciados por el gobierno federal. En el caso de Chiapas, se ofrecieron generosos subsidios a la ganadería extensiva durante la década de 1970 que propiciaron muchos desmontes y establecimiento de pastizales (Viqueira, 2008).

En el caso del bosque mesófilo, gracias a su gran capacidad de retención de agua, sus suelos ricos en nutrientes y su adecuada temperatura, se le considera un bosque propicio para la agricultura (Bustamante y Grez, 1995, Brujinzeel, 2001, CONABIO, 2010). En el Altiplano central de Chiapas, el bosque mesófilo tuvo menor pérdida de cobertura pero proporcionalmente mayor degradación y fue reemplazado por bosque mesófilo secundario, pero no por ganadería ni agricultura. En otras palabras, no hubo reemplazos significativos de bosque mesófilo por algún uso de suelo extensivo, sino más bien fue degradado por medio de extracción de especies o cultivos que no requieren la remoción por completo del dosel, como el cacao y el café. Se da aprovecha de forma selectiva, talando elementos del dosel útiles con fines domésticos, y el resto se deja para mantener sistemas de cultivo a la sombra (Soto-Pinto *et al.*, 2000, Gálvez, 2003). Cabe mencionar que, aunque la remoción completa del dosel no es común, sí se tiende a la larga a reemplazar algunos elementos del estrato arbóreo por árboles no nativos—tales como árboles frutales—para dar sombra a los cultivos. Al final, el reemplazo es casi total en algunos ejidos (Rzedowski, 1999).

La degradación observada en el bosque mesófilo no sólo es causada por cultivos de sombra sino también por extracción de especies de epífitas como orquídeas y otros recursos forestales no maderables que son vendidos como plantas de ornato en los mercados locales (Cortina, 2006). Se ha planteado que los cafetales y otros sistemas agroforestales tienen impactos menores y que de hecho ayudan en la preservación de la biodiversidad (Moguel y Toledo, 1999) incluso se han propuesto como alternativas para la producción en conciliación con la conservación (Monroy-Sosa y Soto-Pinto, 2009). De acuerdo a Corlett (1994) el aprovechamiento forestal, mientras no constituya sobreexplotación, ayuda a mantener la diversidad de especies, estructura del suelo y reciclaje de nutrientes. Brown y Lugo (1990) argumentan que los bosques secundarios tienen beneficios para el humano pues sostienen a especies útiles (*i.e.*, árboles frutales) y tienen mayor productividad primaria; suministran nutrientes y materia orgánica al suelo. De acuerdo a Martínez *et al.*, (2009), al comparar parches de bosque maduro con parches de bosque con cafetales y parches de bosque con

pastizal en regiones de bosque mesófilo en Veracruz, la riqueza de especies no resultó muy distinta, pero la composición entre los diferentes parches varió hasta en un 90% siendo las especies endémicas de las más afectadas.

El manejo de los bosques, sean o no bosques secundarios, es fundamental para mantener equilibrio entre el aprovechamiento y la conservación de la biodiversidad. Por ejemplo, el desmonte total (*i.e.*, deforestación) de las coberturas forestales elimina a la mayoría de las especies del ecosistema y la regeneración posterior implica reclutamiento de especies pioneras ajenas al ecosistema original. El tipo de manejo es entendido como las técnicas de aprovechamiento y extracción utilizadas en las coberturas vegetales.

5.1.2 Dinámica de cambio de uso de suelo del periodo 2002-2007

Durante este segundo periodo el bosque templado siguió presentando transformaciones derivadas del proceso de roza-tumba-quema; ya no se registró la transición sistemática de agricultura a bosque templado, lo que sugiere mayor permanencia de la agricultura durante este periodo de tan sólo 5 años. Al mismo tiempo, la agricultura se expandió en menor medida durante este periodo en comparación al anterior (un 0.13%/año en contra de 0.14%/año). Es decir, aumentó alrededor de 10,000 ha durante 2002-2007 a diferencia de 40,000 ha durante 1993-2002. Además, tuvo más persistencia e intercambios de superficie, lo que se traduce en menor cambio neto total en este uso de suelo pero mayor dinamismo. El desacelere de expansión de la agricultura está asociado a la preferencia de los productores por la ganadería—en esencia de ganado vacuno—y al abandono de parcelas o cese de actividades agrícolas debido a migración, minifundismo y la influencia de instituciones académicas y no gubernamentales que promueven la producción de múltiple propósito, como lo son, por ejemplo, los sistemas agroforestales (Monroy-Sosa y Soto-Pinto, 2009). La disminución de la expansión de los usos de suelo durante el segundo periodo se ha reportado en

otros estudios de uso de suelo (Vaca *et al.*, 2012, Kolb, 2013). De acuerdo a Viqueira y Ruz (2002) y Viqueira (2008) el factor demográfico es determinante en la intensidad de los usos del suelo, tanto la densidad de población como de la emigración. En décadas recientes, las presiones demográficas han actuado a partir del crecimiento de la población en edad de trabajar. Desde 1995 se han incorporado al mercado de trabajo más de 30,000 varones cada año (INEGI, 1995, Viqueira, 2008). Como consecuencia, la migración a otros estados y al extranjero—en particular a Estados Unidos—se ha incrementado. Las tendencias de migración de Chiapas que se acentuaron después de 1995, año durante el cual las remesas sumaron 20 millones de pesos; durante 2005 alcanzaron la cifra de 300,000 millones de pesos (Viqueira, 2009). La población masculina dedicada a las actividades primarias en Chiapas ha declinado de forma pronunciada y constante desde la segunda mitad del siglo XX y se proyecta que continúe así (Figura 14).

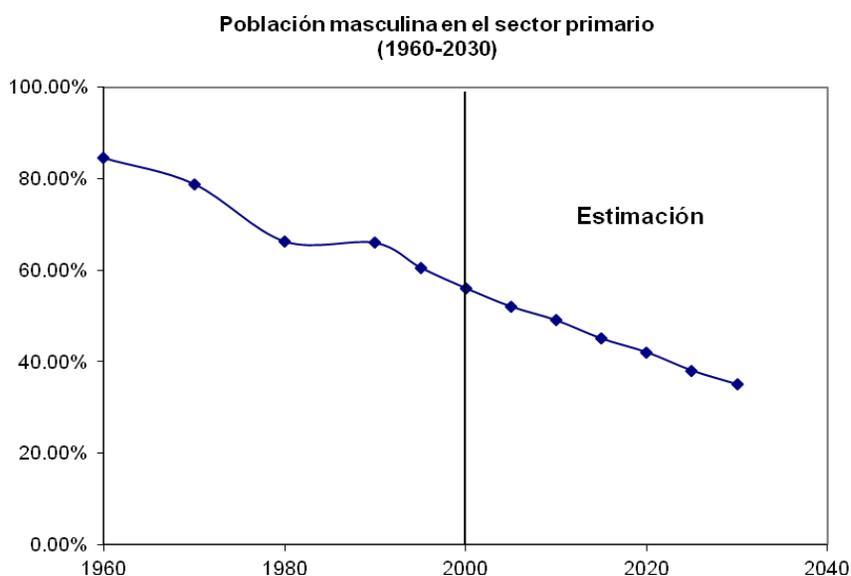


Figura 14. Tendencias en del porcentaje de la población masculina en Chiapas dedicada a actividades primarias. Fuente: Viqueira (2008) basado en censos de INEGI.

El decremento de varones dedicados a las actividades primarias responde a las fuerzas conductoras discutidas anteriormente y relacionadas con la crisis agrícola de producción. La fuerza de trabajo se ha dirigido a otros sectores económicos dentro y fuera de Chiapas.

En general, durante 2002-2007 hubo un menor número de transiciones sistemáticas y las que sí se registraron ocurrieron en menor área. Los usos de suelo siguieron expandiéndose pero a un ritmo menor y hubo mayor regeneración de los bosques. La selva continuó siendo reemplazada por ganadería durante 2002-2007. A pesar de haberse expandido menos que en el periodo anterior, casi todo el cambio neto de la ganadería se debió a las ganancias, además del hecho que la permanencia de la ganadería fue muy alta (12.65%, Cuadro 6). Un pastizal puede permanecer por muchos años, en ocasiones volviéndose perpetuo (González-Espinosa *et al.*, 2006, Alemán *et al.*, 2007). La degradación y compactación del suelo ocasionada por el pisoteo y pastoreo del ganado impide que se regenere la vegetación y en consecuencia debe deforestarse más área para sembrar pastos para ganado (Nahed-Toral *et al.*, 2003, Alemán *et al.*, 2007).

Las repercusiones del establecimiento de pastizales prácticamente permanentes tienen consecuencias más allá de la pérdida de vegetación y biodiversidad. De Jong *et al.*, (2000) estimaron que entre 1970 y 1990 las áreas que originalmente eran selva alta perennifolia convertidas a agricultura o pastizal para la ganadería perdieron 24% del carbono de su reservorio original de 1970. Los mismos autores estimaron que el bosque mesófilo en la región tropical de Chiapas se redujo en un 31%, mientras que la vegetación secundaria aumentó 9 veces, las áreas cultivadas un 21% y los pastizales un 91%, todo en un lapso de 20 años.

