



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

LAS POLÍTICAS PÚBLICAS Y EL PAISAJE RURAL:
APORTES PARA LA CONSERVACIÓN

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Ecología)

P r e s e n t a

Vianney Beraud Macías

La Paz, Baja California Sur, septiembre de 2018

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 14:00 horas del día 17 del Mes de agosto del 2018, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Las políticas públicas y el paisaje rural: aportes para la conservación "

Presentada por el alumno:

Vianney Beraud Macías

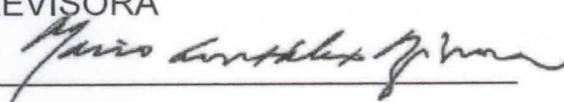
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN Ecología

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

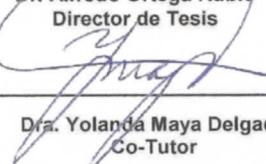
LA COMISIÓN REVISORA



Dr. Alfredo Ortega Rubio
Director de Tesis



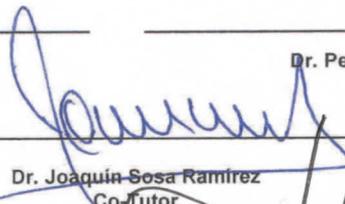
Dr. Mario González Espinosa
Co-Tutor



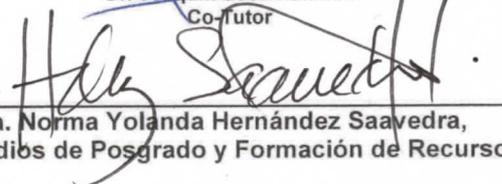
Dra. Yolanda Maya Delgado
Co-Tutor



Dr. Pedro Peña Garcillán
Co-Tutor



Dr. Joaquín Sosa Ramírez
Co-Tutor



Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,
Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos

Conformación de Comités

Comité tutorial

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Director de tesis
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

Dra. Yolanda L. Maya Delgado
Co-Tutor
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

Dr. Pedro Peña Garcillán
Co-Tutor
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

Dr. Mario González Espinosa
Co-Tutor
El Colegio de la Frontera Sur

Dr. Joaquín Sosa Ramírez
Co-Tutor
Universidad Autónoma de Aguascalientes

Comité Revisor de Tesis

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Dra. Yolanda L. Maya Delgado
Dr. Pedro Peña Garcillán
Dr. Mario González Espinosa
Dr. Joaquín Sosa-Ramírez

Jurado de Examen

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Dra. Yolanda L. Maya Delgado
Dr. Pedro Peña Garcillán
Dr. Mario González Espinosa
Dr. Joaquín Sosa-Ramírez

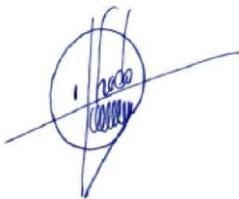
Suplentes

Dra. Aurora Margarita Breceda Solís Cámara
Dr. Enrique Troyo Diéguez

Resumen

Los cambios drásticos en las actividades económicas y los cambios políticos estructurales se identifican como algunos de los principales factores subyacentes en la pérdida de hábitat y la fragmentación del paisaje, que a su vez son los mayores promotores de la crisis de biodiversidad a nivel mundial. La presente investigación explora a las posibles fuerzas motrices de la transformación en una región que se industrializó de manera acelerada a principios de 1990. Los patrones de ocupación de la población cambiaron la producción agropecuaria por empleos en los sectores secundario y terciario. La hipótesis del trabajo supuso que el fenómeno de industrialización, asociado con la posibilidad de privatizar las tierras ejidales, favoreció procesos migratorios del sector rural hacia las zonas urbanas y por tanto se relacionó con la recuperación de las zonas forestales. Para el análisis de la información se elaboraron mapas de cambio de cobertura del suelo y de estructura del paisaje. La correlación de los cambios con las políticas públicas, se analizó de manera cuantitativa longitudinal no lineal. El análisis permitió identificar a los factores indirectos, derivados de las políticas públicas territoriales impulsadas por el Gobierno Federal, que se encuentran asociados de manera significativa con la dinámica del paisaje en un periodo de veinte años (1993-2013). En los resultados se aprecia que, derivado de la industrialización y de la Reforma Agraria, se modificaron los medios de vida del campesinado. La disminución de actividades primarias, en conjunto con la aplicación de subsidios detonaron el deterioro de la vegetación y disminuyeron el capital natural de región. Se destaca que la dinámica de los paisajes se asoció con la heterogeneidad física del territorio, a mayor heterogeneidad menores fueron los cambios en la cobertura del suelo. Este estudio propone un enfoque de análisis que permite evaluar el impacto de programas de política pública que puede ser extrapolable a todas las regiones de México. Se sugiere que la integración del análisis espacial permite proponer mejoras significativas en la aplicación de programas de subsidios federales relacionados con el aprovechamiento del suelo, lo que redundará en la conservación de la biodiversidad y en la promoción del desarrollo sustentable.

Palabras clave: Cambio de cobertura del suelo, PROCEDE, Ordenamiento territorial.



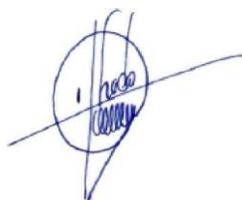
Vo.Bo. Dr. Alfredo Ortega Rubio

Director de tesis

Summary

Drastic changes in economic activities and structural policy changes are identified as some of the main underlying factors in habitat loss and landscape fragmentation, which in turn are the major drivers of the global biodiversity crisis. This research explores the possible driving forces of transformation in a region that industrialized rapidly in the early 1990s. The population's employment patterns changed from agricultural production to jobs in the secondary and tertiary sectors. The working hypothesis assumed that the phenomenon of industrialization, associated with the possibility of privatizing *ejido*, favored migration processes from the rural to urban areas and was therefore related to the recovery of forest areas. For the analysis of the information, maps of changes in land cover and landscape structure were prepared. The correlation of changes with public policies was analyzed in a non-linear longitudinal quantitative manner. The analysis identified the indirect factors derived from the territorial public policies promoted by the Federal Government that are significantly associated with the dynamics of the landscape over a period of twenty years (1993-2013). The results indicate that, as a result of industrialization and the Agrarian Reform, the livelihoods of the peasantry have changed. The decrease in primary activities, together with the application of subsidies, triggered the deterioration of vegetation and reduced the natural capital of the region. It should be noted that the dynamics of the landscapes were associated with the physical heterogeneity of the territory, the greater the heterogeneity, the smaller the changes in soil cover. This study proposes an analytical approach to evaluate the impact of public policy programs that can be applied to all regions of Mexico. It is suggested that the integration of spatial analysis allows significant improvements to be proposed in the application of federal subsidy programs related to land use, which will result in the conservation of biodiversity and the promote of sustainable development.

Key words: Land cover change, Land use planning, PROCEDE

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Alfredo Ortega Rubio', is written over a circular stamp or seal that is partially obscured by the signature.

Vo.Bo. Dr. Alfredo Ortega Rubio

Thesis Director

Dedicatoria

Para quienes son el motor de mi vida:

Rodrigo, Mamá, Papá, Esa, Cho y los enanillos Xime y Alonso

*Con todo el corazón, espero contribuir a la construcción de un paisaje diverso en esta tierra
a la que tanto amo*

Agradecimientos

Al CIBNOR, por ser la institución receptora de este posgrado. A CONACYT por el apoyo económico con la beca número 228358. Al proyecto 293368 de Redes Temáticas de CONACYT y al Proyecto 251919 de Ciencia Básica de CONACYT.

Mil gracias queridísimo Alfredo Ortega Rubio por aceptar dirigir esta tesis. Sobre todo por la enorme calidad humana y el apoyo para realizar la investigación desde y para mi tierra.

Querido amigo y maestro Mario González Espinosa, gracias por sembrar en mí la idea de investigar a los ecosistemas y el disturbio. Recuerdo la primer vez que fui contigo a campo, en Mitzitón, me dijiste “*Te doy este bosque, ¿qué harías con él?*” Aún no sé qué hacer con el bosque, pero quiero seguir conociéndolo y conservándolo.

En el camino tuve el honor de contar con las valiosas aportaciones de Yolanda Maya Delgado, Pedro Peña Garcillán y Joaquín Sosa Ramírez, gracias a ustedes tres por su esmero durante este proceso. A la Dra. Aurora y el Dr. Enrique Troyo por su interés en el tema.

Al Dr. Ignacio Méndez Gómez Huamarán por sus acertados consejos para el análisis de la información. A los ejidatarios por tomarse el tiempo para platicar. A Macario por acompañarme a los ejidos.

Gracias a Lupita García y Edgar Yuen por su amable apoyo. Tania y Lic. Osbelia por su amabilidad. A todos los amigos que aportaron ideas y consejos: Daniel, Rick, Magda, Charlotte, Fer y Jonathan. Nicole que desinteresadamente me inscribiste cada semestre. Tenemos que ir por hamburguesas, cine y demás que se acumule, ¡gracias por ser mi amiga! Gracias Alicia y Mario por abrirme las puertas de su casa y literalmente compartir la sal y el pan, *¡los quiero bien mucho!*

La idea de esta tesis es una mezcla de lo aprendido con la multidisciplinaria de ECOSUR y en el trabajo con los urbanistas, así que gracias a quienes me motivaron a estudiar los paisajes: Jorge León, Nep, Pedro Pablo, Karla, Juancho, Sergio, Chuy Díaz, Isra y Sam. Finalmente agradezco a mi familia por el apoyo incondicional e incansable. Prometo que próximamente les hablaré de bichos.

Contenido	
Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de figuras	vii
Lista de tablas	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1 Dinámica y estructura del paisaje	4
2.1.1 Factores de cambio en la estructura y dinámica del paisaje	6
2.1.2 Transiciones en los paisajes latinoamericanos	9
2.2 Los recursos naturales de México en el contexto de las políticas territoriales	11
3. JUSTIFICACIÓN	15
4. HIPÓTESIS	15
5. OBJETIVOS	16
5.1 General	16
5.2 Particulares.....	16
6. MATERIAL Y MÉTODOS	16
6.1 Área de estudio	16
6.2 Determinación de la composición, dinámica y estructura del paisaje	19
6.2.1 Elaboración de mapas temáticos de cobertura del suelo y dinámica del paisaje	22
6.3 Identificación de factores de transformación en los paisajes	25
6.4 Análisis de la interacción de factores de transformación del paisaje.....	31
7. RESULTADOS	34
7.1 Evaluación de los mapas temáticos	34
7.2 Determinación de las transformaciones en el paisaje.....	36
7.2.1 Cobertura del suelo	36

7.2.2 Dinámica del paisaje.....	38
7.2.3 Estructura del paisaje	41
7.3 Identificación de factores indirectos de la transformación del paisaje.....	42
7.3.1 Capital natural	42
7.3.2 Capital social, humano y económico.....	45
7.3.3 Subsidios gubernamentales	49
7.4 Interacción de los factores de transformación del paisaje.....	55
8. DISCUSIÓN	59
8.1 Transformaciones del paisaje	59
8.2 La relación de las políticas públicas con la transformación del paisaje.....	65
8.3 Propuesta de políticas públicas para el manejo del paisaje	68
9. CONCLUSIONES	72
10. LITERATURA CITADA	73
11. ANEXOS	90
ANEXO A. Mapas de cobertura del suelo en Estado de Aguascalientes y los ejidos durante 1993,2003 y 2013.....	90
ANEXO B. Variables consideradas para el análisis después de la revisión exhaustiva de la literatura y la obtención de datos del Sistema Nacional de Transparencia, con información inherente a su retiro del análisis o tratamiento.....	91
ANEXO C. Bigráficos de componentes principales para la síntesis de variables autocorrelacionadas	94
ANEXO D. Publicaciones	95

Lista de figuras

Figura 1. Factores asociados con el cambio de uso o cobertura del suelo en regiones tropicales. Modificado de Geist y Lambin (2002).....	7
Figura 2. Transición de las políticas territoriales en México. A. Línea del tiempo con las principales políticas aplicadas en el país. B. Porcentaje de inversión pública programado para la ejecución de programas de política pública territorial (obras de infraestructura, subsidios de desarrollo social, subsidios agropecuarios, y programas de conservación de la biodiversidad). El presupuesto no graficado corresponde a la inversión en otros sectores.	12
Figura 3. Rasgos topográficos de Aguascalientes y ubicación del tipo de tenencia de la tierra.....	17
Figura 4. Tipos de cobertura del suelo evaluados y trayectorias supuestas de la dinámica del paisaje	24
Figura 5. Diagrama de síntesis metodológica utilizada para el análisis de la información ..	28
Figura 6. Cambios de cobertura del suelo en los ejidos de Aguascalientes de 1993 a 2013.	36
Figura 7. Probabilidad de cambio (expresada como porcentaje) entre los diferentes tipos de cobertura del suelo en los ejidos de Aguascalientes entre 1993 y 2013. Los números indican la probabilidad con la que la cobertura inicial se transformó en el periodo indicado; por ejemplo, la probabilidad de que la superficie agrícola se transformara en agricultura de riego fue del 60.6% y la probabilidad de que la superficie de riego se transformara en agricultura de temporal fue de 3.24 %.....	38
Figura 8. Dinámica del paisaje en los ejidos de Aguascalientes. Las gráficas de pastel representan el porcentaje total del área de acuerdo a las trayectorias de cambio: gris, sin cambios; verde, recuperación; anaranjado, deterioro; rosa, abandono agrícola; rojo, urbanización.....	40
Figura 9. Valores promedio de los índices de estructura del paisaje en los ejidos. Las barras representan ± 1 error estándar ($n = 172$).	41
Figura 10. Número y ubicación de fragmentos en el paisaje por tipo de cubierta vegetal en los ejidos de Aguascalientes.	43
Figura 11. Distribución de las variables de capital natural en los ejidos de Aguascalientes y la correlación entre la heterogeneidad del paisaje y el porcentaje de la superficie cubierta con vegetación.....	44

Figura 12. Porcentaje acumulativo de ejidos certificados (gris) y con adquisición del dominio pleno (negro) entre 1993 y 2016.	46
Figura 13. Ejecución de políticas de PROCEDE en la región de estudio. A. Ubicación de los ejidos por año de certificación; B. Ubicación de los ejidos por año de adquisición del dominio pleno.	47
Figura 14. Distribución de subsidios para obras hidráulicas e infraestructura pecuaria de la CONAZA en los ejidos de Aguascalientes durante el periodo de estudio.	52
Figura 15. Superficies con plantaciones forestales para recambio productivo de CONAZA y distribución de subsidios de CONAFOR en los ejidos de Aguascalientes durante el periodo de estudio.	54

Lista de tablas

Tabla I. Reclasificación de las coberturas de suelo presentes en los ejidos del área de estudio. Clasificación de la vegetación basada en Rodríguez-Ávalos (2014).	23
Tabla II. Lista final de variables utilizadas en el análisis de la información.....	29
Tabla III. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura del suelo en 1993	34
Tabla IV. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura del suelo en 2003.....	35
Tabla V. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura del suelo en 2013	35
Tabla VI. Valores promedio de las tasas netas de cambio calculadas en los paisajes ± 1 error estándar (E.E.) y diferencias entre periodos de análisis evaluadas con una prueba de <i>t</i> de Student. Los valores de $P > 0.05$ no son estadísticamente significativos.....	37
Tabla VII. Valores promedio de los atributos del paisaje en los periodos analizados. Se muestran las diferencias entre los promedios ± 1 error estándar de ambos periodos con la prueba de T de Student para muestras apareadas. Los valores de $P > 0.05$ no son estadísticamente significativos.....	39
Tabla VIII. Atributos de los factores de capital, social, económico y físico en los ejidos. NA, la suma no aplica por ser valores de proporciones; NA*Los valores permanecieron constantes entre años.	48
Tabla IX. Características de los subsidios recibidos en los ejidos.....	50
Tabla X. Ajuste de los modelos GEE mediante la prueba de Wald.	55
Tabla XI. Parámetros estimados mediante Ecuaciones de Estimación Generalizada para predecir la dinámica y estructura del paisaje. Las variables son significativas en el modelo: *= $p < 0.05$, **= $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. ND = no determinado por mostrar correlación con la variable dependiente.	57

1. INTRODUCCIÓN

La interacción de los seres humanos con los recursos naturales ha sido, desde su origen, un promotor de modificación de la biodiversidad y de los procesos en los ecosistemas (Ellis *et al.*, 2013; Farina, 2000). Si se considera que dos terceras partes de la superficie de la Tierra se utilizan para agricultura, agostaderos, áreas de aprovechamiento forestal y asentamientos humanos, es claro que la biodiversidad interactúa a escalas global, continental, regional y local en paisajes que pueden ser considerados, respectivamente, como “*sistemas socio-ecológicos o paisajes culturales*” (De Aranzabal *et al.*, 2008; Ellis, 2013; Farina, 2000; Iverson, 1995). Aunque las decisiones sobre cómo se gestionan los usos del suelo en los paisajes las llevan a cabo los usuarios directos de los recursos, sus acciones están influenciadas de manera más o menos directa por factores provenientes de los mercados y las instituciones de gobierno en sus diferentes niveles, a partir de políticas públicas (Echeverría *et al.*, 2012; Prishchepov *et al.*, 2012), incluidas los niveles cupulares, entre las que se encuentran las recomendaciones y políticas de amplio alcance emitidas por los organismos internacionales que a la postre determinan las políticas y programas nacionales de desarrollo (McCann y Ward, 2010; Murillo, 2011; Stone, 2004).

Estos factores más o menos indirectos suelen ser reconocidos como fuerzas motrices en la dinámica de los paisajes, pero los mecanismos con los que operan permanecen poco comprendidos en diversas regiones del mundo (Hetch 2010; Reynolds *et al.*, 2007; Ribeiro-Palacios *et al.*, 2013; Young *et al.*, 2006). Se sugiere que a partir de mediados del siglo pasado se aceleró la dinámica de cambio de cobertura del suelo en los paisajes rurales en el contexto de la globalización. Se inició una etapa de abandono de las prácticas tradicionales de producción de alimentos que ocurrían de manera artesanal en superficies pequeñas (Bebbington y Batterbury, 2001; Nikodemus *et al.*, 2005). Actualmente prevalece la tendencia hacia un modelo de producción intensivo, basado en esquemas de tecnificación que ha resultado en la simplificación ecológica creciente de los paisajes en

diferentes latitudes y con efectos negativos sobre la biodiversidad (Armesto *et al.*, 2010; Dirzo *et al.*, 2014; Gámez-Viruéz *et al.*, 2015). El abandono de las actividades productivas puede tener efectos positivos en la restauración pasiva de los ecosistemas. Sin embargo, en sitios con alto grado de deterioro, diversos autores coinciden en que la permanencia de la población y su interacción con la biodiversidad es un activo favorable en la restauración de los paisajes, pues acelera las dinámicas naturales de recuperación (Başnou *et al.*, 2013; Butsic *et al.*, 2012; Mastrangelo *et al.*, 2014; Schmitz *et al.*, 2003).

En México, se estimaba que en 2014 80% de las superficies forestales se localizaban en comunidades rurales bajo el régimen de comunidad agraria o ejido (CONABIO, 2006; Madrid *et al.*, 2009; SEDATU, 2012). El ejido es una figura jurídica de tenencia de la tierra en México, en la cual los destinos y usos del suelo son establecidos de manera autónoma por un conjunto de propietarios que forman una asamblea. Los ejidos representan unidades territoriales complejas que mezclan terrenos de propiedad social y privada (Secretaría de la Reforma Agraria, 1992a). La población en los ejidos y en general la población campesina dedicada a la agricultura familiar conviven con la biodiversidad en una situación de marginación y pobreza que ha subsistido por más de dos siglos (CONEVAL, 2012; Terán, 2008). Las comunidades rurales reciben continuamente subsidios que constituyen la principal herramienta de apoyo al desarrollo rural por parte del Estado (Hetch, 2010; Ribeiro-Palacios *et al.*, 2013). Estos subsidios forman parte de un conjunto de acciones de gestión de los usos del suelo que se denominarán como: “*políticas públicas territoriales*”. Las políticas territoriales operan mediante la aplicación de programas de fomento productivo, apoyos para el desarrollo social, generación de infraestructura y esquemas de protección ambiental que a la postre pueden modificar los medios de vida tradicionales de las familias y la presión sobre los ecosistemas (Ramos-Pérez *et al.*, 2009). Las políticas territoriales en México tienen un largo historial que ha pasado desde acciones dirigidas a transformar directamente el paisaje para asegurar la soberanía alimentaria y el desarrollo económico, que fueron perjudiciales para la biodiversidad; por ejemplo, las políticas de los

años setentas del siglo pasado del Programa Nacional de Desmontes y los programas de reubicación de población para colonizar nuevas regiones de frontera agropecuaria como la Selva Lacandona en Chiapas y otras áreas boscosas en Campeche y Quintana Roo (Hernández-Daumás, 2005; Moreno-Unda, 2011). En casos más recientes se ha llegado a una etapa basada en la planeación de los usos del suelo que favorece al desarrollo urbano e industrial con un discurso subyacente de sustentabilidad de los ecosistemas (Álvarez-Icaza *et al.*, 2008; García-Moctezuma, 2010).

Esta investigación doctoral busca identificar cómo se han modificado los paisajes rurales tras la implementación a lo largo de veinte años de políticas públicas territoriales preponderantemente urbanas e industriales en el estado de Aguascalientes, en el centro de México. La hipótesis del trabajo supone que el fenómeno de industrialización, asociado con la posibilidad de privatizar las tierras ejidales, ha favorecido procesos migratorios del sector rural hacia las zonas urbanas y por tanto se relaciona con la recuperación de las zonas forestales. Se utilizaron técnicas de percepción remota para generar mapas temáticos de cambio de cobertura del suelo y estructura del paisaje. Se emplearon estadísticas socioeconómicas, demográficas y de transferencias gubernamentales, todas provenientes de bases de datos públicas o de solicitudes de información mediante el Portal Nacional de Transparencia, para identificar los factores de cambio relacionados con las políticas públicas en los paisajes. La interacción de factores se analizó con correlaciones no lineales utilizando el Coeficiente Máximo de Información y se identificó el nivel de significancia de los factores analizados mediante la aplicación de Ecuaciones de Estimación Generalizada. Se encontraron efectos significativos de los subsidios sobre la dinámica del paisaje entre los cuales, se destaca el incremento en la intensidad de cambios de cobertura del suelo asociado con fenómenos de privatización. Se discute y profundiza acerca del papel de las políticas públicas sobre la transformación del paisaje y sus consecuencias para la conservación de los recursos naturales. Finalmente se presenta una propuesta para la aplicación de las transferencias gubernamentales actuales utilizando un enfoque espacial

que redunde en el manejo sostenible de los recursos naturales en la región de estudio. Se hace énfasis en que de cara a los cambios provocados las políticas públicas, la planeación basada en los atributos del territorio con enfoque local es una acción inminente para garantizar la resiliencia de los paisajes.

2. ANTECEDENTES

2.1 Dinámica y estructura del paisaje

Los paisajes son unidades geográficas espacialmente heterogéneas, donde un conjunto de ecosistemas y hábitats se conectan funcionalmente y comparten el mismo régimen de disturbio (Forman y Godron, 1981). Se componen de una serie de fragmentos que representan los diferentes elementos naturales del paisaje; por ejemplo: ecosistemas, hábitats o coberturas del suelo, la selección del tipo de fragmento depende del objetivo de cada estudio. Los fragmentos se localizan en una matriz, la cual es la cobertura más extensa y con mayor conectividad en el paisaje; debe destacarse que algunos paisajes no poseen una matriz definida (Turner y Gardner, 2015). Actualmente el enfoque de ecología del paisaje es utilizado para estudiar la interacción de los patrones espaciales con los procesos ecológicos, los cuales son analizados en función de la heterogeneidad espacial a través de diversas escalas espaciales y temporales (Freeman *et al.*, 2015; Turner y Gardner, 2015).

Las escalas de análisis son fundamentales en la comprensión de fenómenos ecológicos con enfoque de paisaje. Se refieren a las dimensiones (extensión y resolución) de un objeto en términos del espacio y el tiempo. Estas escalas se definen en función del objeto de estudio (Gergel y Turner, 2017). En el caso de paisajes habitados por humanos, se ha desarrollado el concepto de paisaje cultural para distinguir regiones donde la biodiversidad y las civilizaciones han coexistido históricamente y posiblemente desarrollaron elementos o atributos con cierto grado de interdependencia. A este grupo se integran los paisajes dominados por una matriz agrícola o con vestigios arqueológicos (Ellis, 2015; Farina, 2000).

Por tanto, los límites y escala de análisis de los paisajes son determinados por variables socio-políticas (*i.e.* tenencia de la tierra o cambios políticos estructurales) o por características culturales (*i. e.* territorios indígenas) y se incluyen en su interior los procesos ecológicos (Scholes, 2017; Turner, 1989).

La estructura y composición de los paisajes son modificados continuamente por fenómenos naturales o humanos, lo cual desencadena cambios en la abundancia relativa de los ecosistemas y las especies al alterar la disponibilidad y calidad del hábitat (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Los ejemplos más notables de modificaciones en la estructura de los paisajes son la fragmentación y la pérdida de hábitat provocados por el cambio de cobertura y (o) uso del suelo (Willson *et al.*, 2016). Los efectos de los patrones espaciales sobre las especies son tan variados como la biodiversidad misma; sin embargo, es posible subrayar algunos efectos generales. Por ejemplo: los fragmentos heterogéneos y relativamente grandes contendrán mayor riqueza de especies que los fragmentos homogéneos y pequeños del mismo ecosistema (He y Legendre, 2002). Los fragmentos que están conectados por corredores pueden retener un mayor número de especies nativas que los fragmentos aislados (Damschen *et al.*, 2006). Los fragmentos grandes aumentan la capacidad de sostener poblaciones y comunidades con respecto a los fragmentos pequeños, sin importar su grado de aislamiento (Willson *et al.*, 2016). La simplificación de los paisajes, entendida como la disminución en la conectividad y la heterogeneidad ambiental, resulta en el aumento de especies exóticas con respecto a las nativas (Fialkowski y Bitner, 2008; Foster *et al.*, 2003; Mastrangelo *et al.*, 2014). En términos del paisaje como unidad, la conectividad, disponibilidad y variedad de ecosistemas se relaciona directamente con la capacidad para mantener los ciclos biogeoquímicos y brindar una mayor cantidad de servicios ecosistémicos (Dufлот *et al.*, 2014; Mastrangelo *et al.*, 2014; Stürck y Verburg, 2017).

2.1.1 Factores de cambio en la estructura y dinámica del paisaje

Los paisajes son dinámicos por naturaleza, lo cual es en parte, el resultado de las intrincadas relaciones del sistema socio-ecológico (Anderies *et al.*, 2004; Echeverría *et al.*, 2012; Ellis, 2013). Los patrones en los paisajes se construyen a partir de las interacciones de elementos tales como: la topografía, los suelos, las interacciones bióticas, procesos demográficos, estructuras económicas, tradiciones, entre otros; todos ellos relacionados con el cambio en la cobertura y (o) usos del suelo (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017; Houet *et al.*, 2010).

Para regiones tropicales, Geist y Lambin (2002), identificaron los principales promotores de cambio de cobertura del suelo y dividen a los factores en: (1) proximales (causas directas) entre los que se identifica la expansión agrícola, extracción de madera, extensión de infraestructura y otros factores que incluyen características ambientales, eventos biológicos como plagas y eventos sociales (*i.e.* revoluciones, guerras u otros conflictos sociales); y (2) subyacentes o indirectos, que incluyen cinco bloques: demográficos, económicos, tecnológicos, político-institucionales y culturales (Fig. 1). Los factores proximales y subyacentes interactúan entre sí, frecuentemente de forma no lineal, adaptativa y condicionados por la historia y jerarquías socio-ecológicas, lo cual dificulta establecer patrones generales o determinísticos de cambio de uso del suelo y por ende del paisaje (Folke, 2006; Reynolds *et al.*, 2007; Young *et al.*, 2006).

