



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
POSGRADO EN GEOGRAFÍA  
FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS  
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL

**ESCENARIOS DE DEFORESTACIÓN (2004-2018) EN LA  
RESERVA DE LA BIOSFERA SIERRA DE MANANTLÁN Y  
SU IMPACTO EN LAS ÁREAS POTENCIALES DE  
DISTRIBUCIÓN DE DOS ESPECIES DE FELINOS**

**T E S I S**  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
DOCTOR GEOGRAFÍA

**PRESENTA**  
MICHELLE FARFÁN GUTIÉRREZ

**DIRECTOR DE TESIS**  
DR. JEAN-FRANCOIS MAS CAUSSEL  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA  
AMBIENTAL

MÉXICO, D.F., ENERO DE 2015



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

*A la luz más clara que me guía en las noches más oscuras, Julian*

*A la siempre memoria de Rafa (El conejo)*

## Agradecimientos

Toda historia tiene un comienzo y la de esta tesis de doctorado comenzó en el Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental como estudiante de maestría y luego de doctorado. El CIGA a lo largo de todos estos años me brindó un espacio de estudio y reflexión donde tuve la gran fortuna de ser estudiante del Dr. Jean François Mas, tutor principal de este trabajo, a quien quiero darle mi más profundo agradecimiento por su apoyo, enseñanza y sobre todo, por su tiempo de formación para concretar el presente trabajo de investigación. También a lo largo de su desarrollo me acompañaron la Dra. Tania Escalante y el Dr. Claudio Garibay como parte de mi comité sinodal, aportando críticas relevantes para el fortalecimiento de los escenarios de deforestación.

Por otra parte, quiero agradecer la contribución a la presente tesis de la Dra. Pita Verweij durante mi estancia en la Universidad de Utrecht y del Dr. Britaldo Soares de la Universidad Federal de Minas Gerais. Quienes aportaron sustancialmente con su experiencia en la modelación espacial para el desarrollo de los capítulos 5 y 6 de la presente tesis. También quiero agradecer a los revisores del presente manuscrito, al Dr. Diego Pérez quien me ha orientado académicamente desde la maestría y al Dr. Víctor Arroyo por su disposición y observaciones relevantes al trabajo.

A lo largo de mi formación en el CIGA tuve la fortuna de contar con el apoyo y amistad de Isabel Ramírez, Azucena Pérez Vega, Gabi Cuevas, Mike McCall, Pedro Urquijo, y Adrián Ghilardi quienes me alentaron siempre durante el proceso de elaboración de esta tesis. Otro apoyo importante vino de mis compañeros José Luis Caballero, Jaime Paneque, Ivan Franch y Andrew Boni quienes estuvieron en momentos importantes del proceso doctoral.

Fuera del CIGA, tuve la fortuna de contar con la amistad de Leticia Santos de Lima, Susana Dacosta e Ivette Jiménez quienes fueron solidarias amigas y me brindaron su apoyo en los momentos más difíciles de mi investigación y en los más alegres logros. También quiero agradecerle a Gerardo Rodríguez por darme ánimos en la recta final de la presente tesis. Gracias por estar presentes.

La vida no se entiende sin la Familia, y quiero agradecer a mi Madre por todo su apoyo, ejemplo, amor y comprensión a lo largo de mi doctorado y más aún en su final. Gracias mamá por tanto y por todo. También quiero darte las gracias Julian por ser el hijo más comprensivo y amoroso. Me diste aliento siempre para concluir los mapas con tu hermosa sonrisa y tus ojos con gran curiosidad sobre mi trabajo. A mi papá Tirso quiero agradecerle por su gran ejemplo como profesionalista y por creer en mi investigación doctoral en torno a la deforestación. A mi tía Moni por ser solidaria a mi carrera como estudiante de posgrado y a mi hermano Mario por estar pendiente del bienestar familiar. Y bueno, una virtud de la Familia es que siempre crece, gracias Gabi, Lily y Martín por ser parte de ella a través del IAI, que nos enlazó de manera hermana.

Gracias a todos porque todo lo sabemos entre todos.

Finalmente quiero agradecer al CONACYT por la beca de doctorado otorgada para realizar mi formación como Doctora en Geografía y al proyecto PAPIIT 113511.

## RESUMEN

En las últimas décadas las actividades antrópicas han impactado de forma drástica el medio ambiente a diversas escalas, con una alarmante tasa de recurrencia e intensidad. Estos cambios han inducido procesos como la deforestación, la fragmentación del hábitat, la pérdida de biodiversidad y el cambio climático global. Es probable que los cambios ambientales ocasionados por el cambio de cobertura/uso del suelo (CCUS) sean superiores a los generados por el cambio climático en un corto plazo. Dada la relevancia de la situación ambiental, se ha desarrollado un enfoque de investigación, la Ciencia de los Sistemas de la Tierra, que prioriza el monitoreo, análisis y modelación de las dinámicas de cambio de cobertura/uso del suelo y la deforestación. No obstante, actualmente es prioritario saber el impacto de la deforestación no sólo a nivel de las coberturas forestales sino también de las especies, uno de los componentes esenciales de la biodiversidad. Por tanto, el presente trabajo surge como una respuesta a cómo el proceso de la deforestación podría impactar a las especies a partir de la reducción de las áreas más aptas para su distribución. El objetivo principal fue inferir el impacto de tres escenarios de deforestación (2004-2018) en las áreas potenciales de distribución de dos especies de felinos (*Panthera onca* y *Pumaconcolor*). Para ello, la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) es relevante como área de estudio desde una perspectiva social y ambiental, ya que presenta la confluencia de diversos procesos; entre estos están la explotación maderera por compañías privadas en los años 40's, conflictos sociales en torno a los recursos forestales, el decreto como Reserva de la Biosfera en marzo de 1987, la tenencia de la tierra con un histórico rezago agrario en la dotación de ejidos, así como las actividades de la mina extractiva de hierro a cielo abierto Peña Colorada (1940). Con base en estos antecedentes, se construyeron tres escenarios espaciales: (1) el tendencial, que asume que las tasas de deforestación continuarán sin cambio; (2) el conservador, que reduce las tasas de deforestación en la zona de amortiguamiento; y (3) el minero, que presenta la apertura de nuevas minas en la zona de amortiguamiento de la RBMM. Cada escenario fue proyectado al año 2018 e integró variables biofísicas y socioeconómicas interpoladas bajo diferentes métodos a nivel de localidad. Para su desarrollo se siguieron tres etapas. En la primera se integró el monitoreo del patrón de deforestación (2004-2008) y la intensidad del cambio en el tiempo. Se encontró que durante el periodo del 2000 al 2004, la tasa de deforestación de las selvas caducifolias fue de -1% anual en comparación con los bosques templados de -0.3 % anual. En el segundo periodo, la intensidad del cambio disminuyó sólo para los bosques templados y para las selvas caducifolias se mantuvo -1% anual. Como segunda etapa, se evaluó la capacidad explicativa de las variables antrópicas en relación con el patrón de deforestación para el periodo de calibración de los escenarios 2000-2004. Para ello se empleó el método de la regresión geográfica ponderada. Los resultados muestran una relación importante de las variables distancia a caminos, densidad poblacional y pendiente, para los desmontes ocurridos en la zona de amortiguamiento de la RBSM. Como tercera etapa, los escenarios de deforestación consideraron dichas variables como conductores de cambio de las coberturas forestales hacia los usos de suelo. Su ponderación fue evaluada a través de los pesos de evidencia. Para la simulación de los cambios al 2018, se usó la lógica de los autómatas celulares y los mapas de probabilidad de deforestación en combinación con la matriz de probabilidad markoviana para la simulación de un paisaje al 2018. Los escenarios mostraron diversas problemáticas socio-ambientales relevantes para la RBSM: 1) la deforestación de las

selvas caducifolias y la intensificación de las prácticas ganaderas en las zona de amortiguamiento, 2) un aumento poblacional en la zona de influencia con el consecuente desarrollo de infraestructura y 3) un panorama minero que impacta la cobertura de las selvas en la zona de influencia de la RBSM. En este contexto de perturbación de las coberturas forestales, se definió el índice difuso de aptitud de áreas remanentes considerando variables antrópicas que limitan las áreas de distribución potencial de los felinos, utilizando lógica difusa de pertenencia. Se encontró que la RBSM ofrece para ambos felinos áreas fragmentadas poco aptas debido al impacto antrópico. Las áreas remanentes se encuentran por debajo de la extensión reportada por los especialistas para mantener poblaciones viables en el tiempo. El desarrollo de infraestructura vial y la mina de hierro a cielo abierto son factores de perturbación que amenazan de manera importante el hábitat de los felinos. La información espacial generada es estratégica para la actualización del plan de manejo de la RBSM así como para la planificación del territorio con miras de un corredor biológico que priorice la conservación de los grandes felinos.

## Contenido

<b>RESUMEN</b> .....	<b>iv</b>
<b>Capítulo 1. Introducción</b> .....	<b>3</b>
1.1 Definición del problema de investigación.....	3
1.2 Objetivo general .....	4
1.3 Estructura general de la tesis .....	5
1.4 Bibliografía .....	5
<b>Capítulo 2. Modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo: definición y escenarios</b> .....	<b>8</b>
2.1 Introducción.....	8
2.2 Definición de la modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo desde un enfoque geográfico. ....	10
2.3 Qué puede ser modelado: las variables y su contexto. ....	12
2.4 Enfoques de modelación y características.....	16
2.5 Modelación de escenarios de cambio de cobertura/uso de suelo y sus aplicaciones.....	21
2.6 ¿Qué esperar en un futuro de la modelación prospectiva CCUS? .....	25
2.7 Conclusiones .....	26
2.8 Bibliografía .....	28
<b>Capítulo 3. Monitoreo de la intensidad del cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México</b> .....	<b>38</b>
3.1 Introducción.....	38
3.2 Descripción del área de estudio .....	39
3.2.1 Localización geográfica y zonificación.....	39
3.2.2 Relieve y tipos de vegetación.....	40
3.2.3 Tenencia de la tierra, usos del suelo y crecimiento poblacional.....	41
3.3 Materiales.....	43
3.4 Métodos .....	43
3.4.1 Actualización de los tipos de vegetación y uso de suelo.....	43

3.4.2 Estimación espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo .....	45
3.4.3 Estimación de la intensidad del cambio.....	47
3.4.4 Estimación de la deforestación .....	51
3.5 Resultados.....	51
3.5.1 Evaluación espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo .....	51
3.5.2 Ganancias, pérdidas e intercambios entre coberturas .....	55
3.5.3 Análisis de intensidad de cambio .....	57
3.6 Discusión.....	61
3.6.1 Intensidad de la dinámica de cambio y deforestación .....	61
3.6.2 Potenciales promotores de deforestación.....	63
3.7 Conclusión.....	66
3.8 Bibliografía .....	67
Anexo.....	71
<b>Capítulo 4. Análisis del patrón de deforestación (2000-2004) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, utilizando modelos de Regresión Geográfica Ponderada (RGP). .....</b>	<b>76</b>
4.1 Introducción.....	76
4.2 Localización geográfica del área de estudio .....	77
4.3 Materiales .....	78
4.4 Métodos .....	78
4.4.1 Variable dependiente: estimación espacial de la tasa de deforestación para la RBSM.....	78
4.4.2 Variables explicativas: interpolación de datos socioeconómicos.....	79
4.4.3 Análisis de correlación entre variables a nivel global y local. ....	80
4.4.4 Análisis de regresión geográfica ponderada. ....	80
4.5 Resultados.....	83
4.5.1 Variable dependiente: tasa y patrón de deforestación (2000-2004).....	83
4.5.1 Correlación global y local.....	83
4.5.2 Regresión Geográfica Ponderada (RGP).....	85
4.6 Discusión.....	90
4.7 Conclusión.....	93
4.8 Bibliografía .....	94
<b>Capítulo 5. Escenarios de deforestación (2000-2018) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México .....</b>	<b>101</b>

5.1	Introducción.....	101
5.2	Descripción del área de estudio .....	103
5.2.1	Aspectos socioeconómicos y demográficos de la RBSM.....	104
5.2.2	Descripción general del yacimiento de hierro y su explotación a cielo abierto.....	105
5.2.3	Tipos de Vegetación y usos del suelo de la RBSM; <b>Error! Marcador no definido.</b>	
5.3	Materiales.....	109
5.3.1	Cartografía de vegetación y uso de suelo.....	109
5.3.2	Sistema de información geográfica y variables espaciales.....	111
5.3.3	Plataforma de Modelación .....	112
5.4	Métodos .....	112
5.4.1	Selección de variables independientes no correlacionadas .....	112
5.4.2	Interpolación de indicadores socioeconómicos y selección del mejor método .	112
5.4.3	Supuestos de los escenarios de deforestación.....	114
5.4.4	Estructura general del modelo de deforestación .....	116
5.5	Resultados.....	123
5.5.1	Escenario tendencial: transiciones y probabilidades de deforestación .....	123
5.5.2	Análisis de correlación y pesos de evidencia.....	126
5.5.3	Probabilidades de deforestación (2000-2004).....	128
5.5.4	Evaluación del modelo de deforestación.....	133
5.5.5	Escenarios y tendencias de deforestación (2018) para la RBSM .....	136
5.6	Discusión.....	139
5.7	Conclusión.....	143
5.8	Bibliografía .....	145
	Anexos.....	148
<b>Capítulo 6. Índice difuso de aptitud de áreas de distribución potencial (2000-2018) para dos felinos en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México.....</b>		
6.1	Introducción.....	157
6.2	Área de estudio .....	159
6.3	Material .....	161
6.3.1	Selección de felinos y registros de ocurrencia.....	161
6.3.2	Insumos ambientales.....	162
6.4	Métodos .....	162
6.4.1	Modelación del Nicho Ecológico con MAXENT.....	162
6.4.2	Umbrales de corte y evaluación del modelo .....	163

6.4.3	Monitoreo del proceso de deforestación y simulación de escenario al 2018.....	164
6.4.4	Escenario tendencial de deforestación al 2018.....	167
6.4.5	Índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para dos felinos..	168
6.4.6	Estimación del índice difuso de aptitud para dos felinos: combinación de funciones difusas.....	170
6. 5	Resultados.....	172
6.5.1	Distribuciones potenciales para el Jaguar y el Puma y su evaluación.....	172
6.5.2	Monitoreo y estimación del proceso de deforestación y simulación al 2018.....	175
6.5.3	Índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para dos felinos .....	176
6.6	Discusión.....	178
6.7	Conclusión.....	181
6.7	Bibliografía .....	182

# CAPÍTULO 1

## Introducción



*La ciencia y el amor se parecen, ambos son la suma de errores que conducen a la verdad.*

*E. Calixto.*

**Contenido**

Capítulo 1. Introducción ..... 3

    1.1 Definición del problema de investigación ..... 3

    1.2 Objetivo general ..... 4

    1.3 Estructura general de la tesis ..... 4

    1.4 Bibliografía..... 5

# Capítulo 1. Introducción

---

## 1.1 Definición del problema de investigación

En las últimas décadas las actividades humanas han impactado de forma drástica el medio ambiente a nivel mundial, con una alarmante tasa de recurrencia e intensidad (Ezcurra, 2002; Lambin, et al., 2001). Estos cambios han inducido procesos como la deforestación, la fragmentación del hábitat de las especies, la pérdida de biodiversidad y el cambio climático global (Nabuurs, et al., 2007). Se estima que actualmente, existen alrededor de 16 mil especies consideradas en peligro de extinción, principalmente debido a la transformación de los bosques (IUCN, 2006). En particular, en México se ha estimado una tasa anual de deforestación superior al 1% (FAO, 2001).

A una escala global, es muy probable que los cambios ambientales causados por el proceso de cambio de cobertura/uso del suelo (CCUS) sean superiores a los generados por el cambio climático en un corto plazo (Slaymaker, 2001; Rosenzweig, et al., 2008). Dada la relevancia de la situación ambiental, se han priorizado las investigaciones bajo un enfoque de monitoreo, análisis y modelación espacial de las dinámicas de cambio de cobertura/uso del suelo (CCUS) y deforestación en los países tropicales para conocer sus causas (Kaimowitz & Angelsen, 1998; Agarwal, et al., 2002).

No obstante, no sólo es prioritario estimar el proceso de deforestación a nivel de las coberturas forestales sino también su impacto a nivel de las especies, uno de los componentes esenciales de la biodiversidad (Sánchez-Cordero, et al., 2005). Por tanto, el presente trabajo analiza cómo el proceso de la deforestación impacta en la distribución potencial de dos felinos grandes (*Panthera onca* y *Puma concolor*) en un área protegida, la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM). Para ello, la presente investigación consideró dos enfoques de modelación. El primero, la modelación de la dinámica de deforestación y su proyección en el tiempo (2018), el segundo, la modelación del nicho ecológico para conocer las áreas de distribución potencial de los felinos.

Finalmente, el territorio donde se localiza la RBSM es relevante como área de estudio ya que presenta la confluencia de diversos procesos socio-ambientales entre los que destacan la explotación maderera por compañías privadas en los años 40s, conflictos sociales en torno a los

recursos forestales, el decreto como Reserva de la Biosfera en marzo de 1987 y las actividades extractivas de la mina de hierro a cielo abierto, Peña Colorada, en la zona de influencia.

## **1.2 Objetivo general**

Desarrollar escenarios espaciales de deforestación (2000-2018) bajo diferentes supuestos socio-ambientales estimando su impacto sobre las áreas potenciales de distribución de dos felinos (*Puma concolor* y *Panthera onca*) considerando el estado de antropización del paisaje.

## **1.3 Estructura general de la tesis**

La investigación de la presente tesis se enmarca dentro de dos enfoques de modelación, el primero la modelación del paisaje, en particular del proceso de deforestación (capítulos del 2 al 5) y el segundo la modelación del nicho ecológico (capítulo 6).

A continuación se describe brevemente el contenido. El capítulo 2, define de manera conceptual la modelación espacial explícita de la dinámica de cambio de coberturas desde la geografía, así como la utilidad de dicho enfoque para la generación de escenarios prospectivos de cambio de cobertura/uso de suelo (CCUS). En el tercer capítulo, se presentan estadísticas del monitorio de la deforestación y de su intensidad en el tiempo (2000-2008) en la RBSM. En el cuarto capítulo, se muestran los resultados obtenidos mediante el modelo de la regresión geográfica ponderada, para explicar el patrón de deforestación observado en el periodo 2000-2004, integrando factores tanto biofísicos como socioeconómicos. El capítulo 5 muestra tres escenarios de deforestación: el tendencial, el conservador y el minero. Finalmente, el sexto capítulo presenta un índice difuso de áreas remanentes de distribución para dos especies de felinos (*Panthera onca* y *Puma concolor*) derivadas de la modelación del nicho ecológico.

## 1.4 Bibliografía

Agarwal, C. y otros, 2002. *A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time and Human Choice. General Technical Report NE-297*, Newtown Square, PA:: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station.

Ezcurra, E., 2002. La biodiversidad a diez años de Río. En: E. E. I. P. a. P. R. E. Leff, ed. *La transición hacia el desarrollo sustentable, perspectivas de América Latina y el Caribe*. México DF: Instituto Nacional de Ecología, pp. 327-42.

FAO , 2001. (*Organization for Food and Agriculture for the United States*). *Global resources assessment. Forestry paper 140*. [En línea]  
Available at: <http://www.fao.org/forestry/fro/fra/index.jsp>

IUCN, 2006. *El estado de las plantas y animales se deteriora progresivamente, lo revela la Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas de 2006*. [En línea]  
Available at: [http://www.iucn.org/places/orma/noticias/nota\\_02052006\\_01.doc](http://www.iucn.org/places/orma/noticias/nota_02052006_01.doc).

Kaimowitz, D. & Angelsen, A., 1998. *Economic Models of Tropical Deforestation: A Review*.. Jakarta, Indonesia: Centre for International Forestry Research.

Lambin, E. y otros, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, Issue 11, pp. 261-69.

Nabuurs, G. J., Masera, O., Andrasko, K. & et al., 2007. Forestry.. En: D. O. B. P. D. R. M. L. Metz B, ed. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

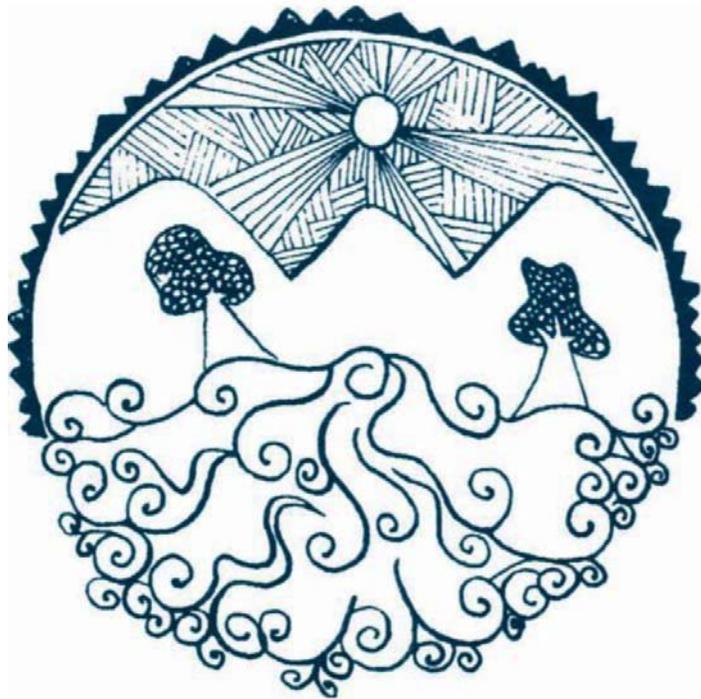
Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M. & et al., 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change.. *Nature*, 15(453), pp. 353-357.

Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguía, M. & Sarkar, S., 2005. PLACE PRIORITIZATION FOR BIODIVERSITY REPRESENTATION SPECIES' ECOLOGICAL NICHE MODELING. *Biodiversity Informatics*, Issue 2, pp. 11-23.

Slymaker, O., 2001. Why so much concern about climate change and so little attention to land use change.. *The Canadian Geographer*, Issue 45, p. 71-78.

## CAPÍTULO 2

### Modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo: definición y escenarios



## Contenido

<b>Capítulo 2. Modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo: definición y escenarios. ....</b>	<b>8</b>
2.1 Introducción.....	8
2.2 Definición de la modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo desde un enfoque geográfico.....	10
2.3 Qué puede ser modelado: las variables y su contexto.....	12
2.4 Enfoques de modelación y características.....	16
2.5 Modelación de escenarios de cambio de cobertura/uso de suelo y sus aplicaciones .....	21
2.6 ¿Qué esperar en un futuro de la modelación prospectiva CCUS?.....	25
2.7 Conclusiones.....	26
2.8 Bibliografía .....	27

### Índice de figuras

Figura 1. Número creciente de artículos publicados en revistas indexadas con el tema de cambio de cobertura y uso de suelo en los últimos treinta años. La figura proviene de Mueller et al. (2014). ....	9
Figura 2. Interrogantes básicas para orientar la modelación de los sistemas ambientales (Adaptado de Paegelow y Camacho 2008). ....	11
Figura 3. Diagrama de flujo cerrado entre los usos del suelo y las coberturas. Es posible ver que las actividades humanas representadas como un sistema social impulsan los usos de suelo. Adaptado de Ojima et al. (1994). ....	13
Figura 4. Clasificación de los factores que promueven la deforestación tropical. Se observa un grupo definido como causas próximas y otro como subyacentes de acuerdo con Geist y Lambin 2001, Geist et al. 2006. ....	14
Figura 5. Dos enfoques posibles para abordar la modelación de los procesos de CCUS. ....	17
Figura 6. Diagrama de flujo del enfoque de modelación basado en patrones de acuerdo con Mas y Flamenco (2011). ....	19
Figura 7. Clasificación de las plataformas de simulación CCUS en función de la integración del conocimiento experto. ....	20
Figura 8. Representación esquemática de la simulación de paisajes CCUS a través de escenarios (Adaptada de Verburg y Veldkamp 2001). ....	22
Figura 9. Marco conceptual general de las etapas que integran el desarrollo de escenarios de simulación del paisaje (Adaptada Houet et al. 2006). ....	23

# Capítulo 2. Modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo: definición y escenarios.

---

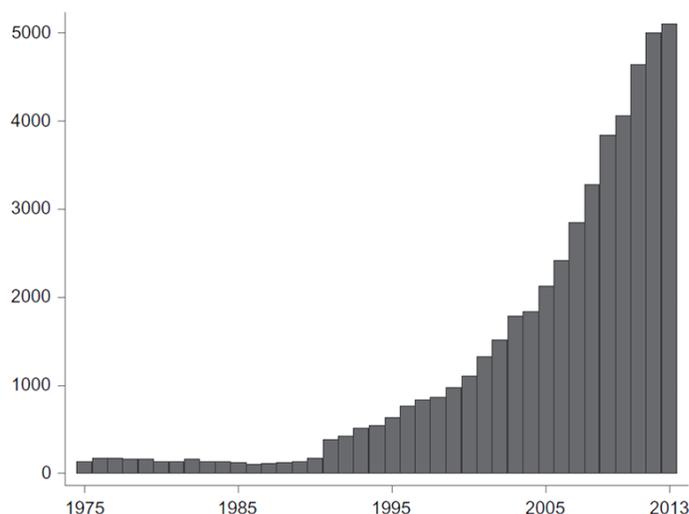
## 2.1 Introducción

En las últimas dos décadas, los estudios sobre la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo (CCUS) han surgido de observar cómo y de qué forma los procesos antrópicos a nivel local y regional de la superficie terrestre impactan de manera global en el ambiente. Se define la dinámica CCUS, como el conjunto de actividades humanas que impactan las características de la superficie de la Tierra a través de diversos sistemas de aprovechamiento de los recursos naturales (Manson, 2006). Se ha estimado que durante el período 1980-2000, más de la mitad de los terrenos agrícolas que se desarrollaron en los trópicos fueron a expensas de bosques intactos y sólo un 28% de bosques perturbados (Gibbs, et al., 2010). Dentro de las consecuencias ambientales de la dinámica CCUS, se encuentran la emisión de aproximadamente una cuarta parte del dióxido de carbono a la atmósfera, la degradación de los suelos (Trimble & Crosson, 2000), la desertificación (Steffen, et al., 2004), la extinción de especies (Sala, et al., 2000) así como la pérdida de sistemas biológicos importantes para satisfacer las necesidades humanas (Arnold, 2000; Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Por tanto, monitorear, comprender y modelar los procesos de CCUS resulta de gran relevancia en temas como la deforestación de los bosques tropicales, el desarrollo de la agricultura y la conservación de la biodiversidad.

Como un antecedente importante en el estudio de la dinámica de CCUS está el Programa Internacional Geosfera-Biosfera (IGBP) y la Dimensión Humana Internacional (IHDP) (IGBP Report 35–IHDP Report 7 (1995); IGBP Report 48–IHDP Report 10 (1999), el cual ha promovido la investigación enfocada en la estimación del cambio de cobertura y uso del suelo, de la comprensión de sus causas y del desarrollo de modelos espaciales prospectivos. El conocimiento desarrollado en este campo ha conformado lo que se conoce como la “Ciencia del cambio de la tierra” (Lambin & Geist, 2006; Turner, 2002; Gutman, et al., 2004) o también Ciencia de los sistemas de la tierra (Reenberg, 2009; Verburg, et al., 2013). Esta se define como el estudio de los cambios de la tierra a nivel de la interface entre los sistemas sociales y ambientales y sus implicaciones para el ambiente a escala global. A su vez, este campo de

conocimiento emergente se sitúa como un componente importante para la ciencia de la sustentabilidad.

Dada la magnitud e intensidad de las diversas dinámicas de CCUS en el tiempo y en el espacio, un aspecto importante ha sido el desarrollo y actualización de los métodos empleados para su modelación bajo el reto de integrar su complejidad desde un enfoque espacial (Turner, et al., 1995). Esta tendencia creciente por generar nuevas plataformas de modelación y enfoques de monitoreo, ha generado una gran cantidad de información en el campo de los procesos y modelos CCUS (**figura 1**).



**Figura 1. Número creciente de artículos publicados en revistas indexadas con el tema de cambio de cobertura y uso de suelo en los últimos treinta años. La figura fue de adaptada de de Müeller y Munroe (2014).**

En la **figura 1** se muestra un creciente aumento en el número de artículos publicados en torno al cambio de cobertura/uso de suelo en el periodo que va de 1975 al 2013. Se puede observar que en el año 2013 se publicaron más de 5 mil artículos. Esta estimación se basó en la revisión de Aspinall (2006) quien empleó diversas fuentes entre estas, Science Citation Index Expanded databases (SCI-Expanded), Social Sciences Citation Index (SSCI) y Arts and Humanities Citation Index (A&HCI) y actualizada por Müeller y Munroe (2014).

A lo largo del presente capítulo se expondrá una breve síntesis en el campo de la modelación de la dinámica de CCUS con la finalidad de hacer énfasis en los conceptos más importantes que se utilizarán a lo largo de la presente tesis. Como primer plano se presenta la definición de la modelación espacial desde la geografía. Seguido de esto, se presentan los factores o variables (*driving forces* en inglés), que han sido considerados en la modelación de la dinámica CCUS bajo

la pregunta, cuáles son los factores que la impulsan. Finalmente, se propone una clasificación general de los enfoques más utilizados para modelar espacialmente los procesos de CCUS y se discute su utilidad a través de la simulación de escenarios bajo la pregunta ¿qué se puede esperar de la modelación de escenarios CCUS?

## **2.2 Definición de la modelación espacial del cambio de cobertura/uso de suelo desde un enfoque geográfico.**

¿Qué es un modelo? Los modelos pueden ser definidos de diversas maneras en función del campo de conocimiento que los oriente. La definición más básica establece que un modelo es la representación de un fenómeno real, como ejemplo está un mapa cartográfico (Paegelow & Camacho Olmedo, 2008). Por tanto, son abstracciones de la realidad, que resultan de la simplificación de las complejas relaciones del mundo real a través de símbolos conceptuales o matemáticos. Si bien existe una relación entre la teoría y los modelos como medio para su representación, cada uno es independiente y no son intercambiables ya que mientras la teoría proporciona un marco más general de "estados relacionados utilizados en el proceso de explicación", un modelo es "una representación idealizada y estructurada de lo real" (Johnston, 1994; Manson & O'Sullivan, 2006) o bien "un diseño experimental basado en una teoría" (Briassoulis, 2000). Se plantea como antecedente de los modelos de dinámicas CCUS las teorías, conceptos y técnicas para modelar, procedentes de la ecología del paisaje (Verburg, et al., 1999; Guisan & Zimmermann, 2000; Milne, et al., 2007; Baker & Mladenoff, 1999). La principal diferencia entre los modelos ecológicos y aquellos orientados en la en dinámicas CCUS, es la dominancia de los procesos desencadenados por las decisiones humanas, es decir por las actividades antrópicas. Por lo que su modelación involucra el uso de la representación abstracta, espacial y cuantitativa de las interacciones entre los sistemas de uso de la tierra y aquellos que aún no han sido antropizados con la finalidad de explorar sus dinámicas y futuros alternativos de desarrollo (escenarios) (Verburg, et al., 2006).

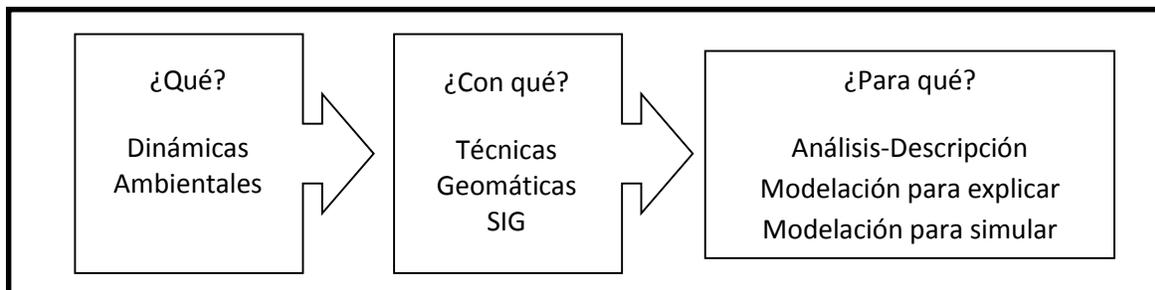
Muchas disciplinas utilizan el término de modelos espaciales, pero con implicaciones distintas. Por ejemplo, un economista o un ecólogo, podrían decir que un modelo es espacial por el simple hecho de tomar en cuenta dos mercados o hábitats separados por una barrera de comunicación. Sin embargo desde un enfoque geográfico, se rechaza esta definición, y sólo se reconoce como tal si está construido dentro de un marco espacial continuo (Parker, et al., 2001). Operativamente esto significa establecer la configuración espacial explícita de los atributos del

sitio de estudio. Es decir, los atributos elegidos deben poseer coordenadas espaciales dispuestas dentro de un contexto geográfico y para ello los sistemas de información geográfica (SIG) pueden almacenar y visualizar la información espacial en forma cartográfica (Scheller & Mladenoff, 2007). Al respecto es posible encontrar una explicación más elaborada en Goodchild (1992).

A continuación se enumeran una serie de criterios relevantes sobre la importancia del espacio geográfico en los modelos de la dinámica CCUS (Goodchild, 2001). En términos generales se puede decir que un modelo es “espacialmente explícito” si cumple por lo menos con alguno de los siguientes criterios:

1. La prueba de la invariancia. Un modelo es espacialmente explícito si su funcionamiento es afectado por el movimiento aleatorio de los objetos que participan en él.
2. La prueba de la representación. Un modelo es espacialmente explícito si la ubicación se incluye en la representación del sistema que se está modelando, en forma de coordenadas o derivado de las propiedades espaciales, tales como las distancias.
3. La prueba de la formulación. Un modelo es espacialmente explícito si los conceptos espaciales como la ubicación o la distancia aparecen directamente en el modelo, a través de expresiones algebraicas o reglas de conducta.
4. La prueba del resultado. Un modelo es espacialmente explícito si las formas espaciales de entradas y salidas son diferentes. En otras palabras, un modelo espacialmente explícito afecta los componentes del paisaje virtual en el que opera.

Una vez definidas estas propiedades de un modelo espacial, es interesante plantear tres interrogantes básicas, 1) qué puede ser modelado, 2) con qué métodos y enfoques, y finalmente 3) bajo qué fines (**figura 2**) (Paegelow & Camacho Olmedo, 2008).



**Figura 2. Interrogantes básicas para orientar la modelación de los sistemas ambientales (Adaptado de Paegelow y Camacho (2008)).**

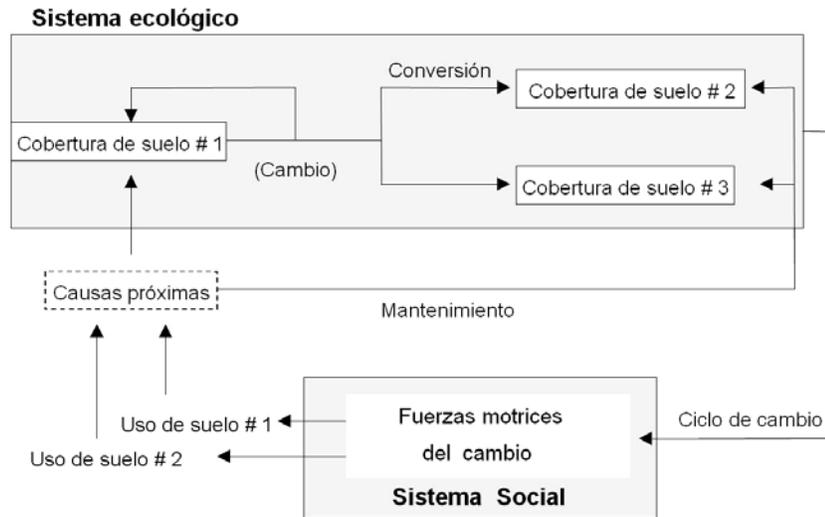
Contestar a la primera pregunta de la **figura 2**, es hacer referencia al objeto de estudio, e implica tomar en cuenta los componentes que impulsan la dinámica CCUS. Es decir, la primera etapa del desarrollo de un modelo CCUS, está orientada hacia la explicación/descripción del sistema dinámico CCUS y sus posibles configuraciones en el espacio geográfico. Esta primera etapa, establece de manera relevante la relación entre las variables y los procesos desencadenados de cambio. La siguiente interrogante, hace referencia a los enfoques (ver sección 2.4) y plataformas integradas en el campo de la geomática. En esta área de conocimiento confluyen los sistemas de información geográfica (SIG) y la percepción remota (PR) para el manejo y construcción de las bases de datos espaciales en periodos de tiempos que son la base del análisis estadístico espacial. En donde la modelación espacio-temporal de sistemas dinámicos como el caso CCUS, va más allá de una simple codificación de funciones para el álgebra de mapas y técnicas de cartografía clásica, debido a que existen premisas complejas en la conceptualización de los sistemas o subsistemas que integrarán la dinámica CCUS.

Una reflexión importante dentro del campo de la modelación espacial está en definir los términos "modelación" y "simulación". Si la modelación puede resumirse en una descripción conceptual del funcionamiento de un sistema, la simulación emerge del comportamiento del modelo en el tiempo. Si bien los mapas predictivos o prospectivos pueden ser considerados como el resultado de la modelación, *sensu stricto* se tratan de productos de una simulación (Mas, et al., 2011). El fin último de la modelación espacial prospectiva, es que los mapas CCUS simulados, ya sean derivados de diversas premisas (escenarios) o de una proyección simple en el tiempo, puedan ser trasladados a otros marcos teóricos y enfoques para la comprensión de un proceso socio-ambiental o bien para el soporte en la toma de decisiones orientadas en el ordenamiento de un territorio.

### **2.3 Qué puede ser modelado: las variables y su contexto.**

Un aspecto fundamental en el desarrollo de los modelos sobre la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo, es la identificación y selección de los factores o variables que promueven o impulsan el proceso de cambio de las coberturas y los usos del suelo. Su análisis es complejo debido a que son producto de las decisiones humanas en relación con el manejo de los recursos naturales. Estas decisiones pueden estar incentivadas por aspectos culturales, de percepción y/o económicos, donde su expresión espacial queda definida por la escala de estudio (Parker, et al., 2003). La dinámica de los procesos CCUS, se caracteriza por estar compuesta de una red

compleja de factores o variables que se retroalimentan en ciclos de intercambio entre las coberturas y los usos del suelo, ya sea en cascada o en cadena lo que hace que su análisis sea complejo (**figura 3**) (Ojima, et al., 1994)



**Figura 3.** Diagrama de flujo cerrado entre los usos del suelo y las coberturas. Es posible ver que las actividades humanas representadas como un sistema social impulsan los usos de suelo. Adaptado de Ojima et al. (1994).

Para poder sistematizar la forma en que se relacionan las variables como causas potenciales de la dinámica CCUS, se han hecho dos grandes grupos, las causas próximas o inmediatas y las causas subyacentes. Ambos grupos de variables o causas, pueden tener una expresión dinámica o estática en el tiempo (Turner, et al., 1993; Lambin, et al., 2001). La **figura 4**, muestra esta clasificación de variables propuesta por Geist et al. (2006) y Geist y Lambin (2001), tras una revisión de 400 artículos relacionados con el tema de la deforestación en zonas tropicales.

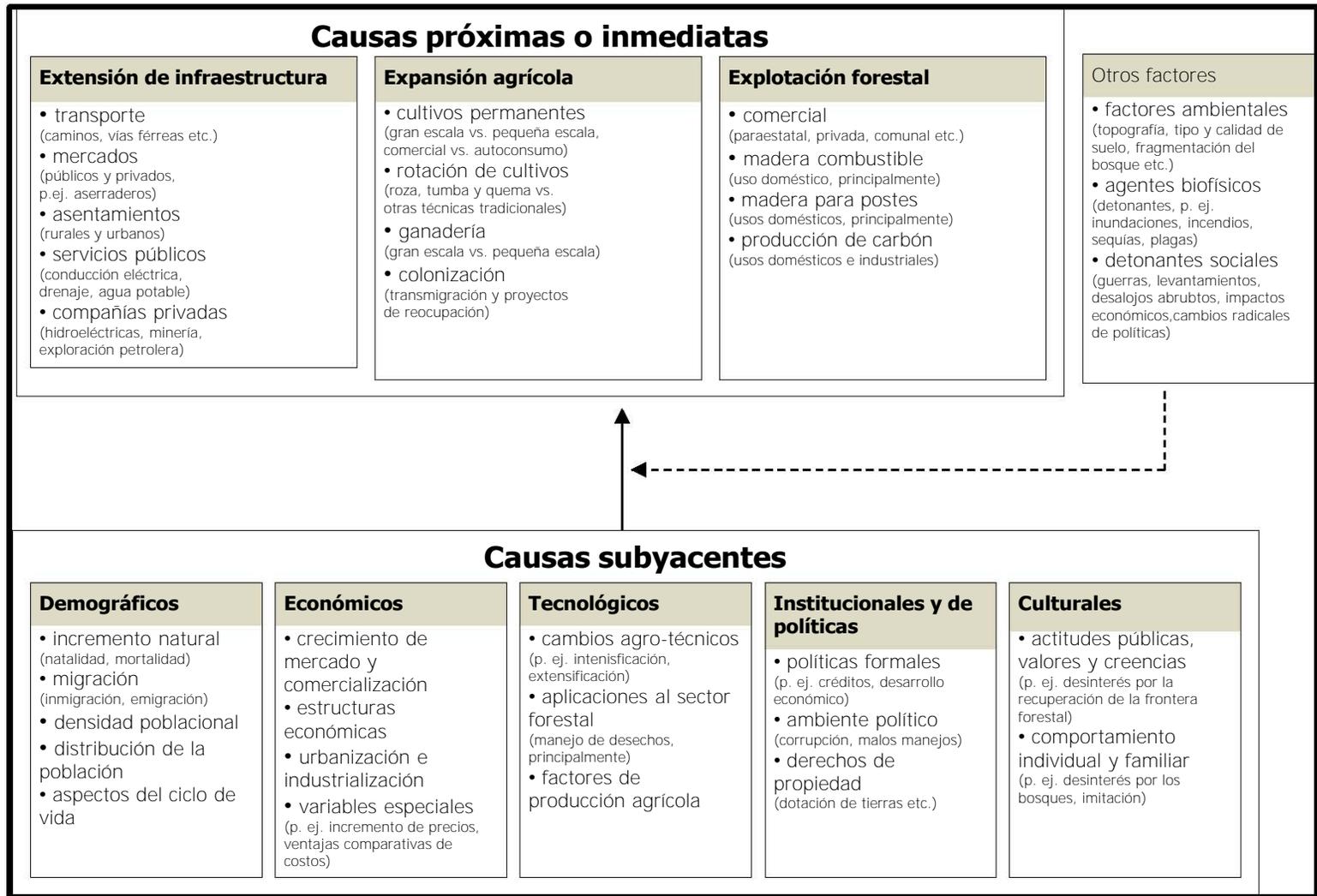


Figura 4. Clasificación de los factores que promueven la deforestación tropical. Se observa un grupo definido como causas próximas y otro como subyacentes de acuerdo con Geist y Lambin (2001), Geist et al. (2006).