La disminución de transiciones durante 2002-2007 es parte de un proceso de cese de actividades agropecuarias, combinadas con estrategias de los campesinos para obtener nuevas formas de ingreso. A falta de recursos tanto financieros como naturales, las familias campesinas han optado por diversificar su producción y desarrollar estrategias multi-actividad en la que la agricultura ya no contribuye necesaria o exclusivamente a la economía campesina. Algunas de las

actividades incluyen actividades productivas agropecuarias de bajo rendimiento, actividades extrafinca, migración y conformación de redes sociales de ayuda mutua (Ramos-Pérez *et al.*, 2009). Al mismo tiempo la dependencia a programas de asistencia social y apoyo al campo es acentuado, pero mantiene un círculo vicioso de pobreza y sobreexplotación de recursos naturales. Como ejemplo, en Oxchuc, entre el 30 y el 47% de los ingresos familiares anuales proviene de transferencias de algún o algunos programas de apoyo al campo o de asistencia social (*i.e.*, Oportunidades, PROCAMPO). En segundo lugar, de préstamos, migración y jornales; al último, de producción de milpa, frutales o café (éste último osciló entre 11 y 25%). En el momento en el que se retiren los apoyos, las familias entrarían en crisis de ingreso. Mientras haya apoyos, no obstante, habrá en mayor o menor medida algún tipo de aprovechamiento en una tierra que cada vez rinde menos y cada vez se encuentra más desgastada (Ramos-Pérez *et al.*, 2009).

Las familias se han dedicado a diversificar sus estrategias de ingreso para acceder a mejores condiciones de vida pero sin abandonar totalmente la estrategia agrícola (Ramos-Pérez *et al.*, 2009). A pesar del intento de diversificación, no hay inversión en tecnología para la agricultura y hay factores ambientales limitantes para la producción como el agua (suelos calcáreos en algunas localidades) viento, heladas, granizadas, entre otros. Existen algunos casos aislados de producción de hortalizas o negocios asociados al transporte público de ciudades como San Cristóbal de las Casas, pero estos permanecen como ejemplos aislados y poco representativos de la realidad de la mayoría de la población (Montoya, *com. pers.*).

A pesar de los esfuerzos para combatirlas, en México y particularmente en Chiapas sigue habiendo gran pobreza, rezago y por lo tanto vulnerabilidad social (Reyes-Hernández *et al.*, 2003, CONEVAL, 2005). Existe simultáneamente mayor degradación ambiental y pérdida del capital natural (Klepeis y Vance, 2003). Los programas de conservación en muchas ocasiones se contraponen a los programas de fomento a la producción (Nahed-Toral, *comm. pers.*). Aunado a esto, los apoyos rara vez sirven para lo que fueron diseñados, en lugar de eso perpetúan un círculo

vicioso en donde la dependencia a ingresos externos mantiene a la población en el estado de pobreza en el que vive. Los programas de subsidios no sólo no han cumplido con sus objetivos, sino han tenido efectos adversos como la deforestación (Reyes-Hernández *et al.*, 2003)

Una parte de las comunidades de Chiapas ha comenzado a cambiar su forma de producción, al reemplazar las actividades agrícolas familiares por economía familiar regida por el mercado. Esta tendencia tiene pocos años. (Ramos-Pérez *et al.*, 2009).

5.2 Fragmentación del paisaje

En adición a la deforestación y la dinámica de cambio de uso de suelo observado en el altiplano durante 14 años observados (1993-2007), ocurrió fragmentación de los bosques y selvas. El fenómeno de fragmentación también deriva en reducción de la cantidad de bosque, aislamiento de sus parches y degradación a través de la generación de bosques secundarios, consecuentes cambios en la composición, pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos (Abdullah y Nakagoshi, 2007). En este estudio, la fragmentación en el caso de ambos tipos de bosque aumentó. De acuerdo a los resultados mostrados en las Figuras 12 y 13, el bosque templado sufrió más fragmentación que el mesófilo. El tamaño del parche disminuyó y la mayoría de los parches miden menos de 300 ha (Figura 13). El tamaño de parche es uno de los indicadores más importante del grado de fragmentación, Echeverría *et al.*, (en prensa) por ejemplo, concluyeron que en los bosques templados centrales de Chile, el tamaño de parche era uno de los atributos claves de la fragmentación pues está directamente ligado con el proceso de sucesión secundaria. En otras palabras, el tamaño de parche influencia la estructura y composición de las especies dentro de los parches.

El índice de parche más grande (LPI, Anexo) es mayor en el bosque mesófilo por más del doble a comparación del bosque templado (Figura 11). Al mismo tiempo el número de parches con área de 300 ha o menos aumentó considerablemente para ambos tipos de bosque, teniendo casi tres veces más en el caso del bosque templado (Figura 12). El bosque templado tiene mayor número de parches en parte debido a que constituye una cobertura dominante, ocupa entre bosque maduro y bosque secundario, más de un tercio de todo el altiplano (Cuadro 4) y ello lo hace susceptible de aprovechamiento. También lo es el valor comercial y doméstico de las especies de coníferas que lo componen. Holz y Ramírez-Marcial (2011) describen cómo la leña se ha convertido en un recurso escaso en Chiapas ya que es el principal recurso energético de las comunidades rurales. Debido a la tala selectiva de estos elementos, los sitios recién talados pueden llegar a presentar hasta un 20% en decremento en la densidad del dosel a comparación de bosques maduros o bosques secundarios en estado de sucesión avanzada (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007).

En términos de índices métricos del paisaje, tanto bosque mesófilo como templado obtuvieron patrones similares para radio de giro y proximidad (GYRATE, PROX Anexo, Figura 11). Existe mayor número de parches con radios de giro menores, es decir con menor extensión, que parches con mayor extensión. El uso de suelo o la fragmentación no es el único responsable de que haya parches menos elongados, también lo son las barreras geográficas (*i.e.*, cadenas montañosas, ríos, lagos) y el actual régimen de tenencia de la tierra, que consiste en manejo comunal de las tierras y éstas no abarcan mucha superficie por ejidatario. Es interesante notar que conforme pasó el tiempo el radio de giro aumentó tanto en mesófilo como en bosque templado (Figura 12, GYRATE) y es más pronunciado en bosque mesófilo. Esto no quiere decir que los parches aumentaron en tamaño sino que su forma se volvió más compleja, como se observa en el índice SHAPE.

Las formas de parche complejas son indicadores de consecuencias como efecto de borde, invasión de especies pioneras, cambios en la composición y conectividad. Ochoa-Gaona y Gonzáles-Espinosa (2000) reportaron que para los municipios de Huixtán y Chanal en los altos de

Chiapas hubo disminución en especies de los bosques mixtos en la región después haber sufrido fragmentación. Ramírez-Marcial *et al.*, (2001) obtuvieron resultados similares para el bosque mesófilo, demostrando que el disturbio antropogénico ha ocasionado detrimento en las especies, particularmente las del sotobosque. Los cambios en composición concuerdan con la progresiva fragmentación del altiplano reportada en por Ochoa (2001), Galindo-Jaimes *et al.*, (2002) y Cayuela (2006a, 2006b) en donde los efectos de borde están relacionados con la invasión de especies pioneras y la disminución de la calidad del ecosistema. Los efectos adversos de la fragmentación son reconocidos en los ecosistemas en general (Saunders *et al.*, 1991, Bustamante y Grez, 1995, Murcia, 1995, Echeverría *et al.*, 2006, Rodríguez-Arroyo y Benítez, 2008).

El patrón de fragmentación y cambio de uso de suelo observado en el Altiplano de Chiapas así como las causas de estos cambios ha sido observado en otras regiones tropicales (Laurence *et al.*, 2002). Kamusoko y Anya (2007) identificaron que las principales fuerzas conductoras de la fragmentación y cambio de uso de suelo en el distrito de Bindura en Zimbabue, África fueron la expansión demográfica y consecuente expansión agropecuaria. Estos mismos autores reconocen que los apoyos gubernamentales para incrementar la producción agrícola resultaron en un aumento en la deforestación masiva. En el altiplano de Chiapas, aunque el bosque templado se encuentre más fragmentado que el mesófilo, tiene mayor resiliencia ecológica. Martínez *et al.*, (2009) reportaron para los bosques del centro de Veracruz que mientras el bosque mesófilo decreció en un 30% otros ecosistemas como los bosques de pino-encino y de coníferas se expandieron por regeneración natural, el abandono de tierras y proliferación de la agroforestería. Las especies de pino son prolíficas y crecen rápidamente mientras que las especies del bosque mesófilo suelen tener requerimientos más específicos y condiciones de humedad y temperatura que no se generan en las parcelas abandonadas.

El bosque mesófilo como se ha mencionado, ha sufrido en su mayor parte una alta degradación. La tala selectiva y posterior crecimiento secundario no sólo tienen implicaciones para

la vegetación y sus patrones en términos de fragmentación, sino también tienen consecuencias para el suelo. Negrete-Yankelevich *et al.*, (2007) por ejemplo, compararon dos sitios prístinos de bosque mesófilo con dos recientemente talados y encontraron que la tala de encinos ocasionó aumento en la temperatura del suelo de hasta 4°C, existió menor disponibilidad de cationes (reducción aprox. 50%) y se afectó a la comunidad de macroinvertebrados tanto en composición como de diversidad. Algunos de los efectos de la tala selectiva pudieran ser permanentes o tomaría por lo menos 100 años en revertirse. Si el suelo es afectado en su calidad eventualmente impactaría su capacidad de producción también.