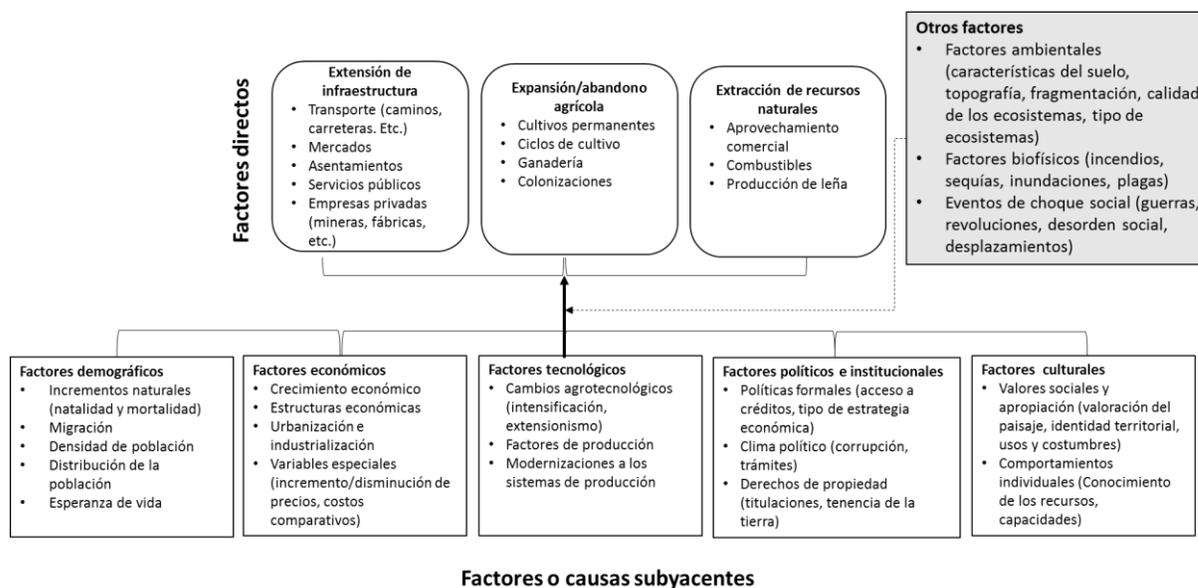


Figura 1. Factores asociados con el cambio de uso o cobertura del suelo en regiones tropicales. Modificado de Geist y Lambin (2002).

Debe precisarse que la transformación de los paisajes no es un proceso continuo y los mismos factores en diferentes épocas no tendrán los mismos efectos. Por ello, es necesario situar límites históricos y regionales así como realizar el seguimiento de las transformaciones de manera periódica (DeClerck *et al.*, 2010; Echeverría 2012; Ellis *et al.*, 2013; Schwartzman *et al.*, 2010). De acuerdo a Ellis *et al.* (2013) pueden distinguirse diferentes etapas en las transformaciones del paisaje: (1) la intensificación, que produce cambios rápidos e intensivos asociados con el desarrollo de tecnologías y procesos demográficos; (2) la involución, ocurre cuando el sistema y las tecnologías se saturan; aunque en este estado existe una aparente estabilidad funcional, los recursos naturales se aminoran; en la tercer fase denominada como (3) crisis, el sistema pierde su capacidad para mantener su funcionamiento; finalmente, puede ocurrir (4) la recuperación, que implica la rehabilitación de las funciones del sistema, el cual no necesariamente regresará a sus características originales (Lambin *et al.*, 2003; Schmitz *et al.*, 2014).

Actualmente los escenarios de la transformación del paisaje son posiblemente más complejos de lo que fueron en otros momentos de la historia humana y de la Tierra, ya que

se enmarcan en el contexto social, económico y político que se establece en varias jerarquías espaciales, local, regional, nacional e internacional (Berdegué *et al.*, 2015). En el contexto de la globalización y la urbanización, la transformación de los paisajes ocurre de manera rápida y en mayores extensiones. Los paisajes se transforman hacia coberturas del suelo en las que no se planea la fase de recuperación de los ecosistemas, con lo que se aceleran procesos de crisis de biodiversidad (Clark *et al.*, 2012; Ellis *et al.*, 2013). Así mismo, los lugares en que se concentra la población y de dónde provienen los alimentos tienen un legado histórico que ha mantenido varios ciclos de abundancia y colapso, por lo que se asume que los costos de restauración de los ecosistemas en estos sitios serán más altos y las medidas de manejo más complejas que en el pasado (Jackson y Hobbs, 2009). A esto, sumamos que además de los cambios en la estructura y el funcionamiento de los paisajes, también hay cambios en los medios de vida y pérdida de elementos culturales propios de cada región (Bebbington y Batterbury, 2001; Wu, 2013).

La comprensión de las interacciones ecológicas y sociales es fundamental para el diseño de estrategias de conservación y de desarrollo sustentable eficientes (Rissman y Gillon, 2017). Las metodologías que contribuyen con la identificación de los factores de cambio en los paisajes se relacionan con los avances en la percepción remota y la modelación de sistemas complejos (Schmitz *et al.*, 2014). De acuerdo con Rissman y Gillón (2017) solamente alrededor de un 8% de las publicaciones científicas relacionan de manera cuantitativa variables sociales y ecológicas; el resto del conocimiento de las relaciones socio-ecológicas se fundamenta en estudios cualitativos o basados en la visualización gráfica mediante sistemas de información geográfica. Si bien la información cualitativa es una herramienta valiosa en el entendimiento de los procesos socio-ecológicos, los análisis cuantitativos permiten comparar de manera objetiva diferentes regiones. A su vez, el vacío de estudios cuantitativos supone que las interacciones entre los factores de cambio y la dinámica de los paisajes no han terminado de ser comprendidas. Así mismo, el enfoque de manejo del paisaje ha ganado espacio entre las estrategias de desarrollo sustentable ya que se

caracteriza por integrar la conservación de la biodiversidad, la producción de alimentos y el desarrollo humano (Estrada-Carmona *et al.*, 2014; Mastrangelo *et al.*, 2014).

2.1.2 Transiciones en los paisajes latinoamericanos

Se estima que las transformaciones más intensas de los paisajes de Latinoamérica comenzaron a mediados del siglo pasado (Lambin y Meyfroidt, 2011; Modrego y Berdegué, 2015). Los cambios socioeconómicos asociados con la globalización promueven al menos dos trayectorias contradictorias en los paisajes: deforestación y recuperación de ecosistemas (Grau y Aide, 2008; Hetch, 2010). La deforestación, que en los trópicos ocurre principalmente en bosques de montaña y en bosques de tierras bajas tanto húmedos como secos, se relaciona directamente con la expansión agrícola, la ganadería y la construcción de infraestructura (Escobal *et al.*, 2015; Graesser *et al.*, 2015). El incremento de las zonas de producción ha sido asociado con la demanda de productos alimentarios a nivel mundial, de entre los que destacan los cultivos comerciales como la soya, azúcar y aceite de palma así como la apertura de potreros (Armenteras *et al.*, 2017; Graesser *et al.*, 2015). A esto se suma que históricamente la agricultura y la ganadería han sido favorecidas por políticas públicas de subsidios (Bravo-Peña *et al.*, 2010). El fomento de la agricultura comercial ha sido excluyente con la agricultura familiar ya que motiva la movilidad del campesinado hacia el trabajo como jornaleros o actividades relacionadas o no con la producción agropecuaria y, por lo tanto, un proceso de movilidad hacia afuera de las regiones rurales (Key, 2008). Este fenómeno conlleva el abandono marginal de regiones agrícolas y áreas de pastoreo, lo que favorece la regeneración pasiva basada en la sucesión secundaria en las áreas abandonadas de las regiones rurales (Hetch, 2010). Los mecanismos mediante los cuales ocurre la regeneración pasiva de los ecosistemas de acuerdo a la estructura del paisaje, no han terminado de ser comprendidos (Opdam *et al.*, 2018). Pero de acuerdo con algunos autores, la colonización de las superficies abandonadas por plantas y animales puede provenir de los fragmentos cercanos, de tal manera que de acuerdo a la estructura del paisaje y las condiciones ambientales del sitio abandonado la regeneración puede ser más

o menos rápida o lenta (Brancalion *et al.*, 2016; Rey-Benayas *et al.*, 2007; Zahawi *et al.*, 2014). Así mismo, la intensidad y extensión de la transformación en los paisajes pueden variar de acuerdo al estado de alteración de los ecosistemas; una hipótesis para ello, es que los procesos de recuperación son más rápidos en ecosistemas con buen estado de conservación (Echeverría *et al.*, 2012).

Otros escenarios posibles que enmarcan a la dinámica del paisaje en Latinoamérica incluyen procesos más complejos como el no abandono de actividades agropecuarias y la diversificación de usos del suelo, los cuales se asume, que pueden ocurrir por el alto arraigo a la tradición agrícola y las capacidades adaptativas del campesinado frente a los cambios económicos y políticos (García-Barrios *et al.*, 2009; Ribeiro-Palacios *et al.*, 2013; Speelman *et al.*, 2014). Sin embargo estas afirmaciones deben tomarse con reservas debido a la falta de datos duros que asocien los eventos de cambio en los paisajes con los contextos sociales en las regiones analizadas.

A nivel regional las políticas públicas desempeñan un papel fundamental en las dinámicas del paisaje. Por ejemplo, la deforestación a gran escala ocurrida en la Amazonía de 1990 a 2004 se originó por el aumento de las plantaciones de soya y la intensificación de la producción de carne de bovinos; posteriormente, a partir de 2005, se activaron políticas públicas estrictas de combate a la deforestación, a favor de la expansión de superficies protegidas, y certificación de producción amigables con el ambiente que fueron exitosas en algunas regiones de Brasil (Gollnow y Lakes, 2014; Nepstad *et al.*, 2014), mientras que, en las porciones fronterizas del país las mismas políticas de protección ambiental no tuvieron impacto en la disminución de las tasas de deforestación (Richards *et al.*, 2014). Las políticas públicas de protección ambiental han tenido éxito en la recuperación de algunos ecosistemas en otros países como Chile (Díaz *et al.*, 2011), Ecuador, Perú (Escobal *et al.*, 2015) y Argentina (Matteucci *et al.*, 2016). Sin embargo, también se aprecian efectos negativos provenientes de políticas económicas, sobre todo las relativas a la apertura

comercial que se vinculan con la ampliación de las extensiones agrícolas (Clark *et al.*, 2012; Gibbs *et al.*, 2010).

2.2 Los recursos naturales de México en el contexto de las políticas territoriales

Las políticas territoriales son el conjunto de acciones del Estado que inducen la presencia de actividades humanas en el territorio (Hildenbrand, 1999). En México, a partir de 1930 se perciben al menos tres etapas de políticas territoriales, distinguibles en función del número de políticas encontradas para cada sector económico y el presupuesto de egresos asignado a ellas: la primera, de 1930 a 1970, se basó en una política prioritaria de fortalecimiento agropecuario y un modelo económico de sustitución de importaciones; la segunda, de 1970 a 1990, se caracterizó por una transición de la ruralidad al modelo urbano-industrial; finalmente, la tercera, desde 1990 a la actualidad se ha fundamentado en políticas neoliberales, la Reforma Agraria, la formalización del sector ambiental y el énfasis en las políticas de desarrollo social, supuestamente dirigidas a la superación de la pobreza (Fig. 2).

El antecedente más completo de la relación de las políticas públicas con la condición de los ecosistemas y los usos del suelo en México es el publicado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en 2008, en un capítulo del tercer tomo de *El Capital Natural de México* titulado *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*, que presenta un análisis de los impactos de las políticas públicas a nivel nacional (Anta-Fonseca *et al.*, 2008). Explican que las políticas de desarrollo rural desde la Reforma Agraria en 1930 hasta 1990 fueron antagonistas de la protección de los ecosistemas y causantes de su deterioro, debido a que las medidas llevadas a cabo para favorecer a la producción de alimentos y el desarrollo económico no incluyeron criterios de protección o manejo adecuado de los recursos naturales.

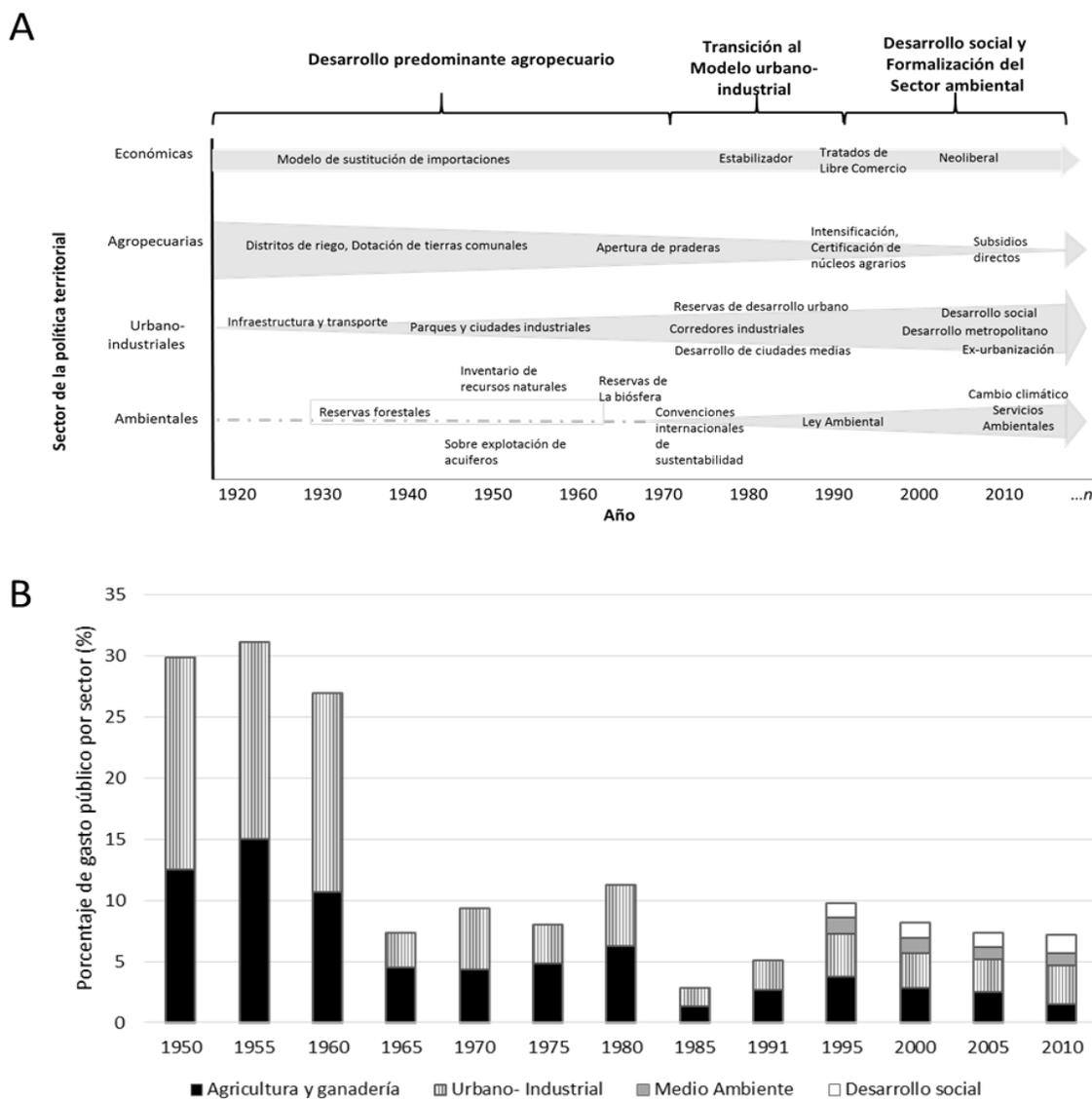


Figura 2. Transición de las políticas territoriales en México. A. Línea del tiempo con las principales políticas aplicadas en el país. B. Porcentaje de inversión pública programado para la ejecución de programas de política pública territorial (obras de infraestructura, subsidios de desarrollo social, subsidios agropecuarios, y programas de conservación de la biodiversidad). El presupuesto no graficado corresponde a la inversión en otros sectores.

La década de 1990 fue un periodo de cambios políticos estructurales en el sector agrario en Latinoamérica (Grau y Aide, 2008), y México estuvo a la vanguardia. Los cambios fueron motivados por las recomendaciones del Banco Mundial emitidas en 1975, que incluyeron la necesidad de un control del uso del suelo, la certeza jurídica de la tierra y la apertura

comercial como mecanismos de mejoría económica para los países en desarrollo (Deininger y Binswanger, 1999; World Bank, 1975). A la par de las reformas en materia agraria, se propició el desarrollo de las ciudades medias, con lo que algunas se poblaron densamente en unas pocas décadas y se generó una brecha en el grado de desarrollo entre los sectores urbano y rural (Duranton, 2014; García-Ayllón, 2016). La migración rural-urbana así como las tasas de deforestación y reforestación en México y Latinoamérica, como se mencionó anteriormente, tienen la particularidad de que presentan patrones variables entre y dentro de las regiones y por tipo de ecosistema (Grau y Aide, 2008). Esto significa que, mientras algunas regiones alcanzan tasas máximas de deforestación, otras se encuentran en franca recuperación forestal (Armenteras *et al.*, 2017; Hecht, 2010).

México resolvió el problema de la certidumbre jurídica de la tenencia de la tierra con base en la aplicación de un programa de certificación y titulación de terrenos rurales llevado a cabo de 1994 a 2002, conocido como PROCEDE (Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares Urbanos; RAN, 2014). En conjunto con la certificación de las superficies rurales, se abrió la oportunidad de privatizar el suelo de propiedad social. Cabe destacar que hasta 2014, 52 % de la superficie mexicana y 80 % de los bosques, se localizaba en núcleos agrarios o ejidos (Barnes, 2009; RAN, 2014). Por otra parte, a finales de los ochenta y principios de los noventa se eliminaron la mayor parte de empresas para-estatales y el control gubernamental sobre los precios de materias primas y productos agropecuarios (Hernández y Martínez, 2009). Estas reformas neoliberales afectaron de manera negativa a los pequeños productores, debido a que su capacidad productiva no es suficiente para satisfacer las demandas de los mercados internacionales; por lo tanto, las cosechas se dedican al autoconsumo o bien los productores reciben una baja remuneración por sus productos (Yetman, 2000).

Los estudios que relacionan las políticas públicas de los noventa con los cambios de los paisajes en México, son escasos y sus resultados son opuestos. Algunos muestran efectos

negativos hacia los recursos naturales (Carrascal y Pérez-Villegas, 1998; Moreno-Unda, 2011), mientras que otros no establecen relación alguna (Braña y Martínez 2005; Bunge, 2012). Los efectos de las políticas públicas sobre los medios de vida y el cambio de cobertura del suelo son altamente variables, incluso al interior de regiones relativamente homogéneas, en función de la cultura, la valoración local de los ecosistemas y, en algunos casos, de omisiones en legislación (Bravo-Peña *et al.*, 2010; Infante-Ramírez *et al.*, 2014; Ribeiro-Palacios *et al.*, 2013; Speelman *et al.*, 2014). Los esfuerzos de investigación se han enfocado prioritariamente a territorios indígenas ubicados en regiones de alta riqueza de especies tales como los bosques tropicales (Ribeiro-Palacios *et al.*, 2013). Sin embargo, existe un hueco de información en regiones sin predominio de población indígena, pero densamente pobladas por población mestiza, en las que la política preponderante ha sido el fortalecimiento económico y que son consideradas como las más transformadas por actividades humanas. Tal es el caso del Altiplano Mexicano o Mesa Central (Flores y Yeaton, 2000; Guevara, 2004).

El Altiplano es una región localizada en la parte centro-norte de México, en una región semi-desértica, que abarca porciones de Chihuahua, Durango, Coahuila, Nuevo León, Zacatecas, San Luis Potosí, Jalisco, Aguascalientes y Guanajuato (Nieto-Samaniego *et al.*, 2005). Los valles del Altiplano fueron deforestados por ser considerados áreas de alta productividad para la agricultura de riego en épocas tempranas del siglo XX (Hernández-Oria, 2007). Actualmente estas regiones agrícolas tienen una condición de abatimiento de los acuíferos que ocasiona que la agricultura tradicional sea insostenible. A mediados de los ochentas la región se identificó como prioritaria para el desarrollo industrial, lo cual ha favorecido concentración urbana y se ha reconocido como una medida exitosa en términos del crecimiento económico (García-Orozco *et al.*, 2011; Guevara, 2004; Guevara-Escobar *et al.*, 2008). El acelerado dinamismo económico de la región, obliga a que la estructura del territorio se enfoque hacia el aseguramiento de sitios para la construcción de industria y el crecimiento urbano, mientras que los usos del suelo en las áreas rurales quedan a la deriva.

Así mismo, la industria se convierte en una alternativa de empleo para el campesinado que ha visto mermado su capital económico (Monkkonen, 2008). La dinámica de los recursos naturales y de la población rural de estas regiones permanece sin ser estudiada. Dado el grado de transformación de los paisajes resulta necesario conocer las tendencias de cambio en estos sistemas socio-ecológicos para establecer políticas públicas y programas para la conservación de los recursos naturales.

3. JUSTIFICACIÓN

La fragmentación y el cambio de uso del suelo son dos de los factores que afectan en mayor medida el mantenimiento y futuro de la biodiversidad. Ambos procesos forman parte de la dinámica de los paisajes, por lo que la comprensión e identificación de los factores que originan dichos cambios es fundamental para su manejo. Esta investigación aporta al conocimiento del funcionamiento de los sistemas socio-ecológicos con un enfoque de ecología del paisaje y sirve como base metodológica para la evaluación cuantitativa de políticas públicas relacionadas con el aprovechamiento del suelo y la conservación de los recursos naturales.

4. HIPÓTESIS

Como consecuencia de las reformas agrarias, el desarrollo de las ciudades medias y la apertura comercial, procesos que se pusieron en marcha a principios de los noventa, la población rural de la región de estudio optó por emplearse en las industrias y, por tanto, se apreciarán patrones de abandono agrícola y aforestación, tal y como se reporta en otros casos de Latinoamérica; sin embargo, en el caso de estudio, los subsidios gubernamentales han actuado como amortiguadores del abandono agrícola y explican diferentes niveles de recuperación en función de atributos físicos del territorio.

5. OBJETIVOS

5.1 General

Analizar la relación entre las políticas públicas territoriales con la transformación del paisaje rural de Aguascalientes en el inicio del neoliberalismo entre 1993 y 2013.

5.2 Particulares

- I. Describir los cambios de cobertura del suelo y la estructura del paisaje en los periodos de 1993 a 2003 y 2003 a 2013.
- II. Identificar las interrelaciones de las políticas públicas, implementadas a través de los programas de subsidio productivo, social y para la conservación de los recursos naturales, con las transformaciones del paisaje.
- III. Proponer estrategias de política pública para mejorar el aprovechamiento sustentable del paisaje en la región.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El estado de Aguascalientes se ubica en el Altiplano de México, entre los meridianos 101°53' y 102° 52' de longitud Oeste y los paralelos 22° 27' y 21° 28' de latitud Norte (INEGI 2013; Fig. 3); se sitúa entre los 1,540 y 2,700 m de altitud, forma parte de la intersección de las provincias fisiográficas de la Sierra Madre Occidental, la Mesa Central y el Eje Neovolcánico. Su edad geológica comprende del Triásico al Cuaternario, con rocas predominantemente de origen ígneo extrusivo (INEGI, 2008). Los suelos tienden a ser someros (<50 cm profundidad) al menos en cerca de 60% de la superficie del estado y predominan cuatro grupos de suelo: phaeozems, leptosols, planosols y calcisols (FAO, 2015; INEGI, 2008). Se presentan dos tipos de clima, semiseco y

templado, con temperaturas promedio entre 14 y 20 °C y precipitaciones promedio de 400 a 800 mm (INEGI, 2008). El estado forma parte de la región hidrológica número VII Lerma-Santiago-Pacífico y de las cuencas Río Juchipila y Río Verde Grande; los ríos interiores son estacionales por lo que el aprovechamiento del agua para actividades productivas proviene principalmente de la extracción de los acuíferos que ya en 1963 fueron identificados como sobreexplotados (CONAGUA, 2009).

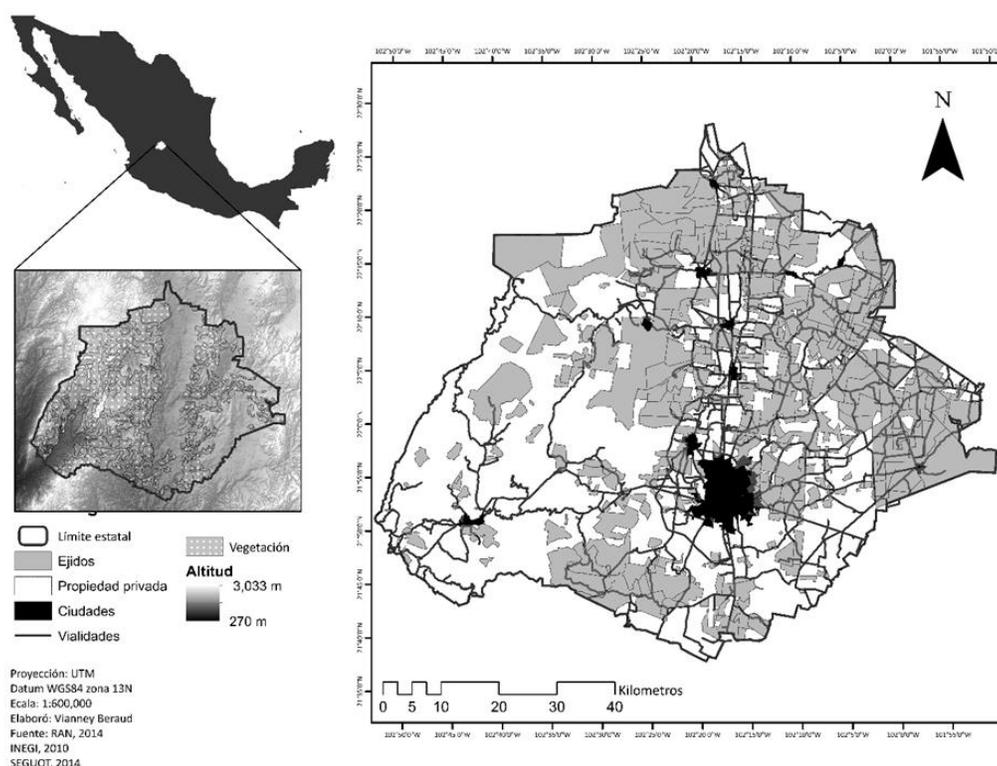


Figura 3. Rasgos topográficos de Aguascalientes y ubicación del tipo de tenencia de la tierra.

La vegetación pertenece a tres grandes grupos, vegetación de áreas templadas, vegetación subtropical y xerófila, dentro de los cuales se incluyen 11 tipos de vegetación primaria: bosque de encino, bosque de coníferas, bosque de pino-encino-junípero, bosque tropical, bosque de galería, pastizal templado, pastizal desértico, matorral templado, matorral subtropical, matorral semiárido, y vegetación acuática

(Siqueiros *et al.*, 2017). La mayor parte de la vegetación muestra signos de disturbio, por lo que las comunidades que las conforman son consideradas asociaciones secundarias; aun así 38% de la superficie con vegetación se encuentra en condición primaria (De la Cerda, 2008; Siqueiros *et al.*, 2016). De acuerdo a Minnich *et al.* (1994) y Siqueiros (2008) las zonas boscosas templadas ubicadas en las porciones serranas fueron sometidas a una fuerte presión por ganadería a partir de las primeras décadas del siglo XX, pero actualmente cruzan un proceso de recuperación (Díaz-Núñez *et al.*, 2016). En el caso de los pastizales, hay una transformación generalizada hacia matorrales xerófilos como producto del excesivo pastoreo (De la Cerda, 2008).

En lo concerniente al sistema de tenencia de la tierra, Aguascalientes incluye 184 ejidos que abarcan 49.2% de la superficie total estatal (276,617.49 ha) que en su interior albergan 48.5% (126,464.08 ha) de la superficie estatal con vegetación (260,520.66 ha; INEGI, 2011); el resto del territorio corresponde a propiedades privadas (Fig. 3). La ciudad de Aguascalientes, que actualmente se consolida como zona metropolitana, concentraba en 2010 a 72% de la población total estatal; un 20% se distribuye en ocho zonas urbanas y el restante 8% (128,091 habitantes) corresponde a población de localidades rurales (SEGUOT, 2014). La edad promedio de la población, incluso en zonas rurales, es de 24 años. Se considera una región con alta tradición migratoria hacia el extranjero; no obstante, la cantidad de inmigrantes nacionales supera a la cantidad de emigrantes, por lo que la tasa de crecimiento demográfico ha permanecido en 2.2% anual durante las últimas dos décadas (SEGUOT, 2014).