En la **figura 4**, las causas inmediatas se refieren a las actividades humanas que afectan directamente la cobertura forestal, tales como la expansión agrícola, la extracción de madera y la extensión de la infraestructura. Las causas subyacentes o fuerzas fundamentales de la deforestación sustentan a las causas inmediatas. Estas se expresan a través de los acontecimientos económicos, políticos, tecnológicos, culturales y demográficos. El determinar las interacciones entre las causas próximas y las subyacentes, así como su importancia relativa en la dinámica CCUS, es una tarea compleja y con un fuerte componente de incertidumbre tanto a nivel mundial como de lo local. Esto se debe a que actualmente existe un proceso globalizador de la economía asociada al aprovechamiento de los recursos naturales, como consecuencia se tiene que aquella estrecha relación que existía entre el aprovechamiento de los recursos locales con la población próxima, se ha roto o debilitado en las últimas décadas.

Por tanto, si para un sitio de estudio es posible dilucidar las causas próximas a escala local o regional, resulta difícil proyectar el mismo sistema de variables relevantes a escalas espaciales más grandes y viceversa, incluso para una misma zona de estudio (Geist & Lambin, 2001).

A pesar de las limitaciones ya mencionadas, dadas por las escalas geográficas a las cuales se establecen las relaciones entre las variables explicativas y la dinámica CCUS, o bien por el contexto socioeconómico en el cual operan las variables, se han establecido relaciones importantes utilizando principalmente un enfoque de análisis multivariado (Pfaff, 1999; Geoghegan, et al., 2001; Pineda-Jaimes, et al., 2009) y en menor medida a través del uso de las regresiones geográficas ponderadas, enfoque orientado en explorar las variación geográfica explicativa de las variables con mayor detalle. De estos estudios se ha logrado establecer que aunque los detalles de tales fuerzas inmediatas pueden variar mucho entre regiones y escalas, la expansión de la agricultura ha sido históricamente la principal fuerza de cambio de las coberturas forestales (Houghton JT, 2001; Ramankutty, et al., 2001). Dado que la expansión agrícola está impulsada por la demanda de alimentos, se ha llegado a la conclusión de que la densidad de población es un importante motor de la dinámica CCUS, en particular de la expansión de la deforestación (Williams , 2003). Sin embargo, la relación entre la densidad de población y la deforestación no resulta así de simple ya que está vinculada a los cambios sociales, políticos y de infraestructura (Lambin, et al., 2001). Por lo que también se ha planteado que el crecimiento de la población es a menudo la fuerza subyacente detrás de otros cambios como el crecimiento de la infraestructura.

La presentación de los factores causales y las formas en que pueden asociarse (análisis estadístico, conocimiento experto, historia ambiental) para explicar la dinámica CCUS pone de relevancia varios aspectos. El primero es que la dinámica CCUS no es un fenómeno que pueda ser abordado bajo la formulación de una sola causa explicativa. El segundo es que ningún factor actúa en aislamiento. Es decir, una misma variable puede tener múltiples efectos e incluso algunos de ellos pueden parecer contradictorios en función del contexto donde se exprese, este tipo de respuestas se pueden detectar a través de las regresiones geográficas ponderadas. También se ha visto que una variable o factor no actúa de manera aislada y es dependiente de que existan otras variables no sólo biofísicas sino también socioeconómicas. Por ejemplo, se ha visto que los caminos pueden ser un factor que promueve la deforestación en zonas tropicales (Lambin, et al., 2003) pero son insuficientes en un contexto de ausencia de incentivos económicos, siendo relevante entonces que ambos factores coexistan en el sitio para que ocurra el proceso (cita). De acuerdo con Geist et al. (2006) después de realizar un meta-análisis con casos de estudio de deforestación (Geist & Lambin, 2002) y desertificación (Geist & Lambin, 2004), se encontraron que la proporción de casos en los cuales se reporta un factor clave que opera de manera dominante es menor al 8%, mientras que los casos donde existen factores simultáneos fue de aproximadamente el 25%, siendo la situación más común aquellos casos en los que se reportaron factores actuando de manera sinérgica y combinada en un rango del 70 al 90% de los casos revisados. Por tanto la forma de abordar los factores causales debe orientarse hacia una conceptualización de sinergias o de interacciones más que de su efecto individual.

## **2.4 Enfoques de modelación y características.**

Durante las últimas dos décadas, se han desarrollado una gran variedad de modelos orientados en simular las dinámicas CCUS con fines de gestión, comprensión y evaluación de los sistemas dinámicos del uso del suelo. Pueden ser clasificados en función del enfoque o método con el que se desarrollen (Coquillard & Hill, 1997; Parker, et al., 2003; Gaucherel, et al., 2009). De acuerdo con Mas et al. (2014), los modelos pueden ser dinámicos o estáticos, espaciales o no espaciales (i.e., explorar patrones de cambio vs tasas de cambio), inductivos o deductivos (i.e. parámetros del modelo basados en correlaciones estadísticas vs. descripciones explícitas del proceso), basados en agentes o basados en el análisis del patrón espacial (i.e. los agentes son una emulación de los tomadores de decisiones a nivel individual vs. inferencias derivadas de procesos subyacentes hechas a partir de los patrones de CCUS). En esta última categoría se insertan

también los modelos conocidos como de *abajo-arriba* (por agentes) *vs* *arriba-abajo* (basados en patrones) (ver **Figura 4**).

Una pregunta importante es qué tipo de enfoque elegir, de *abajo-arriba* (agentes) o *arriba-abajo* (patrones). En términos generales, un primer criterio para determinar su elección es considerar la extensión del área de estudio y de los procesos dominantes en la dinámica CCUS. Un segundo aspecto es el trabajo de campo, ya que los modelos de *abajo-arriba* lo requieren de forma detallada, es necesario contar con información empírica a una escala local para diseñar las reglas de los agentes y su comportamiento en relación con la dinámica CCUS. En contraste los modelos de *arriba-abajo*, resultan del análisis de los patrones de cambio espaciales y de una serie de supuestos que simplifican la realidad por lo que no expresan la heterogeneidad de los actores. Este último enfoque, es adecuada cuando se busca abordar procesos en donde los cambios son observados a una escala regional, como el caso de la expansión de la agricultura bajo una lógica de cultivos comerciales o bien el crecimiento de infraestructura urbana por el aumento poblacional (Verburg, 2006).

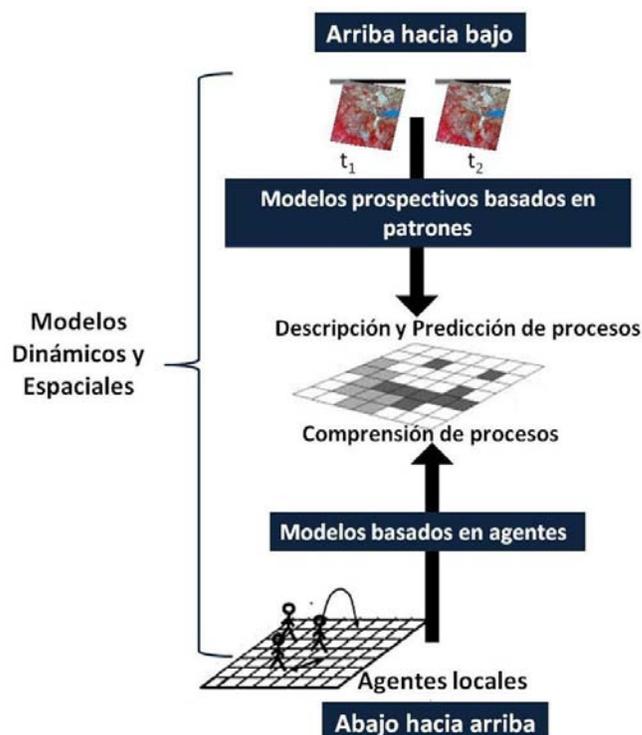


Figura 5. Dos enfoques posibles para abordar la modelación de los procesos de CCUS.

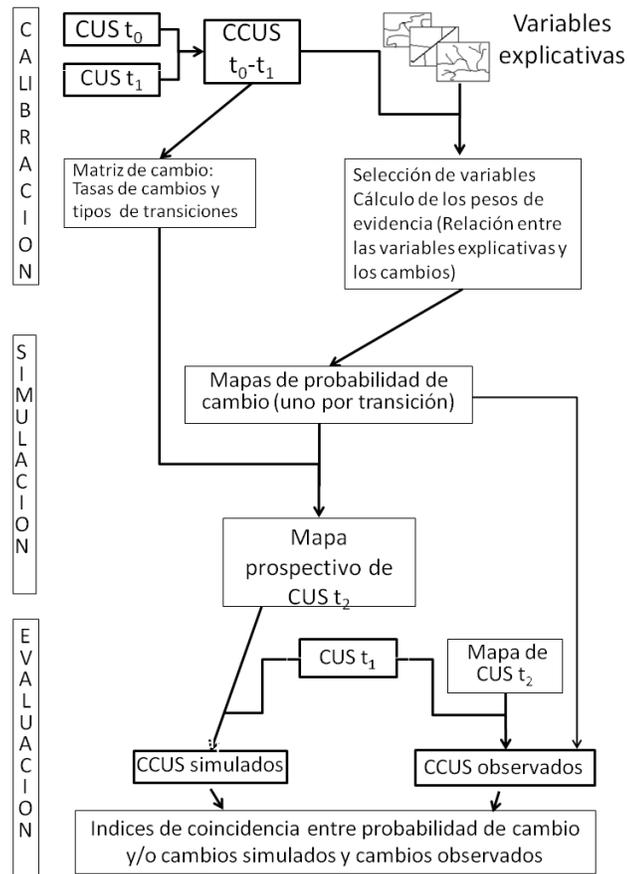
Una ventaja del enfoque basado en patrones o *arriba-abajo*, es su rápida y relativa facilidad de implementar considerando incluso áreas extensamente complejas en recursos forestales. Otra ventaja del enfoque de modelación de *arriba-abajo* es que permite abordar tanto el estudio de algún tipo de uso de suelo, como las interacciones y competencias espaciales entre estos (Verburg & Overmars, 2009).

Al comparar las aproximaciones de modelación de CCUS *abajo-arriba vs arriba-abajo* se puede plantear de manera general, que con el primer enfoque es posible comprender a nivel local, las relaciones y reglas de acceso a los recursos naturales que guardan los agentes con su entorno en relación con la dinámica CCUS; mientras que con el segundo, es posible tener una mejor predicción y descripción de la dinámica CCUS en el tiempo, así como una evaluación próxima de un conjunto de variables que pueden estar promoviendo el cambio de coberturas. La selección de un determinado enfoque es dependiente de los objetivos de investigación.

En el estado actual del conocimiento de la modelación de la dinámica de CCUS, su diseño es un equilibrio entre la heterogeneidad del paisaje y la escala de análisis, la cual está estrechamente relacionada con el grado de detalle o generalidad al cual se expresarán los elementos de la dinámica de CCUS. Por tanto, uno de los retos de la modelación está orientado hacia la combinación de enfoques (*arriba-abajo* y *abajo-arriba*), lo que se conoce como enfoques híbridos. Para una discusión sobre este campo en desarrollo se puede encontrar en Verburg (2006), Moreira, et al. (2008) y Houet, et al. (2014).

La presente tesis plantea como enfoque de investigación la modelación prospectiva de la deforestación definida desde una perspectiva dinámica, espacialmente explícita, bajo un análisis inductivo, que considera el patrón espacial del paisaje como principal insumo de análisis desde una perspectiva de *arriba-abajo*. Se parte de la premisa de que el patrón del paisaje es la evidencia empírica para la construcción del modelo. Para ello el enfoque desarrollado está conformado de varias etapas (**figura 6**). En la primera etapa, llamada de calibración, se define una ventana de tiempo y se utilizan dos mapas CCUS de fechas diferentes ( $t_1$  y  $t_2$ ). Estos mapas, son comparados para estimar la dinámica de CCUS en términos de las tasas de cambio, las matrices de Markov y los tipos de transición más importantes (Mas, et al., 2014). Las transiciones son las categorías que potencialmente pueden cambiar hacia otras en un periodo de tiempo simulado. Para estimar el potencial de cambio de estas transiciones se emplea un modelo matemático en conjunto con

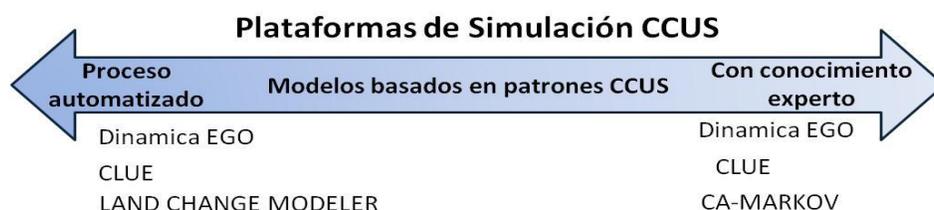
un grupo de variables explicativas, estiman probabilidades de cambio (Veldkamp & Lambin, 2001; Paegelow & Camacho Olmedo, 2008; Mas, et al., 2014).



**Figura 6. Diagrama de flujo del enfoque de modelación basado en patrones de acuerdo con Mas y Flamenco (2011).**

Existen diversas plataformas que sirven como herramientas para implementar el enfoque de modelación de CCUS (figura 7). Algunas de estas son CLUE-S, (Veldkamp & Fresco, 1996; Kok, et al., 2001), Dinamica-EGO (Soares-Filho, et al., 2009), Land Change Modeler (Eastman, 2007), CA\_MARKOV en IDRISI (Paegelow & Camacho Olmedo, 2008; Eastman, 2009). Todas ellas comparten la característica de utilizar información empírica espacial basada en patrones históricos de la dinámica CCUS. Por tanto, inician el proceso de calibración con dos mapas de la zona estudio y de su comparación para la estimación de la cantidad de cambio entre las coberturas. Las diferencias entre estas plataformas están en las formas en las que cada una integra y calcula los cambios en el paisaje y si toman en consideración o no el conocimiento experto en la etapa de calibración. Por tanto, la figura 7 representa en el extremo izquierdo el enfoque

totalmente automatizado en donde se presentan las plataformas DINAMICA EGO, CLUE y LCM; mientras que en el extremo derecho se muestran aquellas que permiten durante esta etapa la integración del conocimiento experto y operar de manera abierta para el usuario en todas las etapas del desarrollo del modelo. En un punto intermedio estaría un proceso semi-automatizado el cual puede ser implementado en el programa DINAMICO EGO.



**Figura 7. Clasificación de las plataformas de simulación CCUS en función de la integración del conocimiento experto.**

La siguiente etapa, llamada de simulación, sólo es posible una vez que se han establecido las relaciones espaciales entre las variables explicativas y los cambios ocurridos en el pasado, con el objetivo de determinar espacialmente la probabilidad de cambio de las diferentes transiciones. Esto implica considerar a las coberturas como un conjunto de estados discretos en donde los cambios son definidos como transiciones que ocurren en una malla o matriz de celdas (Walker, 2004). En la literatura se define al cambio potencial como probabilidad, susceptibilidad, o idoneidad. Un mapa de probabilidad de cambio es el primer resultado de la etapa de calibración que puede ser considerado como un primer producto de la modelación *per se* (Mas, et al., 2011). A partir de las probabilidades estimadas pueden simularse mapas prospectivos de la dinámica de CCUS. Finalmente, como última etapa, es crucial realizar una evaluación de los resultados del modelo obtenido y las alternativas están definidas bajo criterios bien definidos. Un primer caso consiste en comparar la coincidencia espacial entre las probabilidades de cambio y/o los CCUS simulados con los cambios observados. La comparación entre las probabilidades de cambio y los cambios observados puede llevarse a cabo a través del análisis ROC (acrónimo de Receiver Operating Characteristics, o Característica Operativa del Receptor) (Schneider & Pontius, 2001; Mas, et al., 2014) o del cálculo del índice de diferencia de potencial de cambio (DPC) (Eastman, et al., 2005; Pérez-Vega, et al., 2012). El índice consiste en calcular la diferencia entre la probabilidad promedio de las áreas de cambio y de permanencia (Eastman, et al., 2005). Un

índice de cero indica que no hay diferencia entre la probabilidad de cambio de las áreas que cambiaron y las que permanecieron (modelo “nulo”). Para evaluar los mapas prospectivos de CCUS, se modela un mapa prospectivo para una fecha para la cual se dispone de un mapa de CCUS (mapa observado o de referencia). Esta comparación se basa en los cambios únicamente ya que generalmente un mapa observado y su par simulado tienen mucha coincidencia debido a las áreas que no cambiaron (Paegelow & Camacho Olmedo, 2008). Una forma es mediante el método difuso que permite manejar una cierta tolerancia en los casos en los cuales no existe una coincidencia perfecta entre las áreas de cambio simuladas y las observadas. Este método consiste en definir un área de influencia alrededor de un tipo de parches (por ejemplo los cambios simulados) y tomar como coincidencia los parches de cambio observado que entran en esta área (Mas & Flamenco Sandoval, 2011).

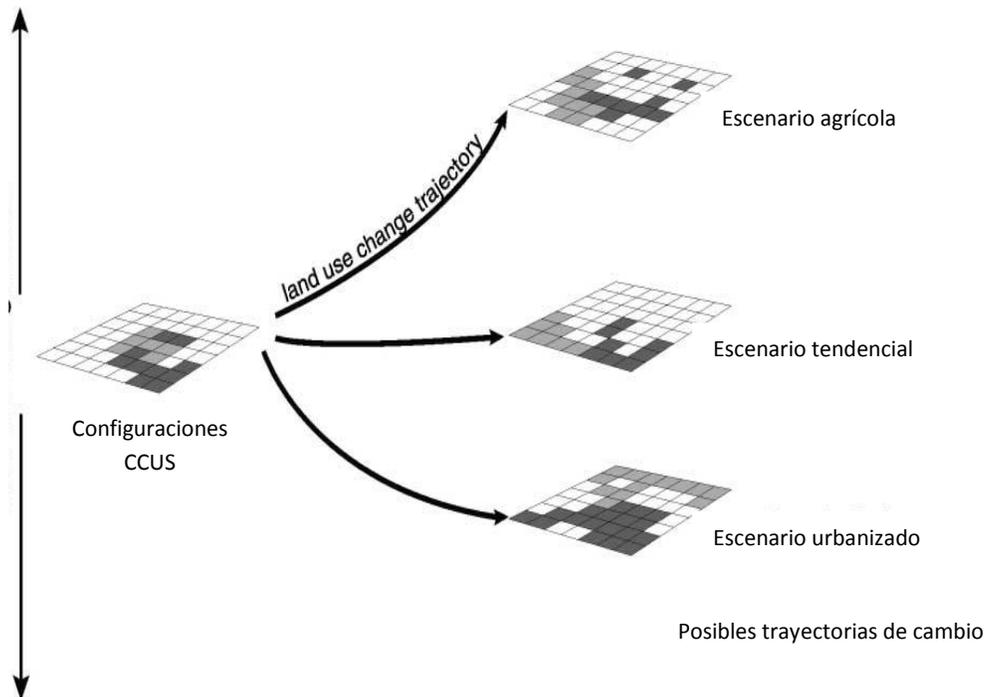
## **2.5 Modelación de escenarios de cambio de cobertura/uso de suelo y sus aplicaciones**

El desarrollo de escenarios es un método relativamente nuevo y de exploración dentro de la ciencia del cambio de la tierra (Kok, et al., 2007). Los escenarios de cambio de cobertura/uso de suelo son un conjunto de condiciones definidas a través de supuestos relacionados en torno a la dinámica de CCUS observada y necesarios para estimar las condiciones futuras del paisaje en relación con los factores promotores del cambio (**Figura 8**).

La generación de múltiples escenarios conforman un conjunto de circunstancias hipotéticas y los resultados de éstas permiten su comparación bajo un enfoque experimental en torno al cambio de cobertura/uso de suelo (Mladenoff, 2004; Scheller & Mladenoff, 2007). Es posible clasificar las simulaciones como de *previsión* o de *exploración* (en inglés, *forecasting models*) (Houet, et al., 2008), también llamados en la literatura como modelos descriptivos (en inglés, *descriptive models*) (Verburg, 2006). Su enfoque es mirar hacia el futuro basado en la inducción hacia adelante y bajo la pregunta ¿qué podría suceder? (Houet, et al., 2008).

Los modelos exploratorios resultan ser relevantes para enfatizar tendencias en procesos ambientales que pueden llegar a convertirse en futuros no deseables.

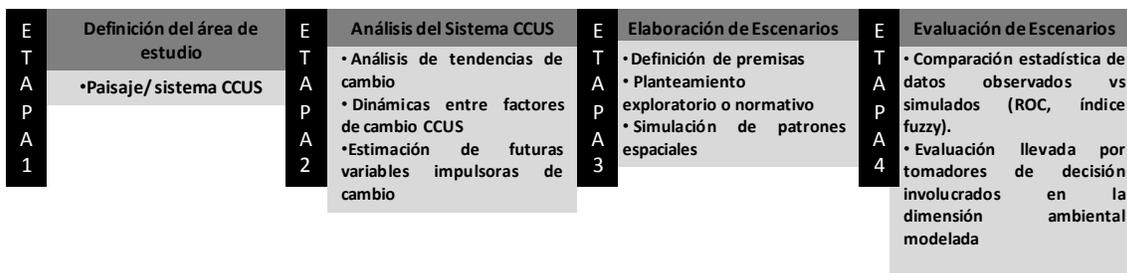
Por otra parte, dentro de otro grupo de modelos están los modelos *normativos* (*backcasting models*) (Houet, et al., 2008), o prescriptivos (*prescriptive models*) (Verburg, 2006). Estos se caracterizan por estar basados en la inducción del futuro hacia el presente, respondiendo a la pregunta cómo se podría llegar a una situación ambiental específica.



**Figura 8. Representación esquemática de la simulación de paisajes CCUS a través de escenarios (Adaptada de Verburg y Veldkamp (2001)).**

De acuerdo con Greeuw et al. (2000) y Börjeson et al. (2006), los escenarios exploratorios son generalmente cuantitativos, dinámicos; mientras que los escenarios normativos son cualitativos, narrativos y con técnicas comparativas de análisis del paisaje. Los primeros son relevantes para enfatizar tendencias futuras, explorando la relevancia de diversas fuerzas impulsoras o factores del cambio. Por otra parte, los escenarios normativos pretenden explicar o mostrar estrategias emergentes que llevarían a situaciones ambientales no deseables, basados en estrategias de gestión de los recursos de manera predefinida.

La implementación de los escenarios de exploración, se presenta de manera resumida en el diagrama de la figura 9 con cuatro etapas: 1) definición del área de estudio e identificación del problema ambiental, 2) análisis del sistema CCUS, 3) elaboración de escenarios, y 4) evaluación de escenarios (**tabla 2**).



**Figura 9. Marco conceptual general de las etapas que integran el desarrollo de escenarios de simulación del paisaje (Adaptada Houet et al. 2008).**

Una vez descrito el sistema CCUS y su dinámica de cambio (tasas de cambio, extrapolaciones y matrices de cambio), la siguiente etapa es el diseño los escenarios para proyectar dinámicas CCUS en el tiempo. Para ello, es necesario partir de supuestos, los cuales están orientados por preguntas tales como, ¿qué pasaría si existiera en el tiempo una duplicación del crecimiento urbano en los próximos 40 años en un lugar cercano a una zona de recreación natural como las montañas de Santa Mónica al sur de California? (Solecki & Oliveri, 2004); o bien qué pasaría con la vegetación de la cuenca amazónica tras la expansión agrícola promovida por la industria de la soja hacia el año 2050, mostrando entonces un escenario de deforestación (Soares-Filho, et al., 2005). Ambos supuestos están normados bajo supuestos que integran el enfoque de escenarios exploratorios o de previsión. Otra alternativa para conceptualizar un escenario es bajo la pregunta cómo se podría llegar a una situación ambiental particular; a este tipo de escenarios se les llama normativos. Houet et al. (2009), plantea como ejemplo, un escenario de calidad de agua para Lestolet, Francia, el cual inicia en el 2005 y terminar en el 2030. Los objetivos fueron facilitar la comprensión acerca de cómo se vería un paisaje con agricultura intensiva que provoque un deterioro importante en la calidad del agua.

Hasta ahora la mayoría de los escenarios simulados han sido bajo un enfoque exploratorio y han abordado principalmente el problema ambiental de la deforestación en los trópicos (Soares-Filho, et al., 2005; Walsh, et al., 2008; Sahagún-Sánchez, et al., 2011), las consecuencias de la intensificación agrícola (Verburg & Veldkamp, 2001; Rounsevell, et al., 2006; Houet, et al., 2009), la funcionalidad de las áreas protegidas frente a la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo (Verburg, et al., 2006; Maeda, et al., 2011; Ramírez-Mejía, et al., 2012; Yanai, et al., 2012), el impacto en el cambio de las políticas de protección al ambiente (Manson, 2006; Castella, et al., 2007), el crecimiento urbano (Soares-Filho, et al., 2004; Solecki & Oliveri,

2004; Syphard, et al., 2005), la captura de carbono (Schulp, et al., 2008) así como también en la implementación de programas como REDD (Nunes, et al., 2012).

Para el caso particular de México, existen muy pocos trabajos hasta ahora publicados con un enfoque de modelación que utilice diferentes tipos de escenarios. En el 2008, Guerrero et al., simularon escenarios a largo plazo (2025) utilizando GEOMOD para la región Purépecha de Michoacán. Los resultados son mapas potenciales de vulnerabilidad a la deforestación y la identificación de los factores promotores del proceso. Cuevas y Mas (2008) plantean la simulación de tres escenarios (2015) que abarcan posibles trayectorias de deforestación para el Municipio de La Huacana, Michoacán. Los resultados obtenidos de las simulaciones fueron presentados a la comunidad y a las autoridades municipales como herramientas para la toma de decisiones y la protección de los recursos de la comunidad. Posteriormente, en el 2011 Sahagún et al. (2011), plantean la simulación de un escenario tendencial de deforestación (2025) para la región de la Sierra Madre Oriental del estado de San Luis Potosí. Entre los resultados más importantes está la identificación de las variables promotoras del proceso (densidad poblacional, la marginación poblacional y la distancia a carreteras) y que las selvas son las coberturas más vulnerables en el proceso de expansión agrícola y pecuaria. Por otra parte, (Ramírez-Mejía, et al., 2012) simulan dos escenarios de deforestación (de conservación y tendencial) al 2030 en la porción mexicana del Corredor Biológico Mesoamericano. Dentro de los resultados más importantes está que el escenario tendencial de continuar implicaría la pérdida de 522 300 ha de bosques y selvas y como variables que aumentan la probabilidad de este proceso identificaron la cercanía a poblados y a carreteras.

Idealmente, una vez que se han simulado los paisajes CCUS bajo diversos supuestos, vendría la etapa de planeación, negociación e implementación de alguna política de índole territorial que lograra cambiar la trayectoria de cambio del paisaje. Sin embargo, al menos para el caso particular de México, esto no siempre ha sido posible. Hasta ahora sólo en el caso del trabajo de Cuevas y Mas (2008) hubo una participación de las autoridades municipales de principio a fin de la investigación con un diálogo entre investigadores y actores locales. Por tanto, no sólo es necesario desarrollar investigación en torno a la simulación de escenarios CCUS para México, sino también generar enlaces de comunicación con los tomadores de decisiones ya sea a través de instituciones gubernamentales o a través de juntas participativas con la población local. De esta forma se podría alcanzar el fin último de la simulación de escenarios que es contribuir en el ordenamiento territorial a diversas escalas.

## 2.6 ¿Qué esperar en un futuro de la modelación prospectiva CCUS?

El cambio de cobertura y uso de suelo es el resultado acumulativo de las decisiones y las interacciones de una variedad de actores definidos por hogares, empresas, terratenientes responsables políticos a nivel local, regional y global que inciden en las coberturas naturales de la tierra. Sin embargo, la información empírica a nivel de individuo así como los métodos necesarios para la implementación de modelos de *abajo-arriba*, es decir por agentes, son escasos o poco desarrollados en contraposición con la creciente disponibilidad de datos espaciales de la cobertura terrestre. Por lo que, el enfoque de modelación de la dinámica CCUS basada en patrones (*arriba-abajo*), seguirá siendo una tendencia importante hacia futuras investigaciones en el campo. Bajo este enfoque los programas que ofrecen más flexibilidad para desarrollar modelos espaciales personalizados son CA\_Markov y DINAMICA EGO, sumado a que la programación es sencilla, incluso para usuarios sin experiencia en programación. En particular, en lo que respecta a DINAMICA EGO, es posible incluir diversos aspectos ambientales tales como la modelación del nicho ecológico. Por el contrario, LCM y CLUE presentan una estructura rígida en el flujo de las etapas modelación CCUS, lo cual es ventaja para nuevos usuarios en el tema. A través de estas plataformas los objetivos de la modelación CCUS se han ido diversificando bajo la necesidad de integrar y evaluar sobre todo el impacto de las políticas públicas en las dinámicas CCUS, un claro ejemplo de esto lo muestran los casos de estudio con temas como el pago por servicios ambientales y el programa REDD+, los cuales han sido las estrategias emprendidas en los últimos años para frenar la deforestación y la degradación ambiental bajo el supuesto de proveer ingresos económicos a las comunidades dependientes de los bosques. Sin embargo, los programas de pago por servicios ambientales representan un desafío para la modelación debido a que los incentivos económicos pueden influir en el comportamiento de específicos usos del suelo y por ende afectar las trayectorias del uso del suelo con las que fueron calibrados los modelos. En lo que respecta a REDD+, su modelación requiere una estimación de las emisiones de referencia, por ejemplo, la cantidad de deforestación que ocurriría en ausencia de esta nueva política para obtener un modelo base. Otro aspecto a tomar en cuenta es que una vez calibrado el modelo pueden ser proyectadas emisiones superiores a las posibles sobreestimando el proceso de deforestación. A estas consideraciones es necesario agregar también que los procesos socio-ambientales son dinámicos y que es necesario agregar los factores tradicionales de base tales como la dinámica poblacional y económica que impactan la dinámica CCUS (Huettner, et al., 2009). Por lo que en un futuro la inclusión de las políticas

públicas en la modelación prospectiva del paisaje debe plantearse más como una herramienta para la comunicación de procesos que pueden ser irreversibles en el paisaje y contribuir idealmente en la planeación y manejo del territorio.

## **2.7 Conclusiones**

Los conceptos aquí presentados muestran la relevancia de la modelación y simulación espacio-temporal de los procesos de cambio de cobertura/uso del suelo desde la geografía, no sólo como una herramienta conceptual sino también como un enfoque a través del cual es posible integrar la complejidad ambiental en torno a sus posibles causas. Para su implementación, existen diversos enfoques, los modelos de abajo-arriba (o basados en agentes) y los modelos arriba-abajo (o basados en patrones). En particular, estos últimos resultan ser útiles para abordar los cambios en el paisaje, definido como una matriz de coberturas y usos del suelo, que deriva de procesos biofísicos y ecológicos que se combinan con los cambios impulsados por las actividades humanas. Dada la confluencia de dichos procesos en la cobertura terrestre, y en particular en los recursos forestales, el poder evaluar y discriminar la relevancia de estos factores para explicar procesos como la deforestación o la intensificación de la agricultura, es una tarea compleja. Hasta ahora a través de las técnicas estadísticas multivariadas y la regresión geográfica ponderada se ha podido determinar y diferenciar las causas próximas de las subyacentes. Sin embargo cada estudio de caso guarda relaciones espacio-tiempo particulares en función de la escala a la cual se monitorea la dinámica de CCUS. Por tanto, se deben explorar mecanismos y fuentes de información diversas, para sortear problemas como la pérdida de información debido a la agregación espacial, la autocorrelación espacial, la sobreexpresión de variables, entre otros.

Dentro de las plataformas disponibles para calibrar los modelos de CCUS, aquellos que logran integrar el conocimiento experto resultan ser los más adecuados que los modelos basados en calibraciones automáticas. Entre los primeros, se distingue la plataforma de DINAMICA EGO, debido a que es un programa que permite manejar ambos enfoques. De esta forma, es posible controlar el grado de intervención experta según los intereses del usuario desde un enfoque totalmente automático (sin edición de los pesos de evidencia y utilizando eventualmente la opción del algoritmo genético para modificar los pesos) hasta un enfoque totalmente basado en conocimiento experto modificando drásticamente los pesos de evidencia y la matriz de Markov. Independientemente del enfoque y plataforma utilizada, es importante mencionar que los mapas obtenidos por los modelos prospectivos deben ser interpretados como la

representación plausible de las coberturas y usos del suelo, llamados escenarios, que se simulan en una ventana de tiempo futura y no tomarse como una herramienta de predicción fiable y exacta del proceso simulado.

Finalmente, los escenarios simulados de cambio de cobertura/uso de suelo son premisas que exploran tendencias hacia el futuro bajo la idea de contribuir en el manejo sustentable de los recursos naturales, explorando futuros alternativos de cambio.

## 2.8 Bibliografía

Arnold, D., 2000. *La naturaleza como problema histórico. El medio, la cultura y la expansión de Europa.* México, D.F.: Fondo de Cultura Económica.

Aspinall, R., 2006. *Journal of Land Use Science*, Issue 1, pp. 1-4.

Baker, W. L. & Mladenoff, D. J., 1999. Progress and future directions in spatial modeling of forest landscapes. En: B. W. Mladenoff DJ, ed. *Spatial modeling of forest landscape change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press,, p. 333–349.

Börjeson, L., Höjer, K. D., Ekvall, T. & Finnveden, G., 2006. ‘Scenario types and techniques: Towards a user's guide’. *Futures*, Issue 38, pp. 723-739.

Briassoulis, H., 2000. “*Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches*,” Morgantown.: Loveridge S. The Web Book of Regional Science West Virginia University.

Castella, J. C. y otros, 2007. Combining top-down and bottom-up modelling approaches of land use/cover change to support public policies: Application to sustainable management of natural resources in northern Vietnam.. *Land Use Policy*, Issue 24, pp. 531-545.

Coquillard, P. & Hill, D. R. C., 1997. *Modélisation et simulation décosystèmes: Des modèles déterministes aux simulations à événements discrets*. s.l.:Masson.

Cuevas, G. & Mas, J., 2008. Land use scenarios: a communication tool with local communities. En: M. Paegelow & M. T. Camacho Olmedo, edits. *Modelling Environmental Dynamics*. s.l.:Springer, pp. 223-246.

Eastman, J. R., 2007. *The Land Change Modeler, a software extension for ArcGIS*. Worcester, MA: Clark University.

Eastman, J. R., 2009. *IDRISI 16: The Taiga Edition*. Worcester, MA: Clark University.

Eastman, J. R., Solórzano, L. A. & Fossen, M. E. V., 2005. Transition Potential Modeling for Land-Cover Change. *GIS, Spatial, Analysis and Modeling*, pp. 357-385.

- Gaucherel, C. y otros, 2009. *Combining process-based models for future biomass assessment at landscape scale, Landscape Ecology (this issue)*. [En línea]  
Available at: <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-009-9400-6>
- Geist, H. J. & Lambin, E. F., 2001. *What drives tropical deforestation? A metaanalysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. LUCR Report Series No. 4*, Louvain-la-Neuve: LUCR International Project Office.
- Geist, H. J. & Lambin, E. F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2), p. 143–150.
- Geist, H. J. & Lambin, E. F., 2004. Dynamic causal patterns of desertification.. *BioScience*, 54(9), p. 817–829.
- Geist, H. y otros, 2006. Causes and Trajectories of land use cover change. En: & H. J. G. (. E. F. Lambin, ed. *Land use and land cover change. Local processes and global impacts. Global Change-The IGBP Series..* Berlín: Springer, p. 41–70 .
- Geoghegan, J. y otros, 2001. Modeling tropical deforestation in the southern Yucatan peninsular region: Comparing survey and satellite data.. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Issue 85, p. 25–46.
- Gibbs, H. K. y otros, 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *PNAS*, 107(38), p. 16732–16737.
- Goodchild, M., 1992. Geographical data modeling. *Computers & Geosciences*, Issue 18, pp. 401-408.
- Goodchild, M., 2001. ISSUES IN SPATIALLY EXPLICIT MODELING . En: T. B. a. S. M. M. Dawn C. Parker, ed. *Meeting the Challenge of Complexity. Proceedings of a Special Workshop on Land-Use/Land-Cover Change* . Irvine, California : CIPEC, pp. 24-27.
- Greeuw,, S. C. H. y otros, 2000. *Cloudy crystal balls: an assessment of recent European and global scenario studies and models. Environmental issues series 17*. Copenhagen.: European Environment Agency.
- Guisan, A. & Zimmermann, N., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, Issue 135, p. 147–186.
- Gutman, G. y otros, 2004. *Land change science: Observing, monitoring and understanding trajectories of change on the Earth's surface. Remote Sensing and Digital Image Processing Series 6*. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Houet, T., Hubert-Moy, L. & Tyssot, C., 2008. Modélisation prospective spatialisée à l'échelle locale: approche méthodologique. *Revue Internationale de Géomatique*, 18(3), pp. 345-373.
- Houet, T., Schaller, N., Castets, M. & Gaucherel, C., 2014. Improving the simulation of fine-resolution coupling top-down and bottom-up land use and cover changes rules. *International Journal of Geographical Information Science*, pp. 2-29.
- Houet, T. y otros, 2009. Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology*, pp. 1-19.

Houghton JT, D. Y. G. D. N. M. v. d. L. P. D. X. M. K. J. C. ed., 2001. *Climate change 2001: The scientific basis. Contributions of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Huettner, M., Leemans, R., Kok, K. & Ebeling, J., 2009. A comparison of baseline methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation. *Carbon Balance and Management*, 2009(4), p. 4.

IHDP 10 / IGBP 48, 1999. *Land-Use and Land-Cover Change: Implementation Strategy*. HDP Report 10/IGBP Report 48 ed. Stockholm: s.n.

IHDP 7 / IGBP 35, 1995. *Land-Use and Land-Cover Change: Science/Research Plan*. HDP Report 7/IGBP Report 35 ed. Stockholm: s.n.

Johnston, R. J., 1994. "General systems theory". En: D. G. D. M. S. R J Johnston, ed. *The Dictionary of Human Geography*. Blackwell, Oxford: s.n., pp. 215-216.

Kok, K., Farrow, A., Veldkamp, A. & Verburg, P. H., 2001. A method and application of multi-scale validation in spatial land use models. *Agric Ecosyst Environ*, Issue 85, p. 223–238.

Kok, K., Verburg, P. & Veldkamp, T., 2007. Integrated Assessment of the land system: The future of land use. *Land Use Policy*, Issue 24, pp. 517-520.

Lambin, E. F. & Geist, H., 2006. Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts. En: *Land-Use and Land-Cover Change*. Berlin: Springer, p. 222.

Lambin, E. F., Geist, H. J. & Lepers, E., 2003. Dynamics of land use and cover change in tropical and subtropical regions.. *Annu Rev Env Resour*, Issue 28, p. 205–241.

Lambin, E. y otros, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, Issue 11, pp. 261-69.

Maeda, E. E. y otros, 2011. Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Issue 13, p. 435–446.

Manson, S., 2006. Land use in the southern Yucatan penninsular region of Mexico: Scenario of population and institutional change. *Computer, Environmental and Urban Systems*, Issue 30, pp. 230-253.

Manson, S. M. & Evans, T., 2007. Agent-based modeling of deforestation in southern Yucatán, Mexico, and reforestation in the Midwest United States. *PNAS*, 26 December, 104(52), p. 20678–20683.

Manson, S. & O'Sullivan, D., 2006. Complexity theory in the study of space and place. *Environment and Planning A*, Volumen 38, pp. 677-692.

Mas, J. F. & Flamenco Sandoval, A., 2011. Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *Geotrópico*, pp. 1-24.