Durante el proceso de sucesión, los primeros en crecer son las especies de *Pinus* spp porque son intolerantes a la sombra, *Quercus* spp normalmente domina los bosques intermedios. La dominancia de pinos en un ecosistema que originalmente era de encinos o mixto puede afectar el reciclaje de materia orgánica (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007); que en última instancia es de interés no solamente para la conservación, sino para mantener los buenos rendimientos de cultivos en bosques mesófilos

Finalmente, aunque se calcularon los índices métricos del paisaje durante dos periodos (1993-2002 y 2002-2007) no existen diferencias distinguibles a esta escala entre estos dos periodos en términos de fragmentación. Los cambios más notorios aunque están fuertemente relacionados con la fragmentación, fueron los patrones de uso de suelo y evidencia de alteraciones ecológicas en ambos tipos de bosque. Éstos pueden servir de guía para hacer análisis más detallados de fragmentación en regiones críticas.

6. Conclusiones y perspectivas

Las transiciones sistemáticas dominantes identificadas en este trabajo fueron las relacionadas con la transformación a vegetación secundaria. En menor medida existen transiciones a la agricultura, siendo ésta cíclica—particularmente durante 1993-2002—y transiciones a la ganadería, la cual es prácticamente permanente y se concentra en la región tropical del altiplano. La ganadería, además de no ser cíclica en su mayor parte, tiene alta permanencia y una tasa de expansión muy elevada a costa de la selva alta perennifolia.

El manejo y la planeación del uso de suelo es un determinante en el patrón de fragmentación, que aumentó significativamente y fue mayor el grado de fragmentación en el bosque templado que en el mesófilo. El bosque mesófilo resultó con mayor grado de degradación debido al aprovechamiento forestal no maderable y la tala selectiva que tiene consecuencias negativas a nivel de biodiversidad y calidad del suelo. Ésta última consecuencia podría afectar los niveles de carbono en el suelo, la macrofauna de invertebrados y, en última instancia, la capacidad productiva de los suelos.

Los sistemas agroforestales constituyen una alternativa de producción que es menos agresiva pero no es suficiente para aliviar los problemas de conservación y pobreza del estado; la diversificación de actividades económicas y búsqueda de empleos no agrícolas dentro y fuera de Chiapas o del país es la tendencia que se ha reforzado en los últimos años, a falta de oportunidades en las comunidades locales.

Los apoyos económicos no han logrado erradicar la pobreza ni disminuir la degradación de los ecosistemas. A diferencia de otros estados del país, en Chiapas una gran parte de la población es totalmente dependiente de la agricultura. Sería conveniente que la inversión y los apoyos a la producción se dirigieran hacia la intensificación y mejoramiento de la producción agropecuaria, en lugar de ser incentivo para cultivar de la misma forma que no ha hecho sino terminar con el suelo y

los bosques. Por ejemplo, podría invertirse en maquinaria (donde fuera posible introducirla) y capacitación técnica para hacer uso de dicho equipo. Una opción complementaria, sería la de permitir que los campesinos comercialicen sus productos de forma más eficiente y ampliar su mercado. Un problema frecuente de las personas que dependen de la agricultura es que no venden mucho de lo que producen, sólo una pequeña parte en mercados locales. Cuando sí se otorguen apoyos a la producción, es recomendable incluir capacitación técnica para optimizar los cultivos e impulsar la ganadería y agricultura intensivas en lugar de las extensivas. Para que todo lo anterior se consolide, la organización del ejido es fundamental, y debe desalentarse la práctica de parcelación de los ejidos y alentar el trabajo comunitario.

Finalmente, se sugiere detallar la escala para el análisis de fragmentación en regiones donde haya habido intenso cambio de uso de suelo. Estudios como Abdullah y Nakagoshi (2007) han sugerido la creación de un índice de fragmentación por medio de fusión de varios índices en uno, para hacer más fácil la interpretación y porque muchos de los índices tienen alta correlación.

Debido a la complejidad de la zona, la investigación futura debe enfocarse a regiones clave como la región de la selva, las cañadas de Comitán o las montañas del norte de forma más detallada y que involucren análisis florísticos para conocer si existe cambio en la composición o estructura que potencialmente afecte el funcionamiento del ecosistema y la generación de bienes y servicios futuros.

Es necesario un compromiso entre los sectores que promueven la conservación biológica y el desarrollo económico para proporcionar la base para la promoción efectiva de la conservación de la biodiversidad en los procesos de planificación de uso del suelo. Como la mayor parte de la población rural sigue siendo dependiente de las actividades primarias es necesario contemplar alternativas de producción e ingreso para reducir la presión demográfica sobre la tierra en los Altos

de Chiapas; pero la planificación y las decisiones sobre uso de la tierra deben hacerse de manera incluyente y participativa.

7. Bibliografía

- Alemán, S.T., B.G. Ferguson, F.J.M. Jonapá y D. Pezo. 2007. *Ganadería, desarrollo y ambiente: una visión para Chiapas*. El Colegio de la Frontera Sur. 122 pp.
- Antrop, M. 2000. Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 77:17-28.
- Antrop, M. 2005. Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*. 70:21-34.
- Ascencio-Franco, G. 1995. *Milpa y ganadería en Ocosingo*. En: Viqueira, J.P. y M.H. Ruz (eds). Chiapas. Los rumbos de otra historia. UNAM-CIESAS.
- Barredo, A.J.I. 2008. *De las montañas de Chiapas al Soconusco, la selva, Cancún y ahora Estados Unidos. Las prácticas migratorias de los campesinos indígenas de Chiapas*. Pp. 323-340. En: Villalfuerte, D y García-Aguilar, M (eds). Migraciones en el sur de México y Centroamérica. UNICACH-Porrúa.
- Barrera, J.F. y M. Parra. Sin fecha. *El café en Chiapas y la investigación en ECOSUR*. Pp. 4-6.
- Benitez-Malvido, J., y V. Rodríguez-Arroyo. 2008. *Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems*. En: International Commissions on tropical Biology and Natural Resources. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).
- Battles, J.J., A.J. Shlisky, R. H. Barret, R.C. Heald y B.A.Allen-Díaz. 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a sierra conifer forest. *Forest Ecology and Management*. 146, 211-222.
- Bolliger, J., F. Hagedorn, J. Leifeld, J. Böhl, S. Zimmermann, R. Soliva y K. Kienast. 2008. Effects of land use change on carbon stocks in Switzerland. *Ecosystems*. 11: 895-907.
- Botequilha, A., J. Miller, J. Ahern y K. McGarigal. 2006. Measuring landscapes. A planner's handbook. Island Press. EEUU. 245 pp.
- Bustamante, R. y A.A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*. 11: 58-63.
- Castillo, S.M.A. 2002. ¿Qué está pasando con los bosques de Chiapas? *Ecofronteras*. 17: 16-18.
- Cayuela, L., M. González, J.M. Rey, N. Ramírez y M. Martínez. 2005. Imágenes de satélite revelan cómo desaparece el bosque en Chiapas. *Quercus*. 232: 60-61.
- Cayuela, L., Golicher, D.J. y Rey-Benayas, J.M. 2006a. The extent, distribution and fragmentation of vanishing montane cloud forest in the highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica*. 38: 544-554.
- Cayuela, L., Rey-Benayas, J.M. y Echeverría, C. 2006b. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management*. 226:208-218.
- Cayuela, L., D.J. Golicher, J.M. Rey-Benayas, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial. 2006c. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology*.43: 1172-1181.

- CEIEG (Comité estatal de información estadística y geográfica). 2011. *Regiones económicas de Chiapas*. Escala 1:200,000. Gobierno de Chiapas.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre, S.C., México.
- Clarence-Smith, W.G. 2005. *El cacao en Chiapas durante el largo siglo XIX*. En: Olivera, M. y M.D. Palormo (coord.). *Chiapas: de la independencia a la revolución*. CIESAS. México. Pp. 233-251.
- Collinge, S.K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*. 36: 59-77.
- Corlett, R, T. 1994. What is a secondary forest?. *Journal of Tropical Ecology*. 10, 445-447.
- CONEVAL, 2005. *Indicadores, índice y grado de rezago social con base en el II Censo de Población y Vivienda 2005*.
- Contreras-Hermosilla, A. 2000. *The underlying causes of forest decline*. Occasional paper No. 30. CIFOR. Indonesia.
- Corona, N. R.O. 2008. *Dinámica espacio-temporal de los conductores sociales, políticos y económicos de la deforestación y de los cambios de cobertura/uso de suelo a escala local en el bosque tropical caducifolio del sur de Oaxaca, México*. Tesis de maestría. Instituto de Geología, UNAM. 127 pp.
- Cortina-Villar, S. H. 2006. *Deforestación en Los Altos de Chiapas: magnitud y causas. Recomendaciones para la planeación estratégica forestal*. ECOSUR. 27 pp.
- Cortina, V.S. H. 2007. *Uso de suelo y deforestación en Los Altos de Chiapas*. Tesis de Doctorado. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM.
- Cortina, V.S.H., A. Pizano, S. Stetter, U. Vieyra y R. Gómez. 2008. *La deforestación en los ejidos de Los Altos de Chiapas, México y las áreas de uso común*. Reporte técnico CONAFOR.
- Debinsky, D.M., y R.D., Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*. 14:342-355.
- De Jong, B.H.J., M.A. Cairns, P.K. Haggerty, N. Ramírez-Marcial, S. Ochoa-Gaona, J. Mendoza-Vega, M. Gonzáles-Espinosa y I. March-Mifsut. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in Central Highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management*, 23, 373-385.
- De Jong, B.H.J., S. Ochoa-Gaona, M.A. Castillo-Santiago, N. Ramírez-Marcial y M.A. Cairns. 2000. Carbon flux and patterns of land use/land cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *AMBIO: A journal of the Human Environment*. 29, 504-511.
- De Jong, 2001. *Cambios de uso de suelo y flujos de carbono en Los altos de Chiapas, México*. EN: Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en los Ecosistemas Forestales. Chile.