La fundación de los asentamientos humanos del estado se relaciona con la actividad minera establecida en Zacatecas durante el siglo XVII, la cual permitió el desarrollo de haciendas que aprovechaban las áreas forestales para el abastecimiento de leña y carbón. Las haciendas se dedicaron entre otras actividades a la fruticultura y la agricultura en la región de los valles y a la ganadería de especies mayores en la porción serrana (Delgado-Macías,

2003; Gómez-Serrano, 2012). A partir de 1968, comenzó en Aguascalientes una política de fomento tecnológico e industrial, ligada a la política federal de descentralización económica que clasificaba al estado como una región prioritaria para el desarrollo industrial en el Plan Nacional de Desarrollo Industrial 1979-1982 (Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial, 1979). Esto permitió la gestión de subsidios para la instalación de industrias y aumentó la inversión extranjera. De acuerdo a Salmerón (1998): “los políticos en 1980 sostenían que los recursos destinados a la agricultura eran demasiado caros para los rendimientos que producían; en cambio, si los recursos fuesen utilizados para establecer industrias manufactureras, se ofrecerían mayores fuentes de empleo por metro cuadrado”. Esta idea se consolidó en 1981 con la instalación de Nissan Mexicana, y a partir de entonces las políticas han sufrido un sesgo hacia la incorporación de empresas y la generación de parques y corredores industriales que se acompañaron de infraestructura para las comunicaciones y transportes (Salmerón, 1998; SEGUOT, 2014). En cifras económicas, la industria metal-mecánica desplazó a la producción agropecuaria que en 1970 generaba 19.3% del Producto Interno Bruto y que en 2009 contribuía únicamente con un 4.5% (INEGI, 1985, 2009; SEDESOL, 2011; SEGUOT, 2014). La información sobre las recientes dinámicas socio-ecológicas en las zonas rurales de la entidad es prácticamente inexistente, ya que los esfuerzos en la investigación se han centrado en la ciudad de Aguascalientes y en el proceso de industrialización (Díaz, 2011).

6.2 Determinación de la composición, dinámica y estructura del paisaje

Para delimitar los paisajes se utilizó como unidad de análisis el ejido, ya que es la unidad administrativa territorial más pequeña en México. En este sentido, el uso de límites de tenencia de la tierra puede ser considerado como límite de un paisaje cultural, debido a que en su interior el régimen de disturbio dependerá de factores asociados con los propietarios del suelo (Farina, 2000). Para analizar el cambio de la estructura y composición de los paisajes se utilizaron los límites geográficos de los 172 ejidos certificados por PROCEDA; los ejidos faltantes (12 ejidos) fueron descartados del análisis, ya que la cartografía no estuvo

disponible y fueron certificados en 2012 (RAN, 2014). Las variables de composición, dinámica y estructura de los paisajes ejidales se calcularon mediante la elaboración de mapas temáticos cuyo proceso se detalla posteriormente.

La composición de los paisajes se definió a partir de las coberturas del suelo reportadas por SEGUOT (2014) y los tipos de vegetación descritos por Rodríguez-Ávalos (2014). Para facilitar la comparación entre paisajes, las clases originales se reclasificaron y se estimó la superficie de las coberturas de suelo en cada ejido a partir de nueve categorías: (1) bosque, (2) matorral de alta cobertura, (3) matorral de baja cobertura, (4) vegetación herbácea secundaria, (5) agricultura de riego, (6) agricultura de temporal, (7) cuerpos de agua, (8) asentamientos humanos y (9) suelo sin cobertura aparente (Tabla I; Fig. 4). Para comparar los cambios de cobertura entre periodos se estimaron las tasas netas de cambio de cobertura de uso del suelo mediante la ecuación propuesta por la FAO (1996):

$$P = \frac{100}{t_2 - t_1} \times \ln \frac{s_2}{s_1} \quad (1)$$

P es la probabilidad de cambio de uso del suelo, t_1 es el tiempo inicial, t_2 el tiempo final, s_1 la superficie inicial y s_2 la superficie final. Para explorar la probabilidad de recambio entre usos del suelo se construyeron matrices de probabilidad de cambio de Markov, en el software Dinámica Ego 3.0.2 (CSR y UFMG, 2015).

Los cambios en la composición o dinámica se evaluaron a partir de mapas temáticos de transiciones de cobertura del suelo, con base en cinco clases de porcentaje de cambio de cobertura del suelo en cada paisaje: (1) sin cambios, superficies que conservaron su cobertura; (2) recuperación, superficies que avanzaron en el estado sucesional, es decir, que pasaron de matorral de alta cobertura a bosque, de matorral de baja cobertura a matorral de alta cobertura o de vegetación herbácea a matorral de baja cobertura; (3)

deterioro, superficies que pasaron de bosque a matorral, de matorral de alta cobertura a matorral de baja cobertura o de matorral a vegetación herbácea; (4) abandono agrícola, superficies en las cuales se estableció vegetación arbustiva y (5) urbanización, superficies donde se construyó infraestructura (caminos, cuerpos de agua e industrias) o asentamientos humanos (Fig. 4).

Para la determinar la estructura de los paisajes se utilizaron cuatro índices: (1) densidad de fragmentos forestales, definido como el número de fragmentos de vegetación divididos entre la superficie total del paisaje; (2) superficie promedio de los fragmentos, suma de la superficie de los fragmentos de vegetación en hectáreas, dividida entre el número total de fragmentos; (3) distancia promedio entre fragmentos, suma de las distancias (m) al fragmento vecino de la misma clase, basadas en la distancia borde a borde, dividida entre el número de fragmentos del paisaje; y (4) índice del fragmento de mayor tamaño, equivalente al área (ha) del fragmento de vegetación de mayor tamaño dividida entre la superficie total del paisaje (ha) y multiplicada por 100. Todos los índices fueron calculados en el programa Fragstats 4.2 (McGarigal *et al.*, 2015) a partir de la información de los mapas temáticos de cobertura del suelo.

Debido a que durante la exploración de datos los índices del paisaje no eran independientes entre sí, se calcularon dos variables sintéticas mediante el método de componentes principales. Las variables fueron denominadas estructura del paisaje (componente 1), definida por la cantidad y tamaño de los fragmentos en el paisaje, los valores altos de estructura se refieren a paisajes con un número alto de fragmentos de superficie grande, y grado de fragmentación (componente 2), establecida por el número de fragmentos y la distancia entre los mismos; una mayor fragmentación se refiere a fragmentos pequeños alejados.

6.2.1 Elaboración de mapas temáticos de cobertura del suelo y dinámica del paisaje

Se obtuvieron imágenes satelitales LANDSAT (TM5, ETM7 y OLI8), correspondientes a la época de secas (sin nubosidad) de los años 1993, 2003 y 2013 del Servicio Geológico de los Estados Unidos de Norte América (USGS, 2015). Se eligieron estos años porque 1993 marca el inicio de las políticas públicas analizadas (ordenamiento de la propiedad comunal, aparición de programas de apoyos directos y consolidación de la industrialización) y porque se disponía de ortofotografías con resolución de 2 m del área de estudio que hicieron posible evaluar la eficiencia en la clasificación.

Se realizó un pre-tratamiento de las imágenes LANDSAT que consistió en la realización de una corrección radiométrica y una atmosférica en el programa ERDAS 14 (Integrgraph, 2013), con lo cual pudieron ser comparadas las imágenes de fechas diferentes. Las imágenes corregidas fueron clasificadas de manera supervisada (Chuvieco, 2002) utilizando las nueve categorías de cobertura del suelo definidas *a priori*. Las áreas de entrenamiento para la elaboración de firmas espectrales se seleccionaron utilizando como referencia los mapas de vegetación de Rodríguez-Ávalos (2014) y los puntos de control del Inventario Estatal Forestal y de Suelos de Aguascalientes 2014 (SEMARNAT, 2015).

Tabla I. Reclasificación de las coberturas de suelo presentes en los ejidos del área de estudio. Clasificación de la vegetación basada en Rodríguez-Ávalos (2014).

Categoría de cobertura del suelo asignada	Cobertura del suelo utilizada como referencia ¹
Bosque	Bosque de encino Bosque de coníferas Bosque mixto Bosque tropical Bosque de galería
Matorral de alta cobertura	Matorral subtropical Matorral semiárido Matorral templado
Matorral de baja cobertura	Matorral templado secundario Matorral subtropical secundario Matorral semiárido secundario
Vegetación herbácea	Pastizal templado Pastizal desértico
Agricultura de riego	Agricultura de pastos Agricultura perenne
Agricultura de temporal Cuerpos de Agua	Agricultura de temporal Presas y estanques Vegetación acuática
Asentamientos humanos	Asentamientos humanos Carreteras y caminos Industria
Suelo sin cobertura aparente	Suelos sin cobertura aparente Bancos de material Minas

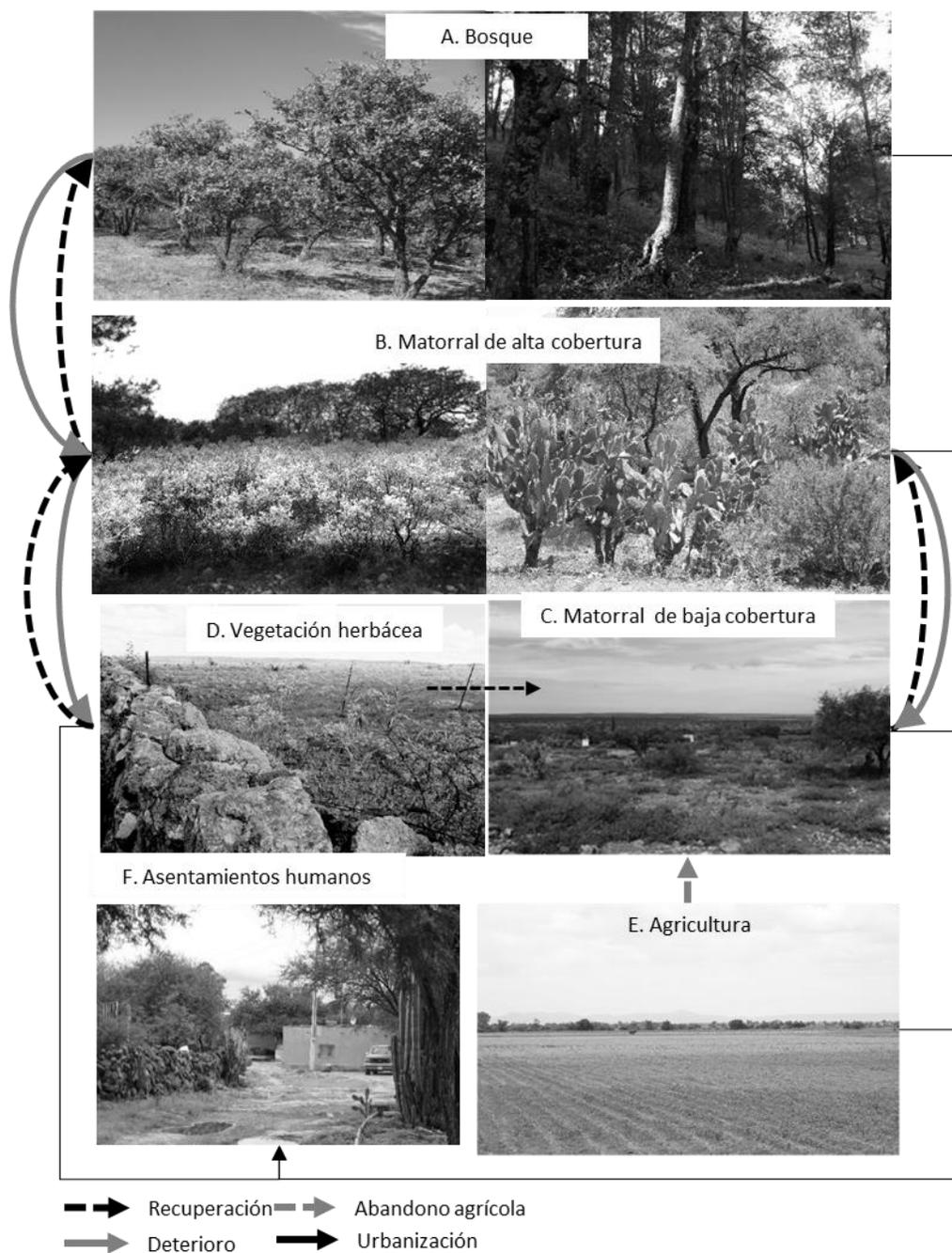


Figura 4. Tipos de cobertura del suelo evaluados y trayectorias supuestas de la dinámica del paisaje.

Debido a que las categorías de vegetación herbácea, agricultura de temporal y matorral de baja cobertura presentaron firmas espectrales con valores cercanos, se utilizaron

para estas clases firmas no paramétricas (espacio específico). Las firmas de espacio específico consideran los valores de pixeles vecinos y generan un espacio espectral que es utilizado como firma (Schölkopf *et al.*, 1999). Posterior a la evaluación gráfica de la separabilidad de firmas espectrales, las imágenes se clasificaron con el algoritmo de máxima verosimilitud en ERDAS 14 (Integrgraph, 2013). Una vez realizada la clasificación, los mapas temáticos fueron validados mediante el cálculo del coeficiente de Kappa, para lo cual se construyó una matriz de confusión utilizando como referencia 400 puntos al azar. Los puntos fueron obtenidos en Arc Map 10.3 (ESRI, 2012) y se verificaron con las ortofotografías. Finalmente, para eliminar los errores producidos por pixeles aislados conocido como “efecto sal y pimienta”, se aplicó un filtro de *kernel* de 3 por 3 (Chuvieco, 2002).

A partir de los mapas de cobertura del suelo se elaboraron los mapas de dinámica del paisaje para los periodos 1993-2003 y 2003-2013. Para ello se sobrepusieron los mapas de los años inicial y final de cada periodo y se calcularon las cinco categorías de dinámica del paisaje con la herramienta *Spatial analyst* en el programa ArcMap 10.3 (ESRI, 2012).

6.3 Identificación de factores de transformación en los paisajes

Se realizó una consulta de literatura científica en español e inglés en Google Académico con las palabras clave: “cambios en cobertura del suelo”, “fragmentación del paisaje” y “medios de vida sostenibles” para detectar a las variables recurrentes identificadas como factores de cambio en los paisajes. Se obtuvo una lista preliminar de variables, las cuales fueron organizadas en las clasificaciones propuestas en las metodologías de diagnóstico de medios de vida sostenibles (Chambers y Congway, 1992; Parra *et al.*, 2011): capital natural, capital físico, capital social, capital económico y capital humano. Una vez obtenida la lista de variables se buscó exhaustivamente su disponibilidad en

bancos de datos públicos a nivel de localidad o ejido para las tres fechas de análisis (*i.e.* censos de población y vivienda, censos ejidales y agropecuarios, censos económicos, padrones productivos, entre otros). Además de los factores ubicados en la literatura y filtrados con base en su disponibilidad, se realizaron de manera exploratoria veinte entrevistas a ejidatarios para conocer los contextos territoriales de la región. Así mismo, se solicitaron los padrones de beneficiarios, montos y apoyos otorgados a todas las localidades del estado de Aguascalientes por parte de instituciones federales en el periodo 1993 a 2013 mediante la Plataforma Nacional de Transparencia (INAI, 2015; Fig. 5). Al final de la búsqueda en las bases de datos, entrevistas y respuesta de la Plataforma Nacional de Transparencia se construyó una base de datos con 56 variables de respuesta (independientes) y doce variables dependientes.

Debido a que el número de factores se consideró elevado y para prevenir la posible correlación entre variables independientes se realizó un análisis exploratorio de correlación no lineal entre pares de variables con el cálculo del Coeficiente Máximo de Información (MIC). MIC permite establecer la relación funcional o no funcional entre un par de variables sin importar su distribución (Reshef *et al.*, 2011). Considerando grupo D de pares ordenados de variables (X y Y), se supone que la relación entre el par de variables (X y Y) es susceptible a ser graficada. Sobre la gráfica de X y Y se superponen diferentes cuadrículas (G) para dividir los datos. Al dividir los datos se obtendrán distintas distribuciones ($D|_G$). Primero, para un grupo finito de D con posible relación e integradores x y y se define:

$$I^*(D, x, y) = \max I(D|_G) \quad (2)$$

Donde el valor máximo sobre todas las cuadrículas G con x columnas, y filas e Información (I) denota la información mutua de las distribuciones ($D|_G$). Con ello es posible definir las

características de una matriz $M(D)$ de un grupo D de un par de variables con la entrada en términos de la información I^* :

$$M(D)_{x,y} = \frac{I^*(D, x, y)}{\log \min\{x, y\}} \quad (3)$$

Finalmente el cálculo de MIC de un grupo D de un par de variables con tamaño de muestra n y un tamaño de cuadrícula menor que $B(n) = n^{0.6}$ se genera mediante:

$$MIC(D) = \max_{xy < B(n)} \{M(D)_{x,y}\} \quad (4)$$

En donde $w(1) < B(n) \leq O(n^{1-\varepsilon})$ para cualquier $0 < \varepsilon < 1$

El valor de MIC tiende a 1 cuando existe algún tipo de relación entre un par de variables y es 0 cuando las variables son estadísticamente independientes (Reshef *et al.*, 2011). El cálculo de MIC fue realizado utilizando el paquete Minerva 1.4.3 (Filosi *et al.*, 2016) en el programa R (R Core Team, 2013).

Una vez analizada la correlación entre variables, se decidió agrupar a aquellas con estrecha correlación ($MIC > 0.5$) (*com. pers.* Dr. Ignacio Méndez Gómez Huamarán) mediante un análisis de componentes principales utilizando el programa Statgraphics 15.2.05 (Stat point, 2007). Una vez obtenidas las nuevas variables se realizó nuevamente el cálculo de MIC y se eligieron los factores que presentaron correlación mayor a 20% con las variables dependientes (Fig. 5). Finalmente, se obtuvieron 21 variables (Tabla II) como potenciales factores de cambio en la dinámica, estructura y fragmentación del paisaje.

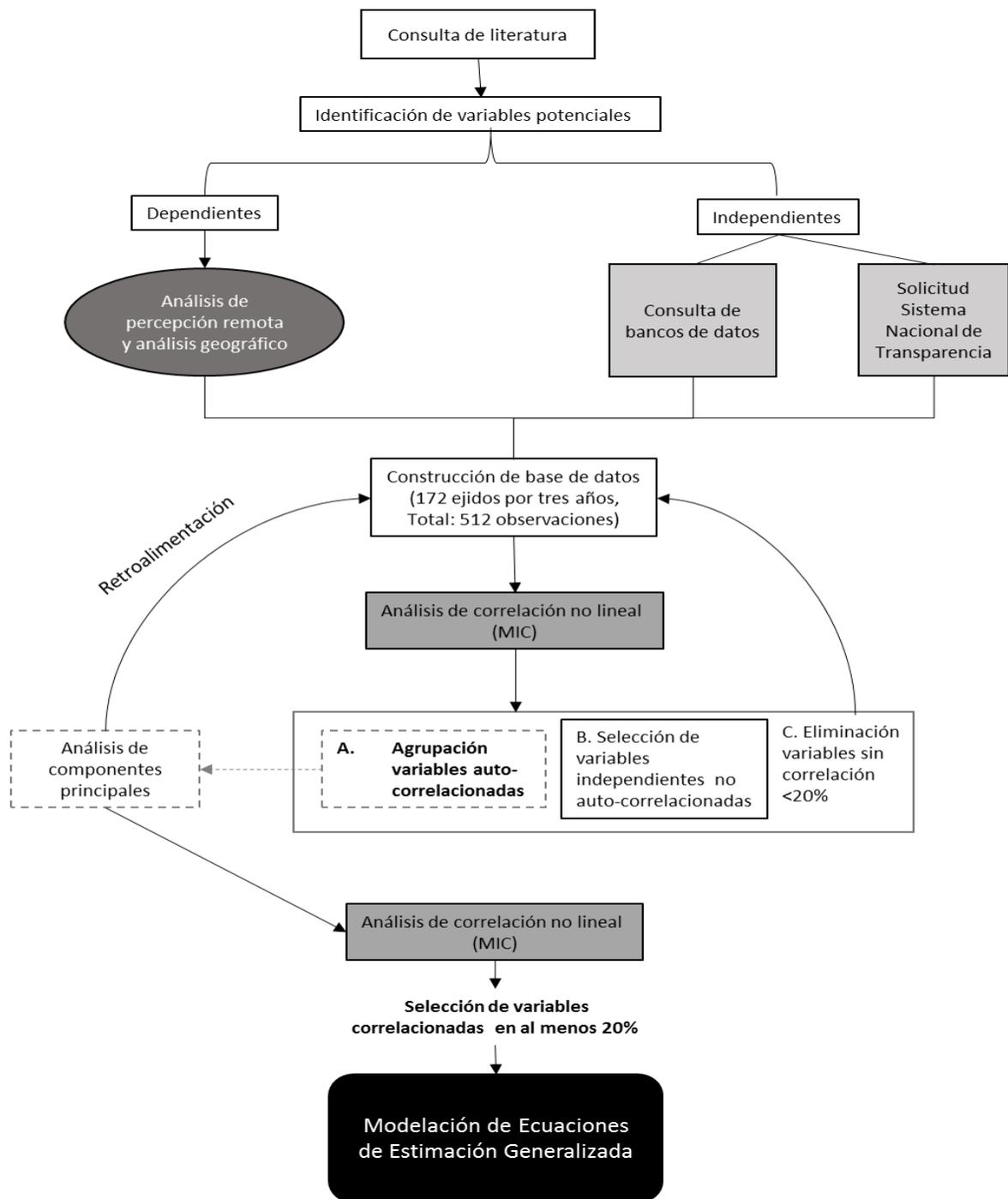


Figura 5. Diagrama de síntesis metodológica utilizada para el análisis de la información.

Tabla II. Lista final de variables utilizadas en el análisis de la información.

Variable	Definición	Fuente de información	
<i>Capital natural</i>			
1	Heterogeneidad ambiental	Grado de variación entre la altitud y la pendiente promedio en el ejido	INEGI
2	Composición del paisaje (tipo)	Cobertura predominante en el ejido: (1) Agrícola sin vegetación, (2) Agrícola con vegetación conservada, (3) Agrícola con vegetación degradada, (4) Forestal degradado, (5) Forestal conservado	Mapas temáticos
<i>Capital social y humano</i>			
3	Ejidatarios	Número de ejidatarios	Registro Agrario Nacional
4	Dominio pleno	Porcentaje de la superficie del ejido con dominio pleno	Registro Agrario Nacional
5	Disponibilidad de suelo	Número de hectáreas del ejido divididas entre el número de ejidatarios y poseionarios	Registro Agrario Nacional
6	Densidad de población	Número de habitantes por hectárea	INEGI
<i>Capital económico</i>			
7	Grado de marginación	Nivel de vulnerabilidad de la población: bajo, medio y alto	CONAPO
8	Principal actividad económica	Sector de ocupación de la mayoría de la población: Primario, actividades agropecuarias; Secundario, Industria y Terciario, comercio y servicios	INEGI
9	Ganado	Número de cabezas de ganado: ovinos, bovinos estabulados, bovinos semi-estabulados	SEDRAE
<i>Capital físico</i>			
10	Infraestructura y servicios	Grado de cobertura de servicios públicos e infraestructura urbana	INEGI

Variable	Definición	Fuente de información
		SEGUOT,
11 Distancia a centro urbano	Distancia en kilómetros al centro urbano más cercano	SCT SEGUOT
<i>Subsidios en especie</i>		
12 Obras hidráulicas	Presencia o ausencia de apoyos para la construcción de obras para la captación de agua pluvial y su uso posterior en la agricultura o ganadería	CONAZA
13 Infraestructura pecuaria	Presencia o ausencia de obras para la construcción de infraestructura pecuaria (ej. corrales, baños garrapaticidas, guardaganado y cercas)	CONAZA
14 Recambio productivo	Superficie (ha) sembrada con especies comerciales o para el mejoramiento de los agostaderos	CONAZA
15 Reforestaciones	Superficie reforestada por programas federales	CONAFOR
16 Proyectos técnicos forestales	Número de proyectos técnicos elaborados y aplicados con fines de aprovechamiento forestal maderable y no maderable	CONAFOR
<i>Subsidios económicos</i>		
17 Apoyos directos para el campo (PROCAMPO)	Monto total recibido por los habitantes del ejido para actividades agrícolas	SAGARPA
18 Apoyos sociales	Monto total recibido por programas de apoyo social para superar la marginación y pobreza	SEDESOL
19 Programa de Empleo Temporal	Monto total recibido como pago por el trabajo en obras de conservación de los recursos naturales	SEMARNAT

	Variable	Definición	Fuente de información
20	Pago por servicios ambientales	Monto total recibido para la conservación de ecosistemas que prestan servicios ambientales	CONAFOR
21	Total de subsidios	Suma del monto de subsidios que se reciben por persona	Variable calculada con la suma de ingresos por subsidios económicos dividida entre el número de familias

6.4 Análisis de la interacción de factores de transformación del paisaje

La comparación entre periodos de las tasas netas de cambio de cobertura del suelo, dinámica y estructura del paisaje se realizó mediante una prueba de T para muestras apareadas en el programa SPSS 23 (IBM Corp., 2013). La interacción de los 21 factores seleccionados durante el análisis exploratorio con los cambios de cobertura del suelo, la estructura y fragmentación del paisaje, se determinó con el uso de ecuaciones de estimación generalizada (GEE, *Generalized Estimating Equations*) con el programa SPSS 23 (IBM Corp, 2013). Estas ecuaciones permiten calcular parámetros eficientes e insesgados a partir de datos en los que se miden características de un mismo sujeto a través del tiempo y las variables de respuesta no necesariamente presentan una distribución normal (Liang y Zeger, 1986).

La propuesta de Liang y Zeger (1986) ha sido foco de atención de diversas disciplinas, aunque su uso se ha desarrollado principalmente para estudios epidemiológicos, por lo que existen extensiones que permiten obtener parámetros de regresión para variables dependientes con diferentes distribuciones (Lipsitz *et al.*, 1991; Prentice, 1988; Zorn, 2001). El modelo asume que la respuesta en cada instante satisface a un modelo lineal generalizado en el cual los coeficientes β son estimados mediante criterios de cuasi-verosimilitud (Ballinger, 2004). El ajuste de un modelo GEE requiere de especificar una

función liga, conocer la distribución de la variable dependiente y establecer la estructura de correlación de la variable dependiente. Se asume que la respuesta marginal de una población $\mu_i = E(y_i)$ es una combinación lineal de covariables, por lo que se especifica una función liga que permitirá estimar los parámetros (β) en un modelo aditivo. La función liga se adapta a la distribución de la variable dependiente. La estructura de la correlación de la variable dependiente describe la forma en que los sujetos de estudio (en este caso los 172 ejidos) se anidan en la muestra (en este caso las mediciones de 1993, 2003 y 2013). Actualmente los programas que modelan GEE cuentan con una biblioteca (*library*) de estructuras de correlación y sólo hay que utilizar la más adecuada para los datos de la muestra. El modelo GEE se representa por:

$$g(E(Y|x)) = g(\mu) = \beta_0 + \sum_{i=1}^p \beta_i x_i = \eta(x) \quad (5)$$

Donde $g(\mu)$ es la función liga, las β representan los coeficientes de las covariables, x a las variables independientes y Y a la variable dependiente. Para la modelación de las GEE en el estudio se utilizaron dos tipos de distribución: la normal para la estructura y grado de fragmentación del paisaje, por ser variables continuas, y logística multinomial ordinal para cada tipo de transformación en el paisaje (sin cambios, recuperación, deterioro, abandono agrícola y urbanización), las cuales fueron divididas en cuatro clases de acuerdo al porcentaje de cambio: (1) 0 a 25% de la superficie, (2) 25-50% de la superficie, (3) 50-75% de la superficie y (4) >75% de la superficie. En el caso de la urbanización se utilizaron tres categorías: (1) baja, urbanización menor al 5%; (2) media, urbanización del 5 al 10%; y (3) alta, urbanización mayor al 10%. Se realizó la transformación de las variables porque los porcentajes de cobertura del suelo en los ejidos presentaron una distribución Poisson, así que se asumió que un análisis de variables discretas era más adecuado (*com. pers.* Dr. Ignacio Méndez Gómez Huamarán).