- Mas, J. F. y otros, 2011. Eclairer le choix de modèles de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols. Une approche comparative.. *Revue Internationale de Géomatique*, 21(3/2011), pp. 405-430.
- Mas, J. F. y otros, 2014. Inductive pattern-based land use / cover change models: A comparison of four software packages.. *Environmental Modelling & Software*, Volumen 51 (2014), pp. 94-111.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Washington, D.C: Island Press.
- Milne, E. y otros, 2007. National and sub-national assessments of soil organic carbon stocks and changes: the GEFSOC modelling system.. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Issue 122, pp. 3-12.
- Mladenoff, D. J., 2004. LANDIS and forest landscape models. *Ecol Model*, Issue 180, pp. 7-19.
- Mladenoff, D. J., 2005. The promise of landscape modeling: successes, failures, and evolution. En: J. A. W. a. M. R. Moss, ed. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. s.l.:Cambridge University Press, pp. 90-100.
- Moreira, E., Costa, S. S. & d. Aguiar, A. P. D., 2008. Dynamic coupling of multiscale land change models: Interactions and feedbacks across regional and local deforestation models in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology- Special Issue (submitted)*.
- Müller, D. & Munroe, D. K., 2014. Current and future challenges in landuse. *Journal of Land Use Science*, 9(2), pp. 133-142.
- Nunes, F. y otros, 2012. Economic benefits of forest conservation: assessing the potential rents from Brazil nut concessions in Madre de Dios, Peru, to channel REDD+ investments. *Environmental Conservation*, Issue 39, pp. 132-143.
- Ojima, D. S., Galvin, K. A. & Turner, B. L. I., 1994. The Global Impact of Land- Use Change. *BioScience*, May, 44(5), pp. 300-304.
- Paegelow, M. & Camacho Olmedo, M., 2008. *Modelling Environmental Dynamics. Advances in geomatic solutions*.. s.l.:Springer, Series: Environmental Science and Engineering.
- Parker, D., Berger, T. & Manson, S. T., 2001. Agent-Based Models of Land-Use and Land Cover Change. Report and Review of an International Workshop. *LUCC Reports Series*, 4-7 October. Issue 6.
- Parker, D. C. y otros, 2003. Multi-agent systems for the simulation of land-use and landcover change: A review.. *Ann Assoc Am Geogr*, Issue 93, p. 314-337.
- Pérez-Vega, A., Mas, J. F. & Ligmann.Zielinska, A., 2012. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Env Modeling & software*, 29(1), pp. 11-23.
- Pfaff, A. S. P., 1999. What drives deforestation in the Brazilian Amazon? Evidence from satellite and socioeconomic data. *J Environ Econ Manag*, 37(1), p. 26-43.

- Pineda-Jaimes, N. B., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. & Plata Rocha, W., 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, Issue 69, pp. 33-52.
- Ramankutty, N., Foley, J. A., Norman, J. & McSweeney, K., 2001. The global distribution of cultivable lands: current patterns and sensitivity to possible climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 5(11).
- Ramírez-Mejía, D., Cuevas, G. & Mendoza, E., 2012. "Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México". México, XIX Reunión Nacional SELPER México. Memorias.
- Ramírez-Mejía, D., Cuevas, G. & Mendoza, E., 2012. "Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México", en XIX Reunión Nacional SELPER México. Memorias., Morelia, s.n.
- Reenberg, A., 2009. Land system science: Handling complex series of natural and socio-economic processes.. *Journal of Land Use Science*, Issue 4, pp. 1-4.
- Rounsevell, M. D. A. y otros, 2006. A coherent set of future land-use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(1), pp. 57-68.
- Sahagún-Sánchez, F. J., Reyes-Hernández, H., Flores Flores, J. L. & Chapa Vargas, L., 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México.. *Journal of Latin American Geography*, 10(2), pp. 65-86.
- Sala, O. E. y otros, 2000. Biodiversity: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, Issue 287, p. 1770-1774.
- Scheller, R. M. & Mladenoff, D. J., 2007. An ecological classification of forest landscape simulation models: tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecol*, Issue 22, p. 491-505.
- Schneider, L. C. & Pontius, R. G., 2001. Modeling land-use change in the Ipswich Watershed, Massachusetts, USA. *Agric Ecosyst Environ*, Issue 85, pp. 83-94.
- Schulp, C. J., Nabuurs, G. J. & Verburg, P. H., 2008. Future carbon sequestration in Europe - Effects of land use change. *Agric. Ecosys. Environ.*, Issue 127, pp. 251-264.
- Soares-Filho, B. y otros, 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 10(20), pp. 745-764.
- Soares-Filho, B. S. y otros, 2005. Cenários de desmatamento para a Amazônia. *Estudos Avançados*, 19(54), pp. 137-152.
- Soares-Filho, B. S., Rodrigues, H. & Costa, W., 2009. *Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO*. [En línea]  
Available at: [www.csr.ufmg.br/dinamica](http://www.csr.ufmg.br/dinamica).

- Solecki, W. D. & Oliveri, C., 2004. Downscaling climate change scenarios in an urban land use change model. *J Environ Manage*, Issue 72, p. 105–115.
- Steffen, W. y otros, 2004. *Global change and the Earth system: A planet under pressure..* Berlin Heidelberg: The IGBP Series, Springer.
- Syphard, A. D., Clarke, K. C. & Franklin, J., 2005. Using a celular automaton model to forecast the effects of alternate scenarios of urban growth on habitat fragmentation in southern California. *Ecological Complexity*, Issue 2, pp. 185-203.
- Trimble, S. W. & Crosson, P., 2000. Land use: U.S. soil erosion rates. Myth and reality. *Science*, Issue 289, p. 248–250.
- Turner , B. L. I., 2002. Toward integrated land-change science: Advances in 1.5 decades of sustained international research on land-use and land-cover change. En: J. J. C. D. Steffen W, ed. *Challenges of a changing Earth: Proceedings of the Global Change Open Science Conference, Amsterdam, The Netherlands. 10–13 July 2001*. Berlin Heidelberg: The IGBP Series, Springer, p. 21–26.
- Turner, B. L. I., Moss, R. H. & Skole, D. L., 1993. *Relating land use and global land-cover change: A proposal for an IGBP-HDP core project*. IGBP Report 24/HDP Report 5, Stockholm: International Geosphere-Biosphere Programme.
- Turner, B. y otros, 1995. *Land-Use and Land-Cover Change. Science/Research Plan*. s.l.:IGBP Report No. 35 and IHDP Report No. 7. Stockholm: International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP); Geneva: International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP).
- Veldkamp, A. & Fresco, L. O., 1996. CLUE: a conceptual model to study the Conversion of Land Use and its Effects. *Ecological modelling*, pp. 253-270.
- Veldkamp, A. & Lambin, E. F., 2001. Predicting land-use change: Editorial. *Agric Ecosyst Environ*, 85(1-3), pp. 1-6.
- Verburg, P., 2006. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. *Landscape Ecology*, 21(8), pp. 1171-1183.
- Verburg, P., De Koning, G. & Kok, K., 1999. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological modelling*, Issue 116, pp. 45-61.
- Verburg, P. H., Erb, K. H., Mertz, O. & Espindola, G., 2013. Land system science: Between global challenges and local realities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Issue 5, p. 433–437.
- Verburg, P. H., Kok, K. & Pontius, R. G., 2006. Modelling land use and land cover change. Land-use and land-cover change.. En: *Local processes and global impacts*. Berlin: Springer.
- Verburg, P. H. & Overmars, K. P., 2009. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecology*, 24(9), pp. 1167-1181.

Verburg, P. & Veldkamp, A., 2001. The role of spatially explicit models in land-use change research: a case study for cropping patterns in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(14), pp. 177-190.

Walker, R., 2004. Theorizing land-cover and land-use change: The case of tropical deforestation. *Int Regional Sci Rev*, 27(3), p. 247–270.

Walsh, S. J. y otros, 2008. Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. *Geoforum*, 2008(39), p. 867–878.

Williams, M., 2003. *Deforesting the Earth: From prehistory to global crisis*. Chicago: University of Chicago Press.

Yanai, A. M., Feanside, P. M., Graça, P. M. L. A. & Nogueira, E. M., 2012. Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: Simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. *Forest Ecology and Management*, Issue 282, p. 78–91.

## CAPÍTULO 3

**Monitoreo de la intensidad del cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México**



## Contenido

Capítulo 3. Monitoreo de la intensidad del cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México.....	38
3.1 Introducción.....	38
3.2 Descripción del área de estudio.....	39
3.2.1 Localización geográfica y zonificación.....	39
3.2.2 Relieve y tipos de vegetación.....	40
3.2.3 Tenencia de la tierra, usos del suelo y crecimiento poblacional.....	41
3.3 Materiales.....	43
3.4 Métodos.....	43
3.4.1 Actualización de los tipos de vegetación y uso de suelo.....	43
3.4.2 Estimación espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo.....	45
3.4.3 Estimación de la intensidad del cambio.....	47
3.4.4 Estimación de la deforestación.....	51
3.5 Resultados.....	51
3.5.1 Evaluación espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo.....	51
3.5.2 Ganancias, pérdidas e intercambios entre coberturas.....	55
3.5.3 Análisis de intensidad de cambio.....	57
3.6 Discusión.....	61
3.6.1 Intensidad de la dinámica de cambio y deforestación.....	61
3.6.2 Potenciales promotores de deforestación.....	63
3.7 Conclusión.....	66
3.8 Bibliografía.....	67
Anexo.....	71

## Índice de Figuras

Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y zona de influencia.....	40
Figura 2. Situación de la tenencia de la tierra en la RBSM.....	41
Figura 3. Distribución espacial de las localidades con mayor población en la RBSM.....	42
Figura 4. Distribución de los tipos de coberturas forestales y usos del suelo de la RBSM (2000).....	45
Figura 5. Análisis de intensidad de la dinámica de cambio a nivel creciente de detalle: intervalo, categoría y transición. (Adaptada de Aldwaik y Pontius 2012).....	47

Figura 6. Superficies estimadas para cada uno de los periodos considerados (2000, 2004 y 2008). .....	51
Figura 7. Ganancias y pérdidas en hectáreas durante el primer intervalo de tiempo de coberturas forestales y usos del suelo. SmSBC = selva mediana subcaducifolia, SBC= selva baja caducifolia, BMPE = bosque mixto de pino y encino, BMEP = bosque mixto de pino y en BMEMM= bosque mixto de encino y mesófilo de montaña, Pi = Pastizal inducido, VP = Vegetación perturbada, Agt = agricultura de temporal, Agr = agricultura de riego. ....	52
Figura 8. Ganancias y pérdidas en hectáreas durante el segundo periodo de tiempo de coberturas forestales y usos del suelo. SmSBC = selva mediana subcaducifolia, SBC= selva baja caducifolia, BMPE = bosque mixto de pino y encino, BMEP = bosque mixto de pino y encino, BMEMM= bosque mixto de encino y mesófilo de montaña, Pi = Pastizal inducido, VP = Vegetación perturbada, Agt = agricultura de temporal, Agr = agricultura de riego. ....	53
Figura 9. Tasas de cambio estimadas para los dos periodos de tiempo analizados (2000-2004 y 2004-2008)..	53
Figura 10. Localización de las áreas deforestadas para los dos periodos de tiempo analizados. El patrón que se observa está próximo a las vías de comunicación de la zona de influencia y de amortiguamiento de la RBSM. ....	54
Figura 11. Diagrama de flujo que representa el proceso de deforestación de las principales coberturas forestales para todo el periodo (2000-2008). El grosor de las flechas indica la magnitud de la transición en ha. ....	57
Figura 12. Intensidad del cambio en términos de ganancia y pérdida de las categorías durante los periodos de 2000-2004 y 2004-2008. Las unidades son porcentaje anual (%/año) de ganancia de la categoría en el último año; las pérdidas son el porcentaje anual en términos de la fecha inicial del intervalo. Si la categoría se extiende por arriba de la línea de intensidad uniforme, entonces la categoría es activa en el periodo, si está por debajo, entonces la categoría es latente. SmSBC = selva mediana subcaducifolia, SBC= selva baja caducifolia, BMPE= bosque mixto de pino y encino, BMEP= bosque mixto de pino y encino, BMEMM= bosque mixto de encino y mesófilo de montaña, Pi= Pastizal inducido, VP= Vegetación perturbada, Agt= agricultura de temporal, Agr= agricultura de riego. ....	58
Figura 13. Análisis de intensidad a nivel de transición. Las barras indican cuales fueron las categorías de destino (2000-2004). ....	59
Figura 14. Análisis de intensidad a nivel de transición. Las barras indican la categoría de origen para la transición de interés (2004-2008). ....	60
Figura 15. Comportamiento historico de la población (1960-2005), fuera y dentro de la RBSM (INEGI).....	63
Figura 16. Distribución espacial de las unidades de manejo de los recursos naturales que integran el sistema tradicional de lo que sería la agricultura de temporal en el Ejido de Cuzalapa dentro de la RBSM (tomado de Gerritsen y Wiersum 2005). ....	64
Figura 17. Localización geográfica de los ejidos en los cuales ha sido documentado el desarrollo de las prácticas ganaderas. ....	65

## Índice de Tablas

Tabla 1. Imágenes satelitales empleadas para actualizar la cobertura y uso del suelo. ....	43
Tabla 2. Leyenda de tipos de coberturas y usos del suelo empleados en el análisis de la dinámica de cambio. ....	44

Tabla 3. Matriz que muestra la estimación del intercambio (Int), cambio total (Ct), cambio neto (Cn), ganancia (Gij) y pérdida (Lij) entre categorías (Cat) de la fecha 1 a la fecha 2 (adaptada de Pontius et al. 2004).....	46
<b>Tabla 4. Notación matemática de las ecuaciones a nivel de intervalo, categoría y transición. ....</b>	<b>48</b>
Tabla 5. Estimaciones de los cambios en términos de proporción de superficie en porcentaje para las 13 categorías en el primer periodo de tiempo (2000-2004).....	55
Tabla 6. Estimaciones de los cambios en términos de proporción de superficie en porcentaje para las 13 categorías en el segundo periodo de tiempo (2004-2008).....	56
Tabla 7. Matriz de transición en términos de las superficies (km <sup>2</sup> ) para las 13 categorías en el primer periodo de tiempo (2000-2004).....	71
Tabla 8. Matriz de transición en términos de las superficies (km <sup>2</sup> ) para las 13 categorías en el segundo periodo de tiempo (2004-2008).....	72

# Capítulo 3. Monitoreo de la intensidad del cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México.

---

## 3.1 Introducción

Se estima que existen cerca de 133 mil áreas protegidas en el mundo y abarcan más del 12% de la superficie terrestre, lo que representa un incremento del 400% desde 1970 (Butchart et al, 2010). En México, no fue hasta la última década del siglo XX cuando se consolidó la estrategia de las reservas de la biosfera a través de los decretos de Chamela-Cuixamala, Manantlán y la Sierra de Huautla (Ceballos, et al., 2010). A la par, también aparecieron críticas al modelo de reserva como un instrumento efectivo para la conservación *in situ* (Ervin, 2003a; 2003b; Sánchez-Cordero & Figueroa, 2007); (Sánchez-Cordero & Figueroa, 2007; Ellis & Porter-Bolland, 2008). Algunas de las observaciones consideran, (1) que la declaración de los espacios como protegidos no es suficiente para contener procesos como la deforestación y la degradación de los hábitats, (2) que desplazan el aprovechamiento de los recursos naturales hacia la zona de influencia del área protegida (Lambin & Meyfroidt, 2010), y (3) que si las actividades que se realizan fuera de las AP no persiguen la sustentabilidad vulneran la estrategia de conservación propiciando un efecto de conservación tipo isla (Laurance, et al., 2012).

Por otra parte, la situación ambiental de los recursos forestales en la que surgen las APs se ha caracterizado por ser alarmante en varias regiones de México y América Latina dadas las elevadas tasas de deforestación (Bocco, et al., 2001; Lorena & Lambin, 2009; Soler, et al., 2009; Wyman & Stein, 2010). En particular para México, se estimó una tasa de deforestación anual del 0.3% para bosques templados y del 0.8% para los bosques tropicales en el periodo de 1976 al 2000; lo que significó la pérdida de 84,000 km<sup>2</sup> de cubierta forestal (Mas, et al., 2002; Velázquez, et al., 2002). Para el periodo de 2002 al 2007 se calculó una disminución en la tasa de cambio para bosques y selvas con una pérdida de 1,551 km<sup>2</sup> anuales (CONAFOR, 2009). Por tanto, el monitoreo espacial de la deforestación en las APs resulta de gran relevancia ya que permite conocer el estado de las coberturas forestales y sus usos en el tiempo. El presente trabajo se enfocó en el monitoreo de la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo (CCUS) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) y parte de su zona de influencia (2000-2008). Como objetivos relevantes se tuvieron, (1) determinar el tamaño y la intensidad

de los cambios de las coberturas forestales y los usos de suelo a un nivel creciente de detalle, es decir a nivel de intervalo de tiempo, de categoría y de transición. Posteriormente (2) estimar el proceso y ubicación del proceso de deforestación. Finalmente, se relacionan los procesos de cambio con un conjunto de variables como promotoras del proceso de deforestación para la RBSM.

### **3.2 Descripción del área de estudio**

#### **3.2.1 Localización geográfica y zonificación**

La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán fue decretada por el Ejecutivo Federal en marzo de 1987 y en 1988 fue incorporada a la Red Internacional de Reservas del Programa del Hombre y la Biosfera (MAB) de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (INE, 2000) Está localizada entre los 19°26'47" y 19°42'05" latitud norte, y 103°51'12" y 104°27'05" longitud oeste (**Figura 1**), y su territorio comprende los estados de Jalisco y Colima al occidente de México. Para el presente estudio de monitorio de los cambios se definió como área de estudio no solo a la RBSM (1,396 km<sup>2</sup>), sino además parte del área circundante (zona de influencia, ZI) de la RBSM con una extensión total de 4,576 km<sup>2</sup>. La sierra de Manantlán puede dividirse en dos unidades fisiográficas principales: (1) la zona centro oeste de la Sierra de Manantlán que forma parte de la porción más occidental de la Sierra Madre del Sur, y (2) la zona de Cerro Grande, caracterizada por una amplia meseta cárstica (Lazcano, 1988). De acuerdo con el plan de manejo, estas dos unidades fueron divididas en: (1) zonas núcleo, las cuales se caracterizan por ser sitios de conservación estricta; (2) una zona de amortiguamiento, que rodea a las zonas núcleo y que puede ser utilizada con fines de aprovechamiento reglamentado y finalmente, (3) un área de transición o zona de influencia, la cual rodea a esta última en la cual se sugiere la implementación de un aprovechamiento de los recursos naturales de manera sustentable. En conjunto estas tres zonas conforman un esquema de ordenamiento territorial zonificado ( (MAB-UNESCO, 1984) y 1995).

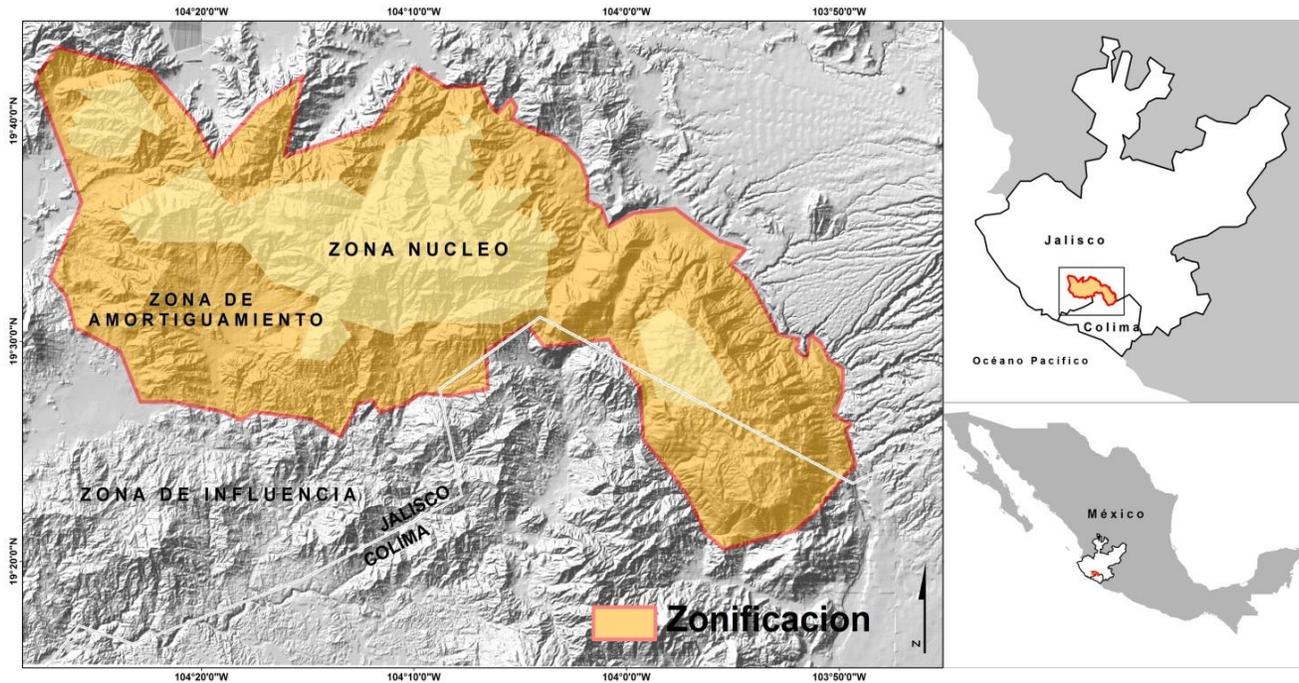


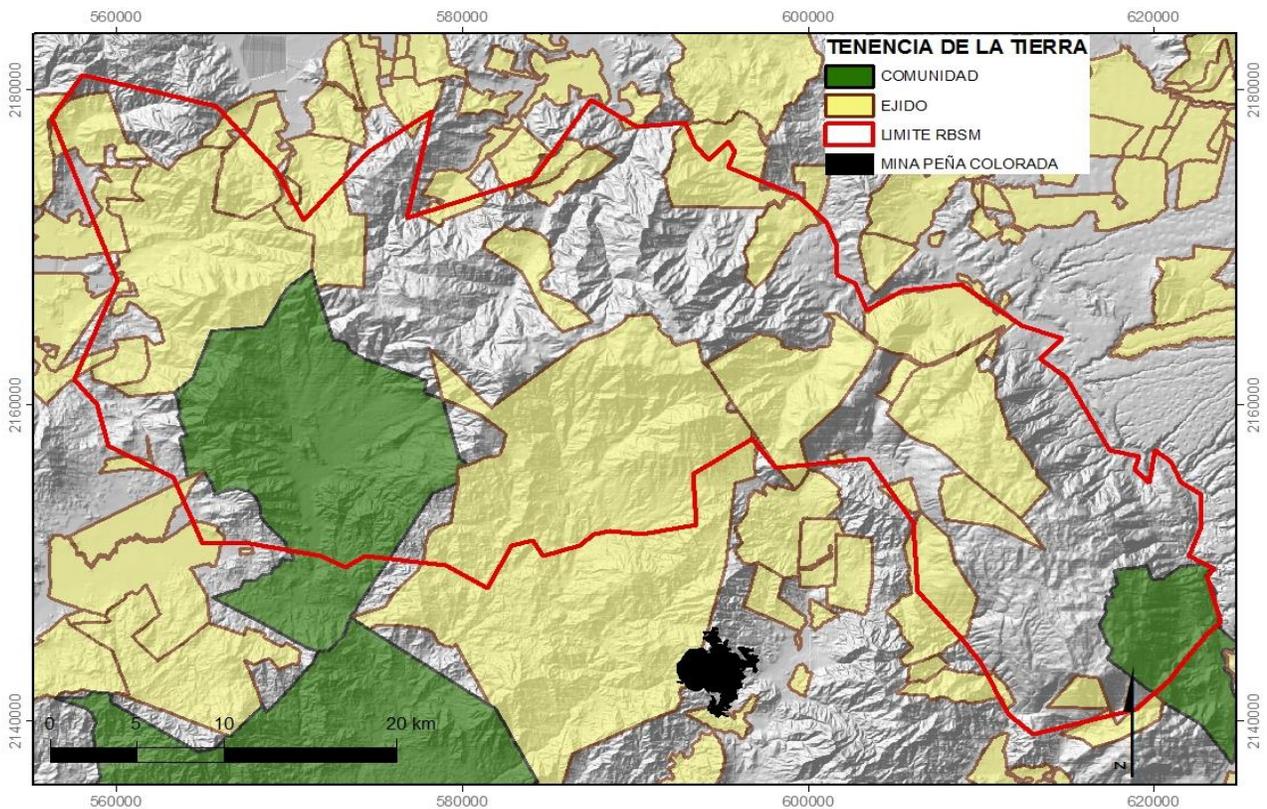
Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y zona de influencia.

### 3.2.2 Relieve y tipos de vegetación

La RBSM destaca por un gradiente altitudinal que va de los 400 a los 2,900 msnm, asociado a una diversidad litológica y a una complejidad geomorfológica como principales factores diferenciadores del paisaje (Pérez Vega, et al., 2008; INE, 2000). Destaca por la complejidad de su relieve debido a que se encuentra en una región de transición y contacto entre varias provincias fisiográficas de México: la Sierra Madre Occidental, el Eje Neovolcánico, la Sierra Madre del Sur y la Depresión del Balsas (Jardel, et al., 2006). Las partes altas y templadas están compuestas por bosques de coníferas, de encinos y latifoliadas; en altitudes medias y bajo condiciones subhúmedas abundan los pinares y el bosque mesófilo de montaña; en las laderas por debajo de los 1,000 msnm, con un clima subhúmedo, se desarrollan selvas bajas caducifolias y, finalmente, en las laderas bajas de las montañas y en algunas mesetas altas se localizan terrenos de cultivo. La variación del relieve en combinación con el clima, caracterizado por una marcada estacionalidad entre la temporada de lluvias y la de secas, hace posible una gran diversidad vegetal con un registro de más de 2,700 especies de plantas vasculares (INE, 2000).

### 3.2.3 Tenencia de la tierra, usos del suelo y crecimiento poblacional

Existen 32 ejidos y dos comunidades indígenas de ascendencia nahua y otomí cuyos territorios están comprendidos dentro de la RBSM (**figura 2**). Las comunidades indígenas viven en condiciones de pobreza y alta marginación con una larga historia de lucha social por la tierra, en defensa de sus recursos naturales y por el reconocimiento de sus derechos agrarios (Tetreault, 2009).

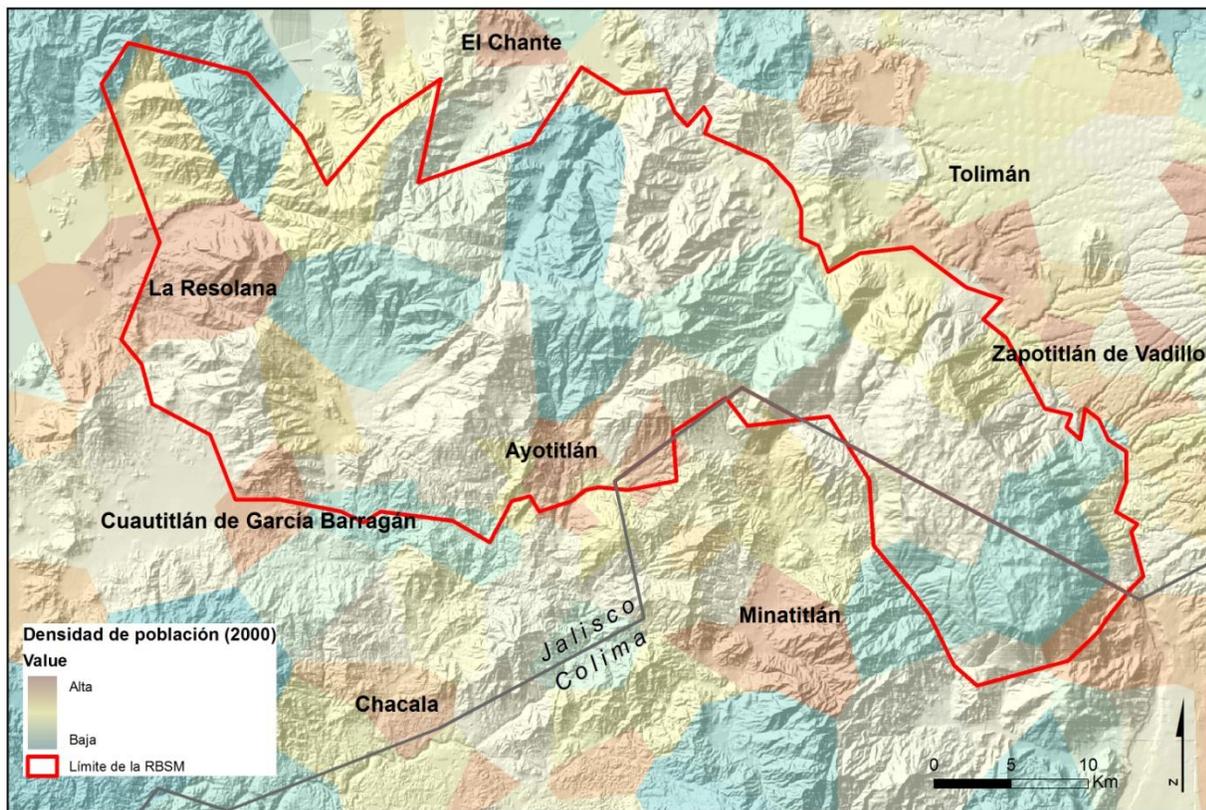


**Figura 2. Situación de la tenencia de la tierra en la RBSM.**

La población de algunos ejidos dentro de la RBSM se dedica principalmente a la agricultura de subsistencia (cultivo de maíz, frijol y calabaza) a través del sistema de agricultura con ciclo de barbecho llamado *coamil*. Este sistema es practicado en laderas, donde no se puede trabajar con tractor ni arado. Las diferentes actividades que involucra esta práctica consisten en la limpieza y quema de la vegetación y la posterior siembra de las semillas. Después de la cosecha de maíz, el terreno es utilizado durante dos o tres años para el cultivo y luego se deja en barbecho por un periodo de tiempo similar permitiendo que la fertilidad del suelo se recupere (INE, 2000). Existen áreas de agricultura permanente, las de temporal (yuntas), y las de riego como pueden ser áreas irrigadas en el valle de

Cuzalapa, así como terrazas aluviales cercanas al Río Ayuquila en San Pedro Toxín. También se practica la ganadería de manera extensiva en la mayor parte del territorio de la RBSM.

En relación con la dinámica poblacional, de acuerdo con Graf y Rosales (1996), en la región se tuvo una tasa anual de crecimiento demográfico de alrededor de 1.42% entre 1930-1940, pasando a 2.95% entre 1940 y 1970. Se plantea que para este último periodo de tiempo tiene un auge importante la economía regional con la construcción de infraestructura (carreteras, sistemas de riego), programas de desarrollo agropecuario, explotación maderera, cierto nivel de industrialización en Colima y Manzanillo y la dotación de ejidos. Este desarrollo se localizó en la zona de influencia y amortiguamiento de la RBSM (**figura 3**).



**Figura 3.** Distribución espacial de las localidades con mayor población en la RBSM.

### 3.3 Materiales

El área de estudio se delimitó utilizando la zonificación del decreto como Reserva de la Biosfera (INE, 2000) en conjunto con las cartas de uso de suelo y vegetación (1:50,000) de INEGI (1971). Esta información fue incorporada dentro de un Sistema de Información Geográfica (SIG), ArcGis (Versión 9.3). Para actualizar la información de INEGI (1:50,000) fue empleada una imagen Landsat ETM+ del 2000, con una resolución espacial de 30 metros. Este insumo fue proporcionado por el Inventario Forestal Nacional 2000-2001 y se emplearon 6 bandas que corresponden al espectro visible y al infrarrojo (1, 2, 3, 4, 5 y 7) generando compuestos en falso color, que sirvieron como base para la identificación de los tipos de coberturas y usos del suelo. Para las siguientes fechas 2004 y 2008 se emplearon imágenes SPOT 5 con nivel de procesamiento 2A (**tabla 1**), con una resolución espacial de 10 metros. Todos los insumos cartográficos se estandarizaron en la proyección UTM zona 13 norte con datum WGS84.

**Tabla 1. Imágenes satelitales empleadas para actualizar la cobertura y uso del suelo.**

<b>Imagen multiespectral</b>	<b>Fecha</b>	<b>Resolución espacial</b>	<b>Resolución espectral</b>
Landsat ETM+	23/mayo/2000 7/junio/2000	30 metros	7 bandas + 1 pancromática
SPOT 5	21/enero/2004 24/diciembre/2008	10 metros	4 bandas + 1 pancromática

### 3.4 Métodos

#### 3.4.1 Actualización de los tipos de vegetación y uso de suelo

Para la elaboración de la cartografía de vegetación y uso de suelo, se empleó la leyenda utilizada por Farfán (2009) que homologa sistemas previos de clasificación de los tipos de vegetación y uso de suelo para la RBSM. En el presente estudio se emplearon 13 categorías de vegetación y usos del suelo (**tabla 2, figura 4**) que fueron actualizadas para las fechas 2000, 2004 y 2008 con la técnica de clasificación visual interdependiente propuesta por la FAO (2001). Esta consiste en que los polígonos de una primera fecha sirvan de referencia para interpretar las imágenes de las demás fechas, modificando sólo los segmentos en donde se visualicen cambios. Es un método fiable debido a que reduce al mínimo errores de posición y de clasificación (Ramírez & Zubieta, 2005).

**Tabla 2. Leyenda de tipos de coberturas y usos del suelo empleados en el análisis de la dinámica de cambio.**

Categorías	Clave	Descripción del tipo de vegetación
Agricultura de riego	Agr	Áreas que se mantienen año con año bajo cultivo, principalmente en los terrenos planos
Agricultura de temporal	Agt	Agricultura con ciclo de barbecho regada por agua de lluvia.
Bosque mixto de pino y encino	BmPE	Bosques con mezcla de pinos y encinos como elementos dominantes. El género <i>Pinus</i> representa 60-90% de la cobertura de copas y el género <i>Quercus</i> del 10 al 40% de la cobertura de copas. Se encuentra principalmente entre los 1,500 y los 2,500 m de altitud, siendo el tipo de vegetación más extendido a estas elevaciones.
Bosque mixto de encino y latifoliadas	BmEL	Bosque latifoliado (Encino-Aile) o encino con bosque mesófilo de montaña
Bosque mixto de encino y pino	BmEP	En esta unidad la dominancia de los encinos es mayor que la de los pinos (60-90% de la cobertura de copas). Estos bosques se encuentran en sitios con suelos pedregosos relativamente secos, o bien en lugares donde la corta selectiva ha disminuido la cobertura de pinos.
Selva baja caducifolia	SBC	Se encuentra dominada por especies arbóreas no espinosas con una altura entre los 8 y 15 metros de altura que se defolian por completo durante un período largo, que coincide con la estación seca del año. Se desarrolla en altitudes de 600 a 1300 msnm en la Sierra de Manantlán y hasta 1700 msnm en Cerro Grande.
Selva mediana subcaducifolia	SmSBC	En las partes bajas de la Sierra, en la parte noroeste y sur, con precipitación pluvial mayor a 1,400 mm, o en cañadas húmedas, se encuentran componentes arbóreos que alcanzan entre 20 y 30 m de altura, y que corresponde al bosque tropical subcaducifolio de Rzedowski (1978) o selva mediana subperennifolia de Miranda y Hernández X. (1963). Esta comunidad incluye principalmente árboles caducifolios, no obstante, permanece verde la mayor parte del año debido a la presencia de elementos perennifolios y a su fenología diferencial. Esta categoría se generalizó incluyendo la transición de la selva mediana a la selva baja que se observa en laderas altas y geoformas convexas.
Vegetación perturbada	VP	Vegetación derivada de la alteración de la cobertura forestal que se mantiene debido a perturbaciones recurrentes de fuego y desmonte, o que constituye una etapa serial en su restablecimiento.
Pastizal inducido	Pi	Pastos sembrados en terrenos desmontados para dedicarlos al pastoreo de ganado
Mina (área sin vegetación)	SV	Área extractiva del consorcio Minero Peña Colorada
Sin vegetación aparente	SVA	Eriales
Agua	A	Agua

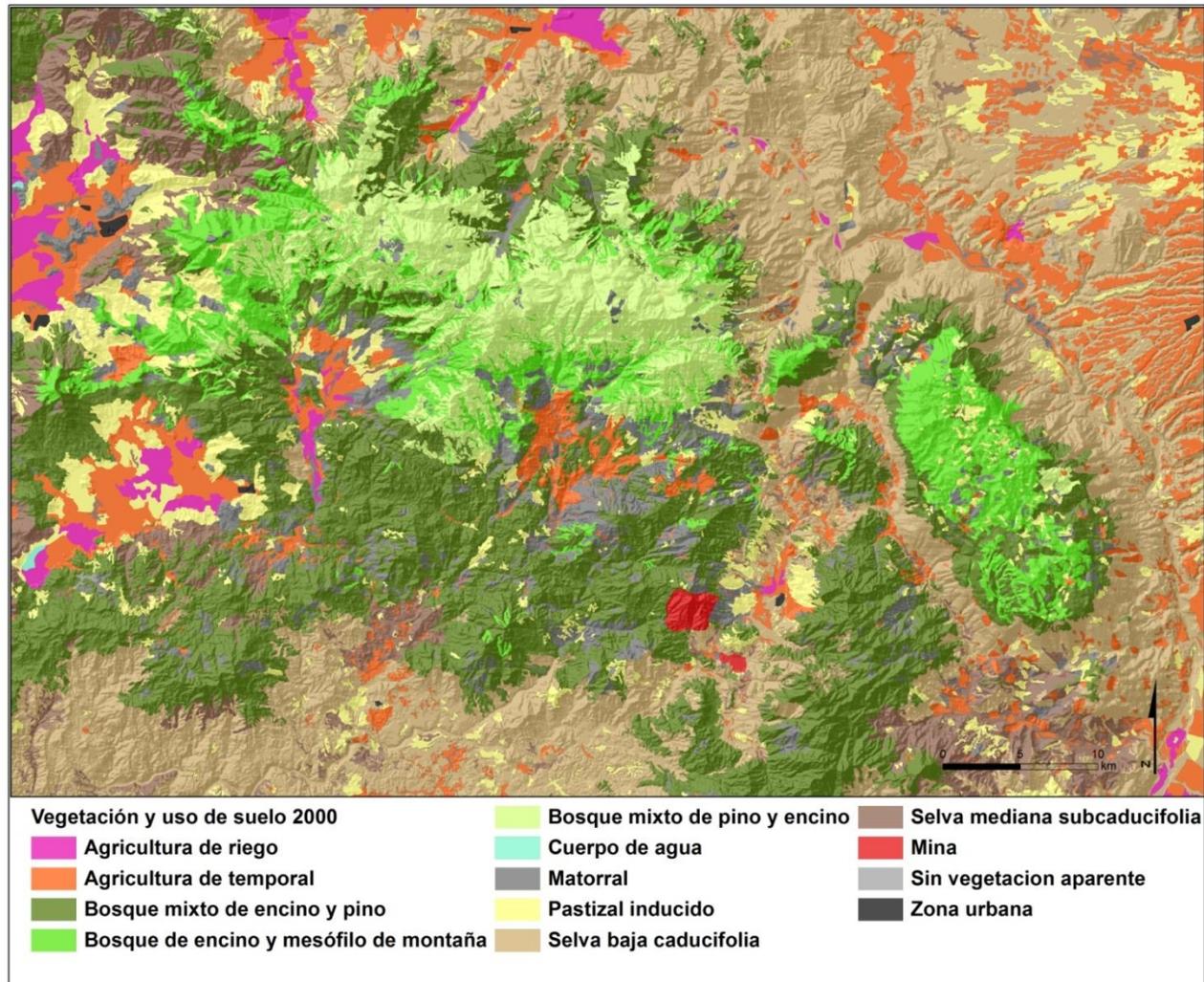


Figura 4. Distribución de los tipos de coberturas forestales y usos del suelo de la RBSM (2000)

### 3.4.2 Estimación espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo

La cartografía vectorial (2000-2008) fue transformada a formato raster con una resolución de celda de 30 metros, la cual fue utilizada para calcular las matrices de transición para dos periodos 2000-2004 y 2004-2008. Este análisis consiste en la sobreposición cartográfica y una tabulación cruzada empleando dos fechas (fecha 1 y fecha 2) (Eastman, et al., 1995; Bocco, et al., 2001). Como resultado se obtiene una matriz de transición que es una tabla de arreglos simétricos que contiene en uno de los ejes las categorías de vegetación y uso del suelo para la primera fecha, mientras que en el otro eje tiene la información proveniente de la siguiente fecha (**tabla 3**). La diagonal de la matriz, representa la superficie de cada categoría de vegetación y uso de suelo que permaneció sin cambios durante el

periodo considerado, mientras que en el resto de las celdas muestra la superficie que experimentó un cambio hacia algún otro tipo de categoría. Pontius et al. (2004), sugiere realizar otro tipo de cálculos a partir de la matriz de transición para identificar cambios sistemáticos independientes de cualquier nivel de persistencia. Entre estos están el cambio total, el cambio neto, la ganancia, la pérdida y la estimación del intercambio entre coberturas (“swap” en inglés) de cada una de las coberturas hacia otras categorías, principalmente usos de suelo (**tabla 3**). De acuerdo con Pontius et al. (2004) las matrices de transición terminan con una columna al final que es la suma de las superficies de todas las categorías en la fecha 1 ( $P_{i+}$ ) y con un renglón hasta abajo que es de igual manera, la suma total para las categorías de la fecha 2 ( $P_{+j}$ ) y adicionalmente se agregaron columnas y filas para representar las ganancias, las pérdidas y el intercambio (**tabla 3**). El intercambio entre coberturas es el proceso en que la pérdida de una determinada cobertura en un lugar puede ser acompañada por su ganancia simultánea en otra ubicación. Como por ejemplo cuando se estima el proceso en donde la deforestación de un bosque va acompañada al mismo tiempo de su reforestación.