- Díaz Hernández, B.M., Vargas, H.P., Ramírez, R.A. y Peña, M.A.V. 2000. Estudio y zonificación agroclimáticos en la región Los Altos de Chiapas, México. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 42: 7-27.
- Díaz-Gallegos, J.R., J.F. Mas y M.A. Velázquez. 2010. Trends of tropical deforestation in Southern Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography*. 31: 180-196.
- Di Giulio, M., R. Holderegger y S. Tobias. 2009. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management*. 90: 2959-2968.
- Driessen, P., J. Deckers y O. Spaargaren. (eds). 2001. *Lecture notes on the major soils of the world*. World Resources Reports no. 94. FAO/UNESCO. Roma. 307 pp.
- Durand, L. y E. Lazos. 2004. Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta southern Mexico. *Environmental Conservation*. 31:11-21.
- Echeverría, C., A.C. Newton, A. Lara, J.M. Rey-Benayas y D.A. Coomes. *En prensa*. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile.
- Ehrlich, P.R. y A.H. Ehrlich. 2009. The population bomb revisited. *The Electronic Journal of Sustainable Development*. 1:63-71.
- Fahring, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Revision of Ecology Evolution and Systematics*. 34: 487-515.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) 1996. *Forest Resources Assessment 1990 Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Roma.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2009. *Situación de los bosques del mundo 2009*. FAO. Roma.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2010. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010*. Informe principal. Estudio FAO Montes 163. Roma.
- Fischer, J. y D.B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 265-280.
- Flamenco-Sandoval, A., R.M. Martínez y O.R. Maser. 2007. Assessing the implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rainforest. *Biological Conservation*. 138: 131-145.
- Franklin, A.B., B.R. Noon y T.L. George. 2002. What is habitat fragmentation?. *Studies in avian Biology*. 25:20-29.

- Galindo-Jaimes, L., Gonzales-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P. y García-Barrios, L. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. *Plant Ecology*. 162, 259-272.
- García, E. Comisión para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO). 1998. *Climas: clasificación de köeppen modificada por García*. Escala 1:100,000. México.
- García-Barrios, L. y M. Gonzáles-Espinosa. 2004. Change in oak to opine dominance may reduce shifting agriculture yields: experimental evidence from Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 102, 389-401.
- Geist, H.J. y E.F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52: 143-150.
- González-Espinosa, M., J. M. Rey-Benayas, N. Ramírez-Marcial, M.A. Huston y D. Golicher. 2004. Tree diversity in the northern neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography*. 27: 741-756.
- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial, L. Galindo-Jaimes, A. Camacho-Cruz, D. Golicher, L. Cayuela y J.M. Rey-Benayas. 2009. Tendencias y proyecciones del uso de suelo y la diversidad florística en Los Altos de Chiapas, México. *Investigación Ambiental*. 1: 40:53.
- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial y L. Ruíz-Montoya (coords). 2010. *Diversidad biológica de Chiapas*. ECOSUR, COCyTECH. Ed. Plaza y Valdés. México.
- Guan, D., H. Li, T. Inohae, W. Su, T. Nagaie y K. Hokao. 2011. Modelling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecological Modelling*. 222: 3761-3772.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern. What is the state of the art?. *Ecosystems*. 1: 143-156.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biology to landscape ecology. *Ecological Applications*. 12. 321-334.
- Hagris, C.D., J.A. Bissonette y J.L. David. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*. 13: 167-186.
- Harper, K.A., S.E. McDonald, P.J. Burton, J. Chen, K.D. Brosofske, S.C. Saunders, E.S. Euskirchen, D. Roberts, M.S. Jaithe y P.A. Essen. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*. 19: 768-782.
- Harvey, N. 1995. Rebelión en Chiapas: Reformas rurales, radicalismo campesino y los límites del salinismo. En: Viqueira, J.P. y M.H. Ruz (eds). *Chiapas. Los rumbos de otra historia*. UNAM-CIESAS.

- Hernández-Ortiz, J. y M.A. Martínez-Damián. 2009. Efecto del cambio en precios de garantía a PROCAMPO en precios al productor, sin incluir efecto de las importaciones. *Revista Fitotecnia Mexicana*.32:156-159.
- Hietel, E., R. Waldhardt y A. Otte. 2005. Linking socio-economic factors, environment and land cover in the German highlands, 1945-1999. *Journal of Environmental Management*. 75:133-143.
- Hobbs, R.J. y C.J. Yates. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany*. 51: 471-488.
- HolzS., N. Ramírez-Marcial. 2011. *La leña. Principal recurso energético de las comunidades rurales. Metodologías para la estimación del consumo doméstico y producción de leña a partir de árboles nativos*. ECOSUR-redISA. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1993. *Carta de vegetación y uso del suelo*. Serie II. Escala 1:250,000.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2002. *Carta de vegetación y uso del suelo*. Serie III. Escala 1:250,000.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2007. *Carta de vegetación y uso del suelo*. Serie IV. Escala 1:250,000.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2007. *IX Censo ejidal. Resultados para Chiapas*. Aguascalientes.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2009. *VIII Censo agrícola, ganadero y forestal 2007*. Tabulados básicos.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2010. *Censo de Población y Vivienda*. Tabulados Básicos.
- IUSS. Grupo de trabajo WRB. 2007. *Base referencial mundial del recurso suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelos no. 103*. FAO. Roma. 130 pp.
- Kamusoko, C. y M. Anya. 2007. Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the bindura district, Zimbabwe. *Land degradation and development*. 18: 221-233.
- Klepeis, P. y C. Vance. 2003. Neoliberal policy and deforestation in southeastern Mexico: an assessment of the PROCAMPO program. *Economic Geography*. 79, 221-240.
- Kolb, M. 2013. *Dinámica de uso de suelo y cambio climático en la planeación sistemática de la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta*. Tesis de Doctorado. UNAM.
- Lambin, E.F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, J.W. Bruce, O.T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Lee, E.F. Moran, M.

- Martimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, H. Skanes, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, T.A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The cause of land use and land cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11: 261-269.
- Lambin, E.F., H.J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land use and land cover change in tropical regions. *Annual Review on Environmental Resources*. 28:205-241.
- Laurence, W.F., A.K.M. Albernaz, G. Schroth, P.M. Fearnside, S. Bergen, E.M. Venticinque y C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian amazon. *Journal of Biogeography*. 29: 737-748.
- Laurence, W.F., T.E. Lovejoy, H.L. Vasconcelos, E.M. Bruna, R.K. Didham, P.C. Stouffer, C. Gascon, R.O. Bierregaard, S.G. Laurence y E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forests fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology*. 16:605-618.
- Leyva, S. X. y G. Ascencio. 2002. *Lacandonia al filo del agua*. CISESAS-UNAM-FCE.
- Lindenmayer, D.B. y J. Fischer. 2006. Tackling the habitat fragmentation pantheon. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 22:127-132.
- Lugo, A.E. y E. Helmer. 2004. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management*. 190, 145-161.
- Martínez, M.L., O. Pérez-Maqueo, G. Vázquez, G. Castillo-Campo, J. García-Franco, K. Mehlreter, M. Equihua y R. Landgrave. 2009. Effect of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*. 258: 1856-1863.
- Mas, J.F. y A.F. Sandoval. Sin fecha. Simulación de los cambios de cobertura/uso de suelo en la selva El Ocote, Chiapas, México. Presentación oral.
- McGarigal, K. y J.B. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program of quantifying landscape structure. Versión 3.3. USDA.
- McGarigal, K., y S.A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*. 12: 335-345.
- Mendoza-Vega, J., E. Karlun y M. Olsson. 2003. Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, México. *Forest Ecology and Management*. 177:191-206.
- Miranda, F. 1952. *La vegetación de Chiapas*. Gobierno del Estado de Chiapas. México. 334 pp.
- Moran, E.F. 1993. Deforestation and land use in the Brazilian amazon. *Human Ecology*. 21:1-21.
- Moreno-Jiménez, A. 2008. *Operaciones locales*. En: Moreno-Jimenez, A. (Coord). Sistemas y análisis de la información geográfica. Manual de autoaprendizaje con ArcGis. Alfaomega. México.
- Müllerried, F.K. 1957. *Geología de Chiapas*. Gobierno de Chiapas. México. 180 pp.

- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE*. 10:58-62.
- Nagendra, H., D.K. Munroe y J. Southworth. 2004. Introduction to special issue: From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 101: 11-115.
- Nahed-Toral, J., S. Cortina-Villar y Q. López-Tirado. 2003. Uso de recursos y posibilidades de mejora de la unidad espacial de la zona borreguera tzotzil. *Archivos Latinoamericanos en Producción Animal*. 11, 40-49.
- Ochoa-Gaona, S. y M. González-Espinosa. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography*. 20: 17-42.
- Ochoa-Gaona, S. 2001. Traditional land use systems and patterns of forest fragmentation in the highland of Chiapas, Mexico. *Environmental Management*. 27: 571-586.
- Ochoa-Gaona, S., M. Gonzalez-Espinosa, J.A. Meave y S. Del Bal, B. 2004. Effects of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 13: 867-884.
- PEOT (Programa Estatal de Ordenamiento Territorial de Chiapas). 2005.
- Pichón, F.J. 1996. Settler agriculture and the dynamics of resource use allocation in frontier environments. *Human Ecology*. 24: 341-371
- Pool, N. L. 1997. Intensificación de la agricultura tradicional y cambios en el uso del suelo. En: Vázquez-Parra, M.R. y B.M. Díaz-Hernández (eds). *Los Altos de Chiapas: Agricultura y crisis rural. Tomo I: Recursos Naturales*. ECOSUR. Pp: 1-22.
- Ramos-Pérez, P.P., M.R. Parra-Vázquez, S.H. Daumás, O.B. H- Hernández. 2009. Estrategias de vida, sistemas agrícolas e innovación en el municipio de Oxchuc, Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola*. 41, 83-104.
- Reyes Ramos, M.E. sin fecha. *Los nuevos ejidos de Chiapas. Revista de la procuraduría agraria*. Pp. 45-66.
- Rice, R.A. 1997. Land use patterns and the history of coffee in Eastern Chiapas. *Agriculture and Human Values*. 14: 127-143.
- Robinson, S.K., F.R. Thompson III, T.M. Donovan, D.R. Whitehead y J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and nesting success in migratory birds. *Science*. 267: 1987-1990.
- Roxana, A. y J.M. Morales, 2003. Species composition and invasion in NW Argentinean secondary forest: effects of land use history, environment and landscape. *Journal of Vegetation Science*. 14, 195-204.

- Rus, J. y D. Rus. 2008. *La migración de trabajadores indígenas de Los Altos de Chiapas a Estados Unidos 2001-2005, el caso de San Juan Chamula*. Pp 343-381. En: Villafuerte, D y García-Aguilar, M (eds). *Migraciones en el sur de México y Centroamérica*. UNICACH-Porrúa.
- Rutledge, D. 2003. Landscapes indices as measures of effects of fragmentation: can pattern reflect process?. *DOC. Science Internal Series*. 98: 5-27.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystems fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5: 18-32.
- Soto-Pinto, L. Perfecto, I., Castillo-Hernandez, J y Caballero-Nieto, J. 2000. Shade effect on coffee production at the northern tzeltal zone of the state of Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 80: 61-69.
- Turner II, B.L., S. C. Villar, D. Foster, J. Geoghegan, E. Keys, P. Klepeis, D. Lawrence, P.M. Mendoza, S. Manson, Y. Ogneva-Himmelberger, A.B. Plotkin, D.P. Salicrup, R.R. Chowdhury, B. Savitsky, L. Schneider, B. Schmook y C. Vance. 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management*. 154: 353-370.
- Turner, M.G., R.H. Gardner y R.V. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in theory and in practice. Pattern and process*. Ed. Springer. EEUU.
- Turner, M.G. 2005. Landscape Ecology: what is the state of the science?. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 36: 319-344.
- USDA (United States Department of Agriculture). 1999. Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2a edición. EEUU. 871 pp.
- Vaca, G.R.A. 2012. *Deforestación y fragmentación de bosques secos en la depresión central de Chiapas, México*. Tesis doctoral. El Colegio de la Frontera Sur. 189 pp.
- Villafuerte, S.D. y M.C.G. Aguilar. 1998. *Actuación del estado en la cafeticultura y sus efectos en Chiapas después de la bancarrota de 1989*. UAM-Xochimilco
- Viqueira, J.P. 1995. Chiapas y sus regiones. En: Viqueira, J.P. y M.H. Ruz (eds). *Chiapas. Los rumbos de otra historia*. UNAM-CIESAS.
- Viqueira, J.P. 2002. *Encrucijadas chiapanecas: economía, religión e identidades*. Ed. Tusquets. México.
- Viqueira, J.P. 2008. *Indios y ladinos, arraigados y migrantes en Chiapas: un esbozo de historia demográfica de larga duración*. En: Villafuerte, S.D. y García, A. Ma del C. *Migraciones en el sur de México y Centroamérica*. UNICACH-Miguel Ángel Porrúa. Pp. 275-322.

- Viqueira, J.P. 2009. *Cuando no florecen las ciudades: la urbanización tardía e insuficiente en Chiapas*. En: C. L. Vásquez y K. A. Rodríguez (coords). *Ciudades mexicanas del siglo XX. Siete estudios históricos*. El Colegio de México / Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco / Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, pp. 59-178.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277: 494-499.
- Wasserstrom, F.R. 1977. La tierra y el trabajo agrícola en la Chiapas central: un análisis regional. *Revista Mexicana de Sociología*. 39: 1041-1064.
- Wolf, J.H.D. 2005. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 212, 376-393.
- Williams-Linera, G., R.H. Manson y E.I. Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*. 8: 73-89

8. ANEXO

Matrices de transición sistemática

Para identificar las transiciones sistemáticas se pueden emplear dos métodos: (1) sustracción y (2) división. El método de sustracción es la diferencia entre el valor observado y el esperado. El valor indica porcentaje en el paisaje; la magnitud de la diferencia es la “huella” que la transición imprimió en el paisaje. Debe ser interpretado en relación al porcentaje de cambio total del paisaje en el mismo periodo. Es relativamente común que categorías grandes presenten diferencias grandes aun si la transición no es particularmente sistemática. Por lo tanto el método de división también debe ser tomado en cuenta.

El método de división indica si la transición evaluada es sistemática, en relación al tamaño de la categoría que hizo la transición. La operación es análoga a una *chi* cuadrada, dado que toma la diferencia observado menos esperado y la divide por los valores esperados. La magnitud del cociente es un indicador de la fuerza de la transición.

En las matrices A.1 a la A.4, Los números en negritas son el porcentaje observado en el paisaje. Los números en itálicas representan el porcentaje del paisaje esperado si el proceso de cambio fuese aleatorio. Los números en fuente normal son el valor real menos el esperado. Los números entre paréntesis son el número en fuente normal entre el número en itálicas.

Los índices de fragmentación escogidos se describen en la siguiente sección y detallan la expresión matemática de cada índice, su rango, la descripción y los alcances y limitaciones de los mismos.

Finalmente, la lista completa de municipios del Altiplano se detalla en la última sección del anexo.

Cuadro A.1. Ganancias, pérdidas y persistencia (%) bajo ganancia aleatoria 1993-2002

Tipos de vegetación y usos de suelo		2002								Total 1993	Pérdida (%)
		B	BS	BM	BMS	S	A	G	O		
1993	B	7.65 7.65 0.00 (0.00)	6.17 1.77 4.40 (2.49)	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	0.01 0.74 -0.73 (-0.99)	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	1.59 0.88 0.71 (0.81)	1.07 1.20 -0.13 (-0.11)	0.03 0.05 -0.02 (-0.40)	16.53 12.33 4.20 (0.34)	8.88 4.68 4.20 (0.90)
	BS	0.34 0.18 0.16 (0.89)	18.09 18.09 0.00 (0.00)	0.00 0.04 -0.04 (-1.00)	0.03 1.00 0.97 (0.97)	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	1.98 1.18 0.80 (0.68)	1.74 1.62 0.12 (0.07)	0.10 0.06 0.04 (0.67)	22.28 22.19 0.09 (0.00)	4.19 4.10 0.09 (0.02)
	BM	0.00 0.08 -0.08 (-1.00)	0.46 1.03 -0.57 (-0.55)	5.67 5.67 0.00 (0.00)	3.30 0.43 2.87 (6.67)	0.01 0.01 0.00 (0.00)	0.03 0.51 -0.48 (-0.94)	0.16 0.70 -0.54 (-0.77)	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	9.62 8.45 1.17 (0.14)	3.95 2.79 1.16 (0.42)
	BMS	0.00 0.11 -0.11 (-1.00)	0.06 1.48 -1.42 (-0.96)	0.04 0.02 0.02 (1.00)	12.31 12.31 0.00 (0.00)	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	0.48 0.73 -0.25 (-0.34)	0.94 1.01 -0.07 (-0.07)	0.00 0.04 -0.04 (-1.00)	13.84 15.71 -1.87 (-0.12)	1.53 3.41 -1.88 (-0.55)
	S	0.00 0.07 -0.07 (-1.00)	0.00 0.96 -0.96 (-1.00)	0.06 0.01 0.05 (5.00)	0.03 0.40 -0.37 (-0.93)	6.44 6.44 0.00 (0.00)	0.01 0.48 -0.47 (-0.98)	2.41 0.65 1.76 (2.71)	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	8.95 9.04 -0.09 (-0.01)	2.51 2.60 -0.09 (-0.03)
	A	0.32 0.15 0.17 (1.13)	1.16 1.95 -0.79 (-0.41)	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	0.32 0.82 -0.50 (-0.61)	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	16.11 16.11 0.00 (0.00)	0.22 1.33 -1.11 (-0.83)	0.12 0.05 0.07 (1.40)	18.24 20.45 -2.21 (-0.11)	2.14 4.34 2.34 (0.54)
	G	0.01 0.07 -0.06 (-0.86)	0.35 0.94 -0.59 (-0.63)	0.04 0.01 0.03 (3.00)	0.19 0.40 -0.21 (-0.53)	0.04 0.01 0.03 (3.00)	0.16 0.47 -0.31 (-0.66)	7.96 7.96 0.00 (0.00)	0.03 0.03 0.00 (0.00)	8.78 9.87 -1.09 (-0.11)	0.82 1.92 -1.10 (-0.57)
	O	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	0.10 0.19 -0.09 (-0.47)	0.00 0.00 0.00 (0.00)	0.00 0.08 -0.08 (-1.00)	0.00 0.00 0.00 (0.00)	0.08 0.09 0.01 (0.11)	0.11 0.13 -0.02 (-0.15)	1.45 1.45 0.00 (0.00)	1.75 1.95 -0.20 (-0.10)	0.30 0.50 -0.20 (-0.40)
Total 2002		8.33 8.33 0.00 (0.00)	26.40 26.40 0.00 (0.00)	5.81 5.81 0.00 (0.00)	16.19 16.19 0.00 (0.00)	6.50 6.50 0.00 (0.00)	20.45 20.45 0.00 (0.00)	14.60 14.60 0.00 (0.00)	1.7 1.7 0.00 (0.00)	100.0 100.0 0.00 (0.00)	
Ganancia (%)		0.68 0.68 0.00 (0.00)	8.31 8.31 0.00 (0.00)	0.14 0.14 0.00 (0.00)	3.88 3.88 0.00 (0.00)	0.06 0.06 0.00 (0.00)	4.34 4.34 0.00 (0.00)	6.65 6.65 0.00 (0.00)	0.29 0.29 0.00 (0.00)		