Para estimar el ajuste de los modelos se aplicó una prueba de Wald que estima la cercanía entre el valor real y el estimado mediante la función de regresión:

$$Ji - cuadrada = \frac{(\theta - \theta_0)^2}{var(\theta)} \quad (6)$$

Donde: *Ji-cuadrada* o parámetro de Wald; θ representa la estimación de los parámetros de interés, θ_0 es el valor real del parámetro y *var* la varianza. Si el valor de *P* es menor a 0.05, se rechaza la hipótesis nula de que el valor es cero y por tanto el modelo probado es similar a la distribución real de la variable.

7. RESULTADOS

7.1 Evaluación de los mapas temáticos

Los mapas temáticos de cobertura del suelo tuvieron un coeficiente de Kappa de 84.3% para 1993, 95.7% para 2003 y 89.1% para 2013. Las mayores confusiones se detectaron entre los matorrales de baja cobertura, los pastizales y la agricultura de temporal, aunque los valores de precisión siempre se mantuvieron por encima de 89% (Tablas III, IV y V). Las coberturas con menores errores de confusión fueron los bosques y la agricultura de riego. De acuerdo al análisis de efectividad, el mapa con menor valor de precisión corresponde a 2013 con una precisión global para el usuario de 90.4%. A pesar de ello el porcentaje de error en la clasificación se considera bajo, por lo que se asume que los mapas temáticos alcanzaron a ofrecer una buena representación de la realidad.

Tabla III. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura del suelo en 1993.

Clasificación	Referencia									Total clase
	A	MA	MC	P	B	AR	AT	AH	S	
Agua (A)	8									8
Matorral abierto (MA)		68		1						69
Matorral cerrado (MC)			72							72
Pastizal (P)		1		46			3			50
Bosque (B)					41					41
Agricultura riego (AR)						52				52
Agricultura de temporal (AT)		2					78			80
Asentamiento humano (AH)								18		18
Suelo sin vegetación (S)									10	10
Total referencia	8	71	72	47	41	52	81	18	10	400
Precisión usuario (%)	100	95.8	100	97.9	100	100	96.3	100	100	98.9
Precisión productor (%)	100	98.6	100	92.0	100	100	97.5	100	100	98.7

Tabla IV. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura del suelo en 2003.

Clasificación	Referencia									Total clasificación
	A	MA	MC	P	B	AR	AT	AH	S	
Agua (A)	6									6
Matorral abierto (MA)		90	1				3	1		95
Matorral cerrado (MC)			60							60
Pastizal (P)				25						25
Bosque (B)			1		47					48
Agricultura riego (AR)						49				49
Agricultura de temporal (AT)		2					79			81
Asentamiento humano (AH)							1	22		23
Suelo sin vegetación (S)									13	13
Total referencia	6	92	62	25	47	49	83	23	13	400
Precisión usuario (%)	100	97.8	96.8	100	100	100	95.2	95.7	100	98.4
Precisión productor (%)	100	94.7	100	100	97.9	100	97.5	95.7	100	98.4

Tabla V. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura del suelo en 2013.

Clasificación	Referencia									Total clasificación
	A	MA	MC	P	B	AR	AT	AH	S	
Agua (A)	26									26
Matorral abierto (MA)		90						1		91
Matorral cerrado (MC)			43							43
Pastizal (P)				32						32
Bosque (B)					39					39
Agricultura riego (AR)						56				56
Agricultura de temporal (AT)		5			1			58	1	65
Asentamiento humano (AH)								31		31
Suelo sin vegetación (S)								2	15	17
Total referencia	26	95	43	33	39	56	59	34	15	400
Precisión usuario	100	94.7	100	97.0	100	100	98.3	91.2	100	90.4
Precisión productor	100	98.9	100	100	100	100	89.2	100	88.2	91.4

7.2 Determinación de las transformaciones en el paisaje

7.2.1 Cobertura del suelo

La superficie de suelo cubierta por vegetación (bosque, matorral y herbáceas) aumentó en 11,719 ha durante el periodo de 1993 a 2013, como resultado del abandono agrícola (Figs. 6 y 7). Las tasas de deforestación fueron bajas en ambos periodos (0.084 y 0.021%, respectivamente) pero más altas de 1993 a 2003 (Tabla VI). Aunque aumentó la superficie neta cubierta por vegetación, los matorrales con alta cobertura disminuyeron en 29,234 ha al igual que la vegetación herbácea que se redujo en 8,740 ha (Fig. 6), ya que las superficies se deterioraron hacia matorrales de baja cobertura, los cuales fueron la cobertura del suelo con mayor dominancia en el paisaje en seguida de la agricultura de temporal. La superficie de pérdida de tierras de labor ocurrió a una tasa anual de cambio de entre 0.017 a 0.065% (Tabla VI) y ascendió a 17,560 ha, lo cual supone que alrededor del 33% de las superficies agrícolas fueron transformadas en asentamientos humanos (Fig. 7).

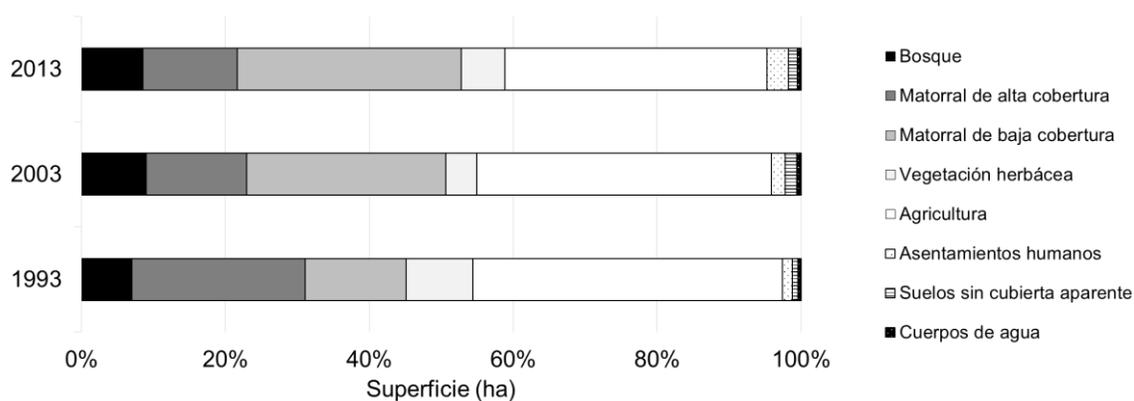


Figura 6. Cambios de cobertura del suelo en los ejidos de Aguascalientes de 1993 a 2013.

Tabla VI. Valores promedio de las tasas netas de cambio calculadas en los paisajes ± 1 error estándar (E.E.) y diferencias entre periodos de análisis evaluadas con una prueba de *t* de Student. Los valores de $P > 0.05$ no son estadísticamente significativos.

Tasa neta de cambio	Periodo	Media \pm E.E	<i>t</i>	<i>P</i>
Deforestación	1993-2003	0.084 \pm 0.014	3.814	0.000
	2003-2013	0.021 \pm 0.007		
Aforestación	1993-2003	0.292 \pm 0.164	0.553	0.581
	2003-2013	0.949 \pm 0.063		
Agricultura	1993-2003	-0.017 \pm 0.021	1.293	0.198
	2003-2013	-0.065 \pm 0.024		
Urbanización	1993-2003	0.375 \pm 0.074	0.423	0.623
	2003-2013	0.311 \pm 0.132		

El análisis de recambio de cobertura del suelo con cadenas de Markov muestra que el proceso de cambio de cobertura del suelo en el periodo de estudio fue intenso y bidireccional en casi todas las coberturas del suelo (Fig. 7). Los matorrales de baja cobertura fueron el ecosistema con más trayectorias de cambio, este tipo de vegetación se localiza intermedio entre la recuperación y el deterioro de la vegetación en los ejidos. Se destaca que los eventos de deterioro superaron a los de recuperación (Fig. 8). Por el contrario, los bosques fueron el tipo de vegetación más estable en el paisaje. Los mayores porcentajes de probabilidad de cambio ocurrieron entre la agricultura de temporal, la vegetación herbácea y los matorrales de baja cobertura (Fig. 7). Las probabilidades de que la agricultura transitara hacia agricultura de riego fueron altas (60.6%). Se percibió que los asentamientos humanos se desarrollaron sobre cualquier tipo de cobertura adyacente ya fuese de forma directa o previo al desmonte (a partir de suelo sin cobertura aparente; Fig. 7).

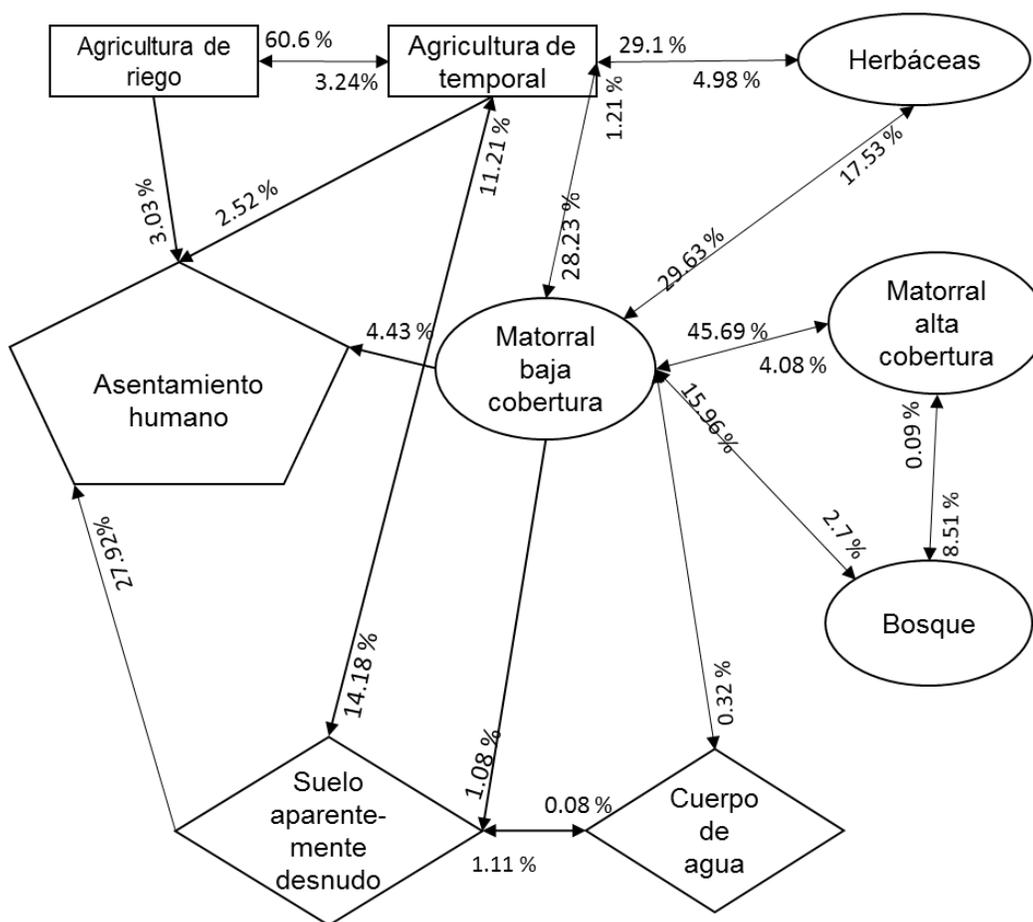


Figura 7. Probabilidad de cambio (expresada como porcentaje) entre los diferentes tipos de cobertura del suelo en los ejidos de Aguascalientes entre 1993 y 2013. Los números indican la probabilidad con la que la cobertura inicial se transformó; por ejemplo, la probabilidad de que la superficie agrícola se transformara en agricultura de riego fue del 60.6% y la probabilidad de que la superficie de riego se transformara en agricultura de temporal fue de 3.24 %.

7.2.2 Dinámica del paisaje

Un 64% de la cobertura del suelo total de los ejidos, representada principalmente por bosques y agricultura, permaneció sin cambios aparentes de cobertura del suelo en los últimos veinte años (Fig. 8). Las superficies sin cambios se localizaron repartidas de manera homogénea en la totalidad del estado y se mantuvo la proporción de aproximadamente 55% de la superficie sin cambios en cada ejido (Tabla VII). En un mismo ejido fue posible

encontrar todas las trayectorias de cambio de cobertura del suelo (recuperación, deterioro, urbanización, etc.). Se destaca que los mayores eventos de recuperación de la vegetación ocurrieron en el periodo de 1993 a 2003, cuando en promedio los ejidos recuperaron 10% de la vegetación (Tabla VII). Las áreas con mayor recuperación se localizaron en los límites de la Sierra Madre Occidental en el periodo de 1993 a 2003; sin embargo, las áreas que se recuperaron se degradaron durante la década siguiente (Fig. 8). Los tipos de vegetación con mayor deterioro correspondieron a matorrales y pastizales.

Tabla VII. Valores promedio de los atributos del paisaje en los periodos analizados. Se muestran las diferencias entre los promedios ± 1 error estándar de ambos periodos con la prueba de T de Student para muestras apareadas. Los valores de $P > 0.05$ no son estadísticamente significativos.

Atributo del paisaje	Periodo	Promedio \pm E.E.	<i>t</i>	<i>P</i>
Estructura del paisaje	1993-2003	0.154 \pm 0.09		
	2003-2013	0.308 \pm 0.081	-4.569	0.000
Grado de fragmentación	1993-2003	0.159 \pm 0.063		
	2003-2013	0.100 \pm 0.092	0.523	0.602
Sin cambios de cobertura (%)	1993-2003	53.78 \pm 1.47		
	2003-2013	55.20 \pm 1.501	-0.887	0.376
Recuperación (%)	1993-2003	8.97 \pm 0.760		
	2003-2013	3.33 \pm 0.293	7.578	0.000
Deterioro (%)	1993-2003	9.75 \pm 0.729		
	2003-2013	15.35 \pm 0.922	-6.573	0.000
Abandono agrícola (%)	1993-2003	7.66 \pm 0.535		
	2003-2013	12.899 \pm 0.886	-5.374	0.000
Urbanización (%)	1993-2003	3.041 \pm 0.267		
	2003-2013	2.98 \pm 0.524	0.115	0.909

El abandono agrícola comenzó en la porción sur del estado, y se diseminó hacia la región noreste. En promedio los ejidos abandonaron entre el 7 y 12% de sus tierras de labor. Se subraya que no se observó el aumento en la superficie agrícola. Los procesos de urbanización alta se concentraron en las porciones periurbanas de la ciudad de Aguascalientes (Fig. 8), en tanto que en el resto del territorio la urbanización ocurrió de manera lenta, dispersa y en pequeñas superficies (<1 ha).

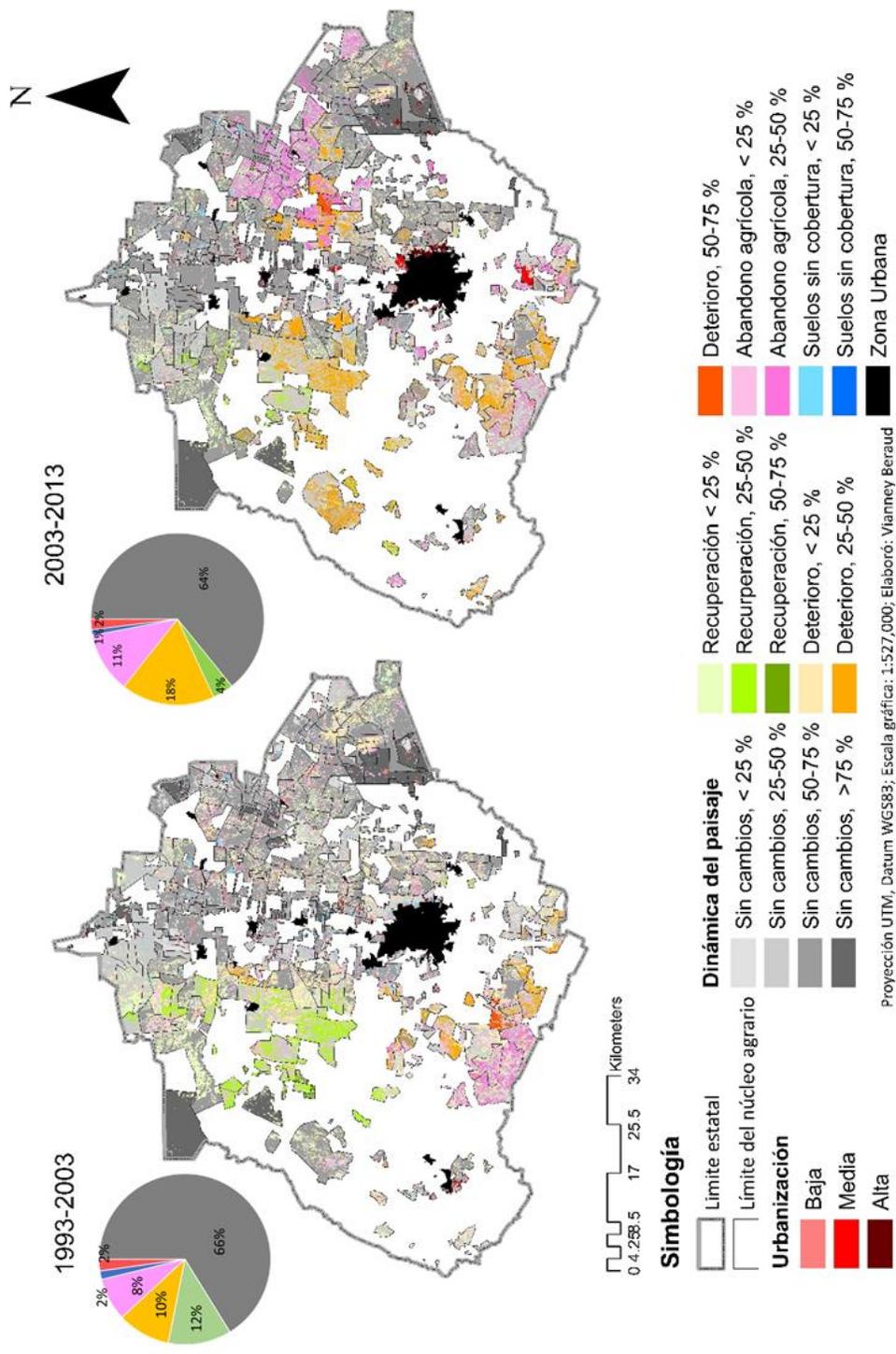


Figura 8. Dinámica del paisaje en los ejidos de Aguascalientes. Las gráficas de pastel representan el porcentaje total del área de acuerdo a las trayectorias de cambio: gris, sin cambios; verde, recuperación; anaranjado, deterioro; rosa, abandono agrícola; rojo, urbanización.

7.2.3 Estructura del paisaje

La densidad de fragmentos se mantuvo sin diferencias significativas entre los años analizados en 13.74 ± 0.58 fragmentos/100 ha. La distancia entre los mismos disminuyó significativamente de 252 m en 1993 a 183 m en 2013. La superficie promedio de fragmentos de vegetación disminuyó de manera significativa durante el periodo de 1993 a 2003, pero los fragmentos ganaron superficie de 2003 a 2013. Los fragmentos de mayor extensión en los ejidos cubrieron en promedio un 23% de la superficie en los paisajes y mostraron una tendencia significativa hacia el aumento de su superficie (Fig. 9). La combinación de los cuatro índices del paisaje describe que durante el periodo de análisis hubo un aumento en el grado de fragmentación generado por la aparición de nuevos fragmentos de vegetación, que al paso del tiempo se han agregado a los ya existentes.

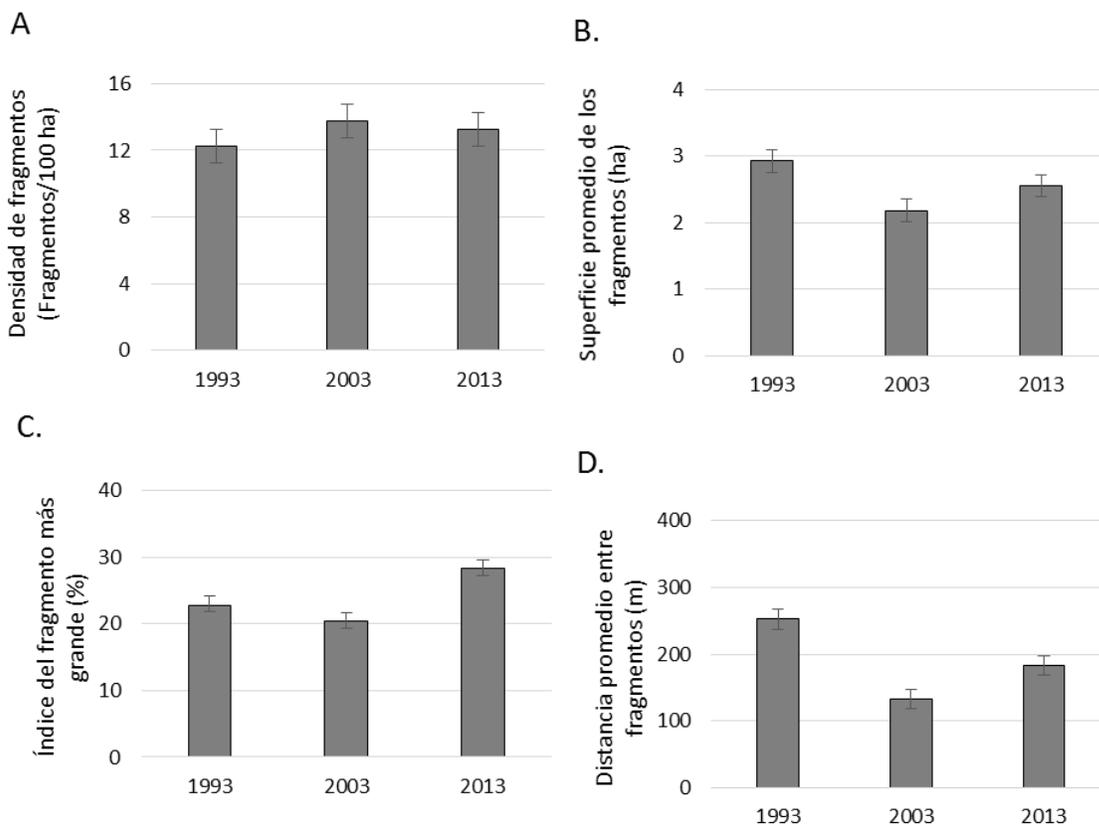


Figura 9. Valores promedio de los índices de estructura del paisaje en los ejidos. Las barras representan ± 1 error estándar ($n = 172$).

La estructura del paisaje incrementó significativamente al aumentar el número de fragmentos y su tamaño (Tabla VII). No se detectaron cambios significativos en el grado de fragmentación de los paisajes (Tabla VII; Fig. 10). Es notable que algunas de las zonas cubiertas anteriormente por matorral se transformaron en zonas cubiertas por vegetación herbácea (Fig. 10). El número de fragmentos de otras coberturas (agricultura, asentamientos humanos y cuerpos de agua) se mantuvo constante.

7.3 Identificación de factores indirectos de la transformación del paisaje

7.3.1 Capital natural

La heterogeneidad topográfica, referida como la variación de la pendiente del terreno y la altitud, fue baja en el 48.3% de los ejidos; por heterogeneidad baja se definieron planicies (pendientes del terreno < 3%); un 29.1% de los ejidos presentó heterogeneidad media, lo cual indica que incluyen sitios planos con porciones de lomeríos. Finalmente, un 22.7% de los ejidos mostró una heterogeneidad alta, perteneciendo a territorios con pendientes mayores al 10%.

En lo que respecta a la composición, la mayor parte de los ejidos tuvieron paisajes forestales (más de 50% de su superficie con vegetación) en estado de deterioro, seguidos por ejidos con más de 50% de la superficie con cobertura agrícola y vegetación en su mayoría deteriorada. Se destaca que los ejidos con mayor proporción de vegetación en buen estado de conservación se ubicaron en sitios con alta o mediana heterogeneidad (Fig. 11). Ambas variables (porcentaje de vegetación en el paisaje y heterogeneidad) mostraron una correlación no lineal (MIC) mayor a 0.502 (Fig. 11).

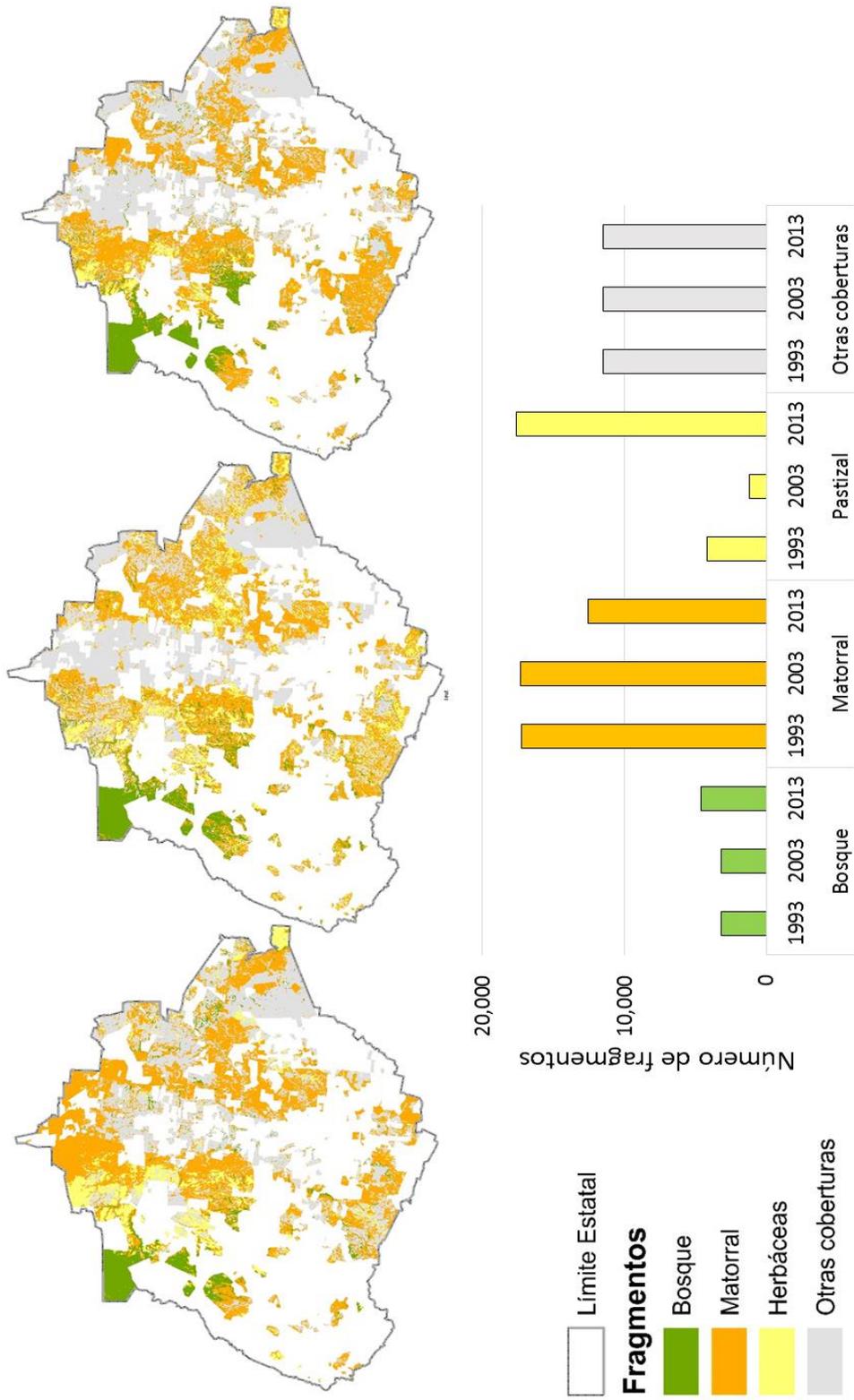


Figura 10. Número y ubicación de fragmentos en el paisaje por tipo de cubierta vegetal en los ejidos de Aguascalientes.