**Tabla 3. Matriz que muestra la estimación del intercambio (Int), cambio total (Ct), cambio neto (Cn), ganancia (G<sub>j</sub>) y pérdida (L<sub>ij</sub>) entre categorías (Cat) de la fecha 1 a la fecha 2 (adaptada de Pontius et al. 2004).**

		Fecha 2				Suma total fecha 1 ( $P_{i+}$ )	Pérdida ( $L_{ij}$ )	Cambio total (Ct)	Cambio neto (Cn)	Intercambio (Int)
		Cat 1(j)	Cat 2	Cat 3	Cat <sub>j</sub>					
Fecha 1	Cat 1(j)	$P_{11}$	$P_{12}$	$P_{13}$	$P_{1j}$	$P_{1+}$	$P_{1+}-P_{11}$	= L + G	= Ct-Int	= 2*min(L,G)
	Cat 2	$P_{21}$	$P_{22}$	$P_{23}$	$P_{2j}$	$P_{2+}$	$P_{2+}-P_{22}$			
	Cat 3	$P_{31}$	$P_{32}$	$P_{33}$	$P_{3j}$	$P_{3+}$	$P_{3+}-P_{33}$			
	Cat <sub>i</sub>	$P_{i1}$	$P_{i2}$	$P_{i3}$	$P_{ij}$	$P_{i+}$				
	Suma total fecha 2 ( $P_{+j}$ )	$P_{+1}$	$P_{+2}$	$P_{+3}$	$P_{+j}$	1				
	Ganancia ( $G_j$ )	$P_{+1}-P_{11}$	$P_{+2}-P_{22}$	$P_{+3}-P_{33}$						

Se estimó la ganancia ( $G_j$ ), como la diferencia entre la columna de la suma total de la fecha 2 ( $P_{+j}$ ) y la persistencia expresada en la diagonal de la matriz ( $P_{jj}$ ), así se obtiene que,  $G_j = (P_{+j}) - (P_{jj})$  (ecuación 1). Por su parte, la pérdida ( $L_{ij}$ ) es la diferencia entre la fila de la suma total de la fecha 1 ( $P_{i+}$ ) y la persistencia ( $P_{ij}$ ),  $L_{ij} = (P_{i+}) - (P_{ij})$  (ecuación 2). El intercambio entre categorías (Int) se calcula como dos veces el valor mínimo de las ganancias y las pérdidas  $Int = 2 \times \text{MIN} (P_{i+} - P_{ij}, P_{+j} - P_{jj})$

(ecuación 3). Para calcular el cambio total para cada categoría ( $C_t$ ) se establece como la suma del cambio neto ( $C_n$ ) y el intercambio ( $Int$ ), o bien, la suma de las ganancias ( $G_j$ ) y las pérdidas ( $L_j$ ).

### 3.4.3 Estimación de la intensidad del cambio

Después de generar las matrices mediante tabulación cruzada para cada intervalo, se analizó la dinámica de cambio en relación con su intensidad. El análisis de intensidad de cambio está definido dentro de un marco matemático que en términos generales compara una intensidad de cambio uniforme versus intensidades de cambio observadas a niveles distintos de detalle (intervalo, categoría y transición) (figura 5) (Aldwaik & Pontius, 2012).

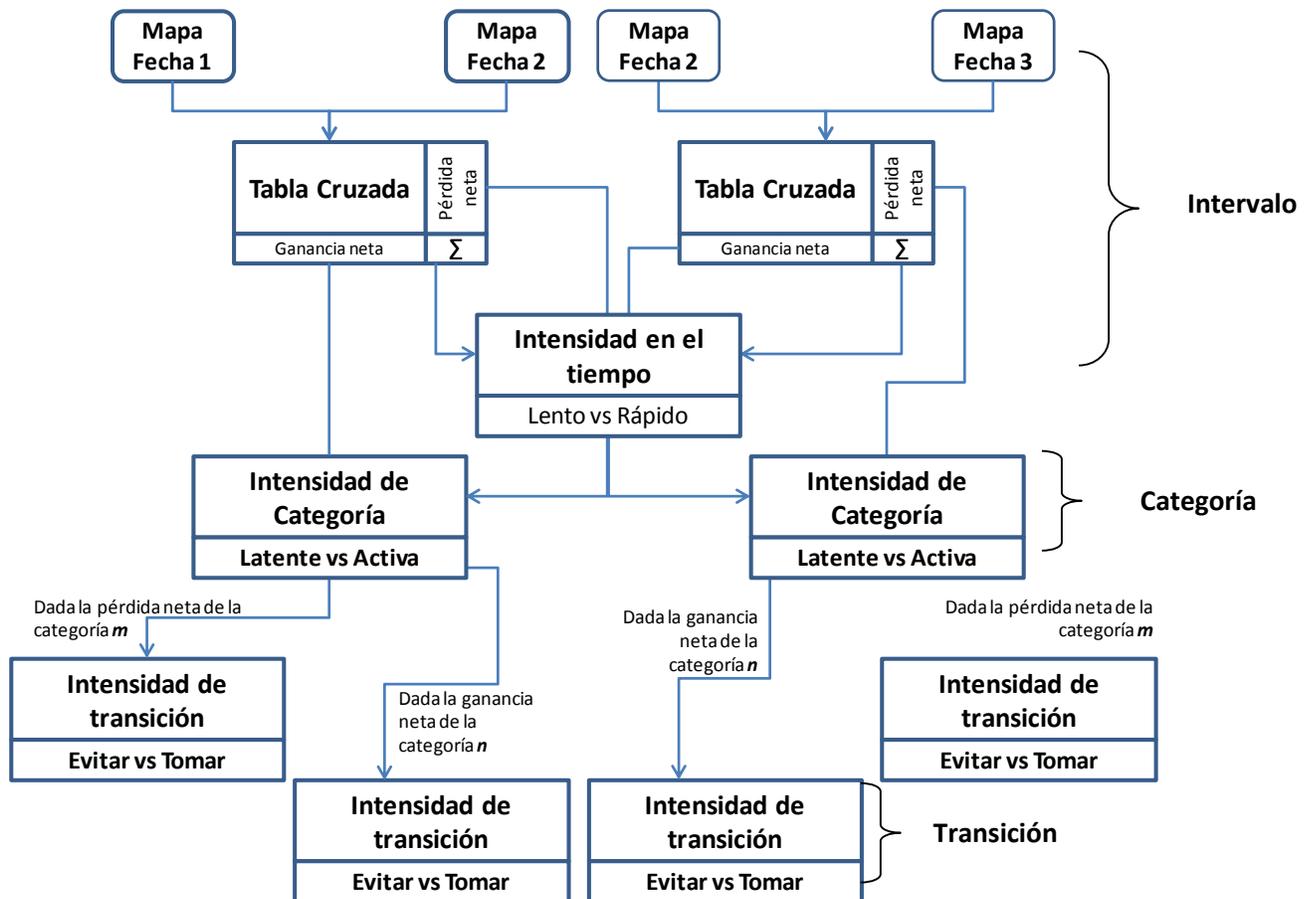


Figura 5. Análisis de intensidad de la dinámica de cambio a nivel creciente de detalle: intervalo, categoría y transición. (Adaptada de Aldwaik y Pontius 2012).

Para cada una de las etapas del análisis de intensidad de la **figura 5**, corresponden un conjunto de ecuaciones definidas por la notación matemática de la **tabla 4**. A continuación se establecen sus definiciones.

**Tabla 4. Notación matemática de las ecuaciones a nivel de intervalo, categoría y transición.**

$T$	Número de puntos en el tiempo, equivalente a 3 para nuestro caso de estudio.
$Y_t$	Año al tiempo $t$
$t$	Índice para el intervalo de tiempo inicial $[Y_t, Y_{t+1}]$ , donde $t$ tiene un rango de 1 hacia $T-1$
$J$	Número de categorías
$i$	Índice para la categoría para el inicio del intervalo
$j$	Índice para la categoría al final del intervalo
$m$	Índice para la categoría que pierde en la transición seleccionada
$n$	Índice para la categoría que gana en la transición seleccionada
$C_{tij}$	Número de pixeles en la transición de la categoría $i$ a la categoría $j$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$
$S_t$	Cambio anual durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$
$U$	Cambio anual uniforme durante la extensión $[Y_t, Y_3]$
$G_{tj}$	Intensidad en la ganancia anual de la categoría $j$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $j$ al tiempo $t + 1$
$L_{ti}$	Intensidad de pérdida anual de la categoría $i$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $i$ al tiempo $t$
$R_{tin}$	Intensidad de transición anual de la categoría $i$ a la categoría $n$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $i$ al tiempo $t$ donde $i \neq n$
$w_{tn}$	Intensidad anual uniforme de transición de todas las categorías diferentes de $n$ hacia la categoría $n$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de las categorías diferentes de $n$ al tiempo $t$
$Q_{tmj}$	Intensidad de transición anual de la categoría $i$ a la categoría $m$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $j$ al tiempo $t+1$ donde $j \neq m$
$V_{tm}$	Intensidad de transición anual uniforme desde todas las categorías que no son $m$ hacia la categoría $j$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de todas las categorías que no son $m$ en el tiempo $t+1$

En el primer nivel de análisis se estimó cómo la tasa de cambio anual varía entre los intervalos de tiempo definiendo esto como intensidad de intervalo y puede ser rápido o lento. Después de calcular la intensidad de cambio anual para cada intervalo de tiempo (ecuación 1), se compararon las tasas observadas con respecto a una tasa uniforme que existiría si los cambios anuales fueran distribuidos de manera uniforme en todo el periodo de tiempo (ecuación 2).

$$S_t = \frac{\text{área de cambio durante el intervalo } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{duración del intervalo } [Y_t, Y_{t+1}]} \times 100\% \quad (1)$$

$$U = \frac{\text{área de cambio durante todos los intervalos}/\text{área de estudio}}{\text{duración de todos los intervalos}} \times 100\% \quad (2)$$

A nivel de categorías, se estimó cómo las ganancias y las pérdidas cambian en relación con el tamaño de su superficie considerando respectivamente la superficie al inicio y al final del periodo (Ecuaciones 3 y 4). También se comparó la intensidad del cambio anual observada a nivel de las categorías con la correspondiente intensidad uniforme de cambio anual que se produciría si el cambio durante cada intervalo se asignara de manera uniforme en el área de estudio. Si la intensidad de cambio de la categoría es mayor al cambio uniforme, entonces la categoría es activa durante el intervalo. Por el contrario, si la intensidad de cambio es menor a este, entonces la categoría es latente. De la ecuación (1) se obtiene la intensidad uniforme para el intervalo de tiempo  $t$  a nivel de categoría, por lo tanto la ecuación (1) vincula el análisis de nivel de intervalo con el análisis a nivel de categoría.

$$G_{tj} = \frac{\text{área de ganancia neta de la categoría } j \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] / \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_{t+1}} \times 100\% \quad (3)$$

$$L_{ti} = \frac{\text{área de pérdida neta de la categoría } i \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] / \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t} \times 100\% \quad (4)$$

Finalmente el análisis a nivel de transiciones examina como la superficie de la transición varía dentro del intervalo de tiempo en relación con la superficie de la transición de las categorías disponibles para que ocurra la transición. Considera cualquier transición dada, de una categoría a otra, teniendo en cuenta el tamaño de todas las categorías del paisaje. Para definir el análisis a nivel de transiciones es útil considerar la transición de una particular categoría  $m$  hacia otra categoría diferente  $n$ . Es importante considerar algunas limitaciones con respecto al lugar donde puede ocurrir la transición de  $m$  hacia  $n$ . Definiremos el patrón de transición de ganancia de la categoría  $n$ . Por ejemplo, si la categoría  $n$  existe en el momento inicial, a continuación, la categoría  $n$  no puede ganar en ese lugar. Cuando la categoría  $n$  gana, tiene que hacerlo a partir de los lugares que inicialmente no son categoría  $n$ . Si la categoría  $n$  gana de manera uniforme a través del paisaje, entonces ganará de otras categorías en proporción al tamaño inicial de dichas categorías. Alternativamente, la categoría  $n$  intensivamente

podría evitar el aumento de algunas categorías particulares y se puede orientar intensamente ganando de algunas otras categorías.

La ecuación (5) estima la intensidad observada de la transición hacia la categoría **n** de cada categoría **i**, donde  $i \neq n$  y genera la intensidad J-1 por intervalo de tiempo. La ecuación (6) genera la intensidad uniforme para la categoría **n**, que define la intensidad de la transición anual hacia la categoría **n** asumiendo que la categoría **n** gana de manera uniforme a través del paisaje.

$$R_{tin} = \frac{\text{área de transición de } i \text{ hacia } n \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] / \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t} \times 100\% \quad (5)$$

$$W_{tn} = \frac{\text{área de ganancia neta de la categoría } n \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] / \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área que no pertenece a la categoría } n \text{ al tiempo } Y_t} \times 100\% \quad (6)$$

Finalmente consideremos la pérdida de la categoría **m**. Dada la pérdida observada de la categoría **m** las ecuaciones (7) y (8) identifican las categorías que intensivamente son evitadas versus aquellas que son las categorías blanco para la transición. La ecuación (7) estima la intensidad observada de la transición de la categoría **m** para cada categoría **j**, donde  $j \neq m$  y genera la intensidad J-1 por intervalo de tiempo, lo que se entiende como la intensidad para cada categoría diferente de **m** para el intervalo de tiempo.

$$Q_{tmj} = \frac{\text{área de transición de } m \text{ hacia } j \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] / \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_{t+1}} \times 100\% \quad (7)$$

$$V_{tm} = \frac{\text{área de pérdida neta de la categoría } m \text{ durante } [Y_t, Y_{t+1}] / \text{duración de } [Y_t, Y_{t+1}]}{\text{área que no pertenece a la categoría } m \text{ al tiempo } Y_{t+1}} \times 100\% \quad (8)$$

La ecuación (8) genera como resultado para la categoría **m** la intensidad uniforme en la transición anual de la categoría **m** hacia todas las demás categorías al final del tiempo en cada intervalo. Esta intensidad uniforme retrata la situación en la que la categoría **m** pierde hacia otras categorías, donde todas las categorías diferentes de **m** ganan de la categoría **m** en proporción a su tamaño relativo al final del periodo.

Si la intensidad de la transición observada es mayor que la intensidad uniforme, entonces la categoría se dirige a la transición de forma preferencial. En contra parte, si la intensidad de la transición observada es menor que la intensidad uniforme para esta, entonces la categoría evita esa transición.

### 3.4.4 Estimación de la deforestación

Finalmente, el cálculo de las tasas de cambio de cobertura y uso del suelo se realizó con la siguiente ecuación (9) utilizada por la FAO (1996):

$$t = \left( \frac{S_1 - S_2}{S_1} \right)^{1/n} \quad (9)$$

Donde  $t$  es la tasa de cambio,  $S_1$  y  $S_2$  son las superficies de uso del suelo en la fecha inicial y final, respectivamente. La variable  $n$  equivale a la duración del periodo evaluado. Un valor negativo de  $t$ , indica una disminución de la cobertura y por el contrario, si  $t$  es mayor que cero, hay un aumento de la misma.

## 3.5 Resultados

### 3.5.1 Evaluación espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo

A nivel del cambio anual por intervalo de tiempo considerado se estimó que durante el periodo del 2000 al 2004 hubo un cambio 70936 hectáreas, en contraste con el segundo periodo en el que disminuyó a 2194 ha (**figura 6**).

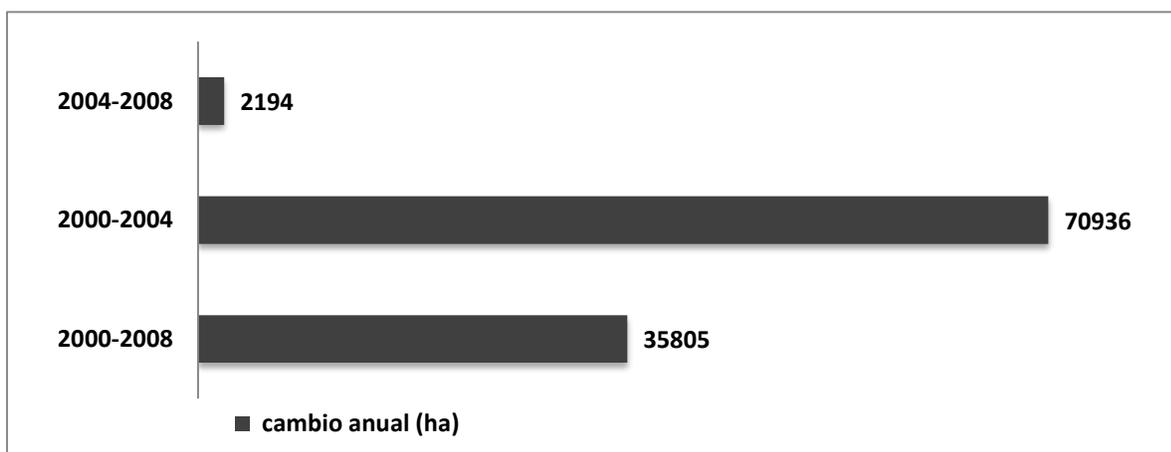


Figura 6. Superficies estimadas para cada uno de los periodos considerados (2000, 2004 y 2008).

A nivel de coberturas, durante el primer periodo (2000-2004), se estimó una pérdida de 2,206 hectáreas (ha) de selva baja caducifolia y de 491 ha de selva mediana subcaducifolia. El bosque mixto de encino y pino perdió 377 ha, así como el bosque mixto de encino y mesófilo de montaña con 118 ha. Los usos de suelo tuvieron ganancias importantes. La agricultura de temporal ganó 2,117 ha, seguido del pastizal inducido con 1,881 ha y finalmente la agricultura de riego con 1,103 ha (figura 7). En el segundo periodo (2004-2008) se estimó una pérdida de 797 ha de selva baja subcaducifolia, así como una pérdida 377 ha de bosque mixto de encino y pino y 118 ha de bosque mixto de encino y mesófilo de montaña. Las coberturas que ganaron en superficie fueron los usos de suelo, principalmente la agricultura de temporal (2,117 ha), seguido del pastizal inducido (1881 ha) y la agricultura de riego con 715 ha.

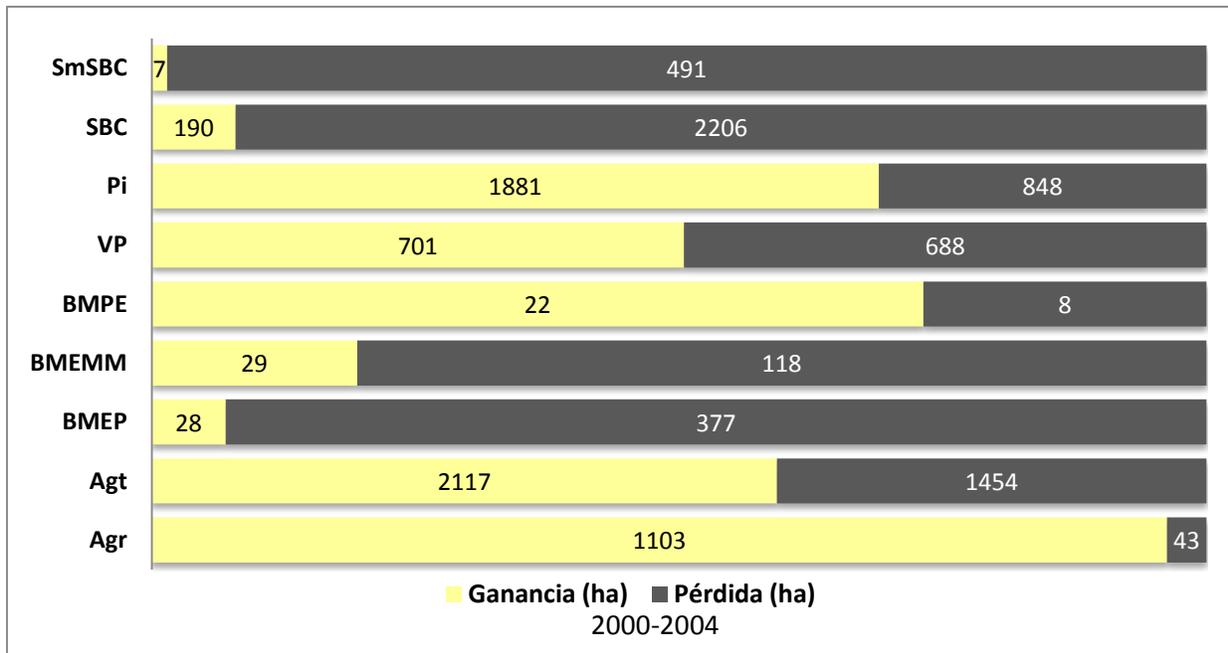


Figura 7. Ganancias y pérdidas en hectáreas durante el primer intervalo de tiempo de coberturas forestales y usos del suelo. SmSBC = selva mediana subcaducifolia, SBC= selva baja caducifolia, BMPE = bosque mixto de pino y encino, BMEP = bosque mixto de pino y en BMEMM= bosque mixto de encino y mesófilo de montaña, Pi = Pastizal inducido, VP = Vegetación perturbada, Agt = agricultura de temporal, Agr = agricultura de riego.

En relación con la rapidez del cambio, las tasas estimadas para los usos de suelo como son agricultura de riego, pastizal inducido, zonas urbanas y mina de hierro fueron superiores al 1% por año, que indican un aumento en su superficie en ambos periodos. Por el contrario para las coberturas forestales las tasas calculadas indican una pérdida de superficies. En particular para las selvas tropicales,

fueron los tipos de vegetación a una tasa estimada de -1% por año. En contraste, los bosques presentaron tasas menores de cambio de -0.5 %/año (figura 8).

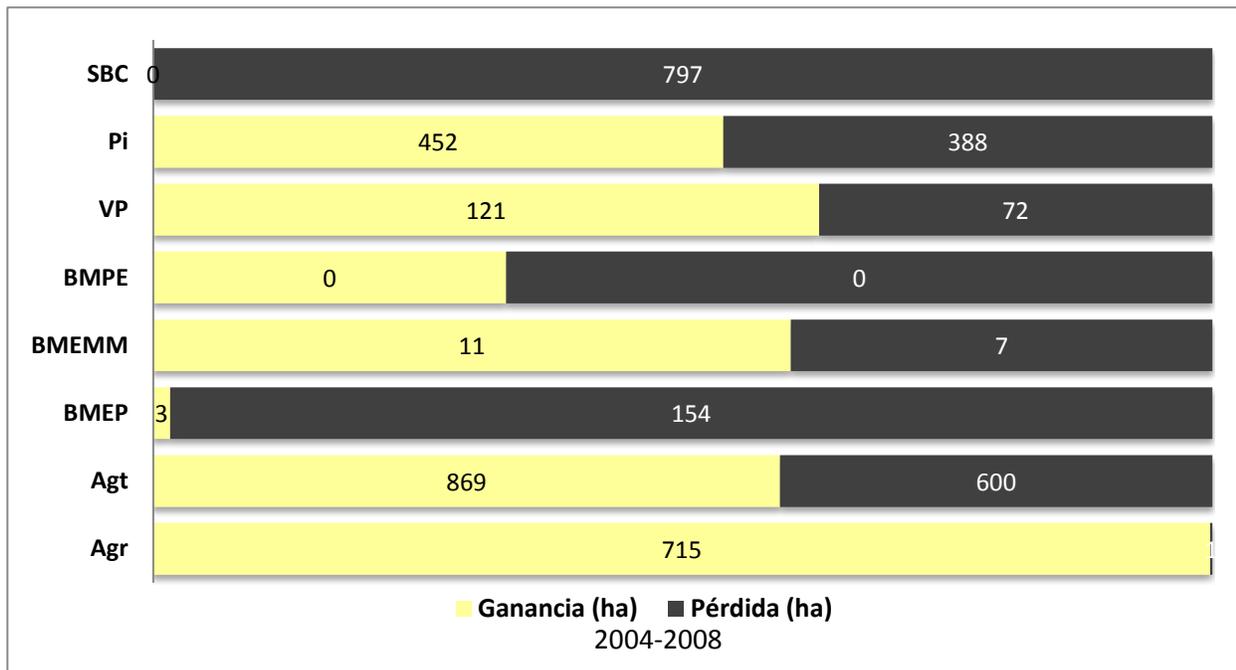


Figura 8. Ganancias y pérdidas en hectáreas durante el segundo periodo de tiempo de coberturas forestales y usos del suelo. SmSBC = selva mediana subcaducifolia, SBC= selva baja caducifolia, BMPE = bosque mixto de pino y encino, BMEP = bosque mixto de pino y encino, BMEMM= bosque mixto de encino y mesófilo de montaña, Pi = Pastizal inducido, VP = Vegetación perturbada, Agt = agricultura de temporal, Agr = agricultura de riego.

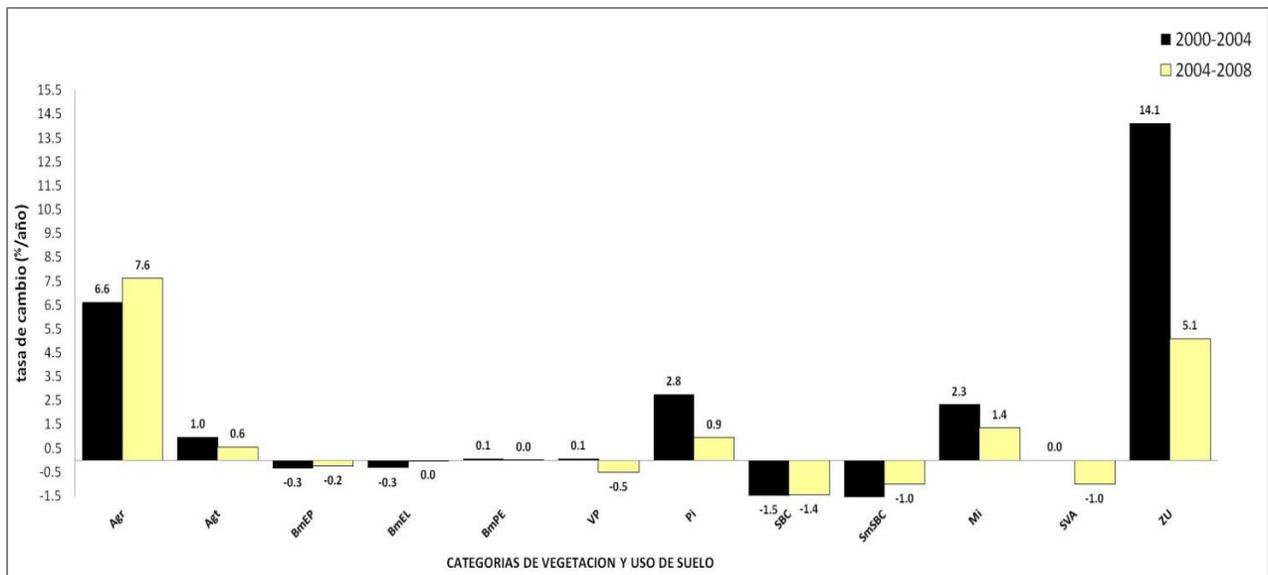


Figura 9. Tasas de cambio estimadas para los dos periodos de tiempo analizados (2000-2004 y 2004-2008)

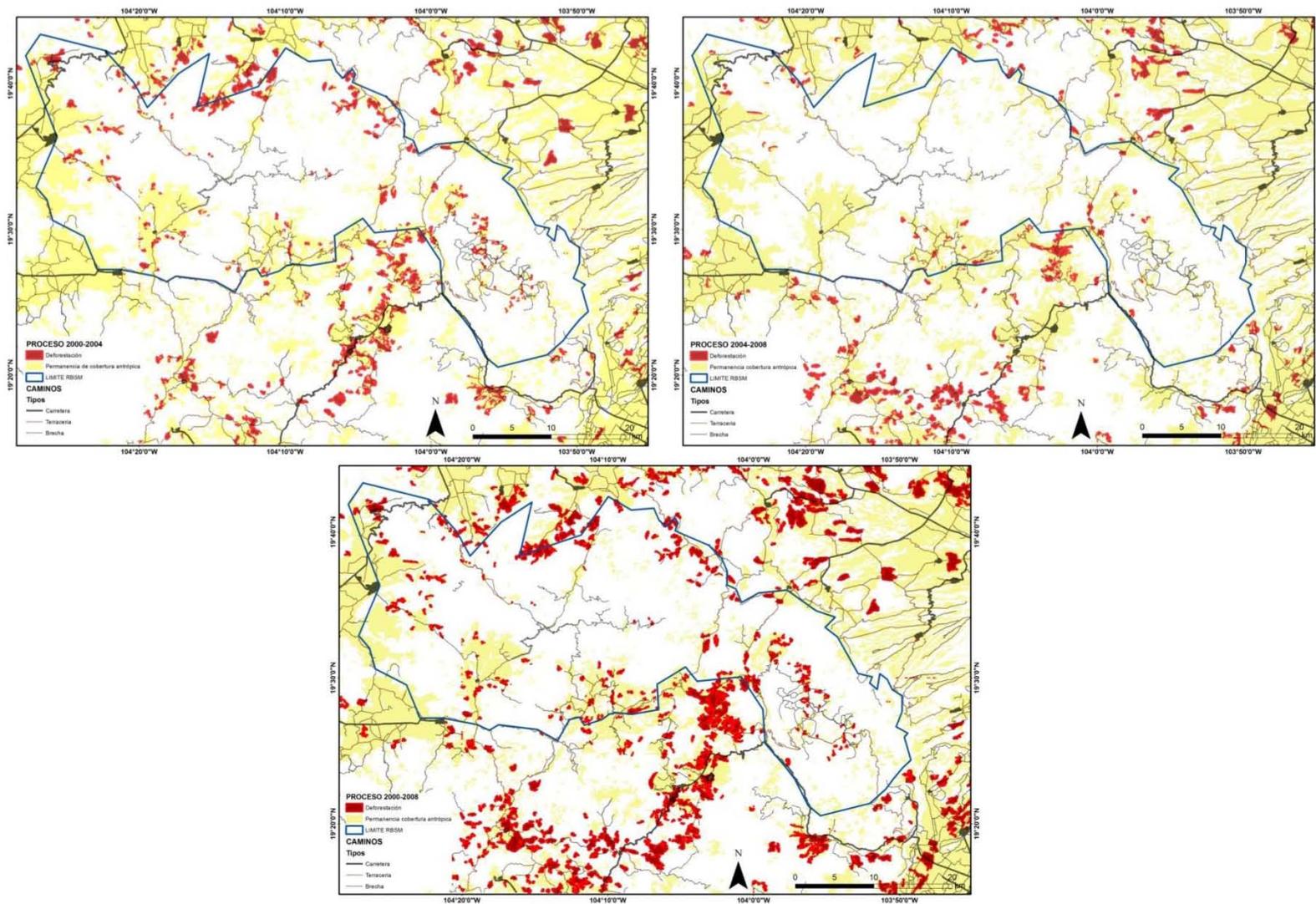


Figura 10. Localización de las áreas deforestadas para los dos periodos de tiempo analizados. El patrón que se observa está próximo a las vías de comunicación de la zona de influencia y de amortiguamiento de la RBSM.

### 3.5.2 Ganancias, pérdidas e intercambios entre coberturas

Se estimó en el primer periodo (2000-2004) que la selva baja caducifolia tuvo un cambio neto que indica pérdida de cobertura (**tabla 5**), de la misma manera la selva mediana subcaducifolia y en menor medida el bosque mixto de encino y pino, con porcentajes de intercambio menores al 0.05%, por lo que el proceso neto es de pérdida para dichas coberturas forestales. En lo que a los usos de suelo respecta se estimó que la dinámica de cambio para la agricultura de temporal se caracterizó por ser una dinámica de intercambios entre coberturas hacia vegetación perturbada, el pastizal inducido, pero principalmente hacia agricultura de riego lo cual también se observa en las matrices de transiciones (ver anexo **tabla 7**). El intercambio de la agricultura de temporal hacia la agricultura de riego puede ser un proceso de intensificación y de abandono de las prácticas locales en la zona de estudio. En este periodo la agricultura de riego experimentó una ganancia de cobertura como cambio neto. Este tipo de agricultura de riego en la RBSM incluye los terrenos que se mantienen año con año bajo cultivo, como pueden ser en la cuenca de Cuzalapa o en las márgenes del río Ayuquila en San Pedro Toxín. Parte de estos terrenos cuentan con riego donde el maíz y frijol son los cultivos predominantes. También se encuentran huertas de frutales o bien el cultivo de caña.

**Tabla 5. Estimaciones de los cambios en términos de proporción de superficie en porcentaje para las 13 categorías en el primer periodo de tiempo (2000-2004).**

Categorías	Pérdida	Ganancia	Cambio total	Cambio neto	Intercambio
	(%)				
<b>Agricultura de riego</b>	0.04	0.96	1.00	0.93	0.07
<b>Agricultura de temporal</b>	1.27	1.85	3.12	0.58	2.54
<b>Bosque mixto de encino y pino</b>	0.33	0.02	0.35	-0.30	0.05
<b>Bosque mixto de encino y bosque mesófilo de montaña</b>	0.10	0.02	0.13	-0.08	0.05
<b>Bosque de mixto Pino y Encino</b>	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01
<b>Vegetación perturbada</b>	0.60	0.61	1.21	0.01	1.20
<b>Pastizal inducido</b>	0.74	1.64	2.38	0.90	1.48
<b>Selva Baja Caducifolia</b>	1.93	0.17	2.09	-1.76	0.03
<b>Selva Mediana Sub</b>	0.43	0.01	0.44	-0.42	0.01
<b>Mina (área sin vegetación)</b>	0.01	0.02	0.03	0.02	0.02
<b>Sin vegetación aparente</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Zona urbana</b>	0.0	0.13	0.14	0.12	0.02

En el segundo periodo (2004-2008) la dinámica de pérdida para las coberturas forestales principalmente para las selvas bajas caducifolias se mantuvo así como para la selva mediana subcaducifolia y el bosque mixto de encino y pino (**tabla 6**). En lo que a los usos de suelo respecta, la agricultura de temporal se compone de una dinámica de intercambio como en el primer periodo con transiciones principalmente hacia la agricultura de riego y en menor medida hacia el matorral o el pastizal inducido (ver anexo, **tabla 8**). Para el caso de la agricultura de riego tuvo una ganancia neta de igual manera que para la cobertura de la mina y las zonas urbanas, sin ningún intercambio.

**Tabla 6. Estimaciones de los cambios en términos de proporción de superficie en porcentaje para las 13 categorías en el segundo periodo de tiempo (2004-2008).**

Categorías	Pérdida	Ganancia	Cambio total	Cambio neto	Intercambio
	%				
<b>Agricultura de riego</b>	0.02	1.42	1.43	1.40	0.04
<b>Agricultura de temporal</b>	1.16	1.50	2.66	0.34	2.32
<b>Bosque de encino</b>	0.21	0.00	0.22	-0.21	0.00
<b>Bosque mixto de encino y mesófilo de montaña</b>	0.02	0.02	0.03	0.00	0.03
<b>Bosque de Pino</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Matorral</b>	0.19	0.10	0.28	0.09	0.20
<b>Pastizal inducido</b>	0.41	0.76	1.18	0.35	0.83
<b>Selva Baja Caducifolia</b>	1.61	0.00	1.62	-1.61	0.00
<b>Selva Mediana Sub</b>	0.23	0.00	0.23	-0.22	0.01
<b>Mina (área sin vegetación)</b>	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00
<b>Sin vegetación aparente</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Zona urbana</b>	0.00	0.04	0.04	0.04	0.00

En relación con las matrices de transición examinadas, las transiciones importantes en ambos periodos de tiempo fueron la selva baja caducifolia hacia pastizal inducido y agricultura de temporal; la selva mediana subcaducifolia hacia pastizal inducido y en menor medida hacia agricultura de temporal; el bosque de mixto de encino y latifoliadas y bosque mixto de encino y pino hacia la agricultura de temporal y pastizal inducido (**figura 10**).

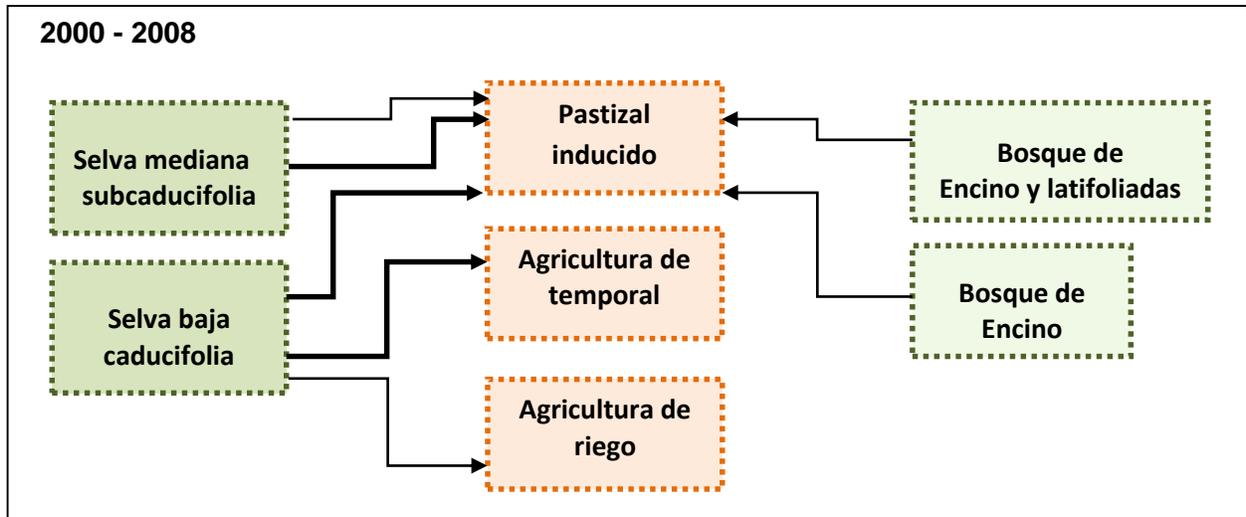


Figura 11. Diagrama de flujo que representa el proceso de deforestación de las principales coberturas forestales para todo el periodo (2000-2008). El grosor de las flechas indica la magnitud de la transición en ha.

### 3.5.3 Análisis de intensidad de cambio

De acuerdo con la **figura 11**, el cambio anual en porcentaje para el área de estudio durante el intervalo de 2000 al 2004 fue rápido en comparación con el cambio anual observado durante el periodo de 2004 al 2008, donde los cambios se dieron de manera lenta.

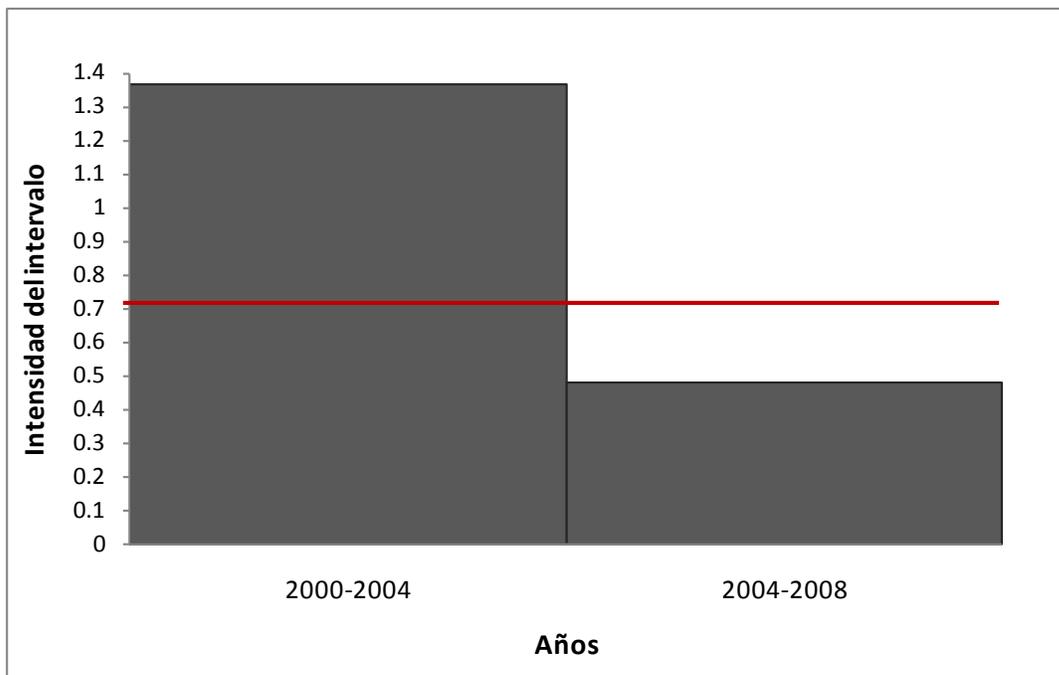


Figura 11. Intensidad del cambio a nivel de intervalo para los dos intervalos de tiempo considerados.

A nivel de categorías el análisis de intensidad muestra que durante el primer periodo (2000-2004) las categorías activas son la selva mediana subcaducifolia y la selva mediana subcaducifolia, mientras que los bosques aparecen como latentes. La línea roja indica el umbral de intensidad uniforme por debajo de éste las categorías son latentes o inactivas.