Cuadro A.2. Ganancias, pérdidas y persistencia bajo pérdida aleatoria 1993-2002

Tipos de vegetación y usos de suelo		2002								Total 1993	Pérdida (%)
		B	BS	BM	BMS	S	A	G	O		
1993	B	7.65 7.65 0.00 (0.00)	6.17 2.56 3.61 (1.41)	0.00 0.56 -0.56 (-1.00)	0.01 1.57 -1.56 (-0.99)	0.00 0.63 -0.63 (-1.00)	1.59 1.98 -0.39 (-0.20)	1.07 1.41 -0.34 (-0.24)	0.03 0.17 -0.14 (-0.82)	16.53 16.53 0.00 (0.00)	8.88 8.88 0.00 (0.00)
	BS	0.34 0.47 -0.13 (-0.28)	18.09 18.09 0.00 (0.00)	0.00 0.33 -0.33 (-1.00)	0.03 0.92 -0.89 (-0.97)	0.00 0.37 -0.37 (-1.00)	1.98 1.17 0.81 (0.69)	1.74 0.83 0.91 (1.10)	0.10 0.10 0.00 (0.00)	22.28 22.28 0.00 (0.00)	4.19 4.19 0.00 (0.00)
	BM	0.00 0.35 -0.35 (-1.00)	0.46 1.11 -0.65 (-0.59)	5.67 5.67 0.00 (0.00)	3.30 0.68 2.62 (3.85)	0.01 0.27 -0.26 (-0.96)	0.03 0.86 -0.83 (-0.97)	0.16 0.61 -0.45 (-0.74)	0.00 0.07 -0.07 (-1.00)	9.62 9.62 0.00 (0.00)	3.95 3.95 0.00 (0.00)
	BMS	0.00 0.15 -0.15 (-1.00)	0.06 0.48 -0.42 (-0.88)	0.04 0.11 -0.07 (-0.64)	12.31 12.31 0.00 (0.00)	0.00 0.12 -0.12 (-1.00)	0.48 0.37 0.11 (0.30)	0.94 0.27 -0.67 (-2.48)	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	13.84 13.84 0.00 (0.00)	1.53 1.53 0.00 (0.00)
	S	0.00 0.22 -0.22 (-1.00)	0.00 0.71 -0.71 (-1.00)	0.06 0.16 -0.10 (-0.63)	0.03 0.43 -0.40 (-0.93)	6.44 6.44 0.00 (0.00)	0.01 0.55 0.54 (-0.98)	2.41 0.39 2.02 (5.18)	0.00 0.05 -0.05 (-1.00)	8.95 8.95 0.00 (0.00)	2.51 2.51 0.00 (0.00)
	A	0.32 0.22 0.10 (0.45)	1.16 0.71 0.45 (0.63)	0.00 0.16 -0.16 (-1.00)	0.32 0.43 -0.11 (-0.26)	0.00 0.17 -0.17 (-1.00)	16.11 16.11 0.00 (0.00)	0.22 0.39 -0.17 (-0.44)	0.12 0.05 0.07 (1.40)	18.24 18.24 0.00 (0.00)	2.14 2.14 0.00 (0.00)
	G	0.01 0.08 -0.79 (-0.88)	0.35 0.25 0.10 (0.40)	0.04 0.06 -0.02 (-0.33)	0.19 0.16 0.03 (0.19)	0.04 0.06 -0.02 (-0.33)	0.16 0.20- 0.04 (-0.20)	7.96 7.96 0.00 (0.00)	0.03 0.02 0.01 (0.50)	8.78 8.78 0.00 (0.00)	0.82 0.82 0.00 (0.00)
	O	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	0.10 0.08 0.02 (0.25)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	0.00 0.05 -0.05 (-1.00)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	0.08 0.06 0.02 (0.33)	0.11 0.04 0.07 (1.75)	1.45 1.45 0.00 (0.00)	1.75 1.75 0.00 (0.00)	0.30 0.30 0.00 (0.00)
Total 2002		8.33 9.18 -0.85 (-0.09)	26.40 23.99 2.41 (0.10)	5.81 7.05 -1.24 (-0.18)	16.19 16.55 -0.36 (-0.02)	6.50 8.09 -1.59 (-0.20)	20.45 21.30 -0.85 (-0.04)	14.60 11.91 2.69 (0.23)	1.7 1.93 -0.23 (-0.12)	100.0 100.0 0.00 (0.00)	
Ganancia (%)		0.68 1.53 -0.85 (-0.56)	8.31 5.90 2.41 (0.41)	0.14 1.39 -1.25 (-0.90)	3.88 4.24 -0.36 (-0.08)	0.06 1.65 -1.59 (-0.96)	4.34 5.19 -0.85 (-0.16)	6.65 3.96 2.69 (0.68)	0.29 0.48 -0.19 (-0.40)		

Cuadro A.3. Ganancias, pérdidas y persistencia bajo ganancia aleatoria 2002-2007

Tipos de vegetación y usos de suelo		2007								Total 2002	Pérdida (%)
		B	BS	BM	BMS	S	A	G	O		
2002	B	6.41 6.41 0.00 (0.00)	1.45 0.36 1.09 (3.03)	0.01 0.03 -0.02 (-0.67)	0.04 0.19 -0.15 (-0.79)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	0.22 0.34 -0.12 (-0.35)	0.20 0.33 -0.13 (-0.39)	0.01 0.04 -0.03 (-0.75)	8.33 7.73 0.60 (0.08)	1.91 1.31 0.60 (0.46)
	BS	0.25 0.17 0.08 (0.47)	23.35 23.35 0.00 (0.00)	0.03 0.10 -0.97 (-0.70)	0.07 0.60 -0.53 (-0.88)	0.00 0.08 -0.08 (-1.00)	1.47 1.08 0.39 (0.36)	1.12 1.05 0.07 (0.07)	0.10 0.11 -0.01 (-0.09)	26.40 26.54 -0.14 (-0.01)	3.05 3.19 -0.14 (-0.04)
	BM	0.01 0.04 -0.03 (-0.75)	0.03 0.25 -0.22 (-0.88)	4.66 4.66 0.00 (0.00)	0.84 0.13 0.71 (5.46)	0.07 0.02 0.05 (2.50)	0.06 0.24 -0.18 (-0.75)	0.14 0.23 -0.09 (-0.39)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	5.81 5.59 0.22 (0.04)	1.16 0.93 0.23 (0.25)
	BMS	0.03 0.10 -0.07 (-0.70)	0.12 0.70 -0.58 (-0.83)	0.12 0.06 0.06 (1.00)	14.61 14.61 0.00 (0.00)	0.05 0.05 0.00 (0.00)	0.63 0.66 -0.03 (-0.05)	0.61 0.65 -0.04 (-0.06)	0.01 0.07 -0.06 (-0.86)	16.19 16.90 -0.71 (-0.04)	1.58 2.29 -0.71 (-0.31)
	S	0.00 0.04 -0.04 (-1.00)	0.00 0.28 -0.28 (-1.00)	0.07 0.02 0.05 (2.50)	0.05 0.15 -0.10 (-0.67)	5.68 5.68 0.00 (0.00)	0.16 0.27 -0.11 (-0.41)	0.52 0.26 0.26 (1.00)	0.00 0.03 -0.03 (-1.00)	6.50 6.73 -0.23 (-0.03)	0.81 1.05 -0.24 (-0.23)
	A	0.21 0.13 0.08 (0.62)	1.06 0.88 0.18 (0.20)	0.01 0.08 -0.07 (-0.88)	0.37 0.47 -0.10 (-0.21)	0.01 0.06 -0.05 (-0.83)	17.82 17.82 0.00 (0.00)	0.76 0.82 -0.06 (-0.07)	0.20 0.09 0.11 (1.22)	20.45 20.34 0.11 (0.01)	2.63 2.53 0.10 (0.04)
	G	0.07 0.09 -0.02 (-0.22)	0.39 0.63 -0.24 (-0.38)	0.10 0.05 0.05 (1.00)	0.54 0.33 -0.21 (-0.64)	0.14 0.04 0.10 (2.50)	0.63 0.60 0.03 (0.05)	12.65 12.65 0.00 (0.00)	0.09 0.06 0.03 (0.50)	14.60 14.46 0.14 (0.01)	1.95 1.81 0.14 (0.08)
	O	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	0.14 0.07 0.07 (1.00)	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	0.00 0.04 -0.04 (-1.00)	0.00 0.01 -0.01 (-1.00)	0.10 0.07 0.03 (0.43)	0.05 0.07 -0.02 (-0.29)	1.44 1.44 0.00 (0.00)	1.73 1.72 0.01 (0.01)	0.30 0.28 0.02 (0.07)
Total 2007		6.99 6.99 0.00 (0.00)	26.53 26.53 0.00 (0.00)	5.00 5.00 0.00 (0.00)	16.52 16.52 0.00 (0.00)	5.96 5.96 0.00 (0.00)	21.09 21.09 0.00 (0.00)	16.06 16.06 0.00 (0.00)	1.86 1.86 0.00 (0.00)	100.0 100.0 0.00 (0.00)	
Ganancia (%)		0.58 0.58 0.00 (0.00)	3.18 3.18 0.00 (0.00)	0.35 0.35 0.00 (0.00)	1.91 1.91 0.00 (0.00)	0.27 0.27 0.00 (0.00)	3.27 3.27 0.00 (0.00)	3.41 3.41 0.00 (0.00)	0.42 0.42 0.00 (0.00)		