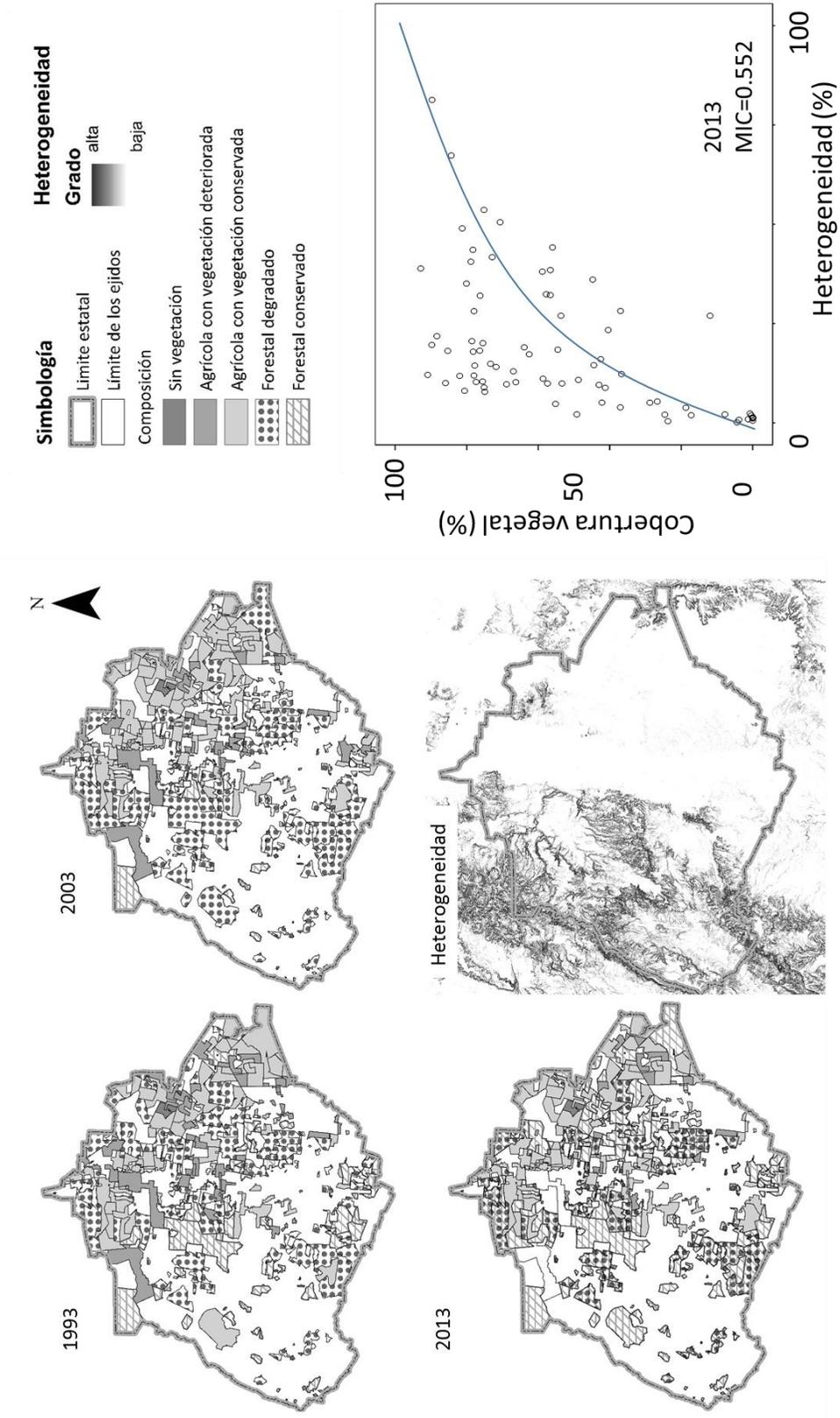


Figura 11. Distribución de las variables de capital natural en los ejidos de Aguascalientes y la correlación entre la heterogeneidad del paisaje y el porcentaje de la superficie cubierta con vegetación.

7.3.2 Capital social, humano y económico

Los 172 ejidos fueron certificados entre 1994 y 2002 (antes del cierre del programa PROCEDE). Se registraron eventos de adquisición del dominio pleno en el 65.1% de los ejidos (Figs. 12 y 13). Se destaca que después de 2005 los cambios en el régimen de propiedad de la tierra no fueron frecuentes. Hasta abril de 2016 se habían convertido 31,934 ha (12% de la superficie total ejidal) en el régimen de dominio pleno (propiedades privadas).

El patrón geográfico de las adquisiciones del dominio pleno y la certificación señala que ocurrieron primero cerca de las zonas urbanas y posteriormente en las regiones más alejadas a ellas. La disponibilidad de suelo por ejidatario en el periodo de análisis fue de 17 ha en promedio, aunque este número fue variable debido a negociaciones informales entre los miembros del ejido y las transacciones ilegales de suelo. Las reuniones de los comisariados ejidales sólo se realizaron una vez al año, cuando hubo convocatorias de la Procuraduría Agraria.

En el periodo analizado se observó una tendencia general al aumento en el número de habitantes en los ejidos y en la densidad de población en ellos (Tabla VIII), por lo que se descartaron procesos de despoblamiento en las zonas rurales de Aguascalientes. En lo que concierne al grado de marginación de la población, la mayoría de los ejidos (87.8 %) presentó niveles de marginación bajos. Se destaca que la accesibilidad de las localidades rurales a los centros urbanos fue alta, ya que el tiempo promedio de traslado era de 16 minutos; la localidad más alejada, se localizó aproximadamente a 50 minutos. En 2013 todos los ejidos contaban al menos con los tres niveles básicos de educación (jardín de niños, primaria y secundaria) y equipamiento ejidal (auditorio, salón para asambleas, parcelas para las mujeres, entre otros).

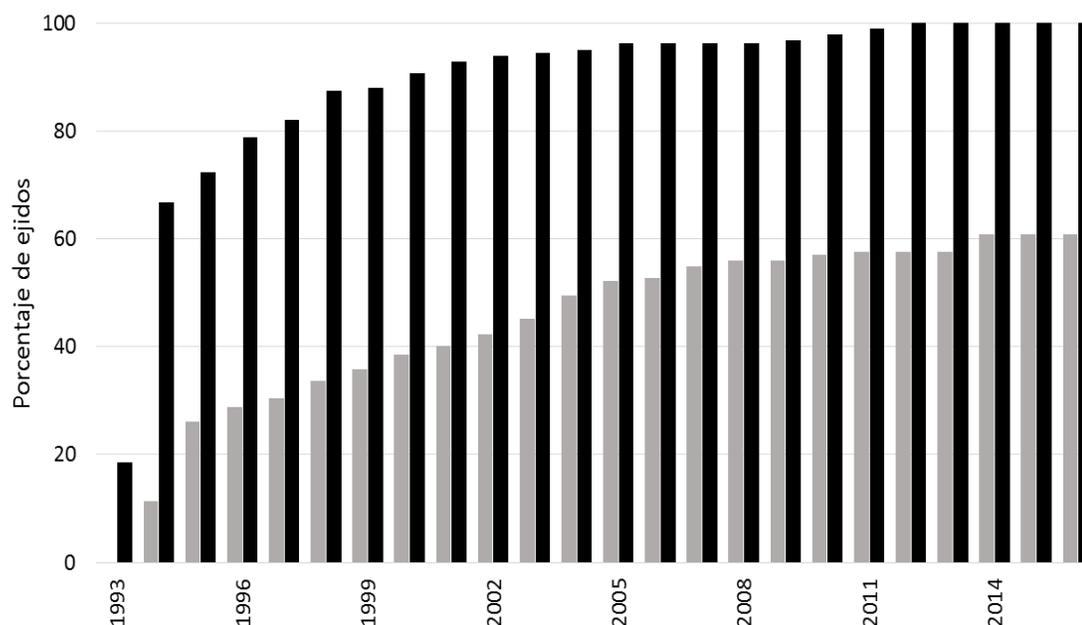


Figura 12. Porcentaje acumulativo de ejidos certificados (negro) y con adquisición del dominio pleno (gris) entre 1993 y 2016.

Hubo cambios en las actividades productivas predominantes, ya que en 1990 en 66.9% de los ejidos los habitantes se dedicaban principalmente a actividades del sector primario y la cifra se redujo a 27.3% en 2010. Desde el año 2000 la mayor parte de la población en los ejidos se empleó en el sector secundario (Tabla VIII). El ganado, en conjunto con las tierras, representó la forma de ahorro económico de las familias en los ejidos. La cantidad de cabezas de ganado se incrementó en las últimas décadas (Tabla VIII). El mayor incremento fue el de los bovinos estabulados (utilizados para la producción de leche), cuya población pasó de 2,698 cabezas en 1993 a 20,129 cabezas en 2013.

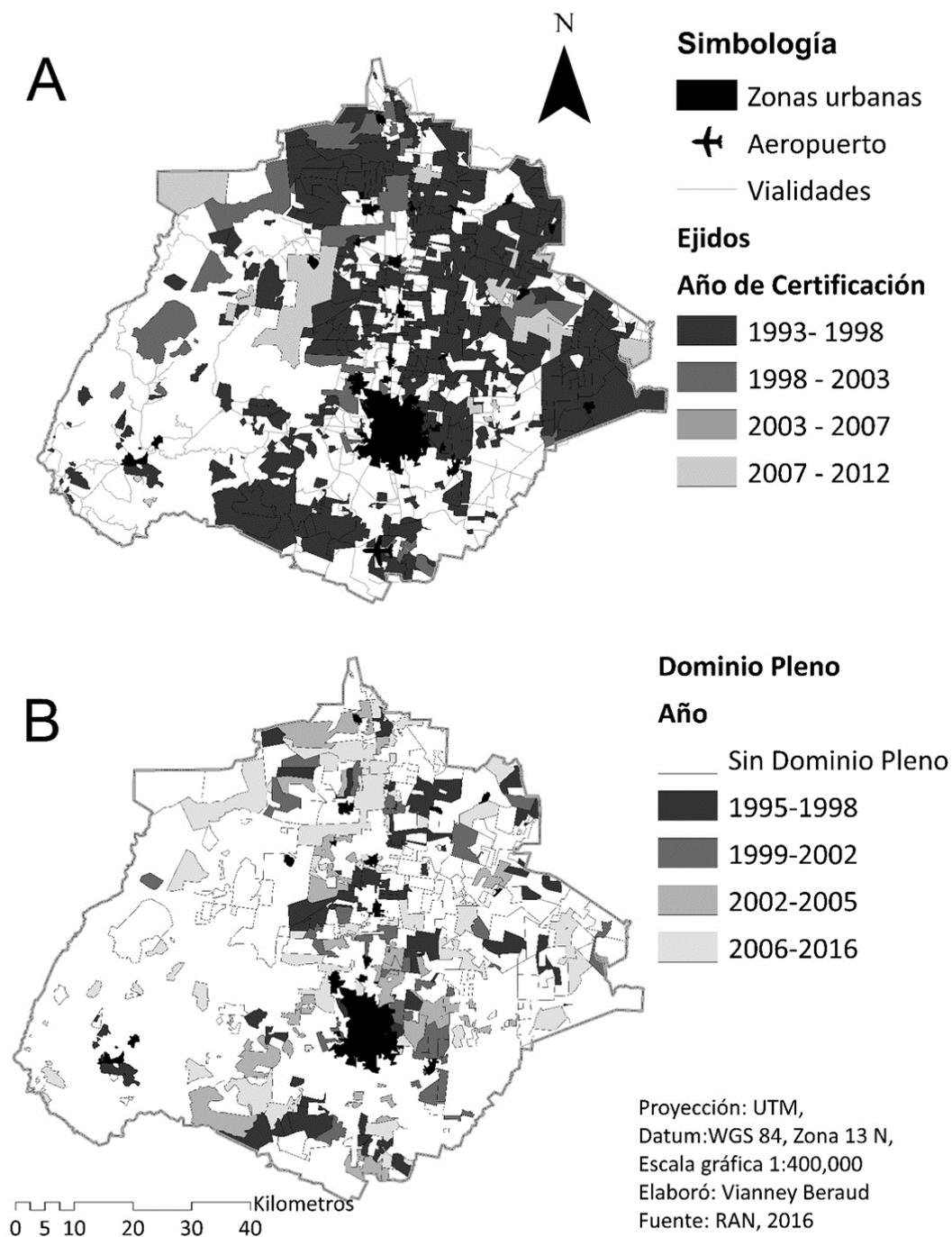


Figura 13. Ejecución de políticas de PROCEDURE en la región de estudio. A. Ubicación de los ejidos por año de certificación; B. Ubicación de los ejidos por año de adquisición del dominio pleno.

Tabla VIII. Atributos de los factores de capital, social, económico y físico en los ejidos. NA, la suma no aplica por ser valores de proporciones; NA*Los valores permanecieron constantes entre años.

Grupo	Variable	Año	Rango mínimo- máximo	Media ± E.E.	Total
Capital social	Ejidatarios	NA*	9-770	104 ± 7.81	17,927.00
	Superficie con dominio pleno (%)	1993	0-92.69	10.25±1.49	NA
		2003	0-100	17.703±1.94	NA
		2013	0-100	18.01±1.92	NA
	Disponibilidad de suelo (ha/ejidatario)	NA*	0.1-100.8	16.92 ± 0.98	NA
		1990	0-12.83	0.71 ± 0.11	NA
		Densidad de población (hab/ha)	2000	0-15.85	0.91 ± 0.12
2010	0-16.00		1.06± 0.134	NA	
Capital económico	Cabezas de bovinos (semi- estabulados)	1993	0 -1,105	20.00±10.23	10,446.00
		2003	0 - 3,185	40.26±20.25	23,604.00
		2013	0 - 3,287	145.49 ± 33.83	25,025.00
	Cabezas de bovino (estabulado)	1993	0-309	24.32±12.36	2,698.00
		2003	0-3,013	35.45±13.26	33,955.00
		2013	0-3,280	117.02± 28.02	20,129.00
	Ovinos	1993	0-650	50±12.36	15,639.00
2003		0-1,260	100.65±02	14,652.00	
		2013	0-1,350	108.68±18.08	18,694.00
Capital físico	Capital físico	NA*	-2.16-3.83	0±0.109	NA
	Distancia a la cabecera municipal (min)	NA*	1.2-48.6	15.77± 0.82	NA

7.3.3 Subsidios gubernamentales

A partir de 1993, y hasta la actualidad, se aplican dos tipos de subsidios, apoyos económicos y apoyos sociales. En el primer caso las dependencias federales realizan transferencias directas a las familias con base en un padrón de beneficiarios; para acceder a este tipo de subsidios las familias se registran directamente en las oficinas de las dependencias federales; los subsidios económicos tuvieron una cobertura alta, ya que llegaron a más de 98% de los ejidos. En el caso de los apoyos sociales el gobierno aporta alrededor de un salario mínimo al mes por familia (calculado con valor en 2013 de \$61.38 pesos mexicanos, MXN) y en 20% de los casos esta aportación fue de entre dos a tres salarios mínimos. El dinero obtenido por estos subsidios se incrementó en los diez años de funciones del programa (Tabla IX).

Los subsidios de apoyos directos para el campo (PROCAMPO) otorgaban \$450.00 MXN por cada hectárea sembrada con cultivos básicos (maíz y frijol). De acuerdo a la información de los productores en el análisis exploratorio, no se efectuó inspección por parte de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) para asegurar que la siembra se hubiera llevado a cabo; en promedio, el apoyo para el cultivo ayudaba para solventar la mitad de los costos de producción. La superficie registrada en PROCAMPO disminuyó, pues en 2003 se apoyaba a 98,918 ha y en 2013 se apoyó a 53,322 ha. En consecuencia disminuyó el monto promedio obtenido por los ejidatarios por este programa (Tabla IX). El programa de empleo temporal funcionó de manera anual y su cobertura aumentó. En promedio atendió a 20% de los ejidos. El pago por servicios ambientales de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) comenzó a funcionar en el estado de Aguascalientes en 2008 y benefició a 10 ejidos. En 2013 estaban inscritas a este programa 24,612.03 ha que recibieron \$11'711,826 MXN por concepto de conservación de recursos naturales para el préstamo de servicios ambientales hidrológicos (Tabla IX).

Tabla IX. Características de los subsidios recibidos en los ejidos.

Variable	Año	Rango mínimo- máximo	Media \pm E.E.	Total
Obras hidráulicas (MXN)	1993	0-759,760	36,443 \pm 8,321	6,268,299
	2003	0-1,935,273	64,977 \pm 18,396	11,176,207
	2013	0-3,780,000	121,340 \pm 34,244	20,870,603
Recambio productivo (ha)	1993	0-109	10 \pm 1	1,751
	2003	0-890.5	59 \pm 10	10,217
	2013	0-580	30 \pm 60	5,170
Infraestructura pecuaria (Obras)	1993	0-10	1 \pm 1	109
	2003	0-49	3 \pm 1	538
	2013	0-9	1 \pm 1	57
Superficies reforestadas (ha)	2013*	0-49,711	506 \pm 291	87,122
Proyectos de CONAFOR (MXN)	2013*	0 - 2,394,531.5	280,707 \pm 33,514	48,281,685
PROCAMPO (MXN)	1993	0-1,426,725	175,930 \pm 141,94	30,260,020
	2003	0-2,653,591.5	258,798 \pm 26,648	44,513,370
	2013	0-58,055.53	26,137 \pm 1,015	4,495,564
Apoyos sociales, SEDESOL (MXN)	2003*	0-1,067,230	41,120 \pm 8,302	7,072,665
	2013	1- 53,881,496	4,614,627 \pm 31,124,777	793,715,851

Variable	Año	Rango mínimo- máximo	Media \pm E.E.	Total
Programa de Empleo temporal SEMARNAT (MXN)	1990	0-170,640	7,581 \pm 1,674	1,304,055
	2003	0-1,264,000	65,529 \pm 12,616	11,271,055
	2013	0-210,200	131,628 \pm 25,807	22,640,154
Monto pago por servicios ambientales (MXN)	2013*	0-6,113,664	68,092 \pm 37,885	11,711,862
Total subsidios económicos (MXN)	1993	0-1,944,091	219,955 \pm 19,045	37,832,374
	2003	0-2,889,762	430,426 \pm 39,527	74,033,297
	2013	9,565 - 538,172,971	4,961,825 \pm 31,236,668	853,434,035

Nota: *Los programas no existían en años anteriores; MXN=pesos mexicanos

El otro grupo de programas federales otorga un subsidio en especie. En estos programas los ejidatarios contribuyeron con parte de la inversión, ya sea de manera económica (obras hidráulicas, infraestructura pecuaria) o con trabajo y con el otorgamiento de sus tierras para la realización de proyectos (recambio productivo, proyectos forestales y reforestaciones). El programa de obras hidráulicas, que tiene como objetivo la construcción de obras para la cosecha y aprovechamiento de agua de lluvia, se aplicó a 35 ejidos en 1993, 41 ejidos en 2003 y 27 en 2013 (Fig. 14).

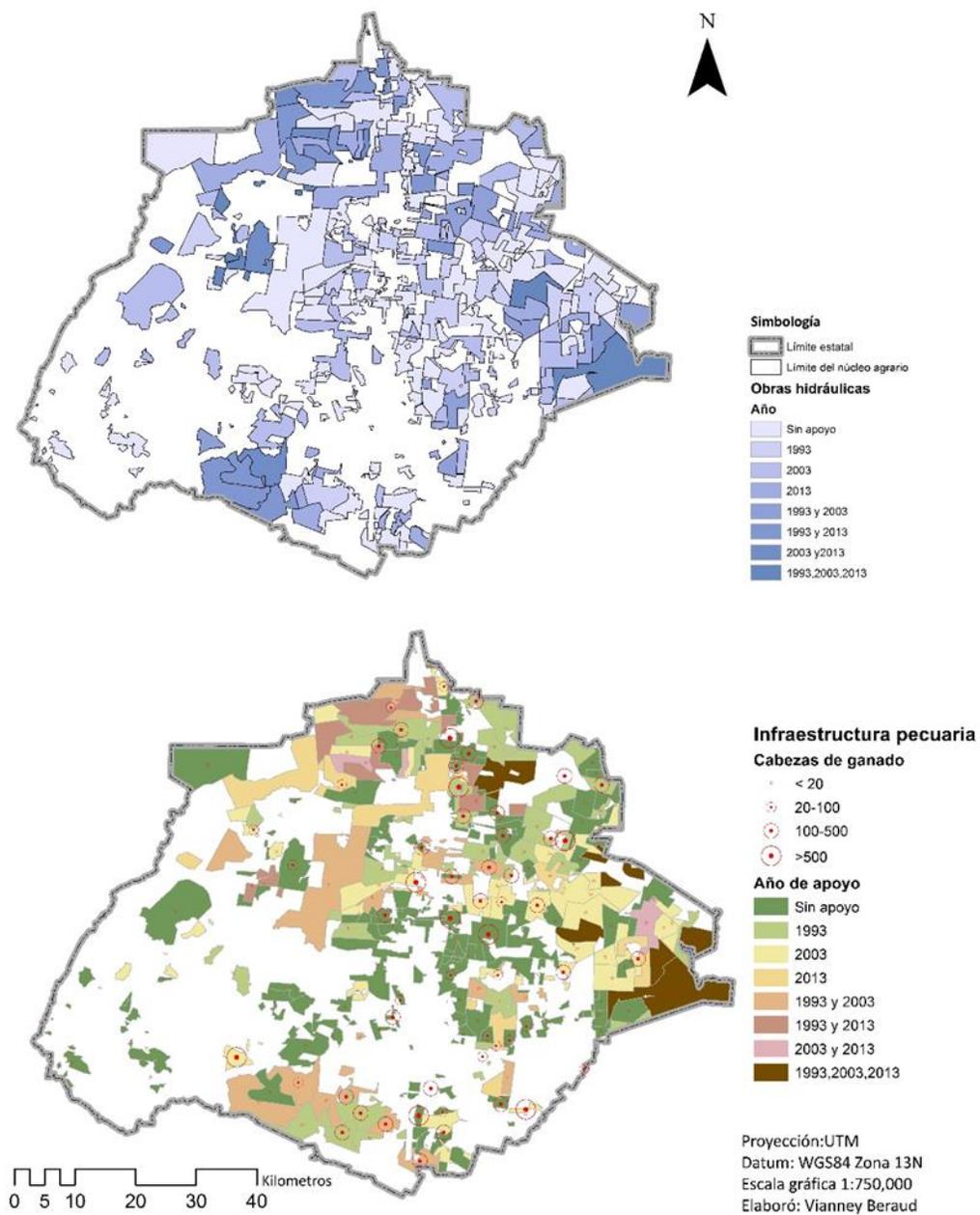


Figura 14. Distribución de subsidios para obras hidráulicas e infraestructura pecuaria de la CONAZA en los ejidos de Aguascalientes durante el periodo de estudio.

A pesar de que fueron menos las comunidades beneficiadas, las inversiones de 2013 fueron mayores con respecto a décadas anteriores debido a que las obras requirieron de mayores estructuras. Por ejemplo, en 1993 y 2003 se construyeron ollas de agua y en 2013 se construyeron captadores de geo-membrana que impiden la evapotranspiración. Las obras de infraestructura pecuaria incluyeron el cercado de agostaderos, la construcción de establos, áreas de guarda-ganado y adquisición de equipamiento (envases térmicos y ordeñadoras); en 1993 el programa se aplicó a 54 ejidos, en 2003 a 56 y en 2013 a 15 ejidos. El mayor número de obras de infraestructura se realizó en 2003, con 538 obras de infraestructura (Tabla IX, Fig. 14). Las superficies con recambio productivo consistieron en la transformación de parcelas agrícolas temporales a cultivos perennes con uso forrajero (pastos y nopales), o a la reforestación de las áreas comunes del ejido con especies de valor forrajero (Fig. 15). El año 2003 fue en el que se presentó el mayor recambio productivo, en el cual los ejidos transformaron en promedio 59.4 ha (Tabla IX).

Al igual que en el caso del pago por servicios ambientales hidrológicos, las reforestaciones y los programas forestales de la CONAFOR se aplicaron a partir de 2008. Se reforestaron 89 ejidos y una superficie de 87,122 ha y 83 ejidos recibieron apoyo para la elaboración de proyectos forestales que incluyeron la instalación de plantaciones de maguey verde (*Agave salmiana* ssp. *crassispina* Trel. Gentry) para su posterior aprovechamiento en la elaboración de bebidas con costos promedio de \$280,707 MXN (Tabla IX, Fig. 15).

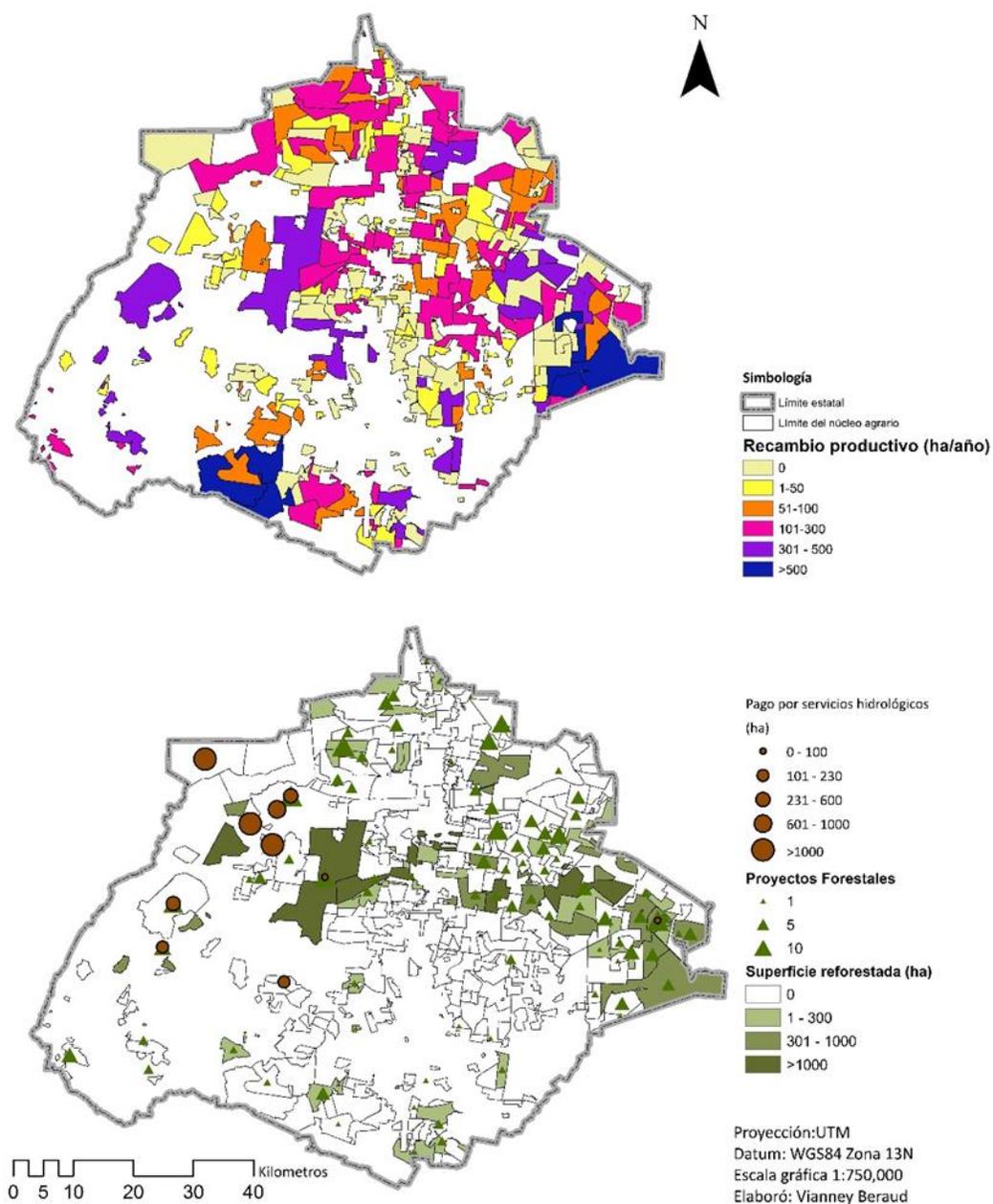


Figura 15. Superficies con plantaciones forestales para recambio productivo de CONAZA y distribución de subsidios de CONAFOR en los ejidos de Aguascalientes durante el periodo de estudio.