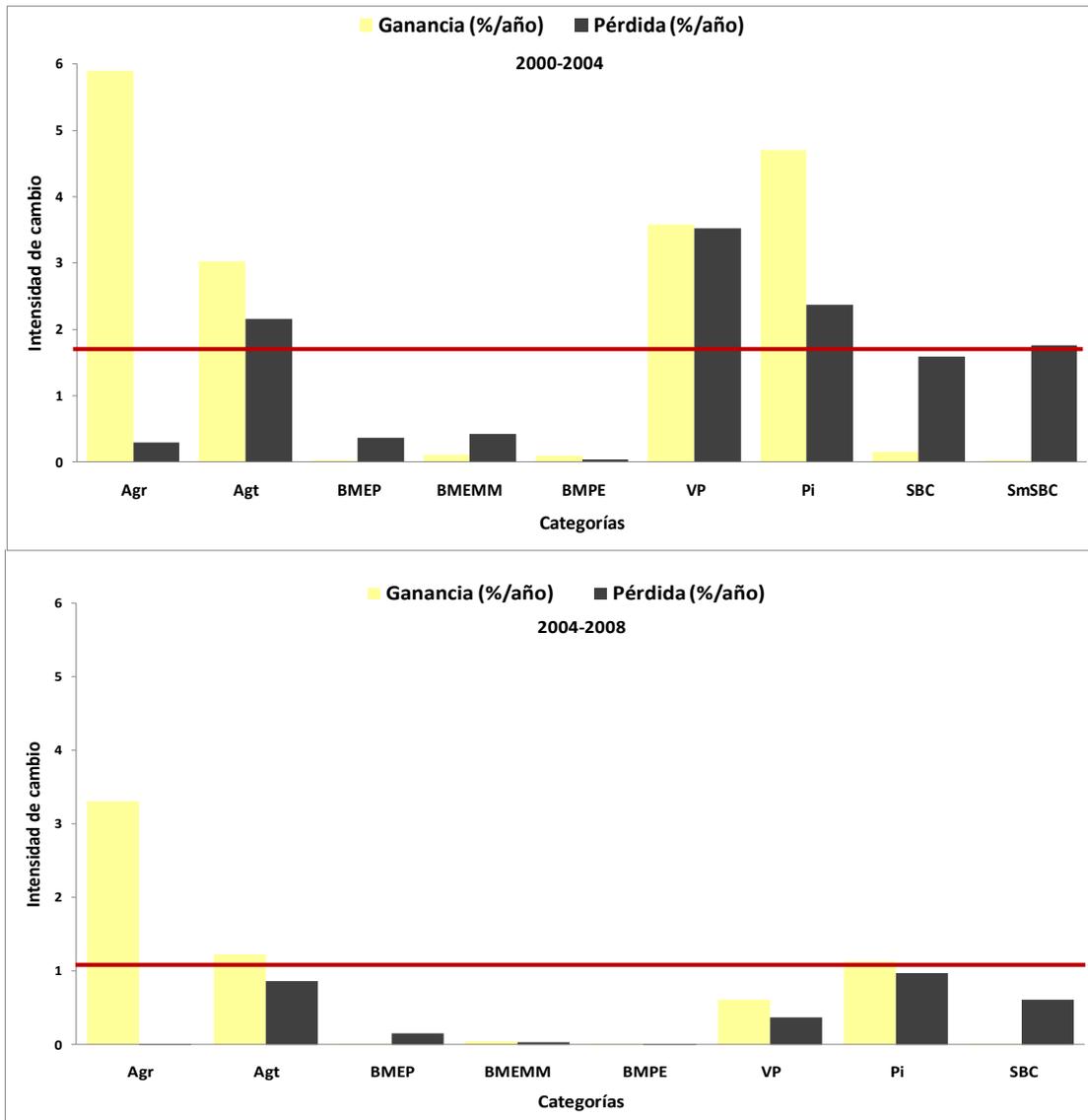
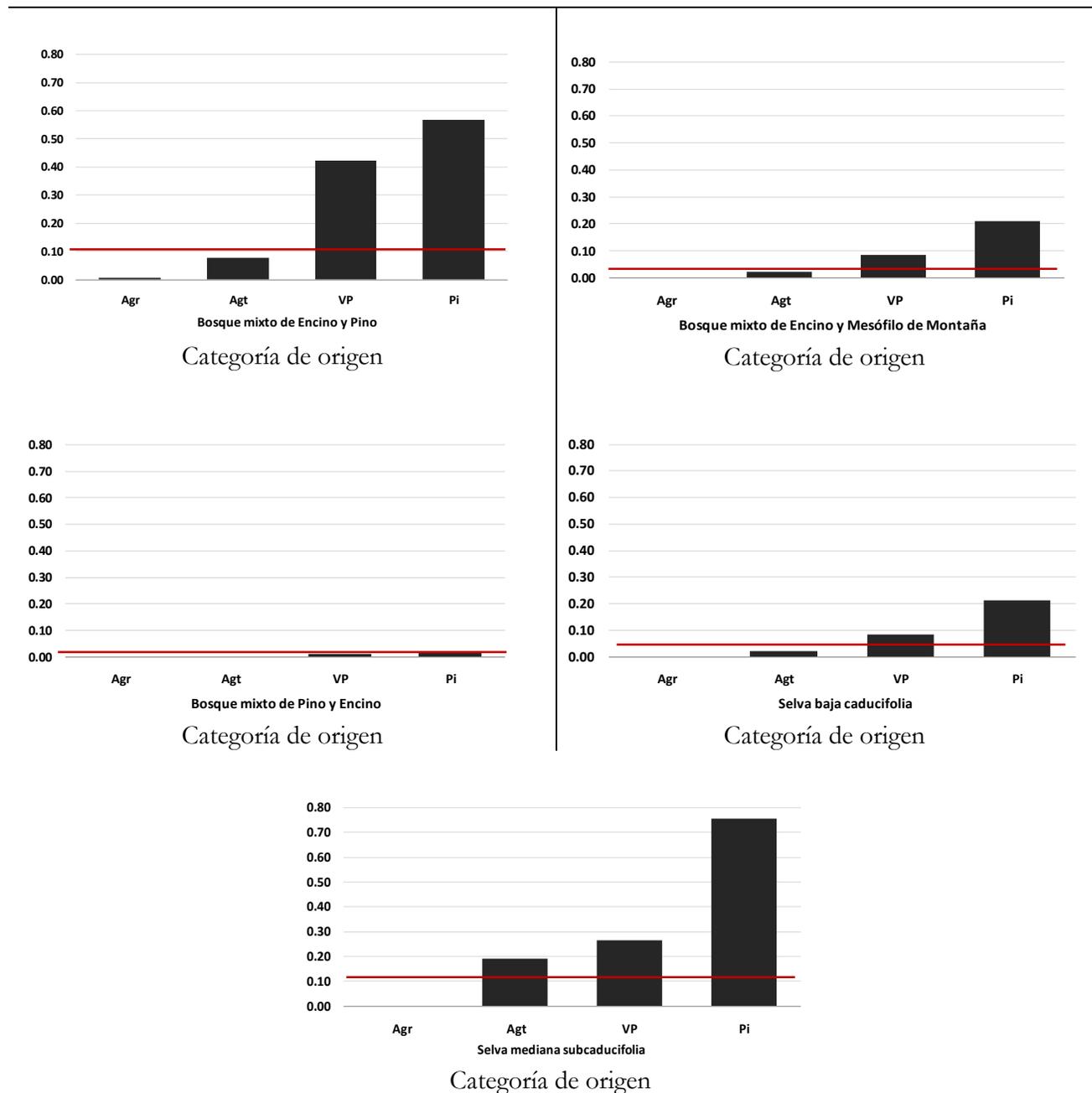


Figura 12. Intensidad del cambio en términos de ganancia y pérdida de las categorías durante los periodos de 2000-2004 y 2004-2008. Las unidades son porcentaje anual (%/año) de ganancia de la categoría en el último año; las pérdidas son el porcentaje anual en términos de la fecha inicial del intervalo. Si la categoría se extiende por arriba de la línea de intensidad uniforme, entonces la categoría es activa en el periodo, si está por debajo, entonces la categoría es latente. SmSBC = selva mediana subcaducifolia, SBC= selva baja caducifolia, BMPE= bosque mixto de pino y encino, BMEP= bosque mixto de pino y encino, BEMEMM= bosque mixto de encino y mesófilo de montaña, Pi= Pastizal inducido, VP= Vegetación perturbada, Agt= agricultura de temporal, Agr= agricultura de riego.

Para el segundo periodo (2004-2008) la intensidad del cambio a nivel de las categorías forestales indicó latencia para los bosques mixtos y una condición activa para la selva baja caducifolia. La selva mediana subcaducifolia no presentó cambios detectables a nivel de intensidad de categoría en el segundo intervalo de tiempo. En el caso de las categorías de uso de suelo se encontró que son activas y que incrementando su superficie con respecto al primer periodo.

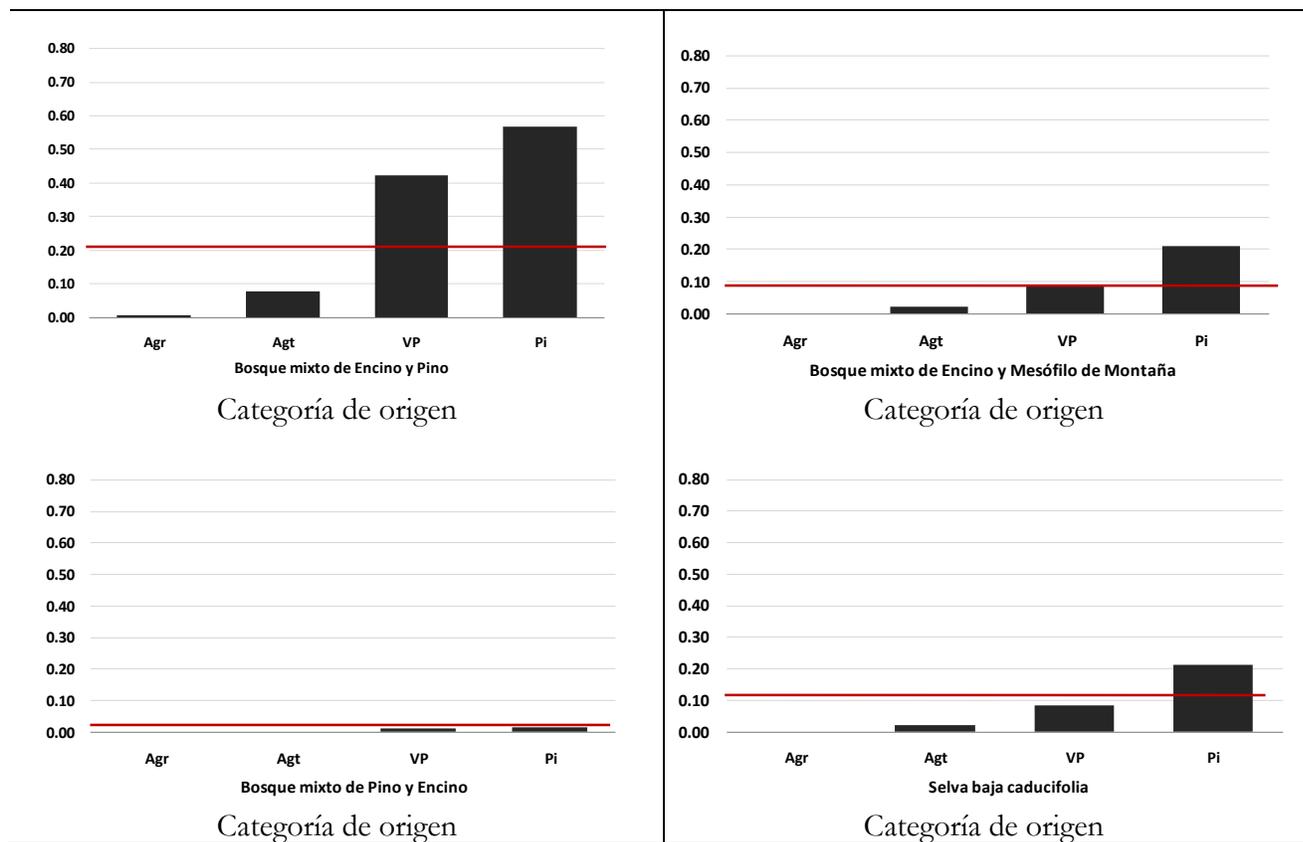
**Figura 13. Análisis de intensidad a nivel de transición. Las barras indican cuales fueron las categorías de destino (2000-2004).**



Los resultados del análisis de la intensidad de transición de bosques y selvas para el primer periodo que indican pérdida de cobertura hacia los usos de suelo se pueden observar en la **figura 13**. Las categorías blanco fueron para el caso de los bosques, vegetación perturbada y pastizal inducido; mientras que para las selvas fueron agricultura de temporal, vegetación perturbada y pastizal inducido.

Para el segundo periodo la dinámica en la intensidad de transición observada durante el 2000-2004 se mantuvo, sin embargo los umbrales a partir de los cuales se determina la dirección de la transición cambiaron (**figura 14**)

**Figura 14. Análisis de intensidad a nivel de transición. Las barras indican la categoría de origen para la transición de interés (2004-2008).**



## 3.6 Discusión

### 3.6.1 Intensidad de la dinámica de cambio y deforestación

Los resultados del monitoreo de la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo (2000-2008) revelaron dos procesos importantes. El primero, a nivel de intervalo de tiempo, indicó que la tasa global de cambio anual disminuyó en toda el área de estudio, lo que significa que hubo una desaceleración en el proceso general de transformación del uso del suelo. Detrás de esta dinámica está la publicación en el año 2000 del plan de manejo de la RBSM, que pudo haber fortalecido la dirección de la reserva en la gestión de su zonificación. En este documento, una prioridad son las áreas núcleo como sitios de conservación estricta para contener los cambios a nivel de los bosques templados y de la selva mediana subcaducifolia. El segundo proceso importante, a nivel de coberturas, son los cambios intensivos en la selva baja caducifolia para ambos periodos de tiempo. Estos se ubican en la zona de amortiguamiento e influencia, en donde el plan de manejo no restringe su aprovechamiento. Por tanto, existe un proceso de cambio y deforestación contrastante entre las selvas y los bosques de la RBSM. Estudios previos de monitoreo para la RBSM mostraron también esta dinámica, durante el periodo de 1971 al 2000, con una tasa de deforestación de  $-2.7\%$ /año para la selva mediana subcaducifolia durante el periodo de 1971 al 2000 y menor para los bosques templados (Farfán, 2009).

Por otra parte, se ha monitoreado la dinámica de CCUS para otras reservas de la biosfera como la del Ocote, estimando altas tasas de deforestación para las selvas de  $-6.76\%$ /año (Flamenco-Sandoval, et al., 2007). A escala país, se ha observado para México la misma tendencia en donde la tasa de deforestación para las selvas supera a la de los bosques. De acuerdo con Mas et al. (2004), entre 1976 y el 2000, fueron deforestadas en el país  $60,000\text{ km}^2$  de selvas a una tasa de  $0.76\%$ /año en contraste con la cifra para los bosques de  $20,000\text{ km}^2$  a una tasa de  $0.25\%$  por año. Estas tasas se enmarcan dentro de la situación global de deterioro de los bosques tropicales secos que para el año 2000 se estimó en la modificación del  $50\%$  de la cobertura hacia pastizales y agricultura.

Existe un consenso a nivel global en relación con la intensidad de los cambios observados para las selvas tropicales en comparación con los bosques templados. Las razones que explican esta tendencia se asocian a los sistemas de aprovechamiento, por ejemplo, se argumenta que las selvas son un tipo de vegetación más fácil de “limpiar” para diversas actividades agropecuarias debido al tamaño de los árboles sumado a que pueden ser fácilmente quemadas en la época seca. A esto se suma que tienen suelos más ricos en nutrientes, producto de la hojarasca en descomposición.

Del análisis de intensidad de transición y de las matrices se determinó que la transformación de las selvas bajas caducifolias fue principalmente hacia un proceso de expansión de la frontera agrícola y los pastizales; mientras que los bosques mixtos de encino y pino y de encino y mesófilo de montaña fueron transformados en menor intensidad hacia el pastizal inducido y agricultura de temporal. Los bosques de la RBSM, son coberturas latentes que no entran en el intercambio de manera intensiva hacia la dinámica total de cambio y podría significar que están en un estado de menor perturbación. Sin embargo, podría existir un proceso de degradación, ya que en el caso de introducción del ganado, pastorea de manera libre principalmente en la época de lluvias afectando directamente el sotobosque. Esta práctica tiene diversas implicaciones a nivel de la regeneración y composición de las especies, que puede dar lugar a bosques secundarios o degradados que bajo un monitoreo basado en la percepción remota puede no ser evidente. Por tanto, el monitoreo CCUS para abordar la deforestación a nivel de un área protegida, conlleva a interpretar los resultado más como un indicador de la capacidad para contener procesos de cambio, que como una herramienta que por sí sola determine el estado de conservación *in situ*.

Los resultados del patrón de deforestación (2000-2008) en forma de anillo muestran una dinámica de concentración y desplazamiento de las actividades del uso de suelo en la zona de amortiguamiento e influencia, provocando el llamado efecto de isla. Este patrón se ha encontrado en aproximadamente 30 áreas protegidas de diferentes regiones tropicales del mundo de un total de 60 en los últimos 30 años. El estudio concluyó que la mitad de ellas están en un estado de amenaza y erosión de la biodiversidad debido a los tipos de actividades que se realizan en las áreas próximas a las APs (zonas de influencia). Se plantea que parte del éxito de un AP, como instrumentos de conservación, depende de la integridad de la zona de influencia y de regular las actividades que ahí se desarrollan (Laurance, et al., 2012). Para el caso particular de la RBSM, la mina de hierro a cielo abierto localizada en la zona de influencia, es un ejemplo de un potencial promotor de la deforestación que pone en riesgo sus objetivos de conservación.

Otro interesante debate que deriva de observar el patrón de deforestación de la RBSM se sustenta bajo la pregunta de si las áreas protegidas tienen alguna influencia en la dinámica de crecimiento de las poblaciones humanas próximas a sus fronteras. Al respecto existen dos conjeturas en términos demográficos. Por un lado está el trabajo de Wittemyer et al. (2008), quien afirma que las tasas de crecimiento poblacional en las zonas cercanas a los límites (buffer de 10 km) de los parques son más altas comparadas con las tasas de crecimiento rurales a nivel nacional para 306 áreas protegidas localizadas en África y América Latina. Sin embargo, por otra parte, Joppa, et al. (2009) llega a

conclusiones opuestas utilizando la misma base de datos. Argumenta que no hay evidencia para establecer un patrón de crecimiento desproporcional alrededor de las áreas protegidas y que más bien existen casos individuales donde este proceso ocurre. Explican que lo que ocurre en realidad en las zonas próximas a las áreas protegidas es el crecimiento de centros de población existentes que se van expandiendo incidentalmente hacia los límites de las mismas. Esta última situación es más aproximada a lo que ocurre en los alrededores de la RBSM. Es posible ver en la **Figura 10** que antes de que se decretara la RBSM, la población de sus alrededores ya era mayor que al interior de la misma, por lo que el factor demográfico puede ser un promotor importante en la dinámica CCUS y de los patrones de deforestación en la zona de influencia (2000-2008).

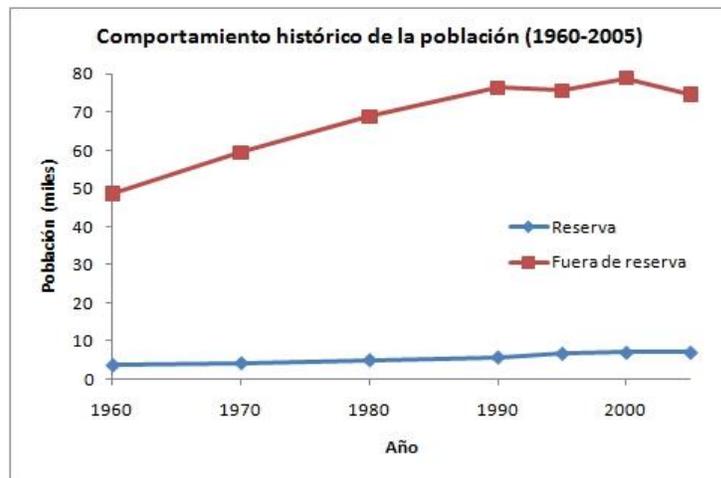
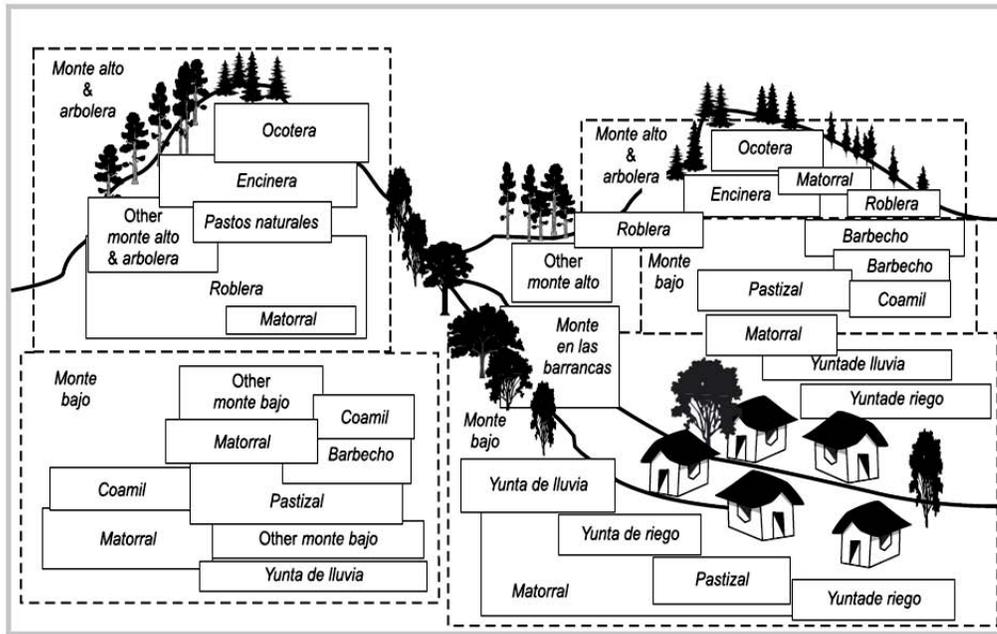


Figura 15. Comportamiento histórico de la población (1960-2005), fuera y dentro de la RBSM (INEGI).

### 3.6.2 Potenciales promotores de deforestación

Determinar los posibles promotores de deforestación nos llevó a considerar no sólo las prácticas actuales de uso del suelo sino también las actividades históricas de la región. En la RBSM muchos de los cambios observados en el paisaje son consecuencia de procesos históricos de aprovechamiento, como es el caso de la ganadería introducida desde el siglo XVI (Bussink, 1995; IMECBIO, 2000; Louette, et al., 2001) y no sólo del efecto de la zonificación promovido como reserva en la última década. Las zonas de la RBSM con agricultura permanente fueron áreas que tuvieron un proceso de transformación intenso desde la época Prehispánica (Sauer, 1948) y durante la Colonia hasta el siglo XIX, como los valles y las llanuras, y en segundo término las laderas bajas de montaña. Un ejemplo, es la distribución espacial de las unidades de manejo de los recursos naturales que integran el sistema

tradicional de lo que sería la agricultura de temporal en el Ejido de Cuzalapa dentro de la RBSM (Figura 11).



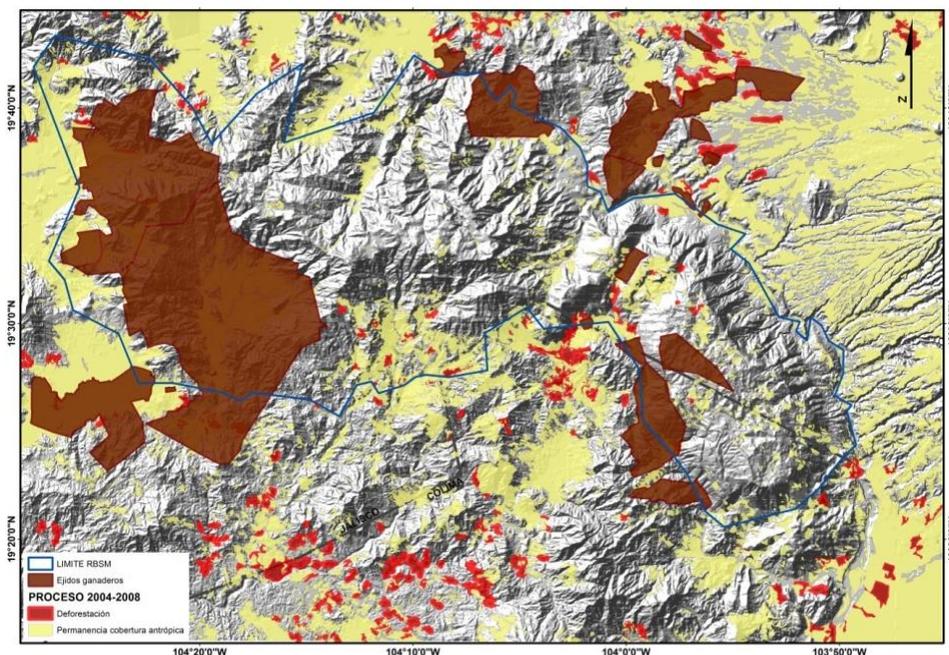
**Figura 16. Distribución espacial de las unidades de manejo de los recursos naturales que integran el sistema tradicional de lo que sería la agricultura de temporal en el Ejido de Cuzalapa dentro de la RBSM (tomado de Gerritsen y Wiersum 2005).**

La agricultura de temporal, ha sido descrita como un complejo de ladera-pastizal-matorral o “coamiles” bajo el término utilizado en la agricultura tradicional. Esta agricultura con ciclo de barbecho da lugar a un paisaje en el cual se alternan los terrenos cultivados con la vegetación en diferentes etapas seriales que actualmente se está abandonando para intensificar la agricultura o bien introducir ganado como una práctica que dominante. Históricamente se ha propuesto que este tipo de manejo, llamado también manejo agroforestal de subsistencia que se ha desarrollado en diversas partes de los trópicos del mundo y evaluada como una alternativa sustentable en comparación con otros sistemas productivos que se están extendiendo de manera intensiva en los trópicos (ganadería intensiva, monocultivos extensivos) (Sunderlin, 1997; Gerritsen & Wiersum, 2005; Mertz, et al., 2008).

En cuanto a la dinámica extensiva de los pastizales en la RBSM, se tiene registro que el cultivo de pasto comenzó de manera intensiva en algunas partes. Por ejemplo en la década de los 60s sustituyó el cultivo del maíz en el Ejido Barranca de la Naranjera (Rosales & Bussink, 2001). En la década de los 90s, se documentó para la parte sur de la RBSM, la llegada de 170,800 cabezas de ganado bovino, con una tasa de crecimiento anual de 2.6% (Olvera, 2000) así como también en la Comunidad indígena

de Cuzalapa se registraron 5,160 cabezas de ganado (Gerritsen, 2002; Louette, et al., 1997). De acuerdo con los trabajos revisados son siete los núcleos agrarios de la RBSM en donde la ganadería impulsa las actividades productivas como son Barranca de la Naranjera, Zenzontla, Paso Real, El Camichín, San Pedro Toxín, El Aguacate y Cuzalapa (**figura 12**).

De acuerdo con Ghilardi et al. (2012), otros factores promotores de la deforestación además de la ganadería extensiva en la RBSM y el factor demográfico, son el aprovechamiento maderero, la minería, los caminos e infraestructura y la urbanización. En particular, la deforestación causada por la Mina Peña Colorada en el área de influencia ha sido de forma localizada y restringida a las áreas inmediatas a los sitios de extracción, pero ha tenido impactos de degradación a causa de la demanda de madera para ademar los tiros de mina, generando la fragmentación por la construcción de caminos. Esta situación plantea un panorama en el que la deforestación ha cambiado de ser un proceso iniciado por el estado a través de sus políticas para el desarrollo rural a un proceso impulsado por una empresa, como el caso de la Mina Peña Colorada de hierro que representa un proceso de deterioro ambiental a con varios niveles de complejidad. En el contexto actual, los agentes de la deforestación son corporaciones que priorizan el capital económico sobre el capital natural.



**Figura 17.** Localización geográfica de los ejidos en los cuales ha sido documentado el desarrollo de las prácticas ganaderas.

### 3.7 Conclusión

La dinámica de cambio (2000-2008) descrita para la RBSM se caracterizó por una intensiva y rápida disminución de las selvas tropicales hacia los usos agropecuarios en combinación con un estado latente de los bosques templados a nivel de categoría con una baja intensidad a nivel de transición hacia otros los usos de suelo agropecuarios. En particular la actividad ganadera arraigada en la región puede ser un factor promotor del proceso de deforestación que se expresa en la praxis sobre el terreno de manera diferencial en los bosques y selvas. En ambos casos hay una degradación ambiental que en el caso de las selvas implica la remoción total de la cobertura, mientras que en los bosques sólo es afectado directamente el sotobosque. Esta dinámica es importante para el primer periodo siendo menos intensivo el cambio durante el segundo periodo.

Una alternativa para su aprovechamiento sostenible puede ser incentivar proyectos orientados en sistemas silvopastoriles bajo un enfoque de restauración que pueda mitigar parcialmente su impacto al aumentar la cobertura de las selvas reemplazando las áreas que ya han sido abandonadas bajo este uso; en combinación con el apoyo por parte de la CONANP de las prácticas agrícolas tradicionales de aprovechamiento de las selvas tropicales para los ejidos localizados en la zona de amortiguamiento.

Por otra parte, es claro un panorama de riesgo a ser deforestadas para las selvas tropicales a en la zona de influencia, impulsado principalmente por la falta de un plan regional de desarrollo que oriente dinámicas de crecimiento poblacional e infraestructura y que regule el crecimiento de las actividades extractivas de hierro por parte de la mina Peña Colorada. Por sí mismo el ordenamiento territorial de la RBSM, no es ni será suficiente para contener la presión extractiva de los recursos de su zona de influencia y garantizar la conservación de los recursos *in situ* al interior de la misma.

Es importante poner en perspectiva que aún con los problemas de deforestación ya descritos, se ha reportado que la RBSM es efectiva en la contención de los procesos CCUS en comparación con otras reservas de la biosfera del país (Figuroa & Sánchez-Cordero, 2008) y (2011). Si bien en la evaluación de la efectividad de un AP deben ser considerados otros factores como los ecológicos, económicos y sociales, un primer indicador puede ser el monitoreo de los procesos CCUS. El potencial de la cartografía generada es muy amplio. Es un insumo importante para ser tomado en cuenta en proyectos de restauración de la vegetación en la RBSM, así como útil para situar proyectos de servicios ecosistémicos, por mencionar algunas aplicaciones.

Finalmente, en la región donde está ubicada la RBSM existen otras áreas protegidas como son el Parque Nacional Nevado de Colima, la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, las zonas de protección forestal y refugios de fauna silvestre de la Sierra de Quila y El Jabalí. Una estrategia

importante, con un enfoque integral de conservación a escala regional, puede ser a través de un corredor que las integre. Como ejemplo de una acción de gestión a escala regional, es la cuenca del Río Ayuquila-Armería que incluye una parte de la RBSM. Es prioritario fortalecer las áreas protegidas ya decretadas bajo un enfoque regional en el contexto actual económico donde la minería a cielo abierto es una actividad en auge expansivo para México.

El desarrollo de esta visión debe incluir estudios multidisciplinarios a través de los cuales no sólo exista el monitoreo y las evaluaciones cuantitativas de las coberturas, sino también aspectos culturales y productivos desde una perspectiva local.

### 3.8 Bibliografía

Aldwaik, S. & Pontius, R., 2012. Intensity Analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, Issue 106, pp. 103-114.

Bocco, G., Mendoza, M. & Masera, O., 2001. "La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación". *Investigaciones Geográficas*, Issue 44, p. 18-38.

Bussink, C. B., 1995. *On the horns of a dilemma. The evolution of cattle breeding and natural resources management in Barranca de la Naranjera ejido*. Velp, Países Bajos: Larenstein International Agricultural College.

Butchart et al, S. H. M., 2010. "Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines". *Science*, science.1187512(10.1126).

Ceballos, G. y otros, 2010. Áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico mexicano. En: G. G. A. M. L. E. E. B. J. y. D. R. Ceballos, ed. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del oeste de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, UNAM, pp. 387-392.

CONAFOR, 2009. [En línea]

Available at: <http://www.conafor.gob.mx/>

Eastman, J. R., McKendry, J. E. & Fulk, M. A., 1995. *Change and time series analysis*. Genève: United Nations Institute for Training and Research.

Ellis, E. A. & Porter-Bolland, L., 2008. Is community-based forest management more effective than protected areas? A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management*, Issue 256, p. 1971-1983.

Ervin, J., 2003a. Protected area assessments in perspective. *Bioscience*, Issue 53, p. 819-822.

- Ervin, J., 2003b. Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *Bioscience*, Issue 53, p. 833–841.
- FAO, 2001. *Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report. FAO forestry paper 140.*, Roma: Food and Agriculture Organization of the UN.
- Farfán, M., 2009. *De la percepción remota a la social, deforestación y conservación (1973-2000) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.* Morelia: Tesis de Maestría, Posgrado de Geografía, UNAM.
- Figueroa, F. & Sánchez-Cordero, V., 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land cover change in Mexico. *Biodivers Conserv*, 2008(17), p. 3223–3240.
- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P. & Linaje, M., 2011. Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente?. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Issue 82, pp. 951-963.
- Flamenco-Sandoval, A., Martínez, M. & Massera, O., 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest.. *Biological Conservation*, Issue 138, pp. 131-141.
- Gerritsen, P., 2002. *Diversity at stake. A farmer's perspective on biodiversity and conservation in western México.* Países Bajos: Circle for rural european studies, Wageningen Agricultural University.
- Gerritsen, P. & Wiersum, F., 2005. Farmer and Conventional Perspectives on Conservation in Western Mexico. *Mountain Research and Development*, 25(1), pp. 30-36.
- Ghilardi, A., Jardel, E. & Skutsch, M., 2012. *Análisis de cambio de cobertura y uso del suelo, escenario de referencia de carbono y diseño preliminar del mecanismo de Monitoreo, Reporte y Verificación en los diez municipios de la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, Jalisco.*, Morelia: Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y Centro Universitario de la Costa Sur (CUCSUR). Universidad de Guadalajara (UDG).
- Graf, S. & Rosales, J., 1996. *Análisis sociodemográfico de la Reserva de la Biosfera de Manantlán y su región de influencia*, Autlán: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Instituto Nacional de Ecología / Dirección de Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur, Instituto Manantlán de Ecología y Conservación d.
- IMECBIO, 2000. *Programa de Desarrollo Regional Sustentable de la Región Sierra de Manantlán.* Autlán, Jalisco: Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad (IMECBIO), Universidad de .
- INE, 2000. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.* s.l.:Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca / Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara.
- INEGI, 1971. *Carta de uso del suelo y vegetación (1:50,000).* México: s.n.
- Jardel, E. J., Santana, E. & Graf, S. H., 2006. Investigación científica y manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. En: K. O. y. A. C. (Coord.), ed. *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México.* México, D.F.: Siglo XXI-Universidad Nacional Autónoma de México., pp. 127-153.

- Joppa, L. N., Loarie, S. R. & Pimm, S. L., 2009. On Population Growth Near Protected Areas. *PLoS ONE*, 4(1), p. e4279.
- Lambin, E. F. & Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, 27(2), pp. 108-118.
- Laurance, W. F. y otros, 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, Volumen 489, pp. 290 -294.
- Lazcano, C. S., 1988. *Las cavernas de Cerro Grande. Estados de Colima y Jalisco*. s.l.:Universidad de Guadalajara. Laboratorio Natural Las Joyas.
- Lorena, R. & Lambin, E. F., 2009. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, Issue 29, pp. 171-181.
- Louette, D., Aguilar, E. & Delcombel, E., 2001. “Historia y desarrollo de la ganadería en el ejido de Zenzontla, Jalisco”. En: *Historia ambiental de la ganadería en México*. Xalapa, México: L’Institut de Recherche pour le Développement, (ird)-Instituto de Ecología, A.C., pp. 163-175.
- Louette, D., Gerritsen, P. R. W. & Rosales A, J. J., 1997. *La actividad ganadera en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán: Un Primer Diagnóstico*. Autlán, Jalisco, México.: Universidad de Guadalajara. CUCSUR/DERN/imecbio/PDASM.
- MAB-UNESCO, 1984. Action Plan for Biosphere Reserves. *Nature and Resources*, Issue 20, pp. 1-12.
- Mas, J. F. y otros, 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Volumen 5, p. 249–261.
- Mas, J. F. y otros, 2002. *Assessing Land Use / Cover Changes in Mexico*. Buenos Aires, Argentina, s.n.
- Mertz, O. y otros, 2008. A fresh look at shifting cultivation: Fallow length an uncertain indicator of productivity. *Agricultural Systems*, Issue 96, pp. 75-84.
- Olvera, M., 2000. *Diagnóstico Integral y Plan Comunitario de Manejo de Recursos Naturales Ejido Toxcín, Municipio de Tolimán, Jalisco. Programa de Desarrollo Regional Sustentable (PRODERS)*, Guadalajara, Jalisco: Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de la Costa Sur.
- Pérez Vega, A., Mas, J.-F., Velázquez Montes, A. & Vázquez Selem, L., 2008. Modeling vegetation diversity types in México based upon topographic features. *Interciencia*, Volumen 33, pp. 88-95.
- Pontius, R. G., Huffaker, D. & Denman, K., 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecol Model*, Issue 179, p. 445–461.
- Ramírez, M. J. & Zubieta, R., 2005. *Análisis Regional y Comparación metodológica del Cambio en la Cubierta Forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca.*, México D.F: s.n.
- Rosales, J. J. & Bussink, C., 2001. El sistema ganadero en el ejido Barranca de Naranjera 186-196 pc. En: H. L., ed. *Historia ambiental de la ganadería en México*. México: Instituto de Ecología A.C. , p. 276.

Sánchez-Cordero, V. & Figueroa, F., 2007. La efectividad de las reservas de la biosfera en México para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. En: S. G. y. A. M. Halffter Gonzalo, ed. *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica*. Zaragoza: Monografías Tercer Milenio..

Sauer, C., 1948. "Colima of New Spain in the sixteenth Century". *Ibero - Americana*. University of California Press, Issue 1.

Soler, L. d. S., Escada, M. I. S. & Verburg, P. H., 2009. Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). *Applied Geography*, Issue 29, pp. 182-193.

Sunderlin, W., 1997. Shifting cultivation and deforestation in Indonesia: Steps toward overcoming confusion in the debate. *Rural Development Forestry Network*, Issue Network paper 21b.

Tetreault, D. V., 2009. *Pobreza y degradación ambiental. Las luchas de abajo en dos comunidades del Occidente de Jalisco: Ayotitlán y La Ciénega*. Guadalajara, Jalisco: CUCSH-UdeG.

Velázquez, A. y otros, 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica*, Issue 62, pp. 21-37.

Wittemyer, G. y otros, 2008. Accelerated Human Population Growth at Protected Area Edges. *Science*, pp. 123-126.

Wyman, M. S. & Stein, 2010. Modeling social and land-use/land-cover change data to assess drivers of smallholder deforestation in Belize. *Applied Geography*, 2010(30), p. 329–342.

Anexo

Tabla 7. Matriz de transición en términos de las superficies (km2) para las 13 categorías en el primer periodo de tiempo (2000-2004).

Matriz de transición (2000-2004) para las 13 coberturas y usos de suelo de la RBSM y zona de influencia																	
		2004															
2000		Agr	Agt	BE	BmEL	BP	A	M	Pi	SBC	SMSub	Mi	SVA	ZU	T	Pp	
	Agr	143	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	145	0.03
	Agt	37	614	0	0	0	0	5	8	2	0	0	0	0	5	672	0.15
	BE	0	2	1006	0	0	0	3	9	0	0	0	0	0	0	1021	0.22
	BmEL	0	1	0	272	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	277	0.06
	BP	0	0	0	0	220	0	0	0	0	0	0	0	0	0	221	0.05
	A	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.00
	M	0	16	0	0	1	0	168	8	2	0	0	0	0	0	195	0.04
	Pi	3	20	0	1	0	0	6	324	3	0	0	0	0	0	358	0.08
	SBC	4	39	0	0	0	0	11	34	1300	0	0	0	0	0	1388	0.30
	SMSub	0	5	0	0	0	0	2	12	0	259	0	0	0	0	278	0.06
	Mi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8	0.00
	SVA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0.00
	ZU	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	8	0.00
	T	187	698	1007	273	221	1	196	399	1308	259	9	4	13	13	4576	1
	Pp	0.04	0.15	0.22	0.06	0.05	0.00	0.04	0.09	0.29	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	1	

Pp= proporción de cada categoría respecto al total.

Tabla 8. Matriz de transición en términos de las superficies (km2) para las 13 categorías en el segundo periodo de tiempo (2004-2008).

Matriz de transición (2004-2008) para las 13 coberturas y usos de suelo de la RBSM y zona de influencia																	
2008																	
2004		Agr	Agt	BE	BmEL	BP	A	M	Pi	SBC	SMSub	Mi	SVA	ZU	T	Pp	
	Agr	186	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	187	0.04
	Agt	50	645	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	698	0.15
	BE	0	3	997	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	1007	0.22
	BmEL	0	0	0	272	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	273	0.06
	BP	0	0	0	0	221	0	0	0	0	0	0	0	0	0	221	0.05
	A	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.00
	M	0	3	0	0	0	0	187	5	0	0	0	0	0	0	196	0.04
	Pi	8	8	0	1	0	0	2	380	0	0	0	0	0	0	399	0.09
	SBC	6	47	0	0	0	0	2	18	1234	0	0	0	0	0	1308	0.29
	SMSub	0	6	0	0	0	0	0	4	0	249	0	0	0	0	259	0.06
	Mi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	9	0.00
	SVA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0.00
	ZU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	0.00
	T	251	714	997	273	221	1	192	415	1234	249	9	4	15	15	4576	0.00
Pp	0.05	0.16	0.22	0.06	0.05	0.00	0.04	0.09	0.27	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	1		

Pp= proporción de cada categoría respecto al total.