Cuadro A.4. Ganancias, pérdidas y persistencia bajo pérdida aleatoria 2002-2007

Tipos de vegetación y usos de suelo		2007							Total 2002	Pérdida (%)	
		B	BS	BM	BMS	S	A	G			O
2002	B	6.41 6.41 0.00 (0.00)	1.45 0.55 0.90 (1.64)	0.01 0.10 -0.09 (-0.90)	0.04 0.34 -0.30 (-0.88)	0.00 0.12 -0.12 (-1.00)	0.22 0.43 -0.21 (-0.49)	0.20 0.33 -0.13 (-0.39)	0.01 0.04 -0.03 (-0.75)	8.33 8.33 0.00 (0.00)	1.91 1.91 0.00 (0.00)
	BS	0.25 0.29 -0.04 (-0.14)	23.35 23.35 0.00 (0.00)	0.03 0.21 -0.18 (-0.86)	0.07 0.69 -0.62 (-0.90)	0.00 0.25 -0.25 (-1.00)	1.47 0.87 0.60 (0.69)	1.12 0.67 0.45 (0.67)	0.10 0.08 0.02 (0.25)	26.40 26.40 0.00 (0.00)	3.05 3.05 0.00 (0.00)
	BM	0.01 0.09 -0.08 (-0.89)	0.03 0.32 -0.29 (-0.91)	4.66 4.66 0.00 (0.00)	0.84 0.20 0.64 (3.20)	0.07 0.07 0.00 (0.00)	0.06 0.26 -0.20 (-0.77)	0.14 0.20 -0.06 (-0.30)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	5.81 5.81 0.00 (0.00)	1.16 1.16 0.00 (0.00)
	BMS	0.03 0.13 -0.10 (-0.77)	0.12 0.50 -0.38 (-0.76)	0.12 0.09 0.03 (0.33)	14.61 14.61 0.00 (0.00)	0.05 0.11 -0.06 (-0.55)	0.63 0.40 0.23 (0.58)	0.61 0.30 0.31 (1.03)	0.01 0.04 -0.03 (-0.75)	16.19 16.19 0.00 (0.00)	1.58 1.58 0.00 (0.00)
	S	0.00 0.06 -0.06 (-1.00)	0.00 0.23 -0.23 (-0.10)	0.07 0.04 0.03 (0.75)	0.05 0.14 -0.09 (-0.64)	5.68 5.68 0.00 (0.00)	0.16 0.18 -0.02 (-0.11)	0.52 0.14 0.38 (2.71)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	6.50 6.50 0.00 (0.00)	0.81 0.81 0.00 (0.00)
	A	0.21 0.23 -0.02 (-0.09)	1.06 0.88 0.18 (0.20)	0.01 0.17 -0.16 (-0.94)	0.37 0.55 -0.18 (-0.33)	0.01 0.20 -0.19 (-0.95)	17.82 17.82 0.00 (0.00)	0.76 0.54 0.22 (0.41)	0.20 0.06 0.14 (2.33)	20.45 20.45 0.00 (0.00)	2.63 2.63 0.00 (0.00)
	G	0.07 0.16 -0.09 (-0.56)	0.39 0.62 -0.23 (-0.37)	0.10 0.12 -0.02 (-0.17)	0.54 0.38 0.16 (0.42)	0.14 0.14 0.00 (0.00)	0.63 0.49 0.14 (0.29)	12.65 12.65 0.00 (0.00)	0.09 0.04 0.05 (1.25)	14.60 14.60 0.00 (0.00)	1.95 1.95 0.00 (0.00)
	O	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	0.14 0.08 0.06 (0.75)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	0.00 0.05 -0.05 (-1.00)	0.00 0.02 -0.02 (-1.00)	0.10 0.06 0.04 (0.67)	0.05 0.05 0.00 (0.00)	1.44 1.44 0.00 (0.00)	1.73 1.73 0.00 (0.00)	0.30 0.30 0.00 (0.00)
Total 2007		6.99 7.40 -0.41 (-0.06)	26.53 26.53 0.00 (0.00)	5.00 5.40 -0.40 (-0.07)	16.52 16.96 -0.44 (-0.03)	5.96 6.59 -0.63 (-0.10)	21.09 20.52 0.57 (0.03)	16.06 14.86 1.20 (0.08)	1.86 1.73 0.13 (0.08)	100.0 100.0 0.00 (0.00)	
Ganancia (%)		0.58 0.98 -0.40 (-0.41)	3.18 3.18 0.00 (0.00)	0.35 0.75 -0.40 (-0.53)	1.91 2.35 -0.44 (-0.19)	0.27 0.91 -0.64 (-0.70)	3.27 2.70 0.57 (0.21)	3.41 2.22 1.19 (0.54)	0.42 0.29 0.13 (0.45)		

Índices de fragmentación

AREA (Área de parche)	
$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	a_{ij} = área (m ²) del parche ij.
Descripción	AREA equivale al área (m ²) del parche dividido entre 10,000 (para convertirlo a hectáreas).
Unidades	Hectáreas
Rango	AREA > 0, sin límites.
Comentarios	El rango de AREA está limitado por el grano y la extensión de la imagen. El área de cada parche que compone el paisaje es quizás el factor más importante y útil para analizar el paisaje. Este índice es la base para varios índices a nivel parche, clase y paisaje pero también tiene potencial para interpretación ecológica.

GYRATE (Radio de giro)	
$GYRATE = \sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z}$	h_{ijr} = distancia (m) entre una celda ijr [ubicada en el parche ij] y el centroide del parche ij (ubicación promedio), basada en una distancia de centro a centro. z = número de celdas en el parche ij.
Descripción	GYRATE equivale a la distancia media (m) entre cada celda en una agrupación de celdas contiguas (<i>i.e.</i> , el parche) y el centroide del parche.
Unidades	Metros
Rango	GYRATE ≥ 0, sin límite. GYRATE = 0 cuando el parche consiste en una sola celda e incrementa sin límites conforme el parche aumenta su extensión. GYRATE alcanza su máximo valor cuando un parche abarca todo el paisaje
Comentarios	El radio de giro es una medida de la extensión de un parche, es afectado por el tamaño y compactación del mismo. La elección de la regla de 4 u 8 vecinos tendrá un impacto en este índice.

SHAPE (forma del parche)	
$SHAPE = \frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	p_{ij} = perímetro (m) del parche ij. a_{ij} = área (m ²) del parche ij.
Descripción	SHAPE equivale al perímetro del parche (m) dividido pro la raíz cuadrada del área del parche (m ²) y ajustado por una constante para ajustar a un estándar cuadrado.
Unidades	Ninguna
Rango	SHAPE ≥ 1, sin límites. SHAPE = 1 cuando el parche es cuadrado e incrementa sin límite conforme su forma se vuelve más irregular y compleja.
Comentarios	Es una medida de complejidad de la forma, en la que se compara la forma de un parche con una figura estándar, en este caso un cuadrado. Es la forma más directa y concreta de medir complejidad de la forma

PROX (proximidad)	
$\text{PROX} = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$	<p>a_{ijs} = área (m²) del parche ijs dentro de una vecindad (m) específica del parche ij.</p> <p>h_{ijs} = distancia (m) entre el parche ijs y el parche ijs, basada en una distancia de borde a borde y calculada de centro a centro entre las celdas.</p>
Descripción	PROX equivale a la suma del área de un parche (m) dividida entre la distancia al cuadrado (m ²) más corta de borde a borde entre un parche y el parche focal, dentro de un radio determinado. Las distancias de parche a parche son medidas de centro a centro, y en los casos donde el radio se salga de los límites del paisaje, sólo se contarán los parches dentro de éste.
Unidades	Ninguna
Rango	<p>$\text{PROX} \geq 0$.</p> <p>PROX = 0 si un parche no tiene parches vecinos circunscritos dentro del radio. PROX se incrementa a medida que la vecindad (definida por el radio especificado) es ocupado por mayor número de parches de la misma clase y en tanto esos parches se vuelvan más contiguos y cercanos entre sí (o menos fragmentados) en su distribución. El límite superior de PROX es afectado por el radio escogido y la distancia mínima entre parches (borde).</p>
Comentarios	El índice de proximidad fue desarrollado por Gustafson y Parker (1992) y considera el tamaño y la proximidad de todos los parches cuyos bordes se encuentre dentro de un radio específico (definido por el usuario) a un parche focal. FRAGSTATS usa la distancia entre el parche focal y cada uno de los otros parches dentro de la vecindad, en lugar de la distancia al vecino más cercano. El índice no tiene unidades, y por tanto el valor absoluto del índice tiene poco valor interpretativo. Es más útil si se comparan sus valores. Puede ser analizado a nivel de parche o a nivel de clase (<i>i.e.</i> , media ponderada).