7.4 Interacción de los factores de transformación del paisaje

Se generaron modelos de Ecuaciones de Estimación Generalizada (GEE) que permitieron explicar la intensidad de cambios en la cobertura del suelo y la estructura de los paisajes a partir de las características socio-económicas de la población y los subsidios que recibieron (Tabla X). El uso de GEE resultó una metodología viable para el análisis de datos categóricos ordinales y continuos provenientes del análisis de percepción remota. En el caso de los datos categóricos, algunas intensidades de cambio de cobertura del suelo no fueron estimadas de manera significativa pero el modelo permitió detectar los valores más extremos en todos los casos (a excepción de la urbanización alta) (Tabla X).

Tabla X. Ajuste de los modelos GEE mediante la prueba de Wald.

Modelo	Categoría	Ji-cuadrada	P
Fragmentación		116.67	0.000
Estructura		246.49	0.000
Sin cambios	<25%	11.501	0.001
	25-50%	9.805	0.002
	50-75%	1.066	0.302
	>75%	4.223	0.040
Recuperación	<25%	1.184	0.276
	25-50%	82.958	0.000
	50-75%	41.918	0.000
Deterioro	<25%	0.035	0.852
	25-50%	42.626	0.000
	50-75%	65.176	0.000
Abandono agrícola	<25%	7.934	0.005
	25-50%	2.997	0.083
	50-75%	22.791	0.000
Urbanización	Baja	11.679	0.001
	Media	8.263	0.004
	Alta	1.488	0.222

El sector de ocupación de la población y su grado de marginación fueron las variables con mayor contribución en los cambios de cobertura del suelo (Tabla XI). Se destaca que los subsidios económicos fueron las covariables con menor aporte en los cambios de cobertura del suelo y estructura de los paisajes. Los apoyos directos para actividades agrícolas (PROCAMPO), tuvieron un efecto sobre la estructura del paisaje al disminuir el grado de fragmentación de los paisajes. De manera acumulativa la suma de ingresos por subsidios económicos aminoró la degradación de los recursos vegetales. Los subsidios en especie tuvieron un impacto significativo sobre un mayor número de variables. Los programas de apoyo forestal contribuyeron de manera positiva con la degradación de la vegetación (Tabla XI). Las variables de densidad de habitantes, número de cabezas de ganado y distancia a los centros urbanos no presentaron efectos significativos para ninguna de las variables analizadas.

Tabla XI. Parámetros estimados mediante Ecuaciones de Estimación Generalizada para predecir la dinámica y estructura del paisaje. Las variables son significativas en el modelo: $*=p<0.05$, $**=p<0.01$, $*** p<0.001$. ND = no determinado por mostrar correlación con la variable dependiente. Veg. Cons = Vegetación conservada. Veg. Det. = Vegetación deteriorada. Disp. Suelo= Disponibilidad de suelo. (P)= libre pastoreo. (E)= Estabulado.

Grupo	Variable	Fragmentación	Estructura	Sin Cambios	Recuperación	Degradación	Abandono agrícola	Urbanización	
		<i>Coficiente</i>							
Estructura	Intersección	0.083	0.444***						
	Heterogeneidad	0.064	0.141**	0.046	0.049	-0.26	0.187	-0.155	
	Grado de Fragmentación	ND	-0.21***	0.245*	-0.104	0.126	0.332**	0.335**	
	Estructura	-0.239**	ND	0.110	-0.237**	-0.046	0.182	-0.223*	
Composición	Agrícola sin vegetación	-0.939***	-1.658***	1.138*	0.973	-1.366	0.461	-0.008	
	Agricultura Veg. Cons.	-0.459**	-0.595**	0.290	-0.005	-0.804	0.624	0.331	
	Agricultura Veg. Det.	-0.696**	-0.8***	-0.369	0.254	-1.016	-0.846**	0.949	
	Forestal degradado	-0.011	0.079	-0.609**	0.799	-0.721	-1.414***	-0.762**	
	Forestal conservado	-0.011	0.079	-0.609**	0.799	-0.721	-1.414***	-0.762**	
Dinámica	Sin Cambios (%)	-0.004*	-0.006***	ND	ND	ND	ND	ND	
	Recuperación (%)	0.022***	-0.016	ND	ND	ND	ND	ND	
	Degradación (%)	0.014**	-0.004	ND	ND	ND	ND	ND	
	Abandono Agrícola (%)	0.016**	0.036***	ND	ND	ND	ND	ND	
	Urbanización (%)	0.012	-0.021***	ND	ND	ND	ND	ND	
Capital social	Ejidatarios	9.5E-05	3.1E-05	0.000	0.002**	0.006	-0.004	0.004	
	Dominio pleno (%)	0.001	-0.002	0.008*	0.009*	0.010*	0.010**	0.021***	
	Disp. Suelo (ha/hab)	0.003	0.002	0.001	0.026***	0.013*	-0.005	0.021	
	Población (hab/ha)	-0.023	-0.036	0.011	0.117	-0.019	0.026	0.178	
Capital económico	Marginación	Bajo	0.086	0.248	-1.349*	0.626	-0.185	-1.197*	-1.357*
		Medio	0.105	0.306	-1.907***	0.792	-0.230	-1.788**	-2.139***

Grupo	Variable	Fragmentación	Estructura	Sin Cambios	Recuperación	Degradación	Abandono agrícola	Urbanización
	Alto	0.105	0.306	-1.907***	0.792	-0.230	-1.788**	-2.139***
Actividad económica	Primario	-0.058	-0.147	-0.746*	-1.099**	-1.091*	-1.793***	-1.707***
	Secundario	0.133	0.306	0.391	0.207	0.359	0.391	-0.032
	Terciario	0.133	0.306	0.391	0.207	0.011	0.391	-0.032
	Ovino	0.000	0.000	-0.001	-0.001	-2.1E-05	0.000	0.003
Ganado	Bovino (P)	-7.1E-06	0.000	-0.001	0.000	0.000	0.000	0.002
	Bovino (E)	0.000	0.000	0.000	0.000	3.9E-05	0.000	-0.002
Capital físico	Infraestructura y servicios		-0.137	-0.151**	0.067	-0.177**	-0.209**	0.168**
	Distancia a centro urbano	0.004	-0.003	-0.008	0.026	-0.001	-0.009	-0.023
Subsidios en Especie	Obras hidráulicas	0.152	0.121	-0.049	0.020	0.000	0.100	0.437
	Infraestructura pecuaria	-0.006	0.002	-0.44*	0.018	0.001	-0.503*	0.599
	Recambio productivo (ha)	0.000	0.001	0.003***	0.003**	0.030**	-0.002	-0.001
	Reforestaciones (ha)	-0.000	-0.000	-0.000	-0.000	7.6E-05*	-0.000	-0.000
	Proyectos forestales	0.016	0.001	-0.113**	-0.026	0.167***	-0.024	-0.117**
Subsidios Económicos	PROCAMPO	-3.3E-07	-4.7E-07	-8.8E-08	1.7E-07	-1.3E-06	-0.000	-0.000
	Apoyos sociales	-6.4E-08	-4.6E-05	8.3E-08	1.4E-07	1.7E-05	-0.000	-0.000
	Empleo temporal	-1.2E-07	-1.4E-07	-4.7E-07	-2.2E-07	2.5E-07	-0.000	-0.000
	Servicios ambientales	5.2E-06	5.2E-05	-6.8E-05	0.000	-2.8E-06	-0.000	-0.000
	Total transferencias	5.1E-08	-4.6E-08	-9.5E-08	-1.1E-07	-5.4E-10**	-0.000	-0.000

8. DISCUSIÓN

8.1 Transformaciones del paisaje

El estudio de caso representa a la nueva ruralidad en México, en la cual la opción de trabajo en las industrias maquiladoras es un activo en la economía familiar que mejora las condiciones de vida de la población al dotarlas de seguridad social y derechos laborales sin erradicar las prácticas tradicionales agrícolas y pecuarias (Contreras-Molotla, 2016). Esta nueva ruralidad cumple el supuesto de que a partir de los años noventa existen mayores encadenamientos productivos entre los sectores rural-urbanos (Rosas-Baños, 2013). La mezcla de actividades primarias, secundarias y terciarias en Aguascalientes es posible debido a la alta accesibilidad de las localidades a los centros de empleo que permite que la población no deje sus hogares y migre hacia las zonas urbanas (Tabla VIII).

Se detectó que la estructura topográfica del territorio (medida como heterogeneidad en la altitud y la pendiente) es la primera limitante en materia de cobertura del suelo, pues aquellos ejidos con una topografía compleja tendieron a conservar su vegetación (Fig. 11). La heterogeneidad se relaciona con las restricciones directas para realizar actividades económicas, tales como la agricultura y la ganadería, así como, en el incremento de costos energéticos y económicos que supone la comercialización de productos provenientes de sitios inaccesibles (Allen y Arkolakis, 2014). A su vez, estos sitios con topografía heterogénea recibieron menores estímulos para la construcción de infraestructura y servicios, y ello permitió la presencia de paisajes con una estructura compleja y, por tanto, con mayor proporción de recursos forestales (Tabla XI; Fig. 11). Debe tomarse en cuenta que la mayor transformación en la cobertura del suelo en esta región es anterior a 1950 y se produjo por políticas de estímulo agropecuario y el mal manejo de los agostaderos a inicios del siglo XX (Challenger, 1998; Minnich *et al.*, 1994). Esto significa que todas las superficies catalogadas como potencialmente productivas alcanzaron su máxima transformación en esta etapa y el uso del suelo en sitios sin vocación agrícola persistieron hasta 1992 por la obligatoriedad de

su aprovechamiento establecido en la Ley Federal de la Reforma Agraria (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 1971).

A diferencia de otras regiones donde la fragmentación del paisaje se debe a la pérdida de superficie forestal (Cayuela *et al.*, 2006; López-Barrera *et al.*, 2014), en esta región la fragmentación resultó del abandono de las actividades agrícolas. Con ello se abonó al restablecimiento de las comunidades vegetales silvestres. El abandono agrícola se vinculó directamente con la productividad del suelo, ya que las regiones con mayor abandono agrícola correspondieron a pequeñas parcelas (<1 ha) ubicadas en paisajes principalmente forestales que se sitúan sobre suelos someros (Fig. 11, Tabla IX). El abandono de la agricultura a baja escala es una acción a esperarse en territorios urbanizados que a su vez presentan déficits hídricos y donde la sequía afecta la producción (FAO, 2009; Liverman y Vilas, 2006). La rentabilidad de los cultivos de temporal en Aguascalientes históricamente ha sido baja, ya que en promedio se pierde la tercera parte de las cosechas por eventos de sequía (Montiel-González *et al.*, 2017; SIAP, 2016). El rendimiento promedio de maíz forrajero de temporal en verde por hectárea, que es el principal cultivo en los ejidos, es de 3.3 toneladas, valor por debajo del promedio nacional de 9 toneladas (SIAP, 2016). De acuerdo a la información del Sistema de Información Agrícola y Pecuaria (SIAP, 2016) el maíz, frijol, sorgo, alfalfa y pastos perennes fueron los principales cultivos en los ejidos de Aguascalientes. A excepción del frijol, que se utiliza para el autoconsumo, la siembra del resto de cultivos se realiza para abaratar los costos de mantenimiento del ganado, que representa 22% del sector primario en la región (SIAP, 2017). El ganado es una forma de ahorro para las familias campesinas, de manera que cuando hay un excedente en los ingresos éste se destina a la compra de bovinos. Los bovinos se crían para ser vendidos en situaciones de emergencia, tales como enfermedad o desempleo (De Janvry y Sadoulet, 2001).

Desafortunadamente, no fue posible incluir datos de los ingresos familiares en el modelo de regresión debido a que no se encontró disponible la información a nivel de localidad. No obstante, con MIC se asoció el número de cabezas de ganado a la proporción de la población rural empleada en el sector secundario y terciario (MIC=0.296). Los ingresos del sector manufacturero o el comercio beneficiaron la adquisición de ganado e indirectamente esto puede ser asociado con el mantenimiento de las actividades agrícolas y la degradación de los recursos forestales. De acuerdo al modelo GEE no hubo una influencia significativa de los sectores secundario y terciario o del número de cabezas de ganado sobre el cambio en la cobertura del suelo. Una razón para ello es que los ingresos, así como el número de cabezas de ganado, fluctúan a lo largo del año, y la escala de análisis en periodos de diez años no parece tener el nivel de resolución suficiente para detectar estos efectos. Otras regiones reportan patrones similares de cambio en las actividades económicas de la población y abandono agrícola. En ellas se señala que la permanencia de actividades de agricultura familiar se relaciona con altos niveles de marginación y pobreza de la población o prácticas culturales arraigadas (Carte *et al.*, 2010; De Janvry y Sadoulet, 2001). Al igual que en esos estudios, las condiciones de alta marginación y la falta de diversificación económica en esta región se asociaron con el hecho de no se abandonara la agricultura (Tabla XI).

La recuperación y conservación de la vegetación correspondió principalmente a bosques (Figs. 7 y 8), y se ubicó dentro del polígono del Área Natural Protegida Sierra Fría. Estos resultados reafirman la información de Chapa-Bezanilla *et al.* (2008) y Díaz-Nuñez *et al.* (2016), quienes describen que dentro de Sierra Fría existe un proceso de aparente recuperación y aparición de nuevos rodales de bosque cuyas comunidades son dominadas por pinos (*Pinus spp.*) y táscales (*Juniperus spp.*), sin embargo, en los fragmentos de bosque de encino y encino-pino persiste la pérdida de cobertura. Siqueiros *et al.* (2017), señalan que las comunidades primarias de bosque templado se limitan a las cañadas más inaccesibles cerca de los límites del parteaguas de la cuenca. Los resultados de esta tesis

muestran el mismo patrón en los matorrales localizados fuera de las áreas naturales protegidas y se converge en que aunque las tasas de aforestación superan a las tasas de deforestación (Tabla VI), existe aparición de nuevos fragmentos forestales; incluso con los cambios de actividades económicas de la población, es notable la tendencia hacia la degradación de los ya transformados recursos forestales en la región (Figs. 6 y 7). Se hace énfasis en que el tomar en cuenta sólo la tasa de cambio anual en la cobertura del suelo puede enmascarar otros procesos de disturbio que ocurren en los ecosistemas.

Algunos de los factores asociados al deterioro de la vegetación se relacionaron con la disponibilidad de los subsidios gubernamentales que paradójicamente tienen el objetivo de conservar la biodiversidad e incentivar su restauración (Tabla IX). En el periodo analizado se reconvirtieron 17,139 ha de vegetación mediante el programa de reconversión productiva de la Comisión Nacional de Zonas Áridas (Tabla IX). La reconversión incluyó establecimiento de áreas con pastos exóticos mediante siembra y con otras especies con potencial forrajero, lo cual explica parcialmente el aumento de fragmentos de comunidades con gramíneas en las zonas categorizadas como degradadas (Fig. 10). Sin embargo, esta variable contribuyó también de manera significativa a la recuperación de la vegetación; esta dualidad ocurrió porque las superficies con reconversión coadyuvan a un mejor manejo del ganado y las áreas inaccesibles (mayores pendientes) son liberadas de los impactos negativos del excesivo pastoreo (Fig. 8). Estos resultados son concordantes con los encontrados para otros ecosistemas en los que las pendientes del terreno se identifican como un factor que contribuye a la regeneración de las áreas forestales (López-Barrera *et al.*, 2014; Trejo y Dirzo, 2000).

Por su parte, las reforestaciones con especies nativas y los proyectos forestales subsidiados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) tienen la desventaja de ser aplicados mediante la aprobación de proyectos voluntarios y sin un análisis regional que establezca los sitios más idóneos para la restauración de los ecosistemas (Figs. 8 y 14). Hasta ahora los

comités de evaluación de estos programas asignan los recursos a regiones fuertemente transformadas con alto deterioro del capital natural. La siembra de árboles en áreas deterioradas disminuye el éxito en el establecimiento de los individuos ya que no se realiza un adecuado seguimiento de las superficies reforestadas (Céspedes-Flores y Moreno-Sánchez, 2010). Así mismo, los proyectos técnicos forestales presentados corresponden en su mayoría a proyectos productivos que incluyen el aprovechamiento comercial de especies locales (principalmente maguey verde y sotol) con lo que a la postre se subsidian actividades, que aunque en su origen corresponden a plantaciones agroforestales, pueden desencadenar áreas de monocultivo que en el futuro podrían disminuir la resiliencia de los paisajes (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Por su parte, la conversión de pastizales nativos por matorrales (Fig. 8), es un fenómeno descrito ampliamente en los paisajes semiáridos (Brunson, 2014; Wolkovich *et al.*, 2009; Yanoff y Muldavin, 2008) y se genera por el manejo inadecuado de los agostaderos, en los cuales existe sobrecarga animal. En el caso de Aguascalientes se considera que la presión del ganado sobre las áreas de pastizales nativos devienen desde hace más de 300 años por lo que son una de las comunidades más impactadas en la región (Siqueiros *et al.*, 2017).

El deterioro de los recursos forestales en los ejidos fue menor cuando la población se dedicaba principalmente a las actividades agropecuarias, lo cual se relaciona con el tiempo dedicado al manejo de las tierras de labor y las áreas de agostadero (Tabla XI). Las localidades donde la población laboró en el sector secundario y terciario dedicaron menos tiempo a la conservación de sus agostaderos, por lo que, la falta de manejo asociada con la probabilidad de tener mayor número de ganado resultó en menor calidad de los fragmentos forestales que tienen disponibles. Estas observaciones apoyan a los estudios que suponen que el mantenimiento de la relación campesino-territorio y la capacitación en el manejo del paisaje es fundamental para mantener el buen estado de los recursos naturales en sistemas antrópicos (Balmford *et al.*, 2014; Battebury, 2001; Carmona *et al.*, 2010).

La urbanización surge de las necesidades de la población por contar con viviendas, centros de trabajo, áreas de servicios comunes y mejorar los tiempos de traslado a otros centros de población (Kuang *et al.*, 2016). Por ello, se esperaba asociar el grado de urbanización con la cercanía a centros urbanos y la densidad de población, pero ambas variables no presentaron efectos significativos en el modelo (Tabla XI). Ciertamente, las áreas con mayor urbanización se ubicaron de manera marginal a las zonas urbanas, pero este no fue un patrón recurrente en todos los ejidos periurbanos (Fig. 8). El modelo no explica los mecanismos de alta urbanización en la zona de estudio porque las variables que lo detonaron son externas a la unidad de análisis y las características de las localidades periféricas no fueron consideradas. La dinámica del paisaje en Aguascalientes permite apreciar que las mayores probabilidades de cambio de los usos del suelo giraron en torno a la necesidad de integrar reservas para el desarrollo urbano (Fig. 7). El proceso de integración de tierras ejidales para el crecimiento de la ciudad de Aguascalientes ha sido estudiado en detalle (López-Flores, 2013; Romo-Vázquez, 2012). Se describe que el crecimiento ocurrió en los terrenos con menor valor de venta (López-Flores, 2013), que en este caso son los terrenos forestales ejidales (Fig. 8), que fueron liberados para la venta tras la publicación de la Ley Agraria y el PROCEDE, ocurridos a principios de los noventa (Secretaría de la Reforma Agraria 1992a, 1992b). Los patrones de alto crecimiento urbano correspondieron a lo proyectado en los programas de desarrollo urbano (SEGUOT, 2014), lo cual supone que el cambio de cobertura del suelo tuvo su origen directamente en una política pública local y, por lo tanto, la deforestación fue planeada. Debe hacerse énfasis en que las ciudades e industrias se asientan sobre las mejores tierras para la producción, caracterizadas por ser terrenos planos con suelos profundos e incluso con riego (Fig. 7). Esto redundaría en que la sustentabilidad del paisaje disminuya, ya que los centros de población urbana son incapaces de subsanar su demanda de alimentos y el conjunto de servicios ecosistémicos que persisten en los agrosistemas (Brend d'Amour, 2017; Seto *et al.*, 2012). Por su parte, la urbanización baja y media, que corresponde al crecimiento de los asentamientos rurales, ocurrió mediante dos mecanismos, en el primero las familias obtuvieron ingresos

suficientes para edificar ampliaciones a sus viviendas; esto se ve reflejado en la baja probabilidad de urbanización cuando existieron condiciones de marginación media o alta (Tabla XI). Un segundo mecanismo es provocado por ex urbanización que consiste en la migración de población urbana a regiones rurales en busca de una mejor calidad de vida (Nelson y Dueker, 1990; Cadieux y Hurley, 2011), que se aprecia en el incremento de urbanización en condiciones de privatización de las tierras, particularmente en regiones rurales cercanas a las ciudades (Tabla XI).

Algunos factores, como el porcentaje de privatización del territorio y las actividades agropecuarias como principal actividad económica de la población, ejercieron efectos significativos en todos los cambios de cobertura del suelo, pero con diferentes coeficientes. En su interacción con el resto de covariables fue posible determinar qué dinámica sería más probable (Tabla XI). El efecto de una variable sobre diferentes dinámicas de cambio de uso del suelo es una consideración importante en la detección de factores indirectos de la dinámica del paisaje, ya que a menudo su identificación se realiza de manera cualitativa y se enfoca a una sola dinámica, como por ejemplo deforestación o abandono agrícola (Ellis *et al.*, 2017; Grau y Aide, 2008; Lambin *et al.*, 2003; Richards *et al.*, 2014). Con base en el enfoque de análisis seguido en este trabajo, se sugiere que los estudios acerca de la dinámica del paisaje deben incluir la suma de trayectorias presentes en una región, y así poder tener una visión más clara de los efectos de factores subyacentes y sus interacciones, ya que analizar de manera aislada los cambios puede desencadenar conclusiones erróneas o incompletas de los fenómenos que ocurren en el paisaje (Ellis *et al.*, 2017).

8.2 La relación de las políticas públicas con la transformación del paisaje

A partir de 1993 es notable el fenómeno de desarrollo económico excluyente, enmarcado por el incremento en la participación de las familias en empleos asalariados y en el cual las políticas públicas favorecen las transferencias económicas por sobre proyectos integrales

de manejo de recursos y mejora de capacidades de la población (Rosenzweig, 2005). La certificación y titulación de ejidos en conjunto con la Reforma Agraria permitieron la privatización parcial o total de las tierras y con ello aumentó la oferta de terrenos para el crecimiento urbano y la instalación de industrias. Hasta abril de 2016, en Aguascalientes se habían convertido solamente 31,934 ha (12% de la superficie total ejidal) en el régimen de dominio pleno (propiedades privadas). Esto coincide con lo descrito por Barnes (2009), quien sugiere que las políticas de privatización de tierras ejidales no presentaron el éxodo campo-ciudad proyectado, debido a factores que se relacionan con la baja capacidad de organización y gobernanza de los ejidatarios. Esta carencia de organización no ha permitido que los ejidos realicen los mecanismos jurídicos formales para el cambio de régimen en la tenencia de la tierra (Murphy, 1994; Salazar, 2014), de manera que los contratos de venta y renta del suelo ocurren de manera informal entre propietarios. Así mismo, la pérdida de capital social (o ausencia de gobernanza) limita el acceso de algunas localidades rurales a los programas de subsidio que requieren de la inversión del campesinado o el trabajo comunitario para ser ejecutados (*i.e.* Programa de Empleo Temporal y subsidios de CONAZA).

La persistencia de las actividades agrícolas y ganaderas constituye una alternativa económica para robustecer los bajos salarios obtenidos en la industria que, de acuerdo a las entrevistas realizadas en este estudio, fue de \$4,300 MXN mensuales en promedio. Ciertamente, la seguridad social y un salario recibido de manera periódica mejora la calidad de vida de la población campesina. Pero no puede negarse que bajo este escenario de bajos salarios la población rural subsidia a la industria abaratando los costos de producción y brindando su patrimonio para el establecimiento de las mismas (Robson y Berkes, 2011). Este fenómeno podría ser considerado en estudios futuros que profundicen el conocimiento de las estrategias de medios de vida familiares en estas regiones rurales y que sin duda aportarían a generar políticas de combate a la pobreza.

En lo que concierne al manejo del paisaje, las modificaciones en los medios de vida disminuyeron el capital natural al promover paisajes más fragmentados y con menor calidad y cantidad de recursos forestales. No debe perderse de vista que el tiempo de regeneración de los recursos naturales es dependiente del conjunto de especies localizadas en una región y de procesos dependientes de la conectividad del paisaje (Bastian *et al.*, 2006). En este sentido, la conectividad del paisaje se ha mantenido en dos décadas y la mayor parte de la cobertura del suelo ha permanecido sin cambios, lo cual es un escenario optimista para la conservación de la biodiversidad. Este estudio no evaluó los cambios en la composición de especies en los rodales vegetales, pero considerando los patrones recurrentes en otras regiones de Aguascalientes (Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008; Siqueiros *et al.*, 2017) cabría esperar que los nuevos fragmentos de vegetación estén conformados por una menor riqueza de especies. Será fundamental abordar este tema en estudios futuros para comprender con mayor detalle y profundidad el efecto de las transformaciones sobre los procesos ecológicos y su evolución futura en la región.

Como se describió anteriormente, un mismo paisaje presentó más de una dinámica de cambio de cobertura del suelo, lo que se explica porque diferentes propietarios ejercieron un uso diferencial de sus terrenos. Se identificó que las políticas que favorecen la privatización del territorio incrementan las probabilidades de cambio de cobertura del suelo. En conjunto con las características socio-económicas como impulsoras de cambio y con la topografía como limitante, fueron los principales factores indirectos de la transformación del paisaje en los ejidos de Aguascalientes en el periodo de 1993 a 2013. Estos resultados son congruentes con estudios cualitativos en otras latitudes que han experimentado procesos de urbanización e industrialización rápidos (Hernández-Flores *et al.*, 2017; Kuang *et al.*, 2016) o con escalas de análisis mayores (municipal, nacional), que ponen en manifiesto el impacto de las políticas públicas en diferentes niveles de la organización del territorio (Ellis *et al.*, 2017). La presente investigación contribuye, por tanto, con información analizada de manera inédita que indica que la dinámica de los

paisajes se acelera tras la incorporación de cambios regionales rápidos que ocasionan medidas emergentes en los medios de vida de la población (Echeverría *et al.*, 2012; Hetch 2010; Lewis 2002).

8.3 Propuesta de políticas públicas para el manejo del paisaje

La historia de las políticas territoriales en México tiene un claro carácter sectorial. A pesar de la existencia de instrumentos para la coordinación y transversalidad entre los sectores, en la realidad cada secretaría de Estado ejerce sus programas y recursos de forma independiente, con la posible duplicidad de objetivos y proyectos (Bobadilla *et al.*, 2013; SAGARPA, 2010). Así mismo, es innegable la presión histórica de los sectores económicos en torno a los recursos naturales con programas que difícilmente se repetirán, como el Programa Agrícola Nacional de 1975 y la dotación de tierras de 1930 a 1992. En la etapa contemporánea, las políticas públicas han estado dominadas por menores inversiones del Estado para el desarrollo de los sectores económicos y la creciente privatización de los recursos naturales (Huerta, 2005). Se sugiere que una estrategia viable para conservar a los recursos naturales provendrá de la planeación adecuada del territorio que vincule la aplicación de subsidios a las bondades del mismo, así como de robustecer los mecanismos de regulación de cambio de uso del suelo.

Las transferencias económicas promedio reportadas en el periodo de estudio fueron de \$531 MXN por habitante por año, y su impacto significativo sobre los cambios de cobertura del suelo solamente ocurrió cuando se sumó más de un programa de beneficios económicos; esta cifra es similar a las inversiones de subsidios en especie que fueron de \$502 MXN por habitante por año en promedio y que de manera visible tuvieron impacto en los cambios de cobertura del suelo. Se sugiere que mediante la aplicación correcta de los subsidios en especie, las inversiones del gobierno pueden tener un mejor destino que las transferencias directas. Conocer las dinámicas recientes del paisaje permite encauzar de

mejor manera los recursos públicos (Berkes *et al.*, 1998; Brown, 2015). Por ejemplo, las regiones forestales que permanecen sin cambios aparentes o las regiones con recuperación recurrente en al menos dos décadas podrían ser una buena opción para aplicar políticas públicas de conservación de los recursos naturales. Por su parte, los programas de mejoramiento de los agostaderos podrían ser aplicados en las zonas agrícolas abandonadas en lugar de las regiones con vegetación silvestre, o bien asegurar que las especies que se integran a los ecosistemas mantengan la estructura original de las comunidades nativas y coadyuven con su recuperación. En el caso específico de Aguascalientes, los programas de reforestación deberían integrar programas de restauración de los pastizales naturales.