## Capítulo 4

### **Análisis del patrón de deforestación (2000-2004) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, utilizando modelos de Regresión Geográfica Ponderada (RGP)**



Paisaje montañoso detrás del Hospital Saint Paul, Autor: Van Gogh 1889

## Contenido

Capítulo 4. Análisis del patrón de deforestación (2000-2004) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, utilizando modelos de Regresión Geográfica Ponderada (RGP).....	76
4.1 Introducción.....	76
4.2 Localización geográfica del área de estudio .....	77
4.3 Materiales .....	78
4.4 Métodos .....	78
4.4.1 Variable dependiente: estimación espacial de la tasa de deforestación para la RBSM.....	78
4.4.2 Variables explicativas: interpolación de datos socioeconómicos.....	79
4.4.3 Análisis de correlación entre variables a nivel global y local .....	80
4.4.4 Análisis de regresión geográfica ponderada. ....	80
4.5 Resultados .....	83
4.5.1 Variable dependiente: tasa y patrón de deforestación (2000-2004).....	83
4.5.1 Correlación global y local.....	83
4.5.2 Regresión Geográfica Ponderada (RGP) .....	85
4.6 Discusión .....	90
4.7 Conclusión .....	93
4.8 Bibliografía.....	94

### Índice de figuras

Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.....	77
Figura 2. Procesamiento de píxeles deforestados y sus vecinos para generar la variable dependiente. ....	78
Figura 3. Representación de una función de tipo Gaussiano y su umbral de influencia (ancho de banda) para la selección de las observaciones a ponderar. ....	81
Figura 4. Diagrama de flujo de las etapas implementadas para ajustar los modelos de regresión geográfica ponderada en la RBSM (2000-2004). ....	82
Figura 5. Patrón de deforestación de la RBSM (2000-2004). ....	83
Figura 6. Análisis de correlación entre las variables consideradas. Donde, distcam = distancia a los caminos, distagricola = distancia agrícola, fricc = fricción a localidades, im = índice de marginación, pend = pendiente, denspob = densidad de población. ....	84
Figura 7. Coeficientes de correlación estimados localmente para la RBSM.....	84
Figura 8. Coeficientes de determinación R <sup>2</sup> estimados a través de la regresión geográfica ponderada.....	85
Figura 9. Coeficientes significativos asociados a la variable distancia a los caminos en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).....	86

Figura 10. Coeficientes significativos asociados a la variable pendiente en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).....	87
Figura 11. Coeficientes significativos asociados a la variable densidad de población en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004). .....	87
Figura 12. Coeficientes significativos asociados a la variable índice de marginación en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004). .....	88
Figura 13. Coeficientes significativos asociados a la variable tenencia de la tierra ejidal en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004). .....	89
Figura 14. Gráficas de correlación entre dos variables continuas X y Y. En el caso 1, se tiene una correlación lineal negativa. En el caso 2, al dividir la muestra en dos sub-poblaciones, se tienen dos correlaciones lineales positivas. ....	91

### Índice de Tablas

Tabla 1. Variables empíricas consideradas como promotoras de la deforestación en la RBSM. Todos los insumos cartográficos se procesaron a una resolución espacial de 30 metros. ....	79
Tabla 2. Parámetros de los modelos ajustados a nivel local con la RGP. ....	90
Tabla 3. estimados y significancia en la regresión global para la RBSM. ....	90

# Capítulo 4. Análisis del patrón de deforestación (2000-2004) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, utilizando modelos de Regresión Geográfica Ponderada (RGP).

---

## 4.1 Introducción

En las últimas décadas, la deforestación se ha convertido en la principal causa de cambio de los ecosistemas forestales, desencadenando procesos de deterioro ambiental tales como la pérdida de la biodiversidad y la vulnerabilidad de las poblaciones humanas locales (Vitousek, et al., 1997; Angelsen & Kaimowitz, 1999). Si bien las causas detrás de la deforestación pueden ser diversas, éstas se han agrupado en dos: causas próximas y causas subyacentes (Lambin, et al., 2001). Las primeras impactan directamente el uso del suelo, tales como la extracción de madera o la construcción de carreteras o la expansión de la agricultura; mientras que las segundas comprenden factores demográficos, económicos o culturales (Geist, et al., 2006).

Para explicar los patrones espaciales de deforestación se requiere abordar una compleja red de interacciones hombre-ambiente. Al respecto, diversos estudios han explorado la capacidad explicativa de factores biofísicos y/o sociales mediante técnicas estadísticas como los modelos de regresión lineal en los que se establece la relación entre una o más variables independientes (también llamadas explicativas) y la variable dependiente (i.e. deforestación observada) (Mas & Puig, 2001; Lesschen, et al., 2005). Bajo este enfoque de análisis espacial global, una sola ecuación de regresión es calculada para toda el área de estudio, cuyos parámetros se aplican por igual a toda el área. La desventaja de este enfoque es que no considera la heterogeneidad espacial, la cual altera las posibles relaciones entre las variables explicativas y la deforestación observada dependiendo de la ubicación. En otras palabras, las relaciones que se estiman dentro de una regresión global se asumen como estacionarias en el espacio, lo cual no siempre es cierto y es necesario examinar su variabilidad (Fotheringham, et al., 2002). Una alternativa son los modelos locales como la Regresión Geográfica Ponderada (RGP), técnica estadística que permite ajustar regresiones locales dentro de un área de estudio con diversas observaciones del fenómeno. De este modo el resultado del análisis es un conjunto de coeficientes

“mapeables” que denotan las relaciones locales dentro de una región (Fotheringham , et al., 2000; Fotheringham, et al., 2002). Desde su desarrollo a mediados de los 90s, la RGP ha sido aplicada principalmente en estudios sobre la variabilidad del ingreso económico a nivel de los hogares (Farrow, et al., 2005), en temas de justicia ambiental (Mennis & Jordan, 2005) y de criminalidad (Cahill & Mulligan, 2007). Sin embargo, existen pocos trabajos que han abordado cuestiones relacionadas con la deforestación (Pineda Jaimes, et al., 2010). Por tanto, en el presente trabajo utilizó el enfoque de la RGP para evaluar la heterogeneidad espacial de la relación entre un conjunto de variables explicativas (variables biofísicas y socioeconómicas) y la deforestación observada en el periodo 2000-2004 en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, en el Estado de Jalisco y Colima, México.

#### 4.2 Localización geográfica del área de estudio

La zona fue decretada como Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) en marzo de 1987 y en 1988 se incorporó a la Red Internacional de Reservas del Programa del Hombre y la Biosfera (MAB) (INE, 2000). Está localizada entre los límites de los estados de Jalisco y Colima al occidente de México. Se definió como área de estudio no solo a la RBSM (1396 km<sup>2</sup>) sino también parte del área circundante (zona de influencia, ZI) con una extensión total de 4576 km<sup>2</sup>.

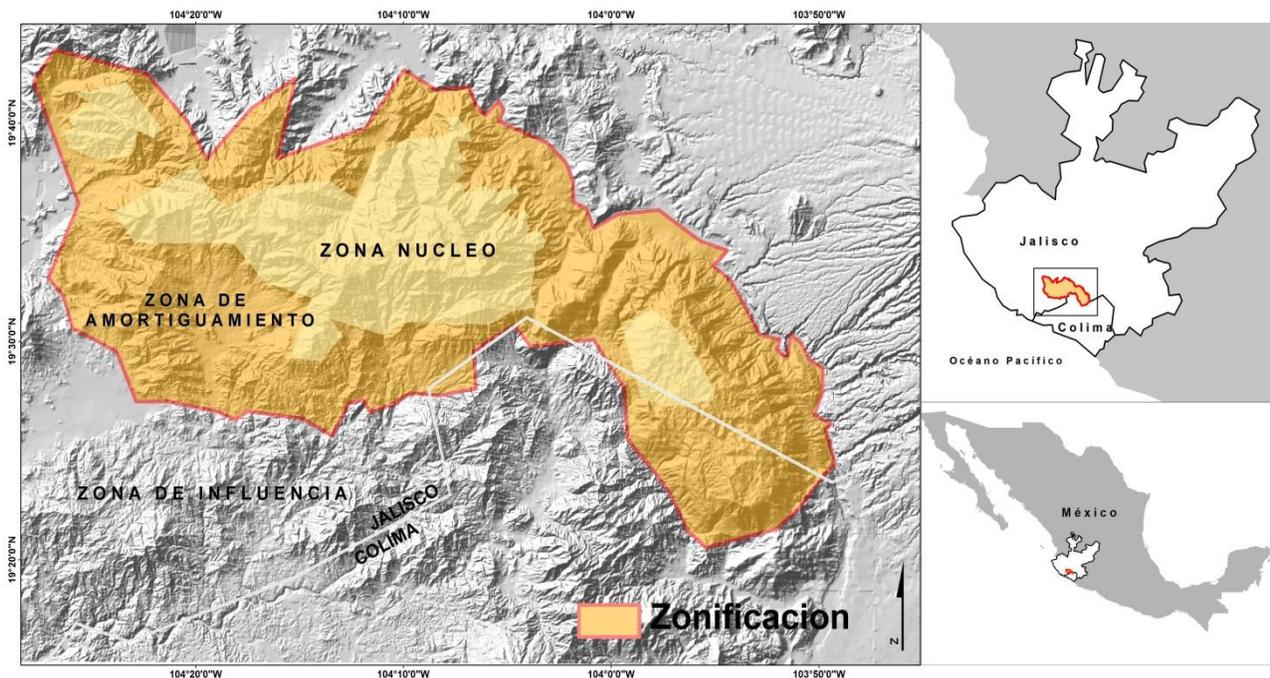


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.

### 4.3 Materiales

Los mapas de vegetación y uso de suelo para las fechas 2000 y 2004 fueron elaborados a partir de la interpretación visual interdependiente de imágenes Landsat (2000) y SPOT (2004) tomando como referencia la cartografía 1:50,000 de INEGI (1971). Se utilizó la leyenda de la tabla 1 propuesta por Farfán (2009).

Las variables espaciales consideradas fueron construidas a partir de datos provenientes de instituciones gubernamentales que fueron integrados en un Sistema de Información Geográfica (SIG, ArcGis 9.3). Se utilizó información a nivel de ejido del Registro Agrario Nacional (RAN), la base de datos del Consejo Nacional de Población (CONAPO) para conocer el índice de marginación, así como del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (**tabla 1**). El modelo de RGP se implementó en el programa R usando la siguiente paquetería, `pgwrr` (Wheeler, 2007) y 2012), `spgwr` (Bivand & Yu, 2008) y `relaimpo` (Grömping, 2006).

### 4.4 Métodos

#### 4.4.1 Variable dependiente: estimación espacial de la tasa de deforestación para la RBSM.

Se generó la variable dependiente: tasa de deforestación para el periodo 2000-2004 en formato raster con resolución de 30 metros. De este raster se extrajeron las áreas con coberturas de uso de suelo permanentes y se les dio el valor de nulo. Como post-procesamiento, se calculó una tasa de deforestación dentro de un diámetro de un  $1 \text{ km}^2$ , con la finalidad de abarcar un área de influencia alrededor de cada parche deforestado.

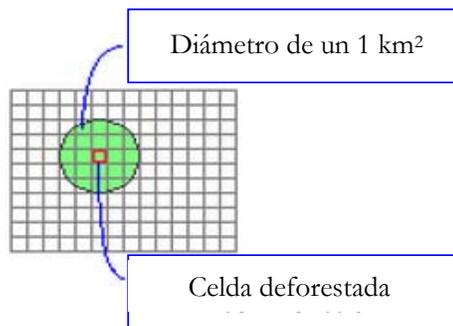


Figura 2. Procesamiento de píxeles deforestados y sus vecinos para generar la variable dependiente.

#### 4.4.2 Variables explicativas: interpolación de datos socioeconómicos.

La información socioeconómica de la CONAPO (2000) a nivel de localidades (**tabla 1**) fue interpolada de acuerdo con los métodos propuestos y comparados por (Farfán, et al., 2012). La variable índice de marginación fue interpolada con el método IDW, mientras que la variable densidad poblacional fue interpolada con el método de polígonos de Thiessen. Posteriormente todas las variables fueron promediadas a una resolución de 1 km<sup>2</sup>.

**Tabla 1. Variables empíricas consideradas como promotoras de la deforestación en la RBSM. Todos los insumos cartográficos se procesaron a una resolución espacial de 30 metros.**

Insumos	Fuente	Variables independientes	Supuestos	Clave
Mapas de vegetación y uso del suelo	Edición propia	Distancia euclidiana a coberturas agropecuarias (2000) (en km)	La presencia de coberturas agrícolas próximas promueve su expansión hacia áreas no agrícolas.	DISTAGRICOLA
Modelo digital de elevación	INEGI	Pendiente (expresada en grados de pendiente)	Las formas del terreno, pendientes moderadas por ejemplo se relacionan con la aptitud para ser cultivadas.	PEND
Localidades	CONAPO (2000)	Distancia-costo desde las localidades estimada a partir de un mapa de fricción (accesibilidad), considerando pendientes y caminos.	Una mayor accesibilidad al desde las localidades se relaciona con mayor deforestación	FRICC
Indicadores socioeconómicos por localidad	CONAPO (2000)	Índice de marginación Interpolación con IDW	El grado de marginación se relaciona con diferentes necesidad y usos de la cobertura forestal	IM
Poblacional por localidad	INEGI (2000)		La densidad poblacional puede estar relacionada con la demanda de recursos forestales.	DENSPOB
Registro Agrario Nacional	RAN (2000)	Tenencia de la tierra (ejido vs privado)	Se ha relacionado la propiedad privada en la RBSM como un promotor de deforestación	EJIDOS
Red de caminos pavimentados (carreteras) y secundarios (brechas y terrecerías)	INEGI	Distancia euclidiana a los tipos de caminos (km)	Una red de caminos indica mayor accesibilidad al bosque y por tanto mayor presión en el recurso.	DISTCAM

En conjunto con las variables socioeconómicas, también fueron consideradas como variables explicativas, la red de caminos y la tenencia de la tierra, así como la pendiente del terreno y la distancia a las coberturas agropecuarias.

#### 4.4.3 Análisis de correlación entre variables a nivel global y local.

Considerando el conjunto de variables de la **tabla 1**, se examinó el nivel de asociación entre ellas a través del análisis de correlación de Spearman a nivel global para toda el área de estudio. Por otra parte, se hizo otro análisis de correlación a nivel local con el conjunto de observaciones utilizadas en la calibración del modelo de RGP.

#### 4.4.4 Análisis de regresión geográfica ponderada.

Para el cálculo de la regresión geográfica ponderada (RGP) se ajustó la ecuación (1), con la finalidad de explicar espacial y localmente el patrón observado de deforestación (2000-2004).

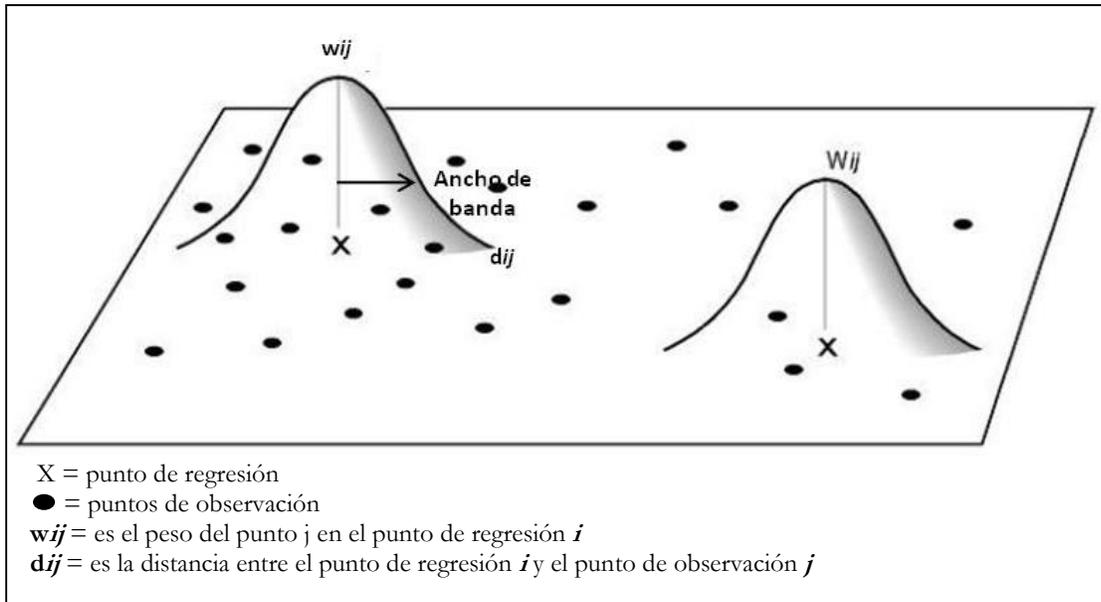
La RGP es una técnica de modelación espacial que emplea los métodos de la regresión lineal estándar de tal forma que pueden ser descritas las variaciones espaciales de las relaciones lineales a nivel local. El objetivo es la exploración y descripción de datos espaciales, particularmente cuando prevalecen relaciones no estacionarias en el espacio (Brunsdon, et al., 1998; Fotheringham, et al., 2002). En el caso de la RGP, la relación entre la variable dependiente y las explicativas se establece utilizando observaciones vecinas agrupadas en conjuntos discretos por una ventana que aborda el espacio geográfico. Se asume que dependiendo de la ubicación de la observación, definida por sus coordenadas  $(u, v)$ , la relación puede experimentar variaciones. De este modo, el modelo puede expresarse de la siguiente forma (Fotheringham, et al., 2002):

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_{k=1}^n \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} + \varepsilon_i \quad (1)$$

Donde  $y_i$  es la variable dependiente o de respuesta de la regresión, que en este caso corresponde a la tasa de deforestación,  $\beta_k$  representa la magnitud o efecto para cada variable explicativa “ $k$ ”. El coeficiente  $\beta_0$  es constante y el término  $\varepsilon$  es el error del modelo. El componente  $(u, v)$  indica que los parámetros de la regresión pueden variar en el espacio geográfico. Es decir, dentro de la ecuación, son las coordenadas espaciales de cada observación.

Los ponderadores son elegidos en función de una curva de peso de tipo Gaussiano (**figura 3**) llamada kernel; aquellas observaciones que son más cercanas en el espacio a la localización donde el

parámetro local está siendo estimado, tendrán una influencia mayor que aquellas observaciones que provienen de puntos más lejanos.



**Figura 3. Representación de una función de tipo Gaussiano y su umbral de influencia (ancho de banda) para la selección de las observaciones a ponderar.**

El modelo de RGP fue calibrado con la variable dependiente tasa de deforestación (2000-2004) y las variables explicativas no correlacionadas a nivel global de la **tabla 1**. La base de datos de la RGP fue construida a partir de muestrear las variables cada 1 km<sup>2</sup> generando un total de 4052 observaciones distribuidas de manera regular en toda el área de estudio. En nuestro caso, para la asignación de los pesos, se utilizó una función kernel gaussiana (Fotheringham, et al., 2002). Se ha reportado que los resultados obtenidos a través de la RGP son poco sensibles a la elección del tipo de kernel, pero sí son sensibles al ancho de banda (Fotheringham, et al., 2002). Por consiguiente, un paso importante es la estimación de tamaño óptimo de banda (Collazos, et al., 2006). Para establecer el ancho de banda, que en este estudio fue de 3000 m, se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC). Es un proceso iterativo que explora diferentes anchos de banda y selecciona el valor promedio para el conjunto de modelos calculados.

Por otra parte, se ajustó un modelo de regresión global con fines comparativos para los coeficientes de correlación  $R^2$  estimados con la RGP. Finalmente, se analizó la distribución espacial de los ajustes del modelo estimado con la RGP a nivel de los valores locales de  $R^2$  y de los coeficientes locales  $\beta$  así como sus significancias ( $t > 1.96$ ). La **figura 4** resume en un diagrama de flujo el método ya descrito.

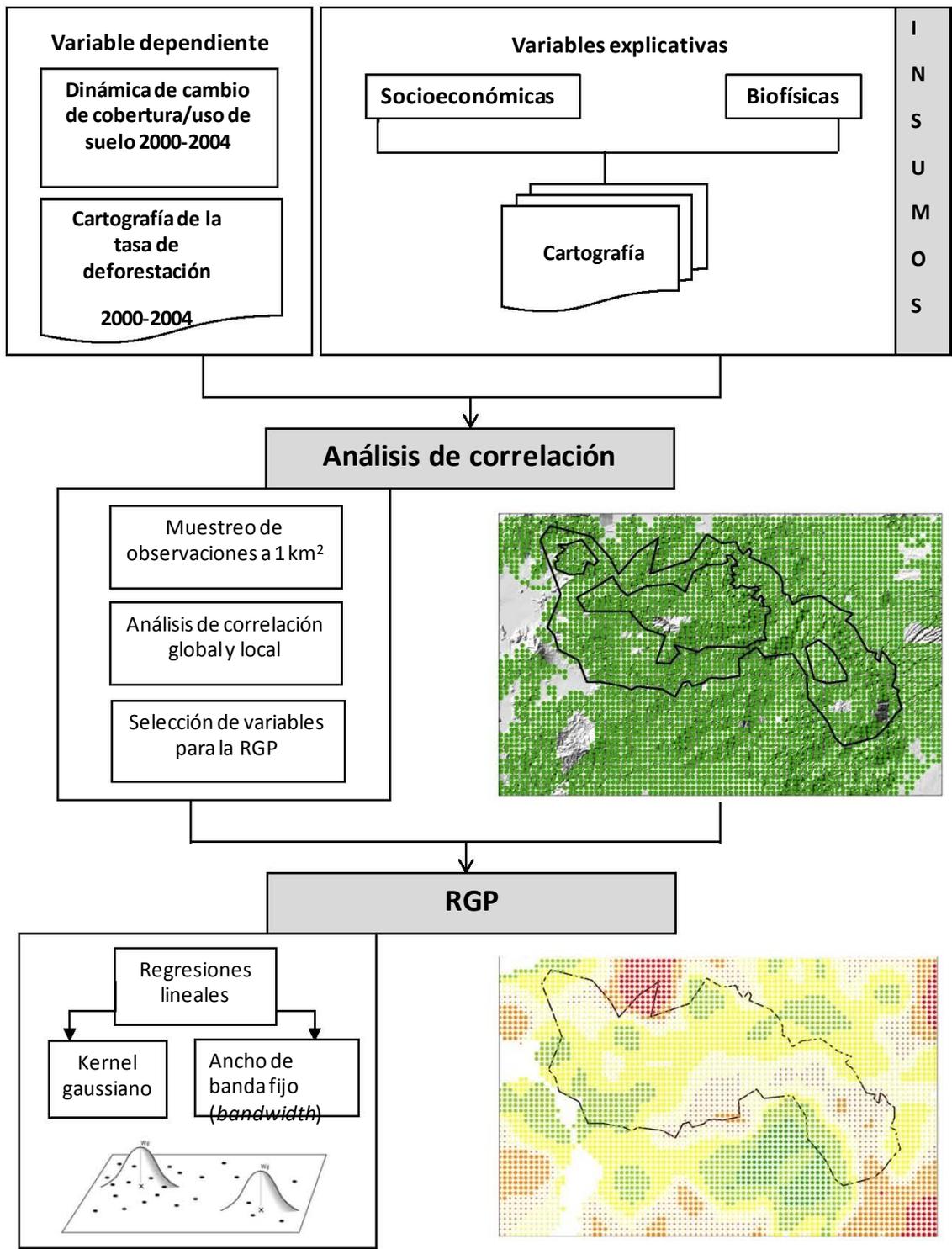
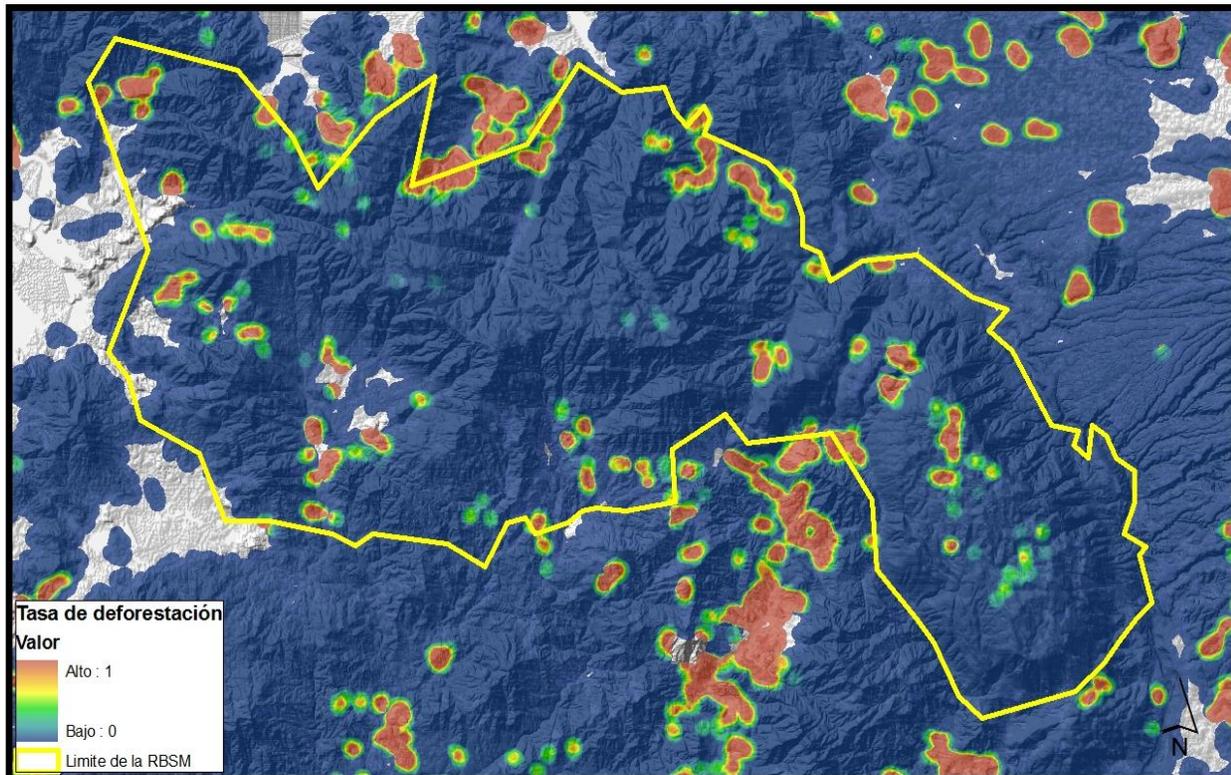


Figura 3. Etapas de procesamiento de la información espacial para el modelado de la causalidad de los patrones de deforestación en la RBSM (2000-2004).  
 Figura 4. Diagrama de flujo de las etapas implementadas para ajustar los modelos de regresión geográfica ponderada en la RBSM (2000-2004).

## 4.5 Resultados

### 4.5.1 Variable dependiente: tasa y patrón de deforestación (2000-2004)

Se estimó una tasa de deforestación de 1%/año para las coberturas forestales de la RBSM. En la **figura 5** se puede observar el patrón de deforestación, así como el límite de la RBSM.



**Figura 5.** Patrón de deforestación de la RBSM (2000-2004).

### 4.5.1 Correlación global y local

Se descartó la variable distancia-costo (fricción) por estar fuertemente correlacionada con la variable distancia a caminos y pendiente (**figura 6**).

A nivel local, el análisis de correlación local, mostró asociaciones que no fueron detectadas en el análisis global. Espacialmente esto se expresó como un conjunto de puntos con coeficientes superiores a 0.7 entre las variables distancia a caminos y distancia a cobertura agrícola, así como entre la pendiente y la distancia a la cobertura agrícola en la región noroeste de la RBSM (**figura 7**). Por tanto, la variable distancia a cobertura agrícola no fue incluida en la calibración de la RGP.

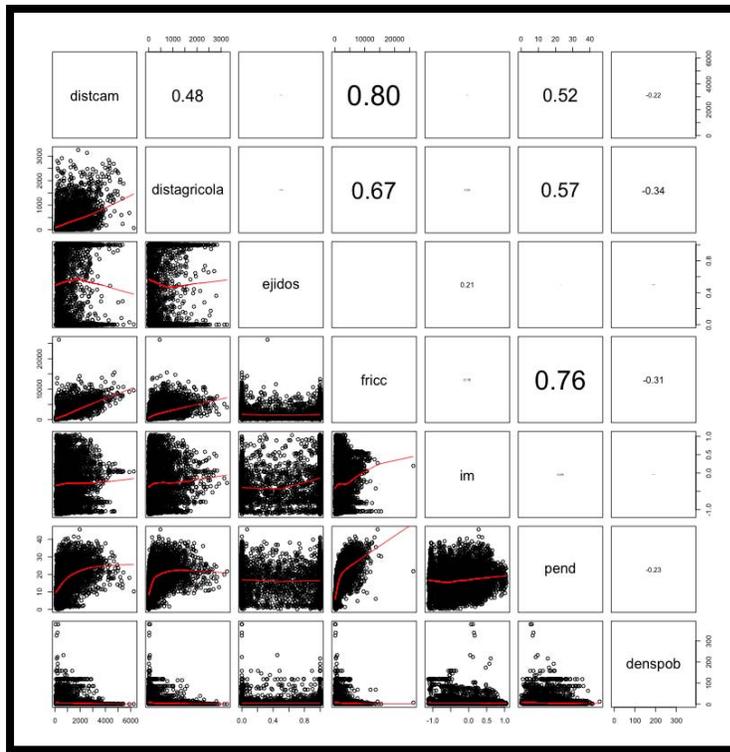
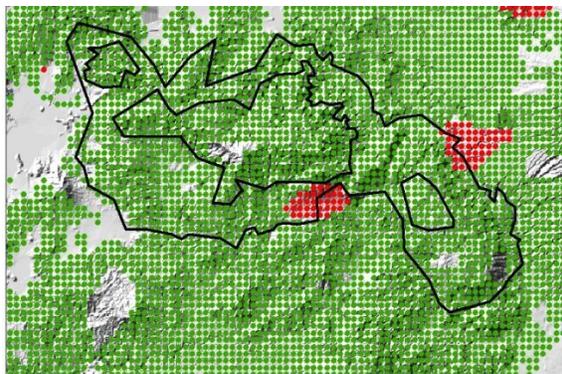


Figura 6. Análisis de correlación entre las variables consideradas. Donde, distcam = distancia a los caminos, distagricola = distancia agrícola, fricc =fricción a localidades, im = índice de marginación, pend =pendiente, denspob =densidad de población.

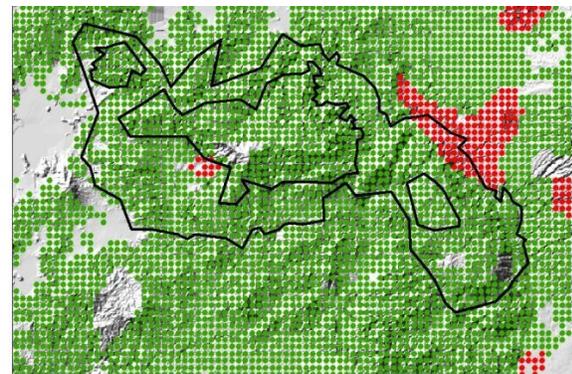


Dist caminos vs distancia agricola

Indice de correlación

● < 0.7

● > 0.7



Pendiente vs distagricola

Indice de correlacion

● <0.7

● >0.7

Figura 7. Coeficientes de correlación estimados localmente para la RBSM.

#### 4.5.2 Regresión Geográfica Ponderada (RGP)

Para calcular la ecuación de la RGP se incluyeron las variables independientes distancia a caminos, pendiente, densidad poblacional, índice de marginación y la proporción del territorio como ejido. Como primer resultado se muestra la distribución espacial del valor del coeficiente de correlación  $R^2$ . Este coeficiente varía en el territorio en función de la capacidad explicativa de cada una de las variables consideradas y el número de observaciones del patrón deforestado. En la figura 8 se observa su variación espacial, los tonos cálidos representan una  $R^2 \geq 0.58$ . Estos se encuentran ubicados en su gran mayoría fuera de los límites de la RBSM, en la zona de influencia.

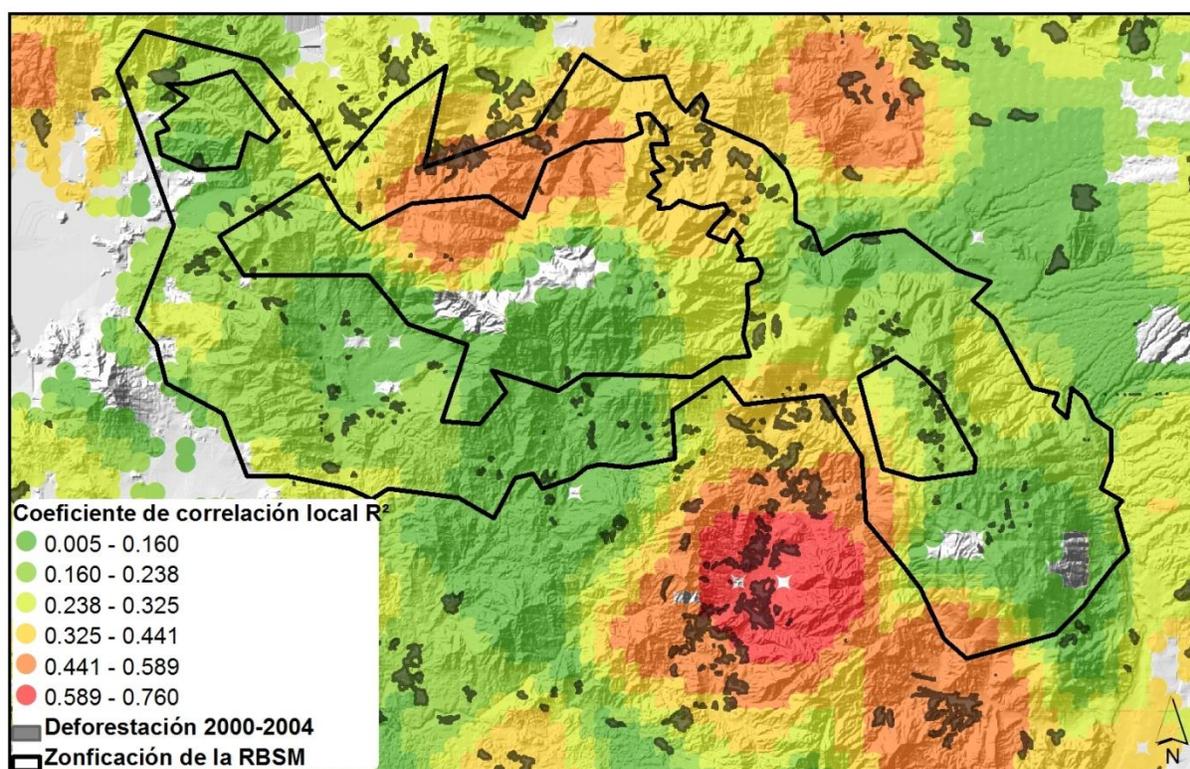
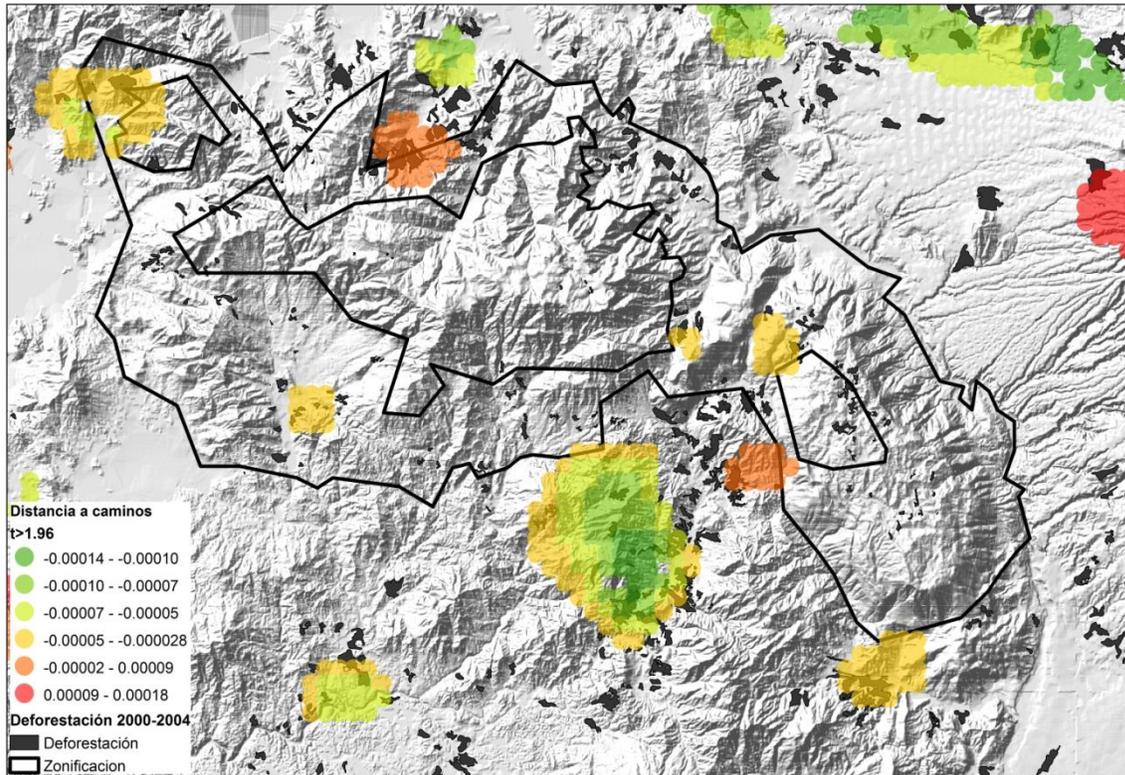


Figura 8. Coeficientes de determinación  $R^2$  estimados a través de la regresión geográfica ponderada.

Como un segundo resultando relevante, se mapearon los coeficientes de regresión significativos ( $t > 1.96$ ) y se presentan en las **figuras 9, 10 y 11**. El rango de los coeficientes estimados abarca valores tanto negativos como positivos y su expresión espacial es heterogénea para cada variable ponderada.

En el caso de la distancia a los caminos (**figura 9**), se puede observar sólo en color rojo los coeficientes positivos, los cuales significan que a menor distancia, existe una mayor deforestación. Por el contrario, los tonos verdes, implican que a mayor distancia de los caminos existen tasas mayores de deforestación.



**Figura 9. Coeficientes significativos asociados a la variable distancia a los caminos en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).**

Por otra parte, los coeficientes significativos de la variable pendiente (**figura 9**) indican una relación negativa entre la pendiente y la deforestación. Siendo más intenso este efecto limitante del proceso de desmonte para aquellos lugares con coeficientes negativos cercanos al valor cero (color rojo, **figura 9**). En relación con la variable densidad de poblacional (**figura 10**), los coeficientes significativos en color rojo y naranja indican que a mayor densidad poblacional mayor deforestación, mientras que los coeficientes en color verde indican una relación de menor densidad de población con una tasa mayor de deforestación. Estas relaciones se localizan principalmente en la zona de influencia de la RBSM.

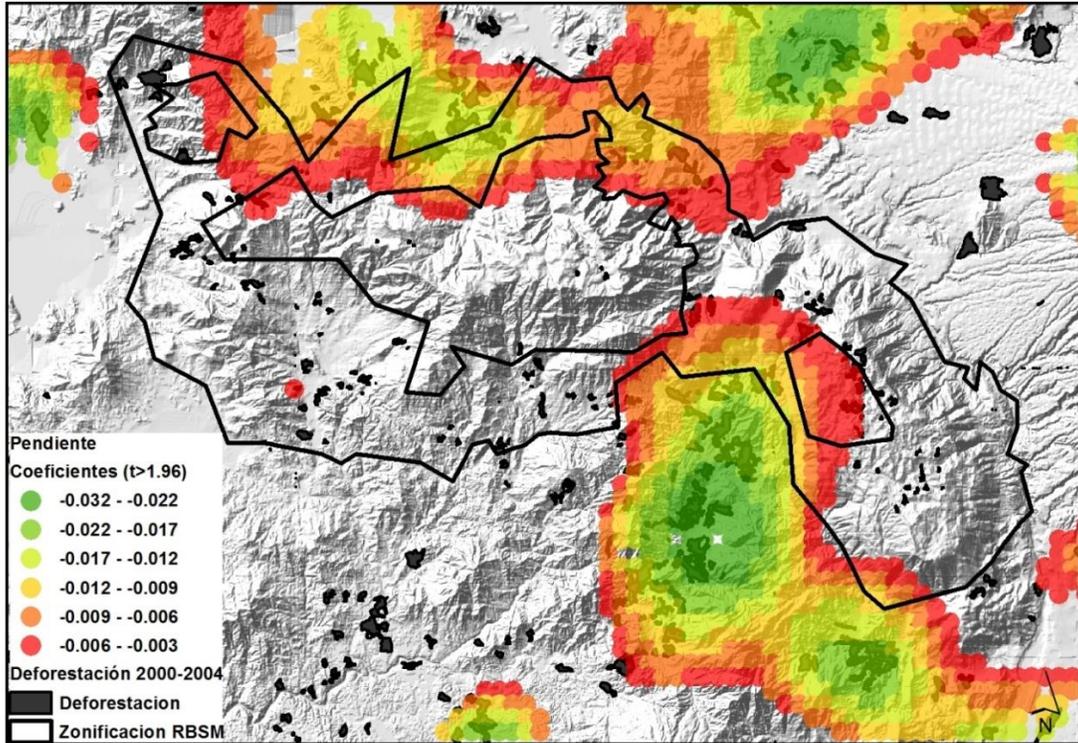


Figura 10. Coeficientes significativos asociados a la variable pendiente en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).