NP (Número de parches)	
$\text{NP} = n_i$	N_i = número de parches de una clase i en el paisaje.
Descripción	NP equivale al número de parches de la clase correspondiente.
Unidades	Ninguna
Rango	<p>$\text{NP} \geq 1$, sin límites.</p> <p>NP = 1 cuando el paisaje contiene solo un parche de la clase correspondiente.</p>
Comentarios	El número de parches de una clase dada es una medida simple y directa del grado de subdivisión o fragmentación de dicha clase. Aunque el número de parches tiene relevancia en numerosos procesos ecológicos, tiene poco valor interpretativo por sí mismo porque no provee información sobre el área, distribución o densidad de dichos parches. Es un índice útil pero debe ser complementado por otros índices que confieran mayor información sobre la dinámica del paisaje. La elección de la regla de 4 u 8 vecinos tendrá un impacto en este índice.

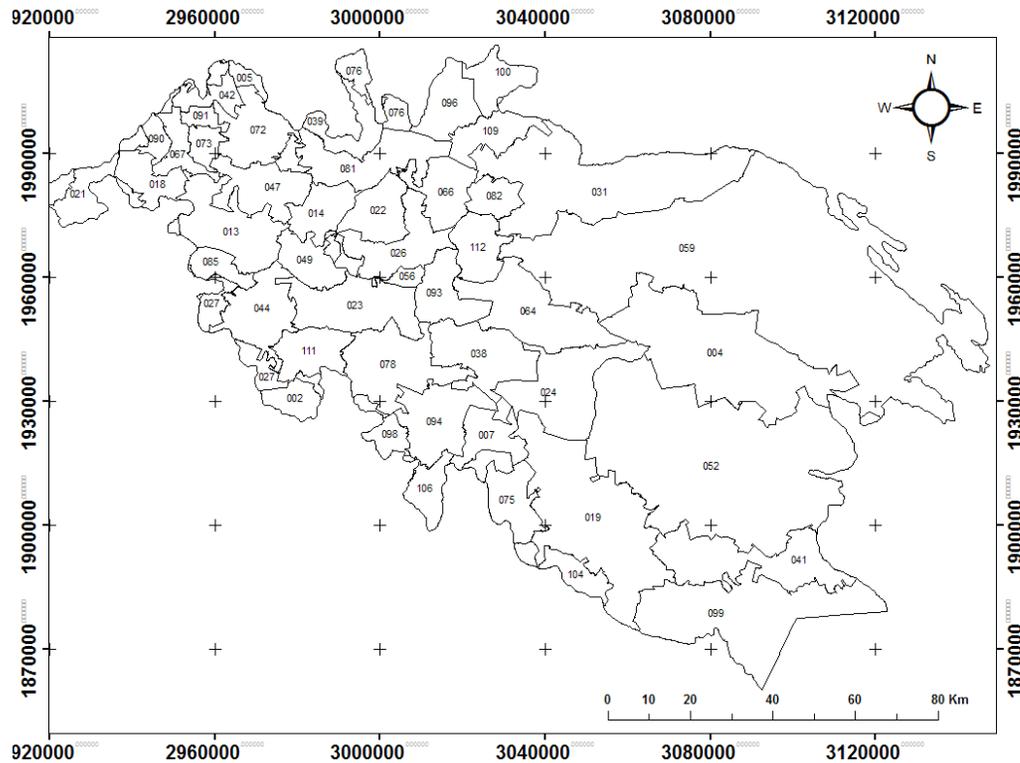
LPI (Índice de parche más grande)	
$LPI = \frac{\max_{j=1}^n(a_{ij})}{A} (100)$	a_{ij} = área (m ²) del parche ij. A = área total del paisaje (m ²).
Descripción	LPI equivale al área (m ²) del parche más grande de una clase dada dividido por el área total del paisaje (m ²), y multiplicado por 100 (para convertir a porcentaje). Es decir, LPI equivale al porcentaje del paisaje abarcado por el parche más grande de una clase. Nótese que el área del paisaje (A) incluye cualquier fondo interno
Unidades	Porcentaje.
Rango	$0 < LPI \leq 100$ LPI se acerca a cero cuando el parche más grande se vuelve más pequeño LPI = 100 cuando el parche más grande abarca todo el paisaje.
Comentarios	Largest patch index at the class level quantifies the percentage of total landscape area comprised by the largest patch. As such, it is a simple measure of dominance.

AI (índice de agregación)	
$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$	g_{ii} = número de adyacencias similares (uniones) entre píxeles de la clase i basado en el método de un solo conteo. $\max \rightarrow g_{ii}$ = máximo número de adyacencias similares (uniones) entre píxeles de la misma clase i basado en el método de un solo conteo.
Descripción	AI equivale al número de adyacencias similares de una misma clase, dividida por el máximo posible de adyacencias de esa misma clase. Esto último es logrado cuando la clase está aglomerada al máximo en un solo parche compacto; y el resultado de la división es multiplicado por 100 para convertir a porcentaje. Si A_i es el área de la clase i (en número de celdas) y “n” es la lateral del número al cuadrado más grande pero más pequeño que A_i , y $m = A_i - n^2$, entonces el número más grande de bordes compartidos para la clase i, o $\max \rightarrow g_{ii}$ tomará una de tres formas: $\max \rightarrow g_{ii} = 2n(n-1)$, cuando $m = 0$, o $\max \rightarrow g_{ii} = 2n(n-1) + 2m - 1$, cuando $m \leq n$, o $\max \rightarrow g_{ii} = 2n(n-1) + 2m - 2$, when $m > n$. Debido al diseño del índice, las adyacencias similares son medidas usando el método de un solo conteo, y todos los segmentos-borde del paisaje son ignorados.
Unidades	Porcentaje
Rango	$0 \leq AI \leq 100$ Dado cualquier P_i , AI equivale a cero cuando el parche focal está desagregado al máximo (<i>i.e.</i> , cuando no hay adyacencias similares); AI se incrementa conforme el parche focal se aglomera y equivale a 100 cuando el parche tipo está agregado al máximo en un parche único continuo y compacto.
Comentarios	El índice de agregación es calculado desde una matriz de adyacencia, que muestra la frecuencia en que diferentes pares de parches aparecen lado a lado en el mapa. AI toma en cuenta únicamente parches de la misma clase.

Para los índices calculados a nivel de clase, se usó el promedio ponderado o AMN (*area-weighted mean*) y equivale a la suma de todos los parches del paisaje del índice correspondiente multiplicado por la abundancia proporcional del parche (*i.e.*, el área del parche (m²) dividido entre la suma del área de todos los parches). La abundancia proporcional de cada parche es determinada debido a la suma de las áreas de los parches de una clase y no del paisaje, dado que éste último puede incluir fondo que no está relacionado directamente con los parches. La fórmula de la media ponderada es la siguiente:

$$AM = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[x_{ij} \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

Los municipios del Altiplano



002	Acala	044	Ixtapa	085	Soyaló
004	Altamirano	047	Jitotol	090	Tapalapa
005	Amatán	049	Larráinzar	091	Tapilula
007	Amatenango del Valle	052	Las Margaritas	092	Tecpatán
013	Bochil	056	Mitontic	093	Tenejapa
014	El Bosque	058	Nicolás Ruíz	094	Teopisca
018	Coapilla	059	Ocosingo	096	Tila
019	Comitán de Domínguez	060	Ocotepec	098	Totolapa
021	Copainalá	063	Osumacinta	099	La Trinitaria
022	Chalchihuitán	064	Oxchuc	100	Tumbalá
023	Chamula	066	Pantelhó	104	Tzimol
024	Chanal	067	Pantepec	106	Venustiano Carranza
025	Chapultenango	072	Pueblo Nuevo Solistahuacán	109	Yajalón
026	Chenalhó	073	Rayón	110	San Lucas
027	Chiapa de Corzo	075	Las Rosas	112	San Juan Cancuc
029	Chicoasén	076	Sabanilla	113	Aldama
031	Chilón	078	San Cristóbal de las Casas	118	San Andrés Duraznal
038	Huixtán	081	Simojovel	119	Santiago el Pinar
039	Huitiupán	082	Sitalá		
041	La Independencia	083	Socoltenango		
042	Ixhuatán	084	Solosuchiapa		