En México, como en otros países latinoamericanos, la mitigación de los impactos ambientales por el crecimiento de las ciudades se regula mediante mecanismos de compensación ambiental que parecen equilibrar los impactos ambientales, pero implican la posibilidad de ejercer la compensación en un lugar totalmente diferente a donde se realiza el proyecto (CONAFOR, 2014; SEMARNAT, 2014). Así mismo a partir de 2018 la deforestación de regiones contempladas en programas de desarrollo urbano para la instalación de viviendas o industria ya no requieren de autorización en materia de cambio de uso del suelo por parte de la SEMARNAT (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 2018). Con esta reforma la deforestación con fines de crecimiento urbano pasa a ser una atribución completa de los gobiernos estatales y municipales. Por tanto, la planeación de los programas de desarrollo urbano y ordenamiento territorial que están presentes en el modelo actual de desarrollo regional podrían ser una oportunidad de regular la estructura del paisaje manteniendo la conectividad de los ecosistemas (CEPAL, 2002; Gagné *et al.*, 2015). Se hace énfasis en que la existencia y aplicación de medidas de planeación del territorio debe ser de manera obligatoria y con un enfoque territorial local y participativo.

En el contexto del cambio climático y la globalización, la tendencia de otorgar valor económico a los recursos naturales (Costanza *et al.*, 2014) se ha considerado como un área de oportunidad para que las políticas ambientales en México se fortalezcan (Dirzo *et al.*, 2009). En el caso del área de estudio, la aparente estabilidad en la superficie forestal ha permitido la incorporación de programas de reforestación y la inclusión de áreas al pago por servicios ambientales hidrológicos en un periodo relativamente corto. A pesar de que las comunidades se muestran proactivas ante proyectos de reforestación en las áreas comunes, mantienen conflictos con el uso de las reservas de crecimiento, que se ubican en áreas cubiertas por vegetación y por tanto son consideradas forestales (SEMARNAT, 2003). En estos casos, las personas dan prioridad a la construcción o mejoramiento de sus hogares frente a la conservación de la vegetación y construyen sin realizar los trámites formales ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

En base al escenario futuro cercano basado en el Plan de Nación 2018-2024. Se subrayan al menos tres políticas que seguramente tendrán impactos en la cobertura del suelo de la región estudiada. La primera es la descentralización del gobierno federal, de cual ya existen precedentes en Aguascalientes con la llegada de INEGI en 1980. La llegada de INEGI duplicó la mancha urbana en un periodo de 10 años, el crecimiento en ese periodo se hizo basado en la planeación urbana que permitía el crecimiento de la ciudad capital (Salmerón, 1998). Los programas de desarrollo urbano y ordenamiento territorial estatales, hacen énfasis en la necesidad de desarrollar una ciudad alterna a la capital toda vez que la carencia de recursos naturales, particularmente el agua, hacen insostenible el crecimiento de tales magnitudes (SEGUOT, 2014). Con el desarrollo de otra ciudad media en un Estado pequeño, como Aguascalientes, cabría esperar que los procesos de transformación en las alternativas económicas de la población rural se agudicen y mantengan su trayectoria hacia la incorporación a los sectores secundario y terciario. Una segunda política con efectos sobre la cobertura del suelo reside en la incorporación de energías renovables. De 2013 a 2018, se han instalado en la región cuatro parques fotovoltaicos sobre terrenos planos (*obs.*

pers.), pertenecientes a tierras agrícolas en abandono, con lo que los procesos de recuperación de la vegetación descritos anteriormente se detuvieron. Con las políticas entrantes, se espera que este fenómeno de producción energética continúe transformando las zonas con pendientes planas de la región en espacios productores de energía. En términos de las políticas agropecuarias se establece la soberanía alimentaria, pero aún no existen propuestas puntuales respecto a ello. En esta región considerando que la población tiende hacia el mantenimiento de la ganadería, una alternativa de política agroalimentaria radicaría en mejorar la productividad de los agostaderos. Para ello será necesario contar con un proyecto integral de restauración de los pastizales que conjunte la capacitación de las familias campesinas para tender hacia un manejo holístico y sostenible de los mismos.

Los paisajes actuales son producto de la interacción sociedad humana con los ecosistemas (Antrop, 2006), y en este estudio se observa que la permanencia de actividades agropecuarias como principal actividad económica se relaciona con el mantenimiento de la funcionalidad y estructura tradicional de los paisajes rurales (Berkes *et al.*, 1998; Agnoletti, 2014). Por tanto, la resiliencia del paisaje y de la biodiversidad radicará en hacer robusta la relación campesino-territorio, para que las actividades tradicionales que coadyuvan a mantener los procesos naturales se mantengan y enriquezcan (Anderies *et al.*, 2004, Sayer *et al.*, 2013). Es necesaria la presencia de políticas de planeación territorial obligatorias, como las existentes para las zonas urbanas, que den prioridad a la mezcla de coberturas de suelo (Başnou *et al.*, 2013), que incluyan acciones de manejo específicas para cada localidad y cuya configuración espacial alterne áreas de uso intensivo y áreas de exclusión para el aprovechamiento (Law *et al.*, 2017). Por supuesto, la planeación del aprovechamiento del paisaje debe incluir la participación de la totalidad del conjunto de actores en la región (Barkin, 2006). Actualmente, el abanico de programas de política pública relacionados con el aprovechamiento del territorio es amplio y suficiente, pero su aplicación no se ha basado en los atributos del paisaje y ello ha contribuido a que no se cumpla con los objetivos para los que fueron diseñados.

11. CONCLUSIONES

La dinámica de los paisajes se aceleró tras la incorporación de cambios regionales rápidos, los cuales modificaron los medios de vida de la población y, por tanto, alteraron los patrones en el paisaje. La industrialización, acompañada por la privatización de tierras y la aplicación de subsidios, se relacionaron con la fragmentación del paisaje y la disminución de la calidad del hábitat en la región de estudio. Se sugiere tomar en cuenta el enfoque espacial para mejorar la aplicación de los programas de política pública federal, estatal y municipal. A su vez, debe robustecerse la relación campesino-territorio para mantener los procesos ecológicos y motivar el aprovechamiento sostenible del territorio. En este estudio los análisis no lineales y longitudinales de información permitieron establecer de manera cuantitativa la importancia de los factores socioeconómicos y de política pública que tuvieron efectos significativos sobre la dinámica de cambio en la cobertura del suelo y estructura del paisaje a escala de localidad. Así mismo, se utilizó información estadística censal y pública convirtiéndola a través de un análisis riguroso en una herramienta valiosa para los actores interesados en la planeación del uso del suelo y las dinámicas del paisaje. Esta propuesta de análisis puede duplicarse y ser aplicada a otros paisajes y escalas, con lo que se podrá comparar de manera objetiva el efecto de los mismos programas federales en otros contextos locales.

10. LITERATURA CITADA

Agnoletti M. 2014. Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a Southern European perspective. *Landsc. Urban. Plan.* 126:66-73.

Allen T., C. Arkolakis. 2014. Trade and Topography of the Spatial Economy. *Q. J. Econ.* 129(3):1085-1140.

Álvarez-Icaza P., C. Muñoz-Piña, G. Bocco, G. Caire, H. Cotler, A. Córdova, S. Cortina, C. Enríquez, F. Esquinca, M. Gutiérrez, A. Laborde, R. Landa, G. Negrete, X. Ramírez, F. Rosete, C. Toledo. 2008. Instrumentos territoriales y económicos que favorecen la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad. En: Sarukhán J. K. (Coord.). *Capital Natural de México vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. CONABIO. México, D.F. pp 229-258.

Anderies J. M., M. A. Janssen, E. Ostrom. 2004. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an Institutional perspective. *Ecol. Soc.* 9(1):18.

Anta-Fonseca S., J. Carabias, A. Díaz de León, C. Illsey, C. López, D. Robinson, E. Escamilla, F. Edouard, F. Ramírez, L. Merino, M. Chauvet, O. Ramírez, P. Álvarez, R. Obregón, S. Madrid, S. Purata, S. Ávil. 2008. Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas la biodiversidad. En: Sarukhán J. K. (Coord.) *Capital Natural de México vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. CONABIO. México, D.F. pp 87-153.

Antrop, M. 2006. Sustainable landscapes: contradiction, fiction or utopia. *Landsc. Urban. Plan.* 75:187-197.

Armenteras D., J. M. Espelta, N. Rodríguez, J. Retana. 2017. Deforestation dynamics in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980-2010). *Global Environ. Chang.* 46: 139-147.

Armesto J. J., D. Manushevich, A. Mora, C. Smith-Ramirez, R. Rozzi, A. M. Abarzúa, P. A. Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27:148-160.

Arroyo-Rodríguez V., F. P. L. Melo, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, R. L. Chazdon, J. A. Meave, N. Norden, B. A. Santos, I. R. Leal, M. Tabarelli. 2017. Multiple successional pathways, in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biol. Rev.* 92: 326-340.

Ballinger G. A. 2004. Using Generalized Estimating Equations for Longitudinal Data Analysis. *Organ. Res. Methods* 7 (2): 127-150.

- Balmford A., R. Green, B. Phalan. 2014. What conservationist need to know about farming. *Proc. R. Soc. B.* 279:2714-2724.
- Barkin D. 2006. Building a future for rural Mexico. *Lat. Am. Perspectives.* 147(33):132-140.
- Barnes G. 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in rural Mexico. *Land Use Policy* 26(2):393-400.
- Başnou C., E. Álvarez, G. Bagaria, M. Guardiola, R. Isern, P. Vicente, J. Pino. 2013. Spatial patterns of land use changes across a Mediterranean metropolitan landscape: Implications for biodiversity management. *Environ. Manage.* 52:971-980.
- Bastian O., R. Krönert, Z. Lipský. 2006. Landscape diagnosis on different space and time scales a challenge for landscape planning. *Landscape Ecol.* 21:359-374.
- Battebury S. 2001. Landscapes of biodiversity: A local political ecology of livelihood diversification in South-Western Niger. *Eucumene* 8(4):437-464.
- Bebbington A. J., S. P. J. Batterbury. 2001. Transnational livelihoods and landscapes: political ecologies of globalization. *Ecumene* 8(4):369-380.
- Berdegú J. A., A. J. Bebbington, J. Escobal. 2015. Conceptualizing spatial diversity in Latin American Rural Development: structures, institutions and coalitions. *World Dev.* 73: 1-10.
- Berkes F., C. Folke, J. Colding. 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press. E.U.A., Cambridge. 459p.
- Bobadilla M., M. I. Espejel-Carbajal, V. F. Lara, B. S. Álvarez, F. S. Ávila, A. J. L. Fermán. 2013. Esquema de evaluación para instrumentos de política ambiental. *Política y Cultura.* 40:99-122.
- Brançalion P. H. S., D. Schweizer, U. Gaudare, J. R. Mangueira, F. Lamonato, F. T. Farah, A. G. Nave, R. R. Rodrigues. 2016. Balancing economic cost and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. 48(6):856-867.
- Braña V. J., C. A. L. Martínez. 2005. El procede y su impacto en la toma de decisiones sobre los recursos de uso común. *Gaceta Ecológica.* 75:35-49.
- Bravo-Peña C. L., O. S. Doode, A. E. Castellanos, M. I. Espejel. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal. Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. *Reg. Soc.* 646: 3-35.

Bren d'Amour C., F. Reitsma, G. Baiocchi, S. Barthel, B. Güneralp, K. H. Erb, H. Haberl, F. Creuzing, K. C. Seto. 2017. Future urban land expansion and implications for global croplands. *PNAS* 114(34): 8939-8944.

Brown J. 2015. Bringing together nature and culture: Integrating a landscape approach in protected areas policy and practice. En: Gambino R., A. Peano (eds.). *Nature policies and landscape policies*. Springer. Inglaterra, Londres pp 33-44.

Brunson M. 2014. Unwanted no more: Land use, ecosystem services and opportunities for resilience in human-influenced shrublands. *Rangelands*. 36(2):5-11.

Bunge V. V. 2012. Los núcleos agrarios y su relación con la conservación de los recursos naturales. En: INE (ed.) Documento de trabajo de la Dirección General de Ordenamiento Ecológico y Conservación de Ecosistemas. Instituto Nacional de Ecología. Distrito Federal pp 1-13.

Butsic V., V. C. Radeloff, T. Kuemmerle, A. M. Pidgeon. 2012. Analytical Solutions to tradeoffs between size of protected areas and land-use intensity. *Conserv. Biol.* 26(5): 883-893.

Cadieux K. V., P. T. Hurley. 2011. Amenity migration, exurbia and emerging rural landscapes: Global natural amenity as place and process. *GeoJournal* 76(4):297-302.

Carrascal E., G. Pérez-Villegas. 1998. Ocupación territorial y degradación ambiental ocasionada por la expansión urbano-turística en Acapulco, Guerrero. *Inv. Geograf.* 37:111-116.

Carmona A. L., C. Nahuelhual, A. Echeverría, A. Báez. 2010. Linking farming system to landscape change: An empirical and spatially explicit study in southern Chile. *Agr. Ecosyst. Environ.* 130:40-50.

Carte, L., M. McWatters, E. Daley, R. Torres. 2010. Experiencing agriculture failure: internal migration, tourism and local perceptions of regional change in Yucatan. *Geoforum* 41:700-710.

Cayuela, L., D. J. Golicher, J. M. Rey-Benayas. 2006. The extend, distribution and fragmentation of vanishing montane Cloud Forest in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 38(4):544-554.

CEPAL. 2002. La sostenibilidad del desarrollo en América Latina y el Caribe: desafíos y oportunidades. PNUMA. CEPAL. Chile, Santiago de Chile. 241p.

Céspedes-Flores S. E., E. Moreno-Sánchez. 2010. Estimación del valor de pérdida de recurso forestal y su relación con la reforestación en las entidades federativas de México. *Investigación Ambiental*. 2: 5-13.

Challenger A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Conabio-Instituto de Biología UNAM-Agrupación Sierra Madre. México, D.F. 847p.

Chambers R., G. R. Conway. 1992. Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21 st century. Institute of Development Studies. Reino Unido, Brighton. 33p.

Chapa-Bezanilla D., J. Sosa-Ramírez, A. de Alba-Ávila. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14:37-51.

Chuvienco S.E. 2002. Teledetección ambiental. Ariel S.A. España, Madrid. 257p.

Clark M., T. M. Aide, G. Riner. 2012. Land change for all municipalities in Latin America and the Caribbean assessed from 250-m MODIS imagery (2001-2010). *Remote Sens. Environ.* 126:84-103.

Comisión Nacional de Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2006. Capital natural y bienestar social. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F. 71p.

Comisión Nacional de Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2008. Capital Natural de México. Vol. III. Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. CONABIO. México, D. F. 301p.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2009. Cubo de uso del agua por Entidad federativa. www.conagua.gob.mx/repda. 10 de febrero de 2014.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2014. Acuerdo mediante el cual se expiden los costos de referencia para reforestación o restauración y su mantenimiento para la compensación ambiental por cambio de uso del suelo en terrenos forestales y metodología para su estimación. *Diario Oficial de la Federación*. Tomo DCCXXX No. 27. 31 de julio de 2014.

Congreso de los Estados Unidos Mexicanos. 1971. Ley Federal de la Reforma Agraria. *Diario Oficial de la Federación*. Segunda sección. Tomo CCCV No. 41. 16 de abril de 1971.

Congreso de los Estados Unidos Mexicanos. 2018. Decreto por el que se abroga la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 25 de febrero de 2003, se expide la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable; y se

reforma el primer párrafo al artículo 105 y se adiciona un segundo párrafo al mismo artículo de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación. Tomo DCCLXXVII. No. 5. 5 de junio de 2018.

Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL). 2012. Informe de Pobreza en México el país los estados y sus municipios 2010. CONEVAL. México D.F. 168p.

Consejo Nacional de Población (CONAPO). 2012. Índice de marginación por localidad 2010. CONAPO. Primera Edición. México, D.F. 325p.

Contreras-Molotla F. 2016. Condiciones laborales de la mano de obra rural de México. *Ra Ximhai* 12(4):133-151.

Costanza R., R. Groot, P. Sutton, S. Ploeg, S. J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber, K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ. Chang.* 26: 152-158.

CSR, UFMG. 2015. Dinámica Ego 3.0.2. Universidad de Minas. Brasil.

Damschen E. I., N. M. Haddad, J. L. Orrock, J. J. Tewksbury, D. J. Levey. 2006. Corridors increase plant species richness at large scale. *Science* 313:1284-1286.

DeClerck F. A. J., R. Chazdon, K. D. Holl, J. C. Milder, B. Finegan, A. Martínez-Salinas, P. Imbach, L. Canet, Z. Ramos. 2010. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biol. Conserv.* 143: 2301-2313.

De Aranzabal I., M. F. Schmitz. P. Aguilera, F. D. Pineda. 2008. Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems: A case of study in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecol. Indic.* 8:672-685.

De Janvry A., E. Sadoulet. 2001. Income strategies among rural households in Mexico: The role of Off-farm activities. *World Dev.* 29 (3): 467-480.

De la Cerda L. M. 2008. Pastizal. En: Conabio, IMAE (Coords.) *La Biodiversidad en Aguascalientes Estudio de Estado*. CONABIO-IMAE-UAA. México, Aguascalientes pp 92-95.

Deininger K., H. Binswanger. 1999. The evolution of the World Bank's Land policy: Principles, experience, and future challenges. *World Bank Res. Obs.* 14(2):247-276.

Delgado-Macías J. L. 2003. Historia de la Sierra Fría. Tesina (Licenciado en Historia). Aguascalientes, México. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 98 p.

- Dirzo R., R. González-Montagut, I. J. March. 2009. Estado de conservación del capital natural de México: retos y perspectivas, En: Sarukhán J. K. (ed.). *El Capital Natural de México Vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio*. México, D.F. pp 805-809.
- Dirzo R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B Isaac, B. Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195):401-406.
- Duflot R., R. Georges, A. Ernoult, S. Aviron, F. Burel. 2014. Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. *Acta Oecol.* 56:19-26.
- Duranton, G., 2014. Growing through cities in developing countries. *World Bank Res. Obs.* 30:39-73.
- Díaz-Núñez V., J. Sosa-Ramírez, D.R. Pérez-Salicrú. 2016. Vegetation patch dynamics and tree diversity in a conifer and oak forest in central Mexico. *Bot. Sci.* 94(2):229-240.
- Díaz I. G., L. Nahuelhual, C. Echeverría, S. Marín. 2011. Drivers of land abandonment in Southern Chile and Implications for landscape planning. *Landsc. Urban Plan.* 99:207-217.
- Echeverría C., A. Newton, L. Nahuelhual, D. Coomes, J. M. Rey-Benayas. 2012. How landscape change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Appl. Geogr.* 32:822-831.
- Ellis E. C. 2013. Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes. *Curr. Opin. Env. Sust.* 5:368-372.
- Ellis E. C., J. O. Kaplan, D. Q. Fuller, S. Vavrus, K. K. Klein, P. H. Verbug. 2013. Used planet: A global history. *PNAS* 110(20):7978-7985.
- Ellis E. C. 2015. Ecology in an anthropogenic biosphere. *Ecol. Monogr.* 85 (3): 287-331.
- Ellis E. A., J. A. Romero-Montero, I. U. Hernández-Gómez, L. Porter-Bolland, P. W. Ellis. 2017. Private property and Menonites are major drivers of forest cover loss in Central Yucatan peninsula, Mexico. *Land Use Policy.* 69: 474-484
- ESRI. 2012. ArcGis for desktop 10.3. Esri Inc. E.U.A.
- Escobal J., A. Favareto, F. Aguirre, C. Ponce. 2015. Linkage to Dynamic Markets and Rural Territorial Development in Latin America. *World Dev.* 73:44-55.
- Estrada-Carmona N., A. K. Hart, A. A. J. DeClerck, C. A. Harvey, J. C. Milder. 2014. Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: An assessment of experience from Latin America and Caribbean. *Landscape Urban Plann.* 129:1-11.

- Farina A. 2000. The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience* 50(4):313-320.
- Fialkowski M., A. Bitner. 2008. Universal rules for fragmentation of land by humans. *Landscape Ecol.* 23:1013-1022.
- Filosi M., R. Visitainer, D. Albanese, S. Riccadonna, G. Jurman, C. Furlanello. 2016. Package "minerva". Maximal Information Based Nonparametric Exploration R Package for Variable Analysis. 1.4.5. <https://cran.r-project.org/web/packages/minerva/index.html>
- Flores F. J. L., R. I. Yeaton. 2000. La importancia de la competencia en la organización de las comunidades vegetales en el Altiplano mexicano. *Interciencia* 25(8): 365-371.
- Folke C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environ. Chang.* 16:253-267.
- Forman R. T. T., M. Godron. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *BioScience* 31(10):733-740.
- Foster D., F. Swanson, J. Aber, A. Burke, N. Brokaw, D. Tilman, A. Knapp. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* 53:77-88.
- Freeman O. E., A. A. Duguma, P. A. Minang. 2015. Operationalizing the integrated landscape approach in practice. *Ecology and Society* 20(1):24 <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07175-200124>
- Gagné S., F. Eigenbrod, D. Bert, G. Cunnington, L. Olson, A. Smith, L. Fahrig. 2015. A Simple landscape design framework for biodiversity conservation. *Landscape Urban Plan.* 136: 13-27.
- Gámez-Viruzés S., D. J. Perovic, M. M. Gossner, C. Börschig, N. Blüthgen, H. de Jong, N. K. Simons, A. M. Klein, J. Krauss, G. Maier, C. Scheber, J. Stecker, C. Rothenwöhrer, I. Steffen-Dewenter, C. N. Weiner, W. Weisser, M. Warner, T. Tschardtke, C. Wetphal. 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nat. Commun.* 6:8568 doi:10.1038/ncomms9568
- García-Ayllón S. 2016. Rapid development as factor of imbalance in urban growth of cities in Latin America: A perspective based on territorial indicators. *Habitat Int.* 58: 127-142.
- García-Barrios L., Y. M. Galván-Miyoshi, I. A. Valdivieso-Pérez, O. R. Maserá, G. Bocco, J. Vandermeer. 2009. Neotropical Forest Conservation, Agricultural intensification, and rural out-migration: The Mexican experience. *BioScience* 59(10):863-873.

- García-Moctezuma F. 2010. La Planeación del Desarrollo Regional en México (1900-2006). *Inv. Geogr.* 71: 102-121.
- García-Orozco J. A., J. G. Gutiérrez Cedillo, J. I. Pérez, P. M. A. Balderas. 2011. Cambio de uso del suelo en una microcuenca del altiplano mexicano. *Papeles de Geografía* 53:125-135.
- Geist H. J., E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52 (2): 143-150.
- Gergel S. E., M. G. Turner. 2017. *Learning landscape ecology. A practical guide to concepts and techniques.* Springer. Segunda edición. E.U.A., NY. 349p.
- Gibbs H. K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, J. A. Foley. 2010. Tropical forest were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *PNAS* 107(38): 16732-16737.
- Gómez-Serrano J. J. 2012. *Haciendas y Ranchos de Aguascalientes.* UAA-Fomento Cultural. Segunda edición. México, Aguascalientes. 305p.
- Guevara S. 2004. Un desafío para el desarrollo sostenido mexicano. *Quórum* 10: 44-57.
- Guevara-Escobar A., E. González-Sosa, H. Suzan-Azpiri, G. Malda-Barrera, L. Hernández-Sandoval, Y. Pantoja-Hernández, D. Olvera-Valero. 2008. Distribución Potencial de algunas leguminosas en el altiplano central de México. *Agrociencia.* 42(6): 703-716.
- Gollnow F., T. Lakes. 2014. Policy change, land use and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001-2012. *Appl. Geogr.* 55:203-2011.
- Grau H. R., T. M. Aide. 2008. Globalization and land use transitions in Latin America. *Ecol. Soc.* 13(2): 16 [online] <https://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/>
- Graesser J., T. M. Aide, H. R. Grau, N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environ. Res. Lett.* Doi: 10.1088/1748-9326/10/3/034017
- He F., P. Legendre. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Ecology* 83(5):1185-1198.
- Hernández J. H., M. A. D. Martínez. 2009. Efectos del cambio de precios de garantía a PROCAMPO en precios al productor sin incluir importaciones. *Rev. Fitotec. Mex.* 32(2): 153-159.
- Hernández-Daumás S. 2005. Frontera Sur de México. Cinco formas de interacción entre sociedad y ambiente. *El Colegio de la Frontera Sur.* México. Chiapas 119p.

Hernández-Flores M. L., E. M. Otazo-Sánchez, M. Galeana-Pizaña, E. I. Roldán-Cruz, R. Razo-Zárate, C. A. González-Ramírez, E. Galindo-Castillo, A. J. Gordillo-Martínez. 2017. Urban driving forces and megacity expansion threats. Study case in the Mexico City periphery. *Habitat Int.* 64: 109-122.

Hernández-Oria J. G. 2007. Desaparición del bosque seco en El Bajío mexicano: Implicaciones del ensamblaje de especies y grupos funcionales en la dinámica de una vegetación amenazada. *Zonas Áridas.* 11: 31.

Hetch S. 2010. The new rurality: Globalization, peasants and the paradoxes of landscapes. *Land Use Policy* 27:161-169.

Hildenbrand S. A. 1999. La política territorial y el desarrollo regional en España y Europa: una visión comparada en vísperas del siglo XXI. *Ciudad y Territorio* 122:785-807.

Huerta M. M. G. 2005. El neoliberalismo y la conformación del Estado subsidiario. *Política y Cultura* 24:121-150.

Houet T., P. H. Verbug, T. R Loveland. 2010. Monitoring and modelling landscape dynamics. *Landscape Ecol.* 25:163-167.

IBM Corp. 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, version 23. IBM, Armonk N.Y.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1985. Sistema de Cuentas Nacionales de México. Estructura económica del Estado de Aguascalientes. INEGI. México, Aguascalientes. 64 p.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2008. Conjunto de datos vectoriales escala 1:250,000, para el Estado de Aguascalientes. INEGI. Aguascalientes.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2009. Censos económicos 2009. Tabulados por entidad a nivel municipal. www.inegi.org.mx/sistemas/saic. 17 de febrero de 2015.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2011. Serie V de vegetación y uso del suelo. www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/usuariosuelo. 12 de marzo de 2015.

Instituto Nacional de Transparencia y Acceso a la Información y Protección de Datos Personales (INAI). 2015. Plataforma Nacional de Transparencia. Respuesta a las solicitudes con números: 2009000000115, 1610100007015, 1616100001015, 0001600008715, 0000800007915, 1511100001415, 1510500000215, 0002000005715. <https://www.infomex.org.mx/gobierno/federal/home.action>. 04 de mayo de 2018.

Infante-Ramírez K. D., A. M. Arce-Ibarra, E. Bello-Salazar. 2014. Valoración no monetaria de unidades de paisaje en la zona maya de Quintana Roo, México. *Econ. Soc. Terr.* XIV(45): 309-357.

Integrgraph. 2013. Erdas Imagine 2014. Integrgraph Corporation. E.U.A.

Iverson J. N. 1995. Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecol.* 10(4):229-237.

Jackson S. T., R. J. Hobbs. 2009. Ecological Restoration in the light of ecological history. *Science* 325: 567-568.

Key C. 2008. Reflections on Latin American Rural Studies in the Neoliberal Globalization Period: A New Rurality? *Dev. Change* 39(6):915-943.

Kuang W., J. Liu, J. Dong, W. Chi, C. Zhang. 2016. The rapid massive urban and industrial land expansions in China between 1990 and 2010: A CLUD-Based analysis of their trajectories, patterns and drivers. *Landscape Urban Plan.* 145: 23-33.

Lambin E. F., P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization and the looming land scarcity. *PNAS* 108(9): 3465-3472

Lambin E. F., H. J. Geist, E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28:205-241.

Law E. A., B. A. Bryan, E. Meijard, T. Mallawaranchchi, M. J. Struebig, M.E. Watts, K. A. Wilson. 2017. Mixed policies give more options in multifunctional tropical forest landscapes. *J. Appl. Ecol.* 54:51-60.

Lewis J. 2002. Agrarian change and privatization of ejido land in northern Mexico. *J. Agrar. Change.* 2(3):401-419.

Liang K., S. L. Zeger. 1986. Longitudinal data analysis using generalized linear models. *Biometrika* 73: 13-22.