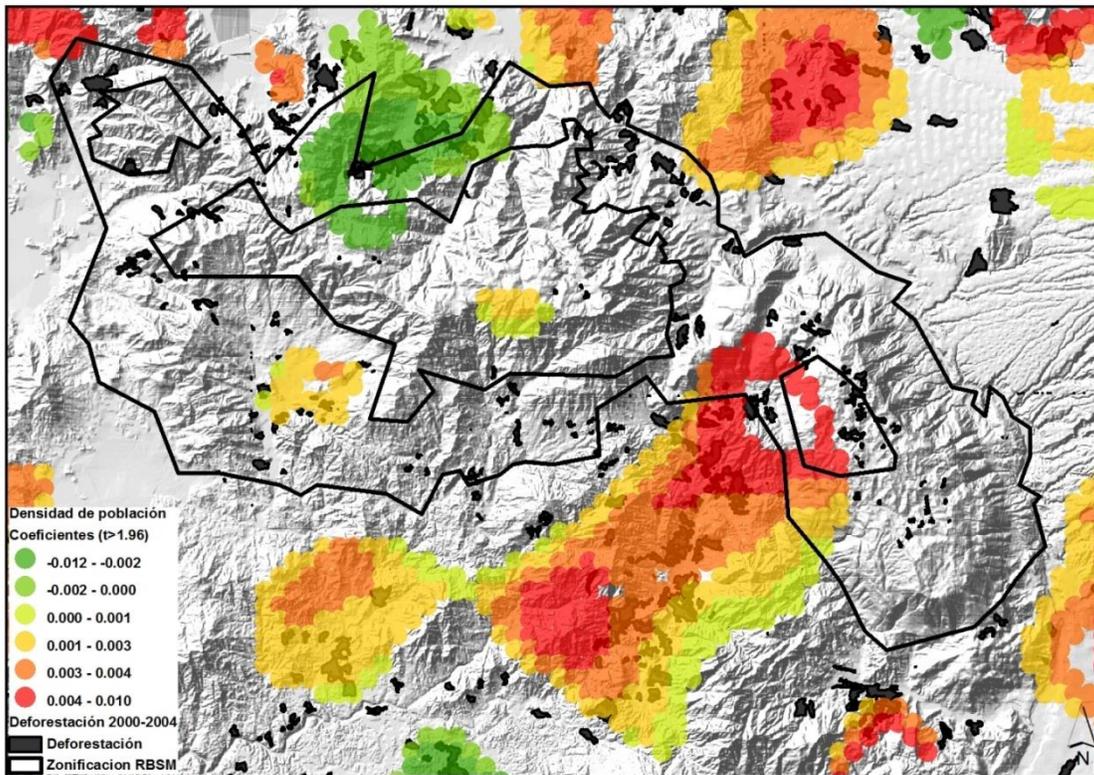


Figura 11. Coeficientes significativos asociados a la variable densidad de población en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).

Los coeficientes significativos para la variable índice de marginación (CONAPO 2000) se muestran en la **figura 11**. Los coeficientes en color verde y amarillo indican que a mayor marginación mayor deforestación.

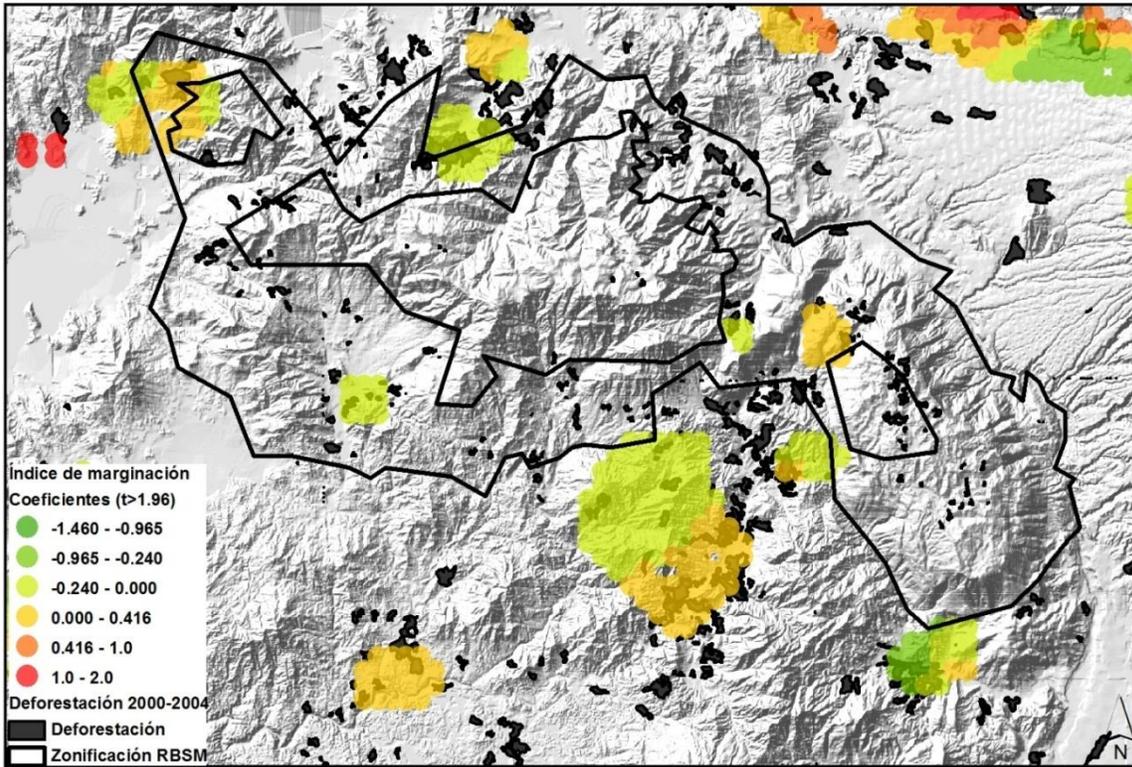


Figura 12. Coeficientes significativos asociados a la variable índice de marginación en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).

Finalmente en los ejidos, los coeficientes relacionados con una mayor deforestación están localizados en la zona de amortiguamiento y de influencia. Los coeficientes positivos se relacionan con las prácticas en el uso de suelo de los ejidos ahí localizados que impactan de manera importante la cobertura forestal promoviendo mayores tasas de deforestación. Siendo mayormente este el caso que aquellos ejidos en donde la relación es opuesta en tonos verdes (**Figura 12**).

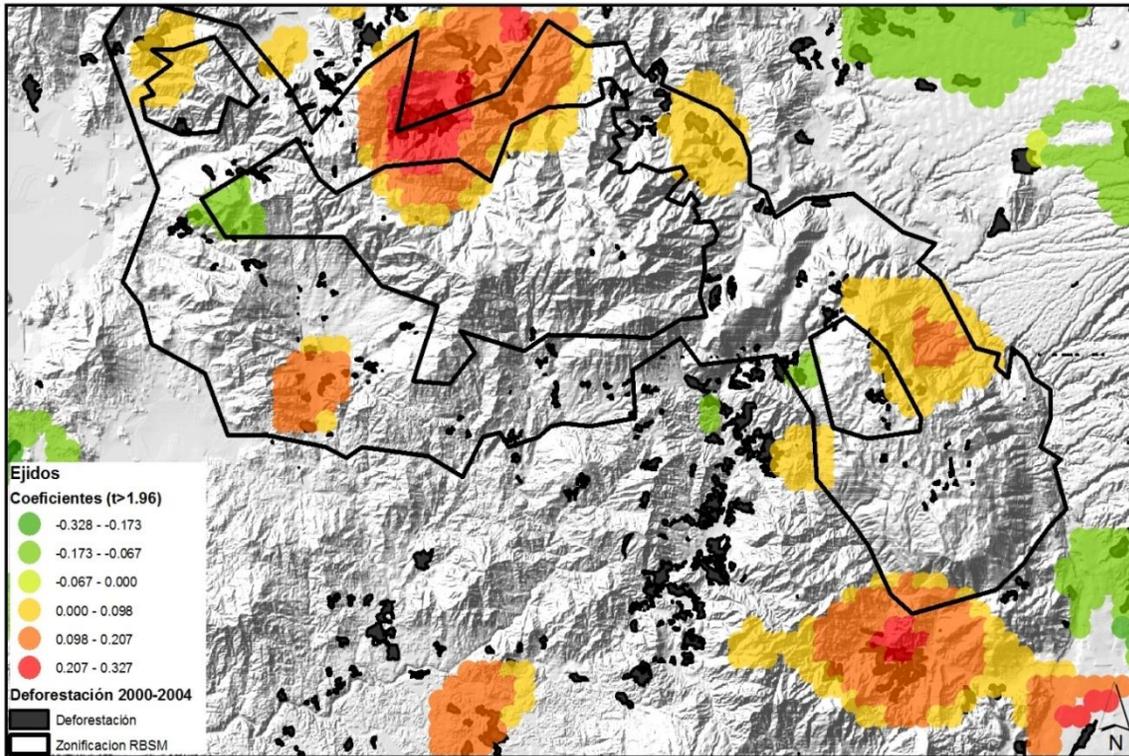


Figura 13. Coeficientes significativos asociados a la variable tenencia de la tierra ejidal en relación con el patrón de deforestación en la RBSM (2000-2004).

Es posible observar y comparar en **la tabla 3** los coeficientes de correlación  $R^2$  de regresión lineal global (RLG) así como el valor promedio de las regresiones lineales geográficamente ponderadas. Bajo el primer enfoque se obtuvo un valor de correlación de  $R^2$  de 0.06, que es bajo al compararlo con el estimado a través de la RGP de 0.40. Este resultado indica un mejor ajuste al utilizar más de una regresión lineal para abordar la deforestación en una zona de estudio altamente heterogénea como la RBSM. Con este enfoque las variables ponderadas pueden tener una relación significativa de manera puntual estableciendo patrones locales de explicación para las tasas de deforestación estimadas.

**Tabla 2. Parámetros de los modelos ajustados a nivel local con la RGP.**

RLG	Residuales	Min	Cuartil inferior (1Q)	Mediana	Cuartil Superior (3Q)	Max
		-0.22340	-0.07537	-0.03869	0.00024	0.93612
<b>R<sup>2</sup></b>	0.06842					
<b>RGP</b>	X Intercept	-7.664e-01	2.303e-02	7.955e-02	2.460e-01	3.583e+00
	DCAM	-3.001e-04	-2.438e-05	-8.228e-06	2.368e-06	1.857e-04
	PEND	-3.245e-02	-8.026e-03	-2.683e-03	-7.569e-04	8.153e-03
	IM	-1.567e+00	-7.437e-02	-1.231e-02	9.002e-02	3.082e+00
	EJ	-3.287e-01	-1.852e-02	1.177e-02	4.580e-02	4.036e-01
	DENSPOB	-1.807e-02	-7.173e-06	6.468e-04	2.395e-03	3.567e-02
<b>Quasi-global R<sup>2</sup></b>	0.4043515					

**Tabla 3. estimados y significancia en la regresión global para la RBSM.**

	Coeficientes	Estimación	Error estándar (Error típico)	Estadístico t	p-valores
<b>RLG</b>	X Intercept	1.069e-01	7.643e-03	13.988	< 2e-16 ***
	DCAM	-1.509e-05	3.348e-06	-4.506	6.8e-06 ***
	PEND	-3.594e-03	3.665e-04	-9.804	< 2e-16 ***
	IM	-3.343e-02	5.178e-03	-6.457	1.2e-10 ***
	EJ	1.465e-02	6.057e-03	2.419	0.015627 *
	DENSPOB	3.678e-04	1.022e-04	3.597	0.000325 ***

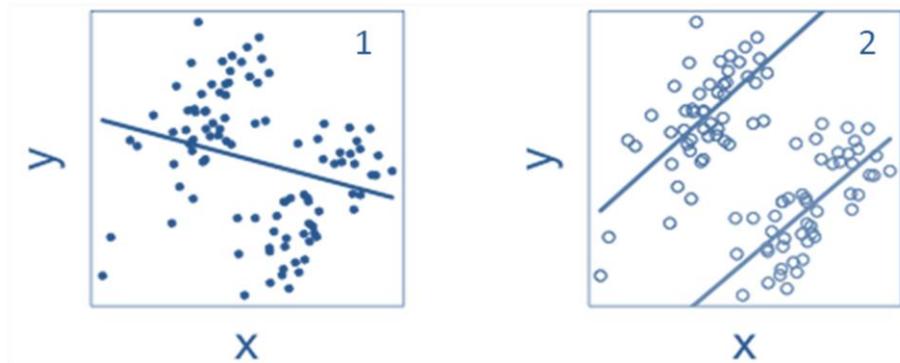
Valor de significancia  $p < 0.001$  \*\*,  $0.01$  \*

#### 4.6 Discusión

Existen pocos estudios que han utilizado la RGP para modelar y explicar la relación entre la deforestación y sus potenciales promotores tanto a nivel mundial como nacional con excepción de los trabajos de Witmer (2005), Pineda-Jaimes et al. (2010) y Mas y Cuevas (2013). Los resultados aquí mostrados contribuyen al desarrollo de este enfoque a nivel regional y orientado a una zona de estudio altamente heterogénea como lo es la RBSM.

La interpretación de los coeficientes estimados a través de las regresiones lineales es descriptiva y establece patrones explicativos entre las variables independientes y las tasas de deforestación de la RBSM (2000-2004). El ajuste de correlación  $R^2$  obtenido con la RGP fue superior al de la regresión lineal global que solo ofrece un coeficiente promedio para todo el territorio. En este sentido la paradoja

de Simpson propone una explicación sobre las ventajas de la RGP sobre la regresión lineal global. La paradoja establece que dependiendo de los datos con los que trabajemos, la asociación entre dos variables se puede invertir cuando la población de estudio se divide en sub-poblaciones (**figura 11**).



**Figura 14. Correlación entre dos variables continuas X y Y. En el caso 1, se tiene una correlación lineal negativa. En el caso 2, al dividir la muestra en dos sub-poblaciones, se tienen dos correlaciones lineales positivas.**

Si bien, el efecto de la pendiente, la densidad poblacional, el índice de marginación, los ejidos y la distancia a los caminos varían a lo largo del territorio a través de relaciones tanto positivas como negativas, expresando espacialmente un doble efecto de una misma variable en el territorio. Su significancia está asociada con los patrones de deforestación aglomerados, localizados principalmente alrededor de la RBSM por lo que consideramos que sería necesario monitorear la deforestación en dos periodos de tiempo previos al decreto de la reserva para tener una señal más robusta del proceso.

En relación con los coeficientes positivos de las variables densidad poblacional y distancia a los caminos, estudios previos han mostrado que los desmontes para usos de suelo agrícola o ganadero dependen de la accesibilidad del territorio y por tanto de la distancia a los caminos y que las zonas densamente pobladas tienen un efecto importante en la transformación de coberturas naturales hacia usos agrícolas (Witmer, 2005; Lambin & Geist, 2006). Los resultados aquí mostrados, destacan que en este caso la distancia a los caminos tiene este efecto en el proceso de deforestación, siendo transformados aquellos lugares que están próximos, mientras que en algunas otras zonas de la RBSM este proceso tiene una relación negativa. Este efecto puede deberse a que cuando el desarrollo ya se ha producido en una zona y se han agotado los recursos explotables, viene una inversión de desarrollo hacia otros lugares más lejanos.

En relación con el factor densidad poblacional, ha sido considerado de manera importante para explicar, en conjunto con el desarrollo de infraestructura, puede impulsar el cambio de cobertura

forestal hacia usos agrícolas. Si bien existe un debate sobre el efecto de estas dos variables (Lambin, et al., 2001; Angelsen & Kaimowitz, 1999; Geist & Lambin, 2001), algunas investigaciones apoyan una relación positiva entre el crecimiento de la población asociado a la deforestación (Pahari & Murai, 1999; Mather & Needle, 2000; Uusivouri, et al., 2002). La relación entre la densidad poblacional y la deforestación no es sencilla ya que menudo está vinculada a cambios políticos y de infraestructura (Lambin, et al., 2001). Hasta ahora tanto los caminos como la densidad demográfica son factores que guardan relaciones importantes para promover la deforestación en la RBSM y son factores próximos del proceso (Geist & Lambin, 2001).

Por otra parte los coeficientes del índice de marginación y tenencia de la tierra, factores descritos como subyacentes al proceso de deforestación, mostraron patrones espaciales opuestos dentro de un mismo análisis de regresión. En el caso de la tenencia de la tierra, es un factor que en la zona de amortiguamiento de la RBSM incide promoviendo la deforestación. Este resultado se enmarca dentro de una extensa literatura que afirma que la tenencia territorial impacta de manera importante en el proceso de deforestación de los trópicos (Kaimowitz, 1996; Alcorn & Toledo, 1998; Clark, 2000). Sin embargo, para México se ha documentado que la tenencia de la tierra bajo la forma comunitaria es un factor que promueve la conservación de la cobertura forestal en algunas regiones de México (Carr, 2008). No obstante, cuando la figura ejidal está debilitada o hay ambigüedad en los títulos de propiedad puede desencadenar procesos de cambio de cobertura como ha sido el caso en el Petén (Kaimowitz, 1996; Clark, 2000). Por tanto, los diferentes tipos de propiedad (comunal, estatal o privada) pueden ser funcionales en ciertas circunstancias e ineficientes en otras (conservación vs desarrollo) dependiendo del contexto social y de las formas en que se regule el acceso al recurso forestal. Más aún, poder interpretar el patrón espacial de los coeficientes en relación con la deforestación a nivel de los ejidos de la RBSM lleva a considerar el proceso histórico de formación de la tenencia territorial para no quedar en una interpretación simplista que apoye la idea de que los ejidos promueven la deforestación en la RBSM. En este sentido, el contexto histórico del reparto agrario en la Sierra de Manantlán, se caracterizó por una situación de confusión y conflicto en torno a los derechos de propiedad forestal. Por un lado estuvo la apropiación privada de los recursos pertenecientes a los ejidos a través del rentismo de las tierras (particularmente recursos forestales, mineros y pastizales para ganadería) y por otro las consecuencias de un reparto agrario ineficiente con rezagos que generó problemas por linderos entre predios comunitarios y de propiedad privada, o por la parcelización interna en los ejidos y falta de atención a las solicitudes de ampliación en los ejidos (Rojas, 1995; Jardel, 1998). Sumado a esto la distribución de la tierra y la forma en que se maneja

dentro de las comunidades es heterogénea y poco equitativa. Esto es producto de una variedad de condiciones agroecológicas y de diversos sistemas de gestión de los recursos entre y dentro de las comunidades y ejidos de la RBSM (Gerritsen, 1994; Rojas, 1995).

Finalmente, en relación con las variables biofísicas más empleadas para explicar la ocurrencia de desmontes en zonas montañosas, la pendiente es la más utilizada ya que está asociada con la aptitud del terreno para su aprovechamiento como pastizal o agricultura. Esta relación se expresa en intervalos de aptitud, en el caso de la RBSM, los coeficientes positivos se localizaron en la zona de influencia.

#### **4.7 Conclusión**

Las tasas de deforestación estimadas en la RBSM (2000-2004), fueron impulsadas por factores próximos evaluados espacialmente a través de regresiones lineales, tales como la densidad poblacional, la distancia a los caminos y la pendiente principalmente. Las regresiones lineales geográficamente ponderadas poseen una variación en sus coeficientes a nivel local de manera positiva o negativa según la zona de la RBSM, lo que implica expresar y explicar la deforestación de manera no estacionaria.

La RGP genera parámetros y coeficientes localmente que la regresión lineal tradicional generaliza para toda un área de estudio. Sin embargo, la interpretación de la distribución espacial de los coeficientes para cada variable es compleja y debe tomar en cuenta la interacción entre variables y el contexto histórico en el caso de la tenencia de la tierra. La capacidad explicativa de las variables en relación con la deforestación fue heterogénea, y en algunos sitios los coeficientes fueron significativos mientras que en otras partes no explican el proceso. Por tanto, la presente investigación puede considerar en adelante otros aspectos para estimar mejores resultados. Una posibilidad es considerar una resolución temporal con dos intervalos de tiempo para monitorear las tasas de deforestación en la zona de estudio. Otra alternativa es expresar la variable deforestación en términos de porcentaje de área de bosque transformado. Adicionalmente también sería factible incluir un conjunto mayor de variables socioeconómicas. El potencial de los resultados aquí mostrados no solo reside en la aproximación a los promotores de la deforestación en términos de su significancia, sino también en la expresión espacial de los coeficientes que se agrupan en áreas o patrones. Estas áreas pueden ser útiles para definir subregiones en modelos prospectivos de deforestación.

## 4.8 Bibliografía

- Alcorn, J. & Toledo, V., 1998. Resilient resource management in Mezicos forest ecosystems: the contribution of property rights. In: F. Berkes & F. c. Folke, eds. *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 216-249.
- Angelsen, A. & Kaimowitz, D., 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *World Bank Res Obs.*, Issue 14, pp. 73-98.
- Bivand, R. & Yu, D., 2008. *Spgwr: Geographically weighted regression. R package version 0.5-4.* [Online] Available at: <http://ncg.nuim.ie/ncg/GWR/index.htm>
- Brunsdon, C., Fotheringham, S. & Charlton, M., 1998. Spatial nonstationarity and autoregressive models. *Environ. Plann.*, Issue 30, pp. 1905-1928.
- Cahill, M. & Mulligan, G., 2007. Using Geographically Weighted Regression to Explore Local Crime Patterns.. *Social Science Computer Review*, 2007(25), p. 174.
- Carr, D. L., 2008. Farm households and land use in a core conservation zone of the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Human Ecology*, 36(2), p. 231–248.
- Clark, C., 2000. Land tenure delegitimation and social mobility in tropical Péten, Guatemala. *Human Organization*, 4(59), pp. 419-427.
- Collazos, R., Gamboa, P., Prado, V. & Verardi, V., 2006. Análisis espacial del precio de oferta de la vivienda en el área metropolitana de Cochabamba. *Revista Latinoamericana de Desarrollo Económico*, Issue 6, pp. 33-62.
- Farfán, M., 2009. *De la percepción remota a la social, deforestación y conservación (1973-2000) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. Morelia, Michoacán. México: Tesis de Maestría, Posgrado de Geografía, UNAM.
- Farfán, M., Mas, J. F. & Osorio, L., 2012. Interpolating socioeconomic data for the analysis of deforestation: A comparison of methods. *J. Geogr. Inform. Syst.*, Issue 4, pp. 358-365.
- Farrow, A., Larrea, C., Hyman, G. & Lema, G., 2005. Exploring the spatial variation of food poverty in Ecuador. *Food Pol.*, Issue 30, pp. 510-531..
- Fotheringham, A., Brunsdon, C. & Charlton, M., 2000. *Quantitative geography. Perspectives on spatial data analysis*. London: England: SAGE Publications.
- Fotheringham, A., Brunsdon, C. & Charlton, M., 2002. *Geographically weighted regression: The analysis of spatially varying relationships*. West Sussex: s.n.
- Geist, H. J. & Lambin, E. F., 2001. *What drives tropical deforestation? A metaanalysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. *LUCC Report Series No. 4*, Louvain-la-Neuve: LUCC International Project Office.

- Geist, H. et al., 2006. Causes and Trajectories of land use cover change. In: & H. J. G. (. E. F. Lambin, ed. *Land use and land cover change. Local processes and global impacts. Global Change-The IGBP Series.*. Berlín: Springer, p. 41–70 .
- Gerritsen, P., 1994. *Styles offarming in the community of Cuçalapa, Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico. Tesis de maestría en Ciencias.* Wageningen, Países Bajos.: Wageningen Agricultural University.
- Grömping, U., 2006. *relaimpo: Relative Importance of Regressors in Linear Models.* s.l.:R package.
- INE, 2000. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.* s.l.:Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca / Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara.
- INEGI, 1971. *Carta de uso del suelo y vegetación (1:50,000).* México: s.n.
- Jardel, E. J., 1998. Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán. In: R. J. E. L. G. S. R. O. S. y. F. V. Ávila, ed. *El Occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales.* Guadalajara: Universidad de Guadalajara/Instituto Francés de Investigación Científica para elDesarrollo en Cooperación (ORSroM).
- Kaimowitz, D., 1996. *Livestock and deforestation. Central America in the 1980s and 1990s: A Policy Perspective.* Jakarta, Indonesia: CIFOR.
- Lambin, E. & Geist, H. eds., 2006. *Land use and land cover change. Local processes and global impacts. Global change – The IGBP series.* Berlin: Springer.
- Lambin, E. et al., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, Issue 11, pp. 261-69.
- Lesschen, J. P., Verburg, P. H. & Staal, S. J., 2005. *Statistical methods for analyzing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. LUCC Report Series No. 7,* Wageningen, the Netherlands: The International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya and LUCC Focus 3 Office. Wageningen University.
- Mas, J. F. & Cuevas, G., 2013. "*Análisis de los patrones de deforestación en México con regresiones ponderadas geográficamente*" en *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoramento Remoto - SBSR.* Foz do Iguaçu, PR, Brasil, INPE.
- Mas, J. F. & Puig, H., 2001. Modalités de la déforestation dans le Sud-ouest de l'Etat du Campeche, Mexique. *Can. J. Forest. Res.*, Issue 31, pp. 280-1288.
- Mather, A. & Needle, C., 2000. The relationship of polpulation and forest trends. *Geographical Journal* , 156(March 2000), pp. 2-13.
- Mennis, J. & Jordan, L., 2005. The distribution of environmental equity: exploring spatial nonstationarity in multivariate models of air toxic releases. *Annals of the Association of American Geographers*, Issue 95, pp. 249-268.
- Pahari, K. & Murai, S., 1999. "Modelling for Prediction of Global Deforestation based on the Growth of Human Population". in *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 1999(54), pp. 317-324.

Pineda Jaimes, N. B., Bosque Sendra, J., Gómez Delgado, M. & Franco Plata, R., 2010. Exploring the driving forces behind deforestation in the state of Mexico (Mexico) using geographically weighted regression.. *App. Geogr.*, Issue 30, pp. 576-591.

Rojas, R., ed., 1995. *La comunidad y sus recursos, Ayotitlán ¿desarrollo sustentable?*. México: Universidad de Guadalajara/Instituto Nacional Indigenista.

Uusivouri, J., Lehto, E. & Palo, M., 2002. Population, income and ecological conditions as determinants of forest area variation in the tropics. *Global Environmental Change*, Issue 12, pp. 313-323.

Vitousek, P. M. et al., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.*, Issue 7, pp. 737-750.

Wheeler, D. C., 2007. Diagnostic tools and a remedial method for collinearity in geographically weighted regression.. *Environ. Plann. A.*, Issue 39, pp. 2464-2481.

Witmer, F., 2005. *Simulating future global deforestation using geographically explicit models. Interim Report IR-05-010*, Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis.

## CAPÍTULO 5

### Escenarios de deforestación (2000-2018) para la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán



*“El ambiente no es una herencia que recibimos de nuestros ancestros, es todo aquello que tomamos prestado de nuestros hijos”. Anónimo.*

## Contenido

Capítulo 5. Escenarios de deforestación (2000-2018) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México .....	101
5.1 Introducción .....	101
5.2 Descripción del área de estudio .....	103
5.2.1 Aspectos socioeconómicos y demográficos de la RBSM .....	104
5.2.2 Descripción general del yacimiento de hierro y su explotación a cielo abierto .....	105
5.2.3 Tipos de Vegetación y usos del suelo de la RBSM .....	109
5.3 Materiales .....	109
5.3.1 Cartografía de vegetación y uso de suelo .....	109
5.3.2 Sistema de información geográfica y variables espaciales .....	111
5.3.3 Plataforma de Modelación .....	112
5.4 Métodos .....	112
5.4.1 Selección de variables independientes no correlacionadas .....	112
5.4.2 Interpolación de indicadores socioeconómicos y selección del mejor método .....	112
5.4.3 Supuestos de los escenarios de deforestación .....	114
5.4.4 Estructura general del modelo de deforestación .....	116
5.5 Resultados .....	123
5.5.1 Escenario tendencial: transiciones y probabilidades de deforestación .....	123
5.5.2 Análisis de correlación y pesos de evidencia .....	126
5.5.3 Probabilidades de deforestación (2000-2004) .....	128
5.5.4 Evaluación del modelo de deforestación .....	133
5.5.5 Escenarios y tendencias de deforestación (2018) para la RBSM .....	136
5.6 Discusión .....	139
5.7 Conclusión .....	143
5.8 Bibliografía .....	145
Anexos .....	148

## Índice de Figuras

<b>Figura 1. Localización del área de estudio, considerando el polígono de la RBSM (INE, 2000). Edición propia.</b>	<b>104</b>
Figura 2. Comportamiento histórico de la población (1960-2005), fuera y dentro de los límites de la RBSM (INEGI).	105
Figura 3. Localización del depósito de hierro Peña Colorada (municipio de Minatitlán, Colima). Modificado del mapa geológico del Consorcio Minero Benito Juárez de Zürcher et al. (2001) (Tomado de Tritlla et al. (2003).	106
Figura 4. (A). Polígono del área concesionada para la extracción de hierro a cielo abierto del consorcio minero Peña Colorada. (B) Área activa de extracción de hierro a cielo abierto (2004-2008).	107
Figura 5. Prospecciones mineras y su ubicación dentro y fuera de los límites de la RBSM de acuerdo con el Servicio Geológico Mexicano consultado en el año 2013.	108
Figura 6. Interpolaciones hipotéticas para cuatro ubicaciones (A) con diferentes valores en z, conectados por dos caminos y separados por un lago como barrera. En (B) se muestra el resultado con los polígonos de Thiessen, en (C) con el método de la distancia inversa ponderada y en (D) con el área de influencia. Únicamente con este último método, se toma en cuenta el efecto del camino y el lago.	113
Figura 7. Etapas seguidas para la generación del escenario tendencial y de conservación.	117
Figura 8. Evaluación difusa. Sin tolerancia difusa no hay ninguna coincidencia espacial entre los parches simulados y observados. Con la tolerancia indicada en la figura, se consideran que un parche simulado coincide totalmente y otro parcialmente. Note que mientras más grande es la distancia de tolerancia, más coincidencia se obtendrá y que la falta de coincidencia se debe también a errores en la estimación de la cantidad de cambio (sobre o sub-evaluación de la superficie de cambio) (Tomado de Mas y Flamenco 2011).	122
Figura 9. Diagrama de flujo que representa las transiciones de las selvas hacia algún uso de suelo y que fueron definidas dentro del modelo en la etapa de calibración 2000-2004.	125
Figura 10. Diagrama de flujo que representa las transiciones de los bosques hacia algún uso del suelo y que fueron definidas dentro del modelo en la etapa de calibración 2000-2004.	125
Figura 11. Pesos de evidencia de cuatro variables del escenario tendencial que influyen en los desmontes del Bosque de Encino hacia agricultura de temporal determinados en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad Poblacional, DAgt = Distancia euclidiana a cobertura agrícola de temporal, SM = Salario mínimo y DAse= distancia euclidiana a aserrados.	128
Figura 12. Probabilidades de deforestación bajo el escenario tendencial del bosque mixto de encino y mesófilo de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia la agricultura de temporal. Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y de uno que el cambio puede ocurrir.	129
Figura 13. Probabilidades de deforestación bajo el escenario tendencial del bosque mixto de encino y mesófilo de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia pastizal inducido (Pi). Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y de uno que el cambio puede ocurrir.	130

Figura 14. Probabilidades de deforestación bajo un escenario de conservación del bosque mixto de encino y mesófilos de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia agricultura de temporal. ....	131
<b>Figura 15. Probabilidades de deforestación bajo un escenario de conservación del bosque mixto de encino y mesófilos de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia pastizal inducido (Pi). Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y de uno que el cambio puede ocurrir. ....</b>	<b>132</b>
Figura 16. Probabilidades de ocurrencia de nuevas minas de hierro a cielo abierto en la RBSM. Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y uno que un nuevo sitio extractivo puede desarrollarse. ....	133
Figura 17. Imágenes de los mapas de cobertura y uso del suelo de la RBSM. (A) El primero muestra el observado (2008) y en (B) el mapa predictivo para la misma fecha. ....	133
Figura 18. Índice de similitud entre el mapa simulado (2008) y el mapa observado (2008) en función del tamaño de ventana utilizada para realizar la comparación. ....	135
Figura 19. Índice de similitud difusa en función del tamaño de la ventana para la comparación de los escenarios simulados. ....	135
Figura 20. Imágenes de los mapas de cobertura y uso del suelo de la RBSM dentro del escenario tendencial de deforestación para un periodo total de 18 años. ....	136
Figura 21. Superficies estimadas de las coberturas forestales y los usos del suelo del escenario tendencial al 2018 en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. ....	137
Figura 22. Imágenes de los mapas de los tipos de cobertura y uso del suelo de la RBSM para los tres escenarios simulados: conservación (2018 C), tendencial (2018 T) y minero (2018 M). ....	138
Figura 23. Superficies estimadas de tipos de coberturas forestales y usos del suelo para el escenario tendencial (2018 T) y el escenario de conservación (2018 C) en la RBSM. ....	139

## Índice de Tablas

Tabla 1. Leyenda de los tipos de vegetación y usos de suelo empleados para el monitoreo de los cambios. ....	110
Tabla 2. Variables empíricas y geo-procesamiento. Todos los insumos cartográficos se procesaron a una resolución espacial de 30 metros. ....	111
Tabla 3. Matriz de probabilidad de Markov anual (2000-2004) utilizada para la calibración del escenario tendencial de deforestación. ....	124
Tabla 4. Variables explicativas (*) seleccionadas para la calibración del modelo para las transiciones de bosque a agricultura de temporal y pastizal inducido (2000-2004). ....	126
Tabla 5. Variables explicativas seleccionadas (*) para la calibración de las transiciones de selvas a usos del suelo (2000-2004). ....	127

# Capítulo 5. Escenarios de deforestación (2000-2018) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México

---

## 5.1 Introducción

En la modelación espacial prospectiva, al conjunto de condiciones simuladas se les refiere comúnmente como escenarios, los cuales definen hipótesis sobre la dinámica de cambio y por tanto estiman el potencial impacto de un conjunto de condiciones sobre las coberturas terrestres, así como también logran mostrar interacciones importantes entre los factores de cambio y los tipos de coberturas a través de su simulación espacial en el tiempo. Generar múltiples escenarios constituye un conjunto de circunstancias hipotéticas donde los resultados obtenidos pueden ser objeto de comparación y conocer diversas trayectorias de cambio para un mismo sitio de estudio. La construcción de escenarios permite un enfoque experimental alternativo a la hora de abordar la dinámica de cambio del paisaje (Agarwal, et al., 2002; Cuevas & Mas, 2008). Su implementación requiere de la generación de variables espaciales y de la evaluación espacial de la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo (CCUS) de la zona de estudio, análisis fundamental que sustenta la generación de diversos escenarios.

Bajo este enfoque de modelación de escenarios, el territorio donde se localiza la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) y su zona de influencia, resultan relevantes como caso de estudio ya que presenta la confluencia de diversos procesos socio-ambientales en los últimos años. Entre éstos destaca la explotación maderera por compañías privadas en los años 40s, que generó conflictos sociales en torno a los recursos forestales y una disminución en la calidad de los mismos (Jardel, et al., 2002). Con este antecedente, en marzo de 1987, la Sierra de Manantlán fue decretada como Reserva de la Biosfera por orden del Ejecutivo Federal. Las leyes que la fundamentaron no modificaron la tenencia formal de la tierra dentro de sus límites, pero sí asignaron reglas para el uso y manejo de los recursos naturales a través de un plan de manejo que define tres zonas en la RBSM, las zonas núcleo, la de amortiguamiento y una zona de influencia alrededor de esta (INE, 2000). Del plan de manejo de la RBSM se derivan dos aspectos importantes a considerar. El primero es referente a la falta de actualización de su contenido. Por tanto, es posible suponer que los estatutos ambientales que lo componen actualmente no tengan correspondencia con las formas de aprovechamiento de sus recursos

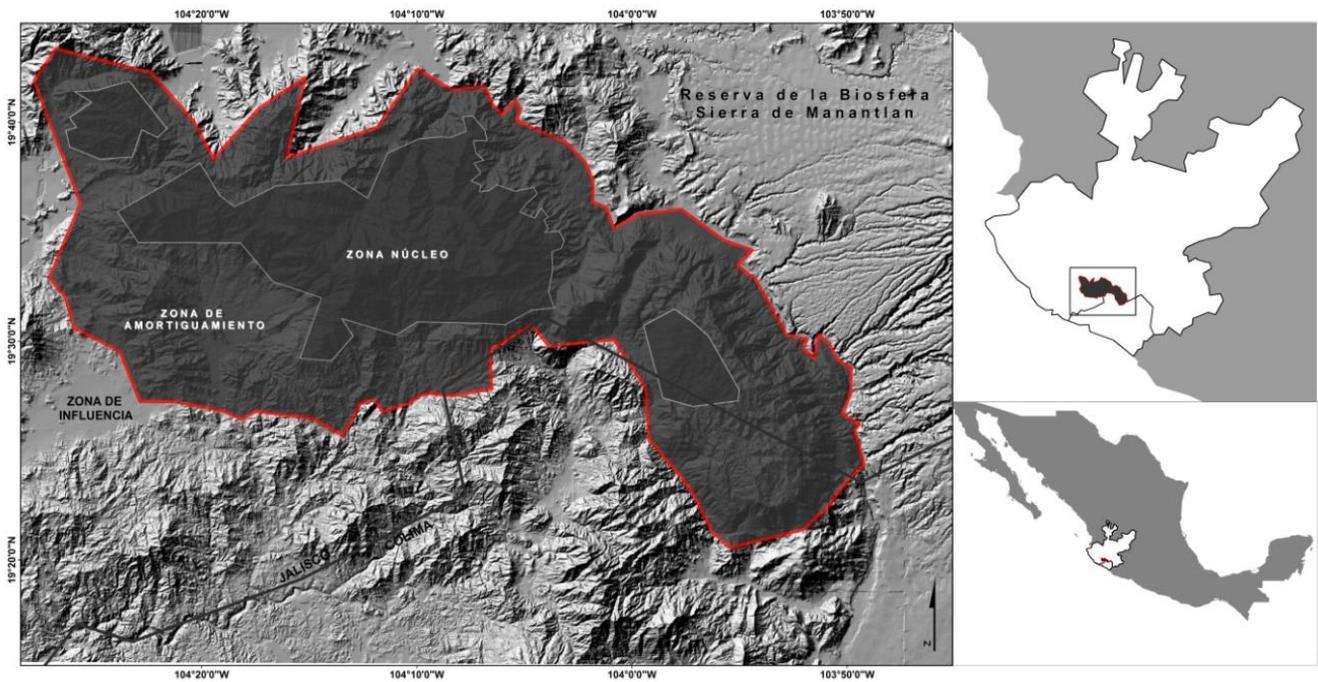
naturales y con la situación ambiental presente. El segundo aspecto es que el plan de manejo tiene una expresión geográfica a través del ordenamiento territorial que toda reserva de la biosfera debe mantener. El ordenamiento como reserva generó dos zonas principales: la “zona núcleo”, donde se prohíbe cualquier tipo de aprovechamiento y la “zona de amortiguamiento” en donde son posibles las actividades agrícolas y pecuarias bajo un enfoque sustentable respetando los límites de la misma. Alrededor de esta última, se encuentra la zona de influencia, para la cual no existen restricciones de uso de suelo pero se espera que de igual manera existan prácticas sustentables. Cada una de estas zonas posee problemáticas ambientales diversas. En el caso de las zonas núcleo, que contienen la mayor parte de los bosques templados, existen prácticas como la ganadería extensiva practica asociada con la ocurrencia de incendios. En la zona de amortiguamiento existe el problema de la intensificación de las prácticas agropecuarias, ya que una vez zonificado el territorio, para algunos ejidos implicó la pérdida de tierra arable por estar en zona núcleo y el desplazamiento de las actividades hacia la zona de amortiguamiento (Farfán, 2009). Finalmente en la zona de influencia está ubicada la mina de hierro a cielo abierto del consorcio minero Peña Colorada la cual es responsable del 19% de la producción nacional. En particular, esta mina debido a sus prácticas extractivas ha ocasionado diversos conflictos sociales y ecológicos en la región. Los pobladores cercanos se quejan por el despojo de tierras y fuentes de agua, y por la muerte de su ganado que bebe las aguas contaminadas. Otras empresas mineras que operan en Manantlán incluyen la Comercializadora Internacional de Minas, de capital chino, y la Minera del Norte (anteriormente Minera Monterrey). Todas manejan minas a cielo abierto que destruyen por completo los cerros que contienen minerales; dejan atrás montones de piedras contaminadas y contaminan el sistema hidrológico a través del proceso de lixiviación y aterramiento (Tetreault & Hernández, 2011).

En este contexto ambiental es posible plantear que la conservación de los recursos forestales en la RBSM puede estar comprometida por: 1) la intensificación de la agricultura y las prácticas ganaderas en la zona de amortiguamiento y/o zona de influencia, 2) el crecimiento poblacional en la zona de influencia con el consecuente desarrollo de infraestructura, y finalmente, 3) un aumento en el número de prospecciones y concesiones mineras dentro del territorio de la reserva y zona de influencia que representan una presión para la explotación de hierro, más aún cuando la ley de protección al ambiente no prohíbe su establecimiento en territorios decretados para la conservación. Por tanto, se plantea como un primer objetivo desarrollar la modelación prospectiva bajo el diseño de escenarios de deforestación que consideren las problemáticas ambientales ya enumeradas. El primer escenario

definido como tendencial, consiste en la representación de las condiciones actuales a través de la simulación del proceso de deforestación al 2018, basada en las condiciones observadas durante el periodo de 2000 al 2004. El segundo escenario se define como minero y representa el efecto de la actividad minera en el paisaje de la RBSM y zona de influencia, y finalmente un escenario sustentable en donde la dinámica de deforestación es acorde a la zonificación. Como objetivo secundario y dado que muchos enfoques de modelación utilizan información socioeconómica interpolada sin una etapa previa de evaluación, se tuvo el análisis de los métodos de interpolación para datos socioeconómicos a nivel de localidad.