Lipsitz S. R., N. M. Laird, D. P. Harrington. 1991. Generalized Estimating Equations for Correlated Binary Data: Using the Odds Ratio as a Measure of Association. *Biometrika* 78: 153-160

Liverman D. M., S. Vilas. 2006. Neoliberalism and the Environment in Latin America. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 31:327-363.

López-Barrera F., R. H. Manson, R. Landgrave. 2014. Identifying deforestation attractors and patterns of fragmentation for seasonally dry tropical forest in central Veracruz, Mexico. *Land Use Policy* 41: 274-283.

López-Flores N. 2013. Bases socio-espaciales en el crecimiento de la ciudad de Aguascalientes: Procesos de apropiación y segmentación del espacio urbano. Tesis (Doctor en urbanismo) Valladolid, España. Universidad de Valladolid 413 p.

Madrid L., J. M. Nuñez, G. Quiroz, Y. Rodríguez. 2009. La propiedad social forestal en México. *Investigación Ambiental* 1(2): 179-196.

Mastrangelo M. E., F. Weyland, S. H. Villarino, M. P. Barral, L. Nahuelhual, P. Laterra. 2014. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecol.* 29:345-358.

Matteucci S. D., M. Totino, P. Arístide. 2016. Ecological and social consequences of the Forest Transition Theory as applied to the Argentina Great Chaco. *Land Use Policy* 51:8-17.

Minnich R., J. Sosa-Ramírez, E. Franco-Vizcaíno, J. Barry, D. M. E. Siqueiros. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia* 12: 23-29.

McCann E., K. Ward. 2010. Relationality/territoriality: toward a conceptualization of cities in the world. *Geoforum* 41(2):175-184.

McGarigal K. 2015. Fragstats 4. 2. Oregon State University-produced program. University of Massachusetts.
https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html. 02 de mayo de 2018.

Modrego F., J. A. Berdegú. 2015. A large scale mapping of territorial development dynamics in Latin America. *World dev.* 73: 11-31.

Monkkonen P. 2008. Using online satellite imagery as research tool: mapping changing patterns of urbanization in Mexico. *J. Plan. Educ. Res.* 28: 225-236.

Montiel-González I., S. Martínez-Santiago, A. Lopez-Santos, G. García Herrera. 2017. Impacto del cambio climático en la agricultura de secano de Aguascalientes, México para un futuro cercano (2015-2039). *Revista Chapingo, Serie Zonas Áridas* 16 (1): 1-13.

Moreno-Unda A. A. 2011. Efectos ambientales del Programa Nacional de Desmontes, México 1972-1982. Tesis (Maestría en Ciencias Ambientales). México, San Luis Potosí. Universidad Autónoma de San Luis Potosí- Cologne University of Applied Sciences 119 p.

Murillo M. V. 2011. Political Bias in Policy Convergence: Privatization Choices in Latin America. *World Polit.* 54(4): 462-493.

Murphy A. D. 1994. To title or not to title: Article 27 and Mexico's Urban Ejidos. *Urban Anthropol.* 23 (2-3): 209-232.

Nieto-Samaniego A. F., S. A. Alaniz-Álvarez, C. A. Camprubí. 2005. La Mesa Central de México: estratigrafía, estructura y evolución tectónica cenozoica. *Bol. Soc. Geol. Mex.* LVII(3): 285-318.

Nelson A. C., K. J. Dueker. 1990. The exurbanization of America and its planning policy implications. *J. Plan. Educ. Res.* 9(2):91-100.

Nepstad D., D. McGrath, C. Stickler, A. Alencar, A. Azevedo, B. Swettw, T. Bezerra, M. DiGiano, J. Shimada, R.S da Motta, E. Armijo, L. Castello, P. Brando, M. C. Hansen, M. McGrath-Horn, O. Carvalho, L. Hess. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344(6188):1118-1123.

Nikodemus O., S. Bell, I. Grine, I. Liepins. 2005. The impact economic, social and political factors in the landscape structure of the Vidzeme Uplands in Latvia. *Landsc. Urban. Plan.* 70:57-67.

Opdam P., S. Luque, J. Nassauer, P. H. Verbug. 2018. How can landscape ecology contribute to sustainability science? *Landscape Ecol.* 33:1-7.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study change processes. Italia, Roma. 152p.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2009. La FAO en México. Más de 60 años de cooperación. Italia, Roma. 370p.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelo y la creación de leyendas de mapas de suelos. Actualización 2015. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Italia, Roma. 218p.

Parra V. M. R., I. J. Liscovsky, P. P. Ramos-Pérez, B. H. O. Herrera, H. S. M. Huerta, V. V. I. Sánchez. 2011. Manual de diagnóstico participativo para la planeación comunitaria. ECOSUR, REDISA. Chiapas, San Cristóbal de las Casas. 155 p.

Prentice R. L. 1988. Correlated binary regression with covariates specific each binary observation. *Biometrics.* 44:1033-1048.

Prishepov A. V., V. C. Radeloff, M. Baumann, T. Kuemmerle, D. Muller. 2012. Effects of institutional changes on land use: agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe. *Environ. Res. Lett.* 7:1-13.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>

Ramos-Pérez P. P., V. M. R. Parra, S. Hernández-Daumás S., B. H. O. Herrera. T. J. Nahed. 2009. Estrategias de vida, sistemas agrícolas en innovación en el municipio de Oxchuc, Chiapas. *Rev. Geogr. Agric.* 42:83-106.

Registro Agrario Nacional (RAN). 2014. Sistema General de Consulta del Archivo General Agrario. www.ran.gob.mx/sicoagac. 16 de marzo de 2015.

Reshef D. N., Y. A. Reshef, H. K. Finucane, S. R. Grossman, G. McVean, P. J. Turnbaugh, E. S. Lander, M. Mitzenmacher, P. Sabeti. 2011. Detecting Novel Associations in large data sets. *Science*. 334:1518-1524.

Rey-Benayas J. M., A. Martins, J. M. Nicolau, J. J. Schulz. 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2(57):1-14

Reynolds J. F., S. D. M. Stafford, E. F. Lambin, B. L. Turner, R. Mortimore, S. P. Battebury, T. E. Downing, H. Dowlatabadi, R. J. Fernández, J. E. Herrick, E. Huber-Sannwald, H. Jiang, R. Leemans, T. Lynam, F. T. Maestre, M. Ayarza. B. Walker. 2007. Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science* 316:847-851.

Ribeiro-Palacios M., E. Huber-Sannwald, L. García-Barrios, P. F. Peña, H. J. Carrera, M. M. G. Galindo. 2013. Landscape diversity in a rural territory: Emerging land use mosaics coupled to livelihood diversification. *Land Use Policy* 30:814-824.

Richards P. D., R. T. Walker, E. Y. Arima. 2014. Spatially complex land change: The indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Glob. Environ. Change*. 1(29):1-9.

Rissman A. R., S. Gillon. 2017. Where are ecology and biodiversity in social-ecological systems research? A review of research methods and applied recommendations. *Conserv. Lett.* 10(1):86-93.

Robson J. P., F. Berkes. 2011. Exploring some of the myths of land use change: Can rural to urban migration drive decline in biodiversity? *Global Environ. Chang.* 21:844-854.

Rodríguez-Ávalos J. A. 2014. Análisis espacial de la vegetación de Aguascalientes: Distribución geográfica y descripción de las comunidades vegetales de Aguascalientes. Tesis (Doctorado en Ciencias Biológicas). Aguascalientes, México. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 396p.

Romo-Vázquez A. 2012. Evaluación funcional de la estructura económica espacial, en la ciudad de Aguascalientes. Tesis (Doctor en Urbanismo). Distrito Federal, México. Universidad Nacional Autónoma de México. 213 p.

Rosas-Baños M. 2013. Nueva ruralidad desde dos visiones de progreso rural y sustentabilidad: Economía Ambiental y Economía Ecológica. *Polis* 12(34):225-241.

Rosenzweig A. 2005. El debate sobre el sector agropecuario mexicano en el tratado de libre comercio de América del Norte. CEPAL- SERIE Estudios perspectivas. No. 30. México, D. F. 88p.

Salmerón C. F. 1998. Intermediarios del progreso: Política y crecimiento económico en Aguascalientes. Gobierno del Estado de Aguascalientes. México, Aguascalientes. 313p.

Schmitz M. F., I. De Aranzabal, P. Aguilera, A. Rescia, F. D. Pineda. 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure. Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecol. Model.* 168:343-356.

Schmitz C., H. P. van Meijl, G. C. Kyle, S. Nelson, A. Fujimori, P. Gergel, E. Havlik, D. M. Heyhoe, A. d'Croze, R. Popp, A. Sands, D. Tabeau, M. van der Mensbrugge, M. von Lampe, E. Wise, T. Blanc, A. Hasegawa, H. Kavallari, H. Valin. 2014. Land-use change trajectories up 2050: insights from a global agro-economic model comparison. *Agri. Econ.* 45:69-84.

Schwartzman S., A. Alencar, H. Zarin, A. P. S. Santos. 2010. Social movements and large scale tropical forest protection on the amazon frontier: Conservation from Chaos. *J. Environ. Dev.* 19(3):274-299.

Scholes R. J. 2017. Taking the Mumbo Out the Jumbo: Progress towards a robust basis for ecological scaling. *Ecosystems* 20:4-13.

Schölkopf B. S. Mika, C. J. C. Burges, P. Knirsch, K. R. Müller, G. Rätsch, A. J. Smola. 1999. Input space versus Feature space in Kernel-Based Methods. *IEEE Trans. Neural Netw. Learn.Syst.* 10(5): 1000-1016.

Salazar C. 2014. Reconfiguración territorial y mercados de tierra rurales. El puño invisible de la privatización. *Territorios* 30: 69-90.

Sayer J., T. Sunderland, J. Ghazoul, J. L. Pfund, D. Sheil, E. Meijaard, M. Venter, A. K. Boedhihartono, M. Day, C. Garcia, C. V. Oosten, L. E. Buck. 2013. Ten principles for a

landscape approach to reconciling agricultura, conservation, and other competing land uses. PNAS 110(21):8349-8356.

Seto K. C., B. Güneralp, L. R. Hutya. 2012. Global forecast of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbón pools. PNAS 109 (40): 16083-16088.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2010. Análisis de los Instrumentos de política agropecuaria, rural y pesquera en México. SAGARPA, FAO. México, D.F. 105 p.

Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano (SEDATU). 2012. La superficie de ejidos y comunidades de México, más grande que algunos países. Boletín de prensa 053. 22 de abril de 2012. www.sedatu.gob.mx/sraweb/noticias/noticias-2012/abril-2012/12166. 20 de marzo de 2015.

Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL). 2011. La Expansión de las Ciudades 1980-2010. Secretaría de Desarrollo Social. México, D.F. 195p.

Secretaría de Gestión Urbanística y Ordenamiento Territorial. (SEGUOT). 2014. Programa Estatal de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Estado de Aguascalientes 2013-2035. Periódico Oficial del Estado de Aguascalientes. 22 de septiembre de 2014. México, Aguascalientes. 220p.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2003. Decreto por el que se expide la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable y se reforma la Ley General del Equilibrio ecológico y la Protección del Ambiente y la Ley Orgánica de la Administración pública Federal y la Ley de Premios, Estímulos y Recompensas Civiles. Diario Oficial de la Federación. Tomo DXCII. No. 16. 25 de febrero de 2003.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2014. Acuerdo por el que se emiten las reglas de operación del Programa Nacional Forestal 2015. Diario Oficial de la Federación Tomo DCCXXXV No. 23. 28 de diciembre de 2014.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2015. Inventario Estatal Forestal y de Suelos Aguascalientes 2014. SEMARNAT, CONAFOR. México D.F. 141p.

Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. 1979. Plan Nacional de Desarrollo Industrial. Diario Oficial de la Federación. Tomo CCCLIV (12):7-35. México 17 de mayo de 1979.

Secretaría de la Reforma Agraria. 1992a. Ley Agraria. Diario Oficial de la Federación. Tomo CDLXI (18) 26 de febrero de 1992.

Secretaría de la Reforma Agraria. 1992b. Normas técnicas para la delimitación de tierras al interior del ejido. Diario Oficial de la Federación. Tomo CDLXVIII (18). 25 de septiembre de 1992.

Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2016. Anuario estadístico de la producción agrícola. http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/icultivo/index.jsp

Sistema de Información y Pesquera (SIAP). 2017. Infografía agroalimentaria. 2017. SIAP, SAGARPA. México, D. F. 52p.

Siqueiros D. M. E. 2008. Amenazas al bosque. En: Conabio, IMAE (coords.) La Biodiversidad en Aguascalientes Estudio de Estado. CONABIO-IMAE-UAA. México, Aguascalientes. 283-284.

Siqueiros D. M. E., J. A. Rodríguez-Ávalos, J. Martínez-Ramírez, J. C. Sierra-Muñoz. 2016. Situación actual de la vegetación del estado de Aguascalientes, México. *Bot. Sci.* 94(3): 455-470.

Siqueiros, D. M. E., A. J. Rodríguez, R. J. Martínez, J. C. Sierra-Muñoz, R. G. García. 2017. Vegetación del estado de Aguascalientes. CONABIO, UAA. México, Aguascalientes. 369p.

Speelman E. N., J. C. J. Groot, L. E. García-Barrios, K. Kok, H. van Keulen, P. Tittonell. 2014. From coping to adaptation to economic and institutional change trajectories of change in land-use management and social organization in a Biosphere Reserve community, Mexico. *Land Use Policy* 41:31-44.

Statpoint. 2007. Statgraphics 15.2.05. Statpoint technologies Inc. Washington, D.C.

Stone D. 2004. Transfer agents and global networks in the “transnationalization” of policy. *J. Eur. Public Policy* 11(3): 545-566.

Stürck J., P. H. Verburg. 2017. Multifunctionality at what scale? A landscape multifunctional assessment for the European Union under conditions of land use change. *Landscape Ecol.* 32:481-500.

Terán T. A. 2008. El campo mexicano en un agujero negro. Historia crítica y soluciones. Universidad Autónoma Chapingo-INAH. México, D.F. 226p.

Turner M. G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20:171-197.

Turner M. G., R. H. Gardner. 2015. Landscape ecology in theory and practice. Springer. Second edition. Estados Unidos de Norte América, Nueva York. 499p.

Trejo I., R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol.Conserv.* 94: 133-142.

USGS. 2015. Earth Explorer. <http://earthexplorer.usgs.gov>. 05 de agosto de 2015.

Willson M. C., X. Y. Chen, R. T. Corlett, R. K. Didham, P. Ding, R. D. Holt, M. Holyoak, G. Huang, A. C. Huges, L. Jiang, W. F. Laurance, J. Liu, S. L. Primm, S. K., Robinson, S. E. Russo, X. Si, D. S. Wilcove, J. Wu, M. Yu. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key finding and future challenges. *Landscape Ecol.* 31:219-227.

World Bank. 1975. Land Reform. Sector Policy Paper. World Bank. USA, Washington DC 73 p.

Wolkovich E. M., D. A. Lipson, A. V. K. Ross, D. T. Bolger. 2009. Grass invasion causes rapid increases in Ecosystem carbon and nitrogen storage in semiarid shrubland. *Glob. Change Biol.* 16(4):1351-1365.

Wu J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecol.* 28:999-1023.

Yanoff S., E. Muldavin. 2008. Grassland-shrubland transformation and grazing: A century-scale view of a northern Chihuahuan Desert grassland. *J. Arid Environ.* 72 (9):1594-1605.

Yetman D. 2000. Ejidos, land sales and free trade in Northwestern Mexico: Will Globalization Affect the commons? *Am. Stud. Int.* 41: 211-234.

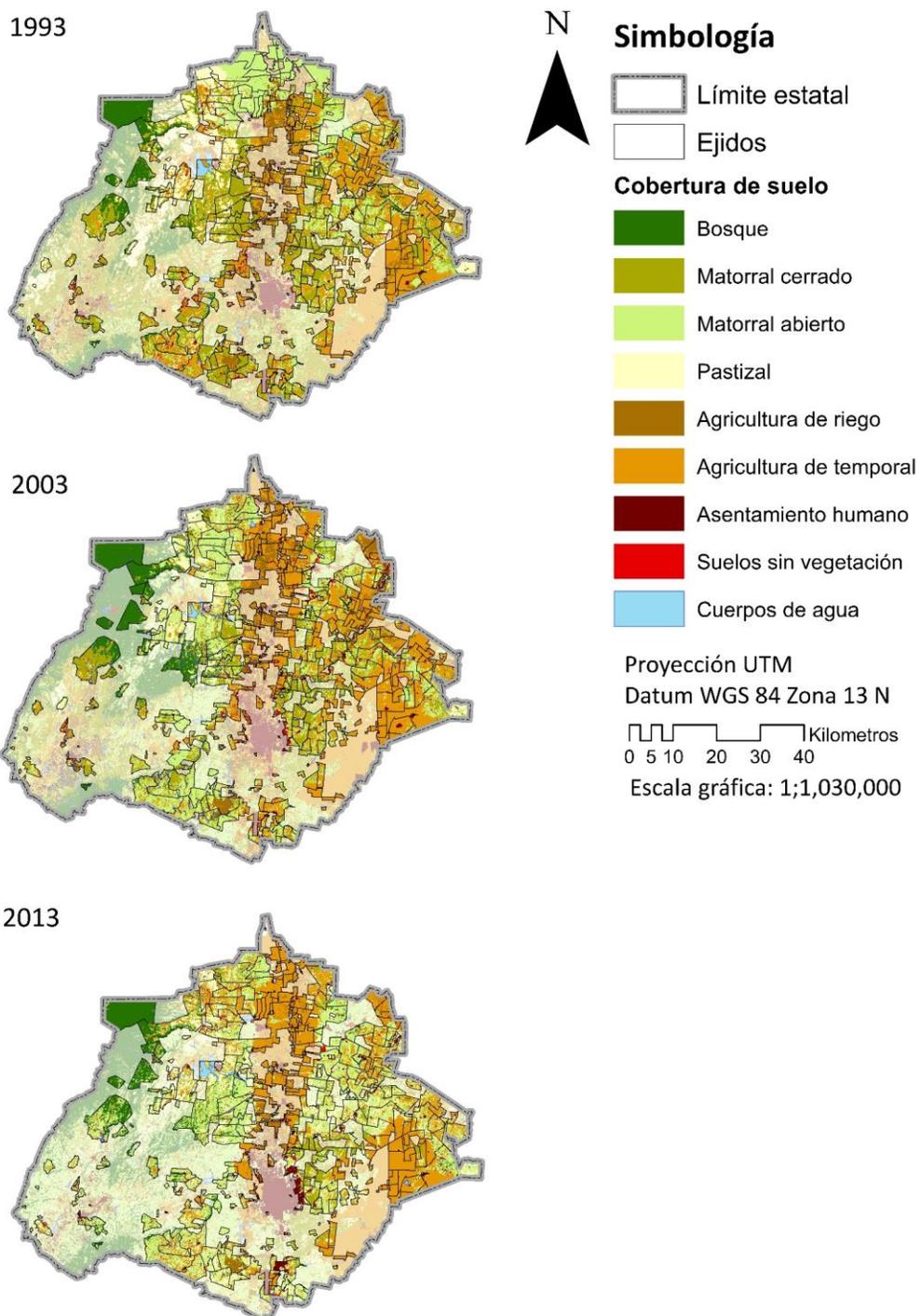
Young O. R., F. Berkhout, G. C. Gallopin, M. A. Janssen, E. Ostrom, S. V. Leeuw. 2006. The globalization of socio-ecological systems: An agenda for scientific research. *Global Environ. Chang.* 16:304-316.

Zahawi R. A., J. L. Reid, K. D. Holl. 2014. Hidden cost of passive restoration. *Restor. Ecol.* 22(3):284-287.

Zorn C. J. W. 2001. Generalized Estimating equation models for correlated data: A review with applications. *Am. J. Political Sci.* 45 (2): 470-490.

11. ANEXOS

ANEXO A. Mapas de cobertura del suelo en Estado de Aguascalientes y los ejidos durante 1993,2003 y 2013.



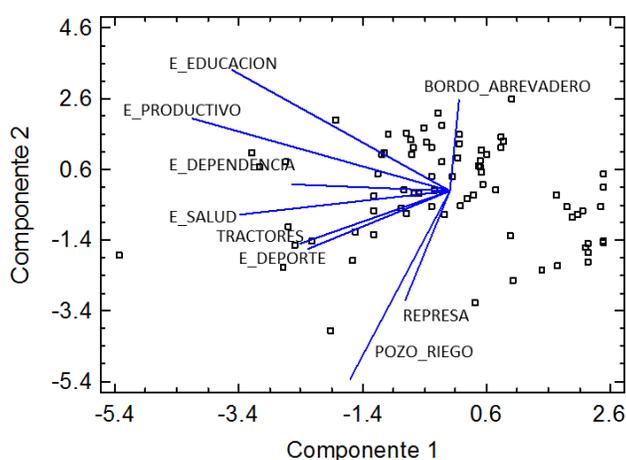
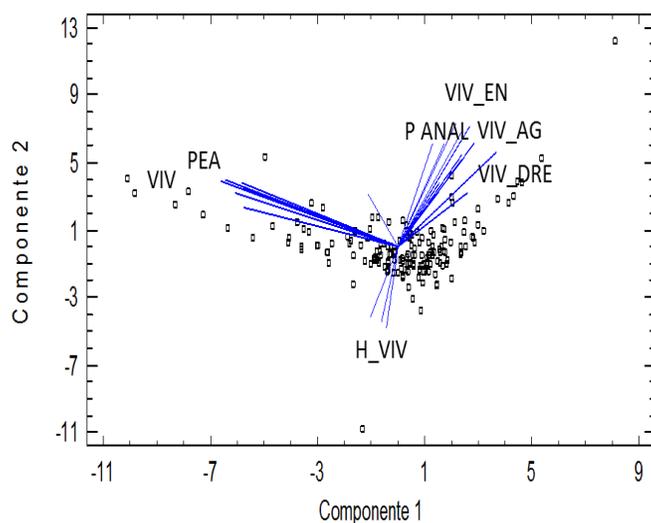
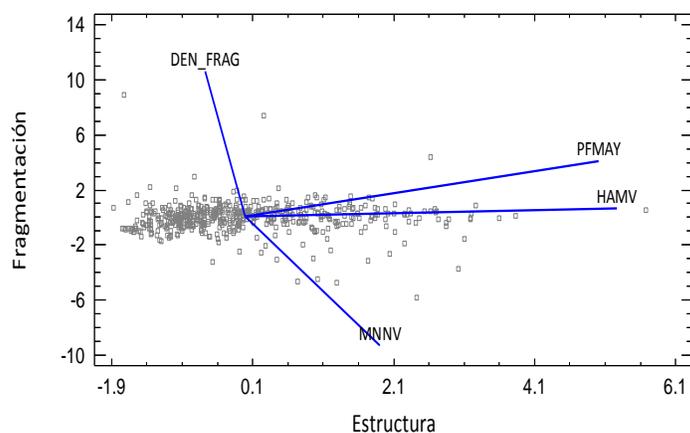
ANEXO B. Variables consideradas para el análisis después de la revisión exhaustiva de la literatura y la obtención de datos del Sistema Nacional de Transparencia, con información inherente a su retiro del análisis o tratamiento.

Variable	Notas	
Dependientes		
1 Tasa de cambio de la vegetación	Las variables sólo fueron utilizadas para describir los cambios en el paisaje ya que eran redundantes con las variables de dinámica.	
2 Tasa de cambio agrícola		
3 Tasa de urbanización		
4 Superficie sin cambios (%)		
5 Superficie en recuperación (%)		
6 Superficie en degradación (%)		
7 Superficie con abandono agrícola (%)		
8 Superficie con urbanización (%)		
9 Densidad de Fragmentos (fragmentos/ha)		Las variables se sintetizaron con análisis de componentes principales
10 Distancia media entre fragmentos (m)		
11 Superficie promedio de los fragmentos (ha)		
12 Índice del fragmento de mayor tamaño (%)		
Independientes		
Capital natural		
1 Superficie del ejido (ha)	Variable con correlación <0.2	
2 Altitud promedio (m)		
3 Variación en la altitud (m)		
4 Pendiente promedio del terreno (%)		
5 Variación de la pendiente del terreno (%)		
6 Composición del paisaje (agrícola o forestal)		
Capital humano		
7 Número de habitantes	Variable con correlación <0.2	
8 Población económicamente activa		
9 Edad promedio de la población	Las variables se sintetizaron con análisis de componentes principales como "Grado de marginación"	

Variable	Notas
10 Grado de escolaridad de la población	Sin disponibilidad de información en el horizonte temporal
11 Densidad de población (hab/ha)	
12 Población analfabeta	Las variables se sintetizaron con análisis de componentes principales como "Grado de marginación"
Capital social	
13 Número de ejidatarios	
14 Número de reuniones por año de la asamblea ejidal	Variable con correlación <0.2
15 Presencia de reglamento interno	Variable con correlación <0.2
16 Disponibilidad de suelo (ha/habitante)	
17 Dominio pleno (%)	
Capital físico	
18 Número de habitantes por vivienda (hab/vivienda)	Las variables se sintetizaron con análisis de componentes principales como "Grado de marginación"
19 Número de viviendas	
20 Viviendas sin servicios (%)	
21 Pozos de riego	Variables sintetizadas por componentes principales como: Infraestructura y servicios
22 Densidad de bordos de abrevadero	
23 Número de tractores	
24 Presencia de equipamiento (escolar, salud, religioso)	
25 Equipamiento comunitario (Bodegas, salones de usos múltiples, etc.)	
26 Distancia a centro urbano (km)	
Capital económico	
27 Grado de ingresos de la población	Sin disponibilidad de información en el horizonte temporal
28 Sector de ocupación de la población	
29 Número de cabezas de bovinos semi-estabulados	
30 Número de cabezas de bovinos estabulados	
31 Número de cabezas de ovinos	
32 Unidades de producción de aves	Variable con correlación <0.2
Subsidios económicos	

Variable	Notas	
33 Monto de ingresos por PROCAMPO (MXN)		
34 Programa de apoyo a adultos mayores	Las variables al representar ingresos económicos provenientes de SEDESOL se sumaron y renombraron como apoyos sociales	
35 Programa Oportunidades		
36 Programa de empleo temporal SEDESOL		
37 Apoyo para inicio de negocios		
38 Apoyo a Madres de familia		
39 Programa de atención a grupos prioritarios		
40 Programa para el desarrollo de artesanías		
41 Apoyo para la producción		
42 PROGAN		Sin disponibilidad de información en el horizonte temporal
43 Programa de Empleo temporal SEMARNAT		
44 Pago por servicios ambientales Subsidios en especie		
45 Superficie reforestada (CONAFOR)		
46 Proyectos técnicos forestales	Los componentes de estos programas se dividieron en dos: Obras hidráulicas y programas de recambio productivo, de acuerdo al concepto específico del apoyo.	
47 Proyectos de conservación sustentable de suelo y agua (CONAZA)		
48 Proyectos estratégicos de desarrollo de las zonas áridas		
49 Pequeñas obras hidráulicas		
50 Número de concesiones de agua subterránea y superficial	Variable con correlación <0.2	
51 Volumen concesionado de agua subterránea y superficial	Variable con correlación <0.2	
52 Programas anuales de obra pública	Sin representatividad en las zonas de estudio	
53 Localización dentro de Unidad de manejo ambiental	Variable con correlación <0.2	
54 Localización dentro de Área Natural Protegida	Variable con correlación <0.2	

ANEXO C. Bigráficos de componentes principales para la síntesis de variables autocorrelacionadas



A. Los primeros dos componentes explican el 61.737 % de variación de los datos. DEN_FRAG, Densidad de fragmentos (fragmentos/100ha); HAMV, Superficie promedio de los fragmentos forestales (ha); PFMAY, proporción del paisaje ocupada por el fragmento de mayor tamaño (%); MNNV, distancia promedio entre fragmentos (m).

B. Los dos componentes explican el 47% de la variación de los datos. El componente 1. Fue denominado como **marginación**. VIV, Número de viviendas; PEA, población económicamente activa; H_VIV, habitante por vivienda; VIV_DRE, porcentaje de viviendas sin drenaje; VIV_AG, porcentaje de viviendas sin agua entubada; VIV_EN, porcentaje de viviendas sin energía eléctrica; P_ANAL, población analfabeta.

C. Los dos componentes explican el 43.9 % de la variación de los datos organizados de acuerdo al capital físico, definido como el Equipamiento urbano o productivo del ejido (E).