## 5.2 Descripción del área de estudio

La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) está localizada entre los límites de los estados de Jalisco y Colima al occidente de México; porción ubicada en las coordenadas geográficas: 103°45'-104°30' de longitud oeste y los 19°25'-19°45' de latitud norte (**Figura 1**). Dentro del presente estudio, se incluyó también parte del área circundante (zona de influencia, ZI) de la RBSM con un área total de 4576 km<sup>2</sup>. La extensión territorial de la RBSM comprende una superficie de 1395 km<sup>2</sup> que corresponden al 30% del área total. La RBSM puede dividirse en dos unidades fisiográficas principales: (1) la zona centro oeste de la Sierra de Manantlán que forma parte de la porción más occidental de la Sierra Madre del Sur, y (2) la zona de Cerro Grande, caracterizada por una amplia meseta cárstica (Lazcano, 1988). De acuerdo con el plan de manejo (INE, 2000), estas dos unidades fueron divididas en: (1) zonas núcleo, las cuales se caracterizan por ser sitios de conservación estricta; (2) una zona de amortiguamiento, que rodea a las zonas núcleo y que puede ser utilizada con fines de aprovechamiento reglamentado y finalmente, (3) un área de transición o zona de influencia, la cual rodea a esta última en la cual se sugiere la implementación de un aprovechamiento de los recursos naturales de manera sustentable. En conjunto estas tres zonas conforman un esquema de ordenamiento territorial zonificado (MAB-UNESCO, 1984; 1995).



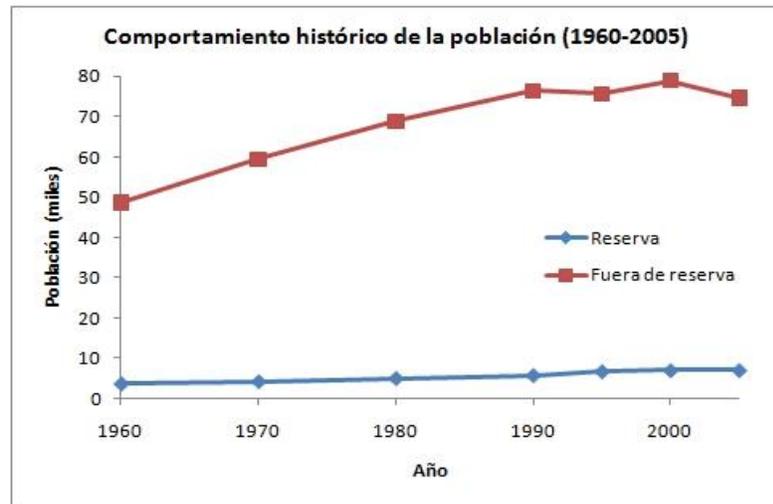
**Figura 1. Localización del área de estudio, considerando el polígono de la RBSM (INE, 2000). Edición propia.**

### 5.2.1 Aspectos socioeconómicos y demográficos de la RBSM

De acuerdo con la CONAPO (2000), de las 172 localidades asentadas en la Sierra de Manantlán, pertenecientes a siete municipios del estado de Jalisco y tres del estado de Colima (Minatitlán, Villa de Álvarez y Comala) se estima que el 70% de estas se encuentran en un nivel alto o muy alto de marginación. Únicamente la localidad Benito Juárez de Peña Colorada se encuentra en la categoría de muy bajo grado de marginación y su actividad económica está ligada directamente con las fuentes de empleo generadas por el consorcio Minero Peña Colorada.

En relación con la densidad poblacional para el año 2000, las localidades más pobladas del estado de Colima, ubicadas en la zona de influencia de la RBSM, fueron Minatitlán y Benito Juárez de Peña Colorada. Por otra parte, en Jalisco las localidades más pobladas se ubican en la zona de amortiguamiento y de influencia (Ayotitlán, Chancol, Ocote Arco, Cuautitlán de García de Barragán y Casimiro Castillo, El chante, Tolimán, Santa Elena y Zapotitlán de Vadillo).

El crecimiento poblacional, ha sido mayor fuera de la RBSM que dentro del área protegida. En la **figura 2**, se muestra la tendencia en el crecimiento poblacional de 1960 al 2005, con un total aproximado de 81 712 habitantes fuera de la reserva en el 2005.



**Figura 2. Comportamiento histórico de la población (1960-2005), fuera y dentro de los límites de la RBSM (INEGI).**

### 5.2.2 Descripción general del yacimiento de hierro y su explotación a cielo abierto

La Sierra Madre del Sur, de la cual forma parte la Sierra de Manantlán, es la provincia morfotectónica más compleja y con mayor diversidad litológica de México (Ferrusquia-Villafranca, 1993). Su formación está asociada con el levantamiento de la corteza terrestre provocada por la interacción tectónica entre la placa del Pacífico y la Mesoamericana. Como resultado de los procesos tectónicos, al final del Cretácico (aprox. unos 60 millones de años antes del presente) afloraron rocas ígneas intrusivas que forman el basamento de la Sierra de Manantlán, y que en algunos sitios, como Cerro Grande y Cerro de Enmedio, provocaron el levantamiento y afloramiento de rocas calcáreas derivadas de sedimentos marinos (Lazcano, 1988; INE, 2000). Durante el Terciario, el levantamiento tectónico estuvo relacionado con erupciones que dieron lugar a la formación de varias capas de rocas ígneas extrusivas de diferentes tipos (INE, 2000). En particular de acuerdo con Corona-Esquivel y Henríquez (2009), las rocas sedimentarias y volcánicas que afloran dentro del área Minatitlán-Peña Colorada, lugar donde está la mina de hierro a cielo abierto, han sido cartografiadas en cuatro unidades. A continuación

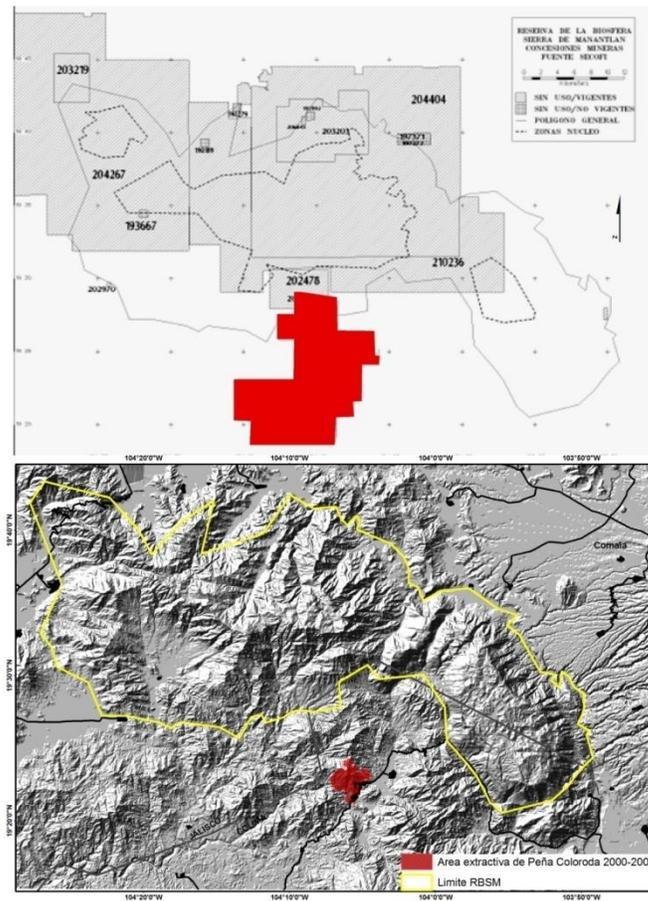
se enumeran de inferior a superior: (1) unidad de limolitas y calizas arcillosas, (2) unidad de calizas, (3) unidad de tobas y brechas, y (4) unidad de conglomerado. El principal yacimiento ferrífero de Minatitlán (**Figura 3**) está constituido por un cuerpo tabular de poca inclinación que se presenta en el contacto de las calizas cretácicas. Está constituido por óxidos de fierro y magnetita. El cuerpo mineralizado varía en espesor de 25 a 40 metros, con un promedio de 30 metros. Se ha descrito como un manto mineralizado y se describe el yacimiento en términos de un manto ferrífero (informe técnico de la Compañía Impulsora de Industrias Básicas S. A. 1956). El consorcio minero que explota estos yacimientos de hierro a cielo abierto Peña Colorada (Consortio Minero Benito Juárez Peña Colorada S.A. de C.V) es subsidiario de dos corporaciones transnacionales: Mittal Steel e Hylsa Ternium, de capital argentino-italiano (Tetreault, 2009), así como la mina de capital Suizo “El Artillero” la cual empezó a operar hace cinco años (**Figura 4**). Actualmente el número de prospecciones mineras alrededor de la RBSM es de 84 y dado el panorama de producción de acero mundial y nacional que muestra un auge es muy probable la apertura de nuevas minas de hierro a cielo abierto en la región.



**Figura 3. Localización del depósito de hierro Peña Colorada (municipio de Minatitlán, Colima). Modificado del mapa geológico del Consorcio Minero Benito Juárez de Zürcher et al. (2001) (Tomado de Tritlla et al. (2003).**

Uno de los primeros estudios geológicos en el área fue ordenado por el Presidente Benito Juárez en 1867, comisionando el estudio a expertos alemanes que localizaron yacimientos en la zona de Minatitlán, entre estos estuvo el conocimiento de la zona ferrífera el Mamey (Rodríguez-Ceja, 2005). Posteriormente, el yacimiento de Peña Colorada fue desarrollado bajo el impulso del proyecto Siderúrgico de Manzanillo Colima, de acuerdo con un reporte técnico de la Compañía Impulsora de Industrias Básicas S. A. (1956). El yacimiento en su totalidad la Peña Colorada, incluyó cinco lotes

mineros de 1,000 000 de hectáreas cada uno, conocidos por los nombres de Peña Colorada, Peña Colorada I, Peña Colorada II, Peña Colorada III y Peña Colorada IV, los cuales en su conjunto conforman el yacimiento ferrífero de la Peña Colorada. Para conectar la mina con el puerto se abrió en ese tiempo una brecha descrita como transitable en tiempos de secas con una longitud de 67 km partiendo del puerto de Manzanillo hasta la localidad de Minatitlán. Las reservas totales de este yacimiento se cifraban entre los 250 y 300 millones de toneladas antes del inicio de su explotación, con una ley media comprendida entre el 50% y 60% de hierro magnético ( (Corona-Esquivel, 2000).

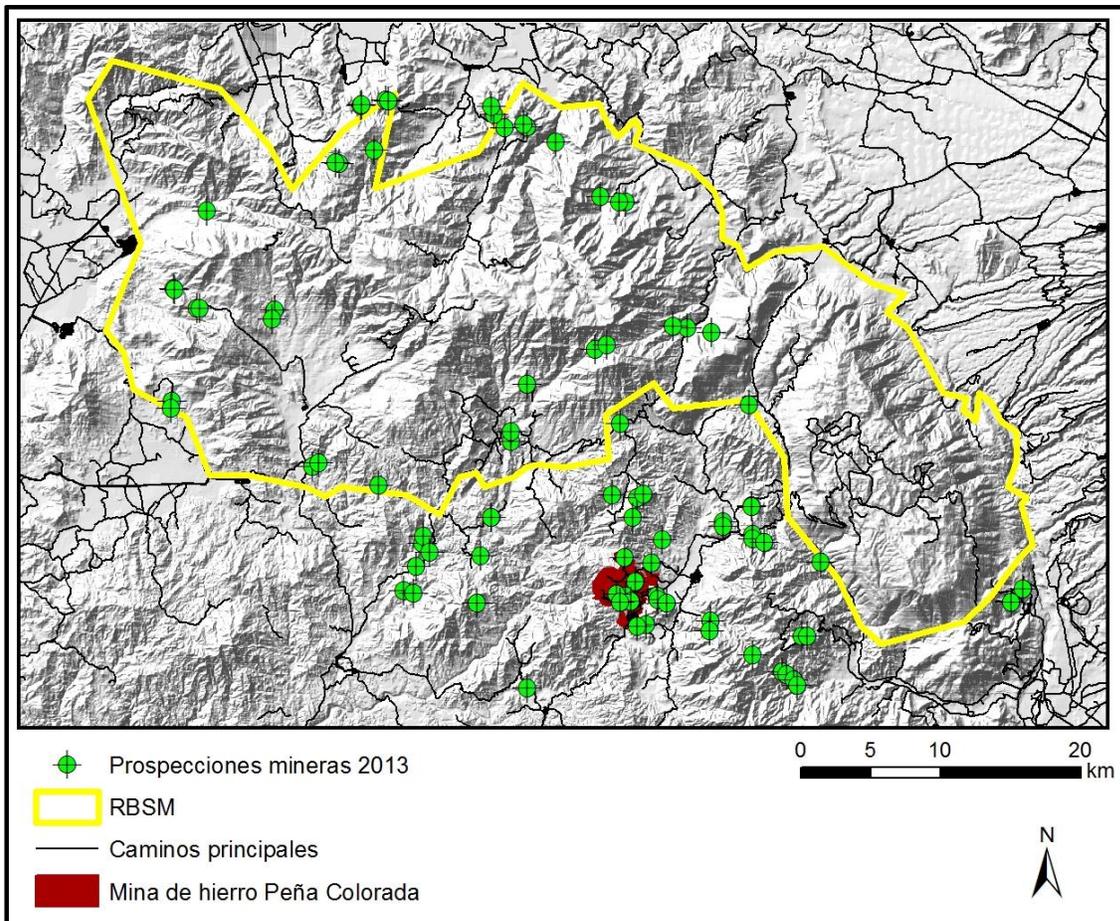


**Figura 4. (A). Polígono del área concesionada para la extracción de hierro a cielo abierto del consorcio minero Peña Colorada. (B) Área activa de extracción de hierro a cielo abierto (2004-2008).**

Se estima que el estado de Colima produce aproximadamente 3 500 000 toneladas de pellets (pequeñas porciones aglomeradas) de hierro al año, con lo cual satisface el 40% de la demanda de

hierro para la industria siderúrgica nacional, con una reserva del mineral 38.6% en el país (Corona-Esquivel & Henríquez, 2004).

En la **figura 5** se muestra la información disponible de la página del Servicio Geológico Mexicano en la cual se reportan 84 prospecciones mineras en el año 2013, de las cuales 25 son prospecciones donde se encontró hierro.



**Figura 5.** Prospecciones mineras y su ubicación dentro y fuera de los límites de la RBSM de acuerdo con el Servicio Geológico Mexicano consultado en el año 2013.

### 5.2.3 Tipos de Vegetación y usos del suelo de la RBSM

Jardel (1992) y Vázquez et al. (1995), describieron la vegetación de la RBSM con base en los trabajos de Rzedowski (1978). Definieron 13 tipos coberturas vegetales a nivel de comunidad: (1) bosque tropical caducifolio; (2) bosque tropical subcaducifolio; (3) bosque mesófilo de montaña; (4) bosque de Pinus; (5) bosque de Pinus y Quercus; (6) bosque de Quercus (subdividido en caducifolio y subperennifolio); (7) bosque de Abies; (8) bosque de galería; (9) matorral subtropical; (10) vegetación sabanoide de Byrsonima y Curatella; (11) pastizales; (12) agricultura, y (13) áreas erosionadas o “sin cobertura vegetal” aparente. Para el programa de manejo de la RBSM (INE, 2000), se utilizó una caracterización jerárquica de la vegetación propuesta por Jardel (1993), en la cual en un primer nivel el área de estudio se dividió en función de dos unidades fisiográficas principales: la zona centro-oeste, denominada Sierra de Manantlán de origen ígneo extrusivo, y la zona este, denominada Cerro Grande de origen calcáreo (INE, 2000).

## 5.3 Materiales

### 5.3.1 Cartografía de vegetación y uso de suelo

El área de estudio se delimitó utilizando la zonificación del decreto como Reserva de la Biosfera (INE, 2000) en conjunto con las cartas de uso de suelo y vegetación (1:50,000) de INEGI (1971). Esta información fue incorporada dentro de un Sistema de Información Geográfica (SIG), ArcGis (Version 9.3). Para actualizar la información de vegetación y uso de suelo de INEGI se utilizó para el año 2000 una imagen Landsat ETM+ e imágenes SPOT de diciembre de 2004 y 2008. La **tabla 1** muestra los tipos de vegetación y usos del suelo que fueron cartografiados. Todos los insumos se estandarizaron en la proyección UTM zona 13 norte con datum WGS84.

**Tabla 1. Leyenda de los tipos de vegetación y usos de suelo empleados para el monitoreo de los cambios.**

<b>Categorías</b>	<b>Clave</b>	<b>Descripción del tipo de vegetación</b>
Agricultura de riego	Agr	Áreas que se mantienen año con año bajo cultivo, principalmente en los terrenos planos
Agricultura de temporal	Agt	Agricultura con ciclo de barbecho regada por agua de lluvia.
Bosque mixto de pino y encino	BmPE	Bosques con mezcla de pinos y encinos como elementos dominantes. El género <i>Pinus</i> representa 60-90% de la cobertura de copas y el género <i>Quercus</i> del 10 al 40% de la cobertura de copas. Se encuentra principalmente entre los 1,500 y los 2,500 m de altitud, siendo el tipo de vegetación más extendido a estas elevaciones.
Bosque mixto de Encino y Bosque Mesófilo de Montaña	BmEMM	Bosque latifoliado mixto (Encino-Aile) con dominancia de Encino y con fragmentos de bosque mesófilo de montaña
Bosque mixto de encino y pino	BmEP	En esta unidad la dominancia de los encinos es mayor que la de los pinos (60-90% de la cobertura de copas). Estos bosques se encuentran en sitios con suelos pedregosos relativamente secos, o bien en lugares donde la corta selectiva ha disminuido la cobertura de pinos.
Selva baja caducifolia	SBC	Se encuentra dominada por especies arbóreas no espinosas con una altura entre los 8 y 15 metros de altura que se defolían por completo durante un período largo, que coincide con la estación seca del año. Se desarrolla en altitudes de 600 a 1300 msnm en la Sierra de Manantlán y hasta 1700 msnm en Cerro Grande.
Selva mediana subcaducifolia	SmSBC	En las partes bajas de la Sierra, en la parte noroeste y sur, con precipitación pluvial mayor a 1,400 mm, o en cañadas húmedas, se encuentran componentes arbóreos que alcanzan entre 20 y 30 m de altura, y que corresponde al bosque tropical subcaducifolio de Rzedowski (1978) o selva mediana subperennifolia de Miranda y Hernández X. (1963). Esta comunidad incluye principalmente árboles caducifolios, no obstante, permanece verde la mayor parte del año debido a la presencia de elementos perennifolios y a su fenología diferencial. Esta categoría se generalizó incluyendo la transición de la selva mediana a la selva baja que se observa en laderas altas y geoformas convexas.
Vegetación perturbada	VP	Vegetación derivada de la alteración de la cobertura forestal que se mantiene debido a perturbaciones recurrentes de fuego y desmonte, o que constituye una etapa serial en su restablecimiento.
Pastizal inducido	Pi	Pastos sembrados en terrenos desmontados para dedicarlos al pastoreo de ganado
Mina (Sin vegetación)	SV	Área extractiva del consorcio Minero Peña Colorada
Sin vegetación aparente	SVA	Eriales
Agua	A	Agua

### 5.3.2 Sistema de información geográfica y variables espaciales

Se integraron en un Sistema de Información Geográfica (SIG) diversas bases de datos provenientes de instituciones gubernamentales. Entre estas, se consultó el Registro Agrario Nacional (RAN), en particular el banco de información del Padrón Histórico de Núcleos Agrarios (PHINA, 2010). Se obtuvo información a nivel de ejido sobre su inscripción en el PROCEDE (Programa de Certificación de Derechos Ejidales). También se utilizó la base de datos del Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2000) para poder conocer el índice de marginación y otros rasgos socioeconómicos de las localidades de la RBSM y zona de influencia. En conjunto con esta información se consultó el banco de información del Instituto Nacional de Estadística y Geografía También se recopiló la información cartográfica disponible de carreteras principales, terracerías y brechas, ríos principales (INEGI). Se obtuvo información de la población de manera histórica por localidad. Asimismo se consultó la información disponible del Servicio Geológico Mexicano (SGM) referente a los archivos técnicos del Consorcio minero Peña Colorada así como de las prospecciones mineras en la zona de estudio (Ver tabla 2).

Se consideró el modelo digital de elevación de INEGI escala 1:50,000. Sólo para el escenario minero, se utilizó la información obtenida a través de la página del Servicio Geológico Mexicano referente a las prospecciones mineras del área de estudio reportadas al 2012.

**Tabla 2. Variables empíricas y geo-procesamiento. Todos los insumos cartográficos se procesaron a una resolución espacial de 30 metros.**

	<b>Variables</b>	<b>Fuente</b>	<b>Geoprocesamiento</b>
Variables biofísicas	1. Mapas de vegetación y uso del suelo	INEGI	Distancia euclidiana a pastizales, agricultura de riego, de temporal, distancia a la zona de mina.
	Ríos	INEGI	Distancia euclidiana a los ríos
	Modelo digital de elevación	INEGI	Elevación y pendiente
Variables socioeconómicas	Zonificación de la RBSM	INE	Distancia euclidiana a la zona de amortiguamiento y núcleo.
	Antiguos aserraderos	E. Jardel	Distancia euclidiana a los antiguos aserraderos
	Localidades	CONAPO	Fricción en distancia a las localidades
	Índice de marginación	CONAPO	Interpolación
	Densidad Poblacional	CONAPO	Interpolación
	Tenencia de la tierra	RAN	Conversión de vector a raster
	Red de caminos pavimentados y secundarios	INEGI	Fricción en distancia a los tipos de caminos
	Densidad de Caminos	INEGI	Función de densidad de centro (kernel density)
	Prospecciones mineras por km <sup>2</sup>	SGM	Función de densidad de centro (kernel density)
Áreas concesionadas en la RBSM	SGM, INE	----	

### **5.3.3 Plataforma de Modelación**

El modelo y simulaciones de escenarios de deforestación fueron implementados en la plataforma DINAMICA EGO (versión 2.2.8). Es un programa basado en autómatas celulares capaz de simular dinámicas de cambio y aplicado en estudios de deforestación tropical a diversas escalas (Soares-Filho, et al., 2002; Soares-Filho, et al., 2006; Cuevas & Mas, 2008; Texeira, et al., 2009). La lógica de los autómatas celulares para la reproducción de los patrones espaciales implica un efecto de cambio por proximidad. Es decir, aquellas áreas cercanas a otras con una alta probabilidad de cambio, serán más propensas a cambiar hacia cierto tipo de categoría en el tiempo y simular un patrón de paisaje.

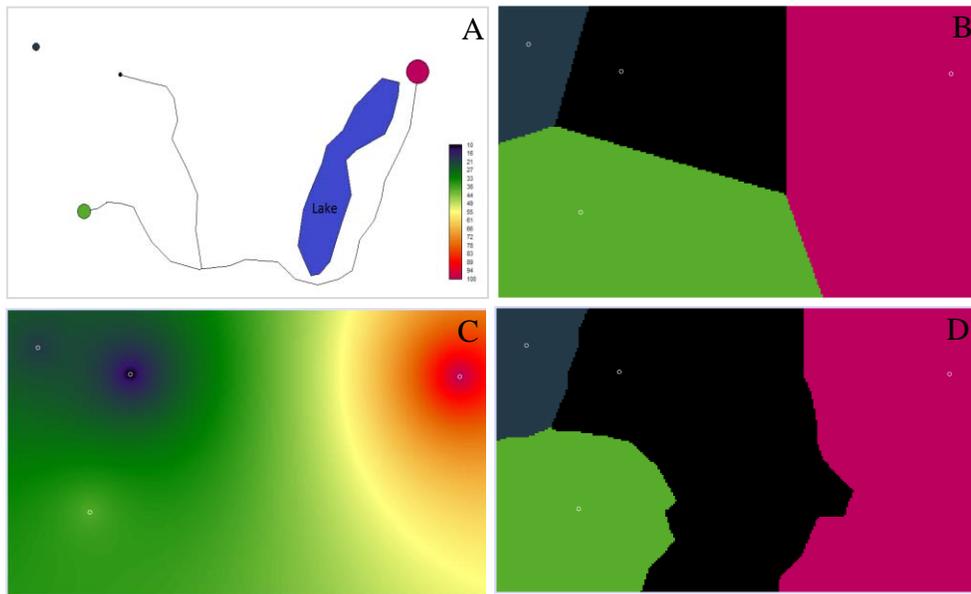
## **5.4 Métodos**

### **5.4.1 Selección de variables independientes no correlacionadas**

De los 13 indicadores socioeconómicos reportados por la CONAPO (2000) fueron seleccionados algunos mediante un análisis de correlación de Spearman para descartar aquellos con un valor de correlación igual o mayor a 0.7.

### **5.4.2 Interpolación de indicadores socioeconómicos y selección del mejor método**

Las variables seleccionadas de CONAPO (2000) fueron interpoladas espacialmente a una resolución espacial de 30 metros mediante tres métodos que a continuación se describen brevemente. El primero, los polígonos de Thiessen o diagramas de Voronoi. Se basa, en la distancia euclidiana, divide la región de una forma totalmente determinada por la configuración de los puntos, con una observación por polígono. Cada polígono encierra el área más cercana a la localidad central en relación con la distancia que guarda con las demás para formar sus límites (**figura 6**).



**Figura 6.** Interpolaciones hipotéticas para cuatro ubicaciones (A) con diferentes valores en  $z$ , conectados por dos caminos y separados por un lago como barrera. En (B) se muestra el resultado con los polígonos de Thiessen, en (C) con el método de la distancia inversa ponderada y en (D) con el área de influencia. Únicamente con este último método, se toma en cuenta el efecto del camino y el lago.

El segundo método, llamado Distancia Inversa Ponderada (DIP), determina el valor de cada celda utilizando un valor promedio de un conjunto de puntos ponderado por el inverso de su distancia. En este caso, se basó en 20 puntos vecinos para la RBSM. Por último, se generaron áreas de influencia alrededor de cada localidad similares a los polígonos de Thiessen pero basados en la distancia de costo considerando las vías de comunicación, la pendiente y el tipo de vegetación. Cada polígono encierra el área más cercana en términos de tiempo de desplazamiento, a la localidad central en comparación con las demás para formar sus límites (**figura 5**). Para cada variable socioeconómica seleccionada se interpolaron los valores de las localidades con los tres métodos antes descritos.

Con la finalidad de conocer el método de interpolación capaz de generar las variables espaciales con mayor capacidad explicativa de la deforestación en la RBSM, se definió como variable dependiente la deforestación en el periodo 2000 a 2004, a través un mapa binario (deforestado/ no deforestado). Este mapa fue muestreado con 40, 000 puntos aleatorios. Posteriormente, con las variables socioeconómicas no correlacionadas fueron construidos Modelos Lineales Generalizados (MLG) y se llevó a cabo el análisis de Partición Jerárquica (PJ). El sustento estadístico de los MLG reside en que cuando la varianza no es constante permiten identificar la contribución de una o más variables para

explicar el fenómeno estudiado. Los modelos resultantes fueron evaluados utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC del inglés Akaike Information Criterion). Este criterio incorpora el equilibrio entre el sesgo y la varianza en los factores que son añadidos en el modelo y provee una comparación directa entre ellos (Burnham & Anderson, 2002) Por otra parte, el análisis de PJ ha sido propuesto para identificar aquellas variables predictivas que tienen la influencia más independiente (en oposición a la influencia parcial en los métodos de correlación y regresión) ya que estima la contribución de una variable con base en modelos de regresión utilizando todas las combinaciones posibles de las variables explicativas. Permite estimar su contribución independiente (I) y en conjunto con las demás variables (J) (Mac Nally, 2000; 2002). Finalmente se calculó el índice de Moran para evaluar la autocorrelación espacial de las variables analizadas (Farfán, et al., 2012).

#### **5.4.3 Supuestos de los escenarios de deforestación**

Se definieron tres escenarios de deforestación al 2018. El primero, un escenario tendencial, asume que las tasas y patrones (distribución espacial) observados en el periodo de calibración 2000-2004 se mantendrán hacia el 2018. El segundo es un escenario de conservación, supone una disminución en las tasas de cambio de las coberturas forestales hacia los usos de suelo agropecuarios, principalmente dentro del polígono que define la RBSM. Ambos escenarios se basan en el método de los pesos de evidencia para la etapa de calibración y los autómatas celulares para la simulación de los nuevos paisajes proyectados al 2018. Finalmente el tercer escenario es minero y parte del supuesto de que un aumento en la densidad de prospecciones mineras aumenta la probabilidad de ocurrencia de nuevas minas extractivas de hierro a cielo abierto principalmente en la zona de influencia de la RBSM.

##### **5.4.3.1 Escenario tendencial de deforestación**

Este primer escenario denominado como “tendencial” está basado en la proyección del 2008 al 2018 a partir de la matriz de probabilidad de cambio que se calculó para el periodo 2000-2004. Es decir, se asume que la tendencia en la dinámica de cambio observada se mantendrá en los años siguientes. Si bien el contexto socio-ambiental de la RBSM es dinámico, dicho escenario se generó con fines de referencia. La premisa central es que la zonificación de la RBSM desplaza y concentra la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo hacia la zona de amortiguamiento y zona de influencia, lo que en combinación con el incremento poblacional en esta parte de la RBSM en los últimos 40 años acelera el cambio de cobertura y la transformación de las selvas bajas y los bosques de encino.

#### 5.4.3.2 Escenario de conservación

Este segundo escenario definido como de conservación, se basó en un enfoque por regiones en el cual los cambios fueron simulados definiendo espacialmente la dinámica de la zona de influencia y la de amortiguamiento. Se hizo la simulación al 2008 con el mismo periodo de calibración que para el escenario tendencial (2000-2004) modificando las matrices de cambio markovianas para cada una de las regiones definidas. Por tanto, para la construcción de este escenario se incluyó de manera estricta el polígono que delimita el territorio de la RBSM y establece sus zonificaciones. La premisa central de la proyección al 2018 es que la conservación de las selvas tropicales caducifolias y subcaducifolias altamente diversas constituye uno de los objetivos principales en la zonificación de la RBSM.

#### 5.4.3.3 Escenario minero

En el estado de Jalisco, tan sólo entre el 2005 y el 2010, se concesionó un 20.30% del territorio (1,447 concesiones) con una tendencia de aumentar en número a mediano plazo dada la política económica neoliberal en México, que apoya abiertamente el desarrollo económico basado en actividades mineras. En este contexto de promoción de la minería a gran escala, es posible plantear un impacto directo en los recursos forestales de la RBSM, más aún cuando ya opera la mina de hierro a cielo abierto Peña Colorada en la zona de influencia. Por tanto representa un antecedente importante para nuevas inversiones en minas de hierro para la región e implica una presión ambiental importante para la conservación *in situ* de la biodiversidad.

La premisa central del escenario minero es que la actividad minera en la zona de influencia de la RBSM, resultará en un cambio irreversible de las coberturas forestales afectando la conectividad con las zonas de amortiguamiento y núcleo de la RBSM. Este supuesto de apertura de nuevas minas extractivas se sustenta en que la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Áreas Naturales Protegidas establece de acuerdo con el artículo 81 que ***“en las áreas naturales protegidas sólo se podrá realizar el aprovechamiento de los recursos naturales que generen beneficio a los pobladores que ahí habiten y que sea acorde con los esquemas de desarrollo sustentable...tratándose de obras y trabajos de exploración y explotación de recursos mineros dentro de las áreas naturales protegidas, y en cumplimiento por lo dispuesto en el artículo 20, segundo párrafo de la ley Minera, cuenten con la autorización expedida por la Comisión Nacional de Áreas Protegidas, de conformidad con el artículo 94 del presente reglamento”***.

#### 5.4.4 Estructura general del modelo de deforestación

En el presente estudio se siguieron las etapas de modelación sintetizadas por Mas y Flamenco (2011), calibración, simulación y evaluación (**Figura 7**).

En la calibración, como primer paso se definió el intervalo de tiempo ( $t_0-t_1$ ) a través de los mapas de cambio de cobertura/uso de suelo (2000-2004) en conjunto con la integración de variables promotoras (variables explicativas figuras 13 y 14). Posteriormente se calcularon las matrices de probabilidad de Markov para cada una de las transiciones. El potencial de cambio está basado en la relación entre las diferentes transiciones y las variables explicativas utilizadas. Para establecer esta relación se empleó el método de los pesos de evidencia (Soares-Filho, et al., 2002) y se generaron mapas de probabilidad de cambio para cada transición posible. En la siguiente etapa, la de simulación, se utilizaron como insumos los mapas de probabilidad en combinación con la matriz de probabilidad markoviana para la simulación de un paisaje con un intervalo de tiempo igual al de calibración (4 años). Bajo este objetivo se obtuvo un mapa prospectivo de cambio de cobertura/uso de suelo al 2008. Para el escenario de conservación se utilizaron estas etapas bajo el enfoque de región, donde las matrices markovianas fueron definidas para la zona de influencia y para la zona de amortiguamiento de manera independiente. Finalmente, la última etapa es la de evaluación. Esta se hizo comparando el mapa simulado al 2008 con un mapa observado del mismo año. En las siguientes secciones se describen con detalle los criterios seleccionados para cada una de las etapas mencionadas en relación con los escenarios a simular.

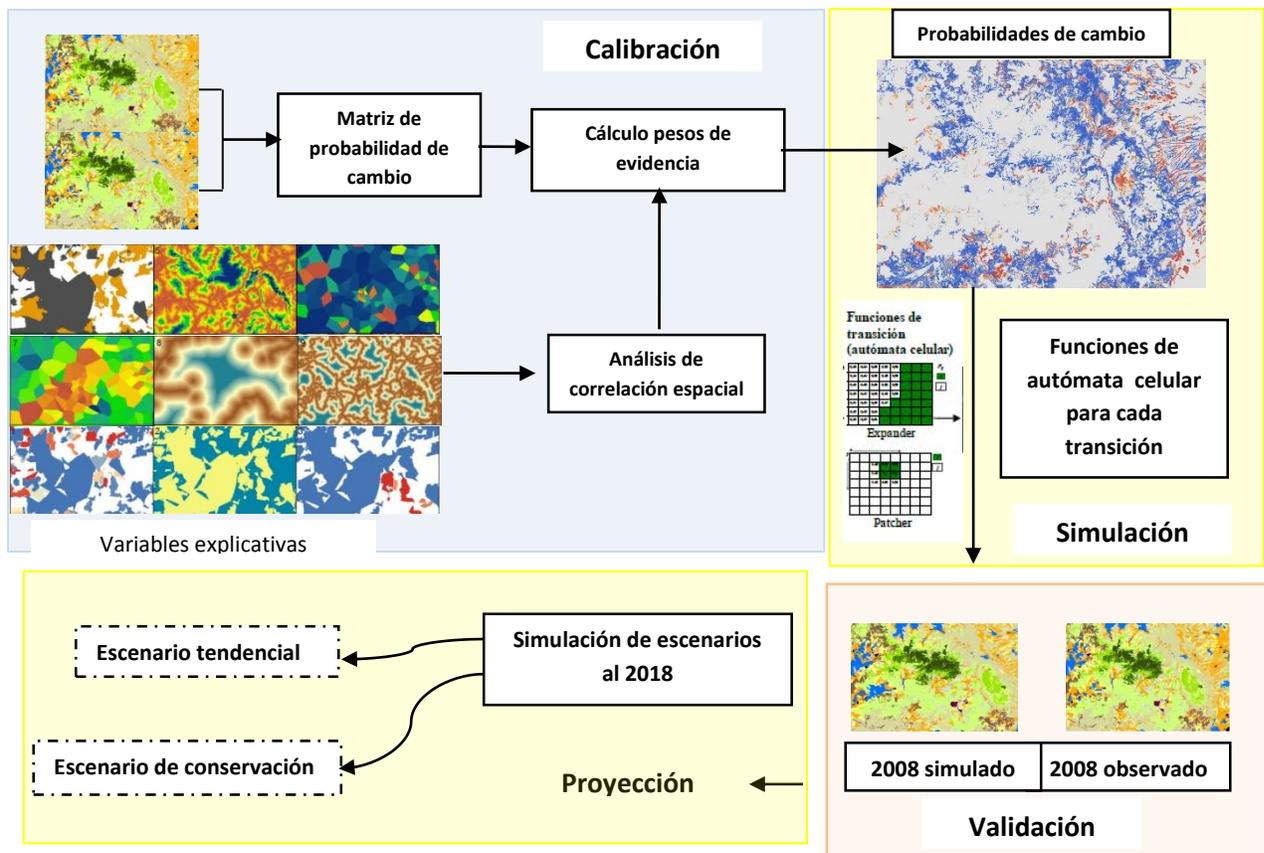


Figura 7. Etapas seguidas para la generación del escenario tendencial y de conservación.

#### 5.4.4.1 Calibración del escenario tendencial y análisis de correlación espacial

Se emplearon los mapas de vegetación y uso de suelo 2000 y 2004 con 13 categorías para la fase de calibración. Dentro del programa DINAMICA EGO fueron calculadas tanto la matriz de probabilidad de cambio anualizada o multipaso, así como la matriz de paso simple que corresponde al intervalo de tiempo total de 4 años.

La ecuación utilizada es:

$$P^t = HV^tH^{-1} \quad (1)$$

Donde **P** es la matriz de probabilidad de transición original, **H** es la matriz de vectores propios (eigenvector), **V** es la matriz de valores propios (eigenvalue); el número de años es **t** para el período correspondiente a la matriz original.

Finalmente se utilizó la matriz de probabilidad anualizada como insumo para la selección de las principales transiciones de cambio de selvas y bosques hacia usos del suelo y poder elaborar los mapas prospectivos de cambio de cobertura/uso de suelo. Para el escenario de conservación fueron modificadas las transiciones y probabilidades. Se emplearon como insumos de entrada un mapa booleano en formato raster con las concesiones otorgadas hasta el 2012 en combinación con un mapa raster que define el área total de estudio. La transición definida fue de cero a uno, en donde cero es la no ocurrencia y uno la ocurrencia de la concesión minera.

Se determinó el grado de correlación entre las variables biofísicas, socioeconómicas y dinámicas (distancia a pastizal, distancia a agricultura de temporal y distancia a agricultura de riego) seleccionadas como posibles promotores de la deforestación para los tres escenarios. Como variables dinámicas se definieron la distancia a la cobertura pastizal inducido, a las áreas de agricultura de riego y temporal, así como distancia a la mina y a las zonificaciones. Para evaluar la correlación espacial se utilizó el índice de Cramer (V) (Bonham-Carter, 1994), el cual opera con los valores reales de las áreas de sobreposición entre diferentes categorías de dos mapas con el fin de validar la existencia de correlación o asociación espacial entre ambos mapas. Esto se realiza para todas las posibles combinaciones de pares de mapas respecto a un mismo tipo de transición y para todas las transiciones encontradas en el cálculo de la matriz de probabilidad de transición. Los valores de este índice varían entre cero y uno; valores cercanos a cero indican la independencia de las variables mientras que valores cercanos o iguales a 1 que están totalmente correlacionadas. El umbral de correlación adoptado en este trabajo para el índice de Cramer fue de 0.45 (Almeida, et al., 2005). Aquellas variables que tuvieron una correlación por encima del límite de tolerancia, fueron excluidas para el cálculo de pesos de evidencia.

#### **5.4.4.2 Estimación de las probabilidades de cambio mediante el método de los pesos de evidencia**

Tanto para el escenario tendencial como de conservación la relación entre la ocurrencia de los cambios y las variables explicativas se estableció mediante el método de los pesos de evidencia, el cual es tradicionalmente utilizado por los geólogos para señalar las áreas favorables para fenómenos geológicos como la sismicidad y la mineralización (Goodacre, et al., 1993; Bonham-Carter, 1994). Los pesos se calculan por un método bayesiano, en el que el efecto de una variable espacial en una transición dada es calculado de manera independiente de la solución combinada (Soares-Filho, et al., 2009). Una ventaja de este método es que no está restringido por las suposiciones de los métodos

paramétricos (que requieren una distribución normal de los datos), los cuales generalmente no aplican para los datos espaciales (Meentemeyer & Box, 1987).

En términos generales, las probabilidades condicionales indican la probabilidad de que un evento ocurra (cambio de una categoría de cobertura/uso del suelo a otra), dada la presencia de cierta evidencia (variable explicativa). La probabilidad de que ocurra un evento  $D$  (cambio de selva a pastizal), dada la presencia de cierta evidencia  $B$  (distancia a carreteras) puede expresarse por:

$$P(D|B) = \frac{P(D \cap B)}{P(B)} \quad (2)$$

Donde  $P(D|B)$  es la probabilidad de que un evento  $D$  ocurra, dada la presencia de la evidencia  $B$ . Por ejemplo, la probabilidad que un área forestal sea deforestada dado que está ubicada dentro de un área protegida o no. En el método de los pesos de evidencia, las ecuaciones son expresadas en forma de odds. Los “odds” (chance), son definidos como la razón de probabilidad que un evento ocurra por la probabilidad de que no ocurra y utilizan los logaritmos naturales de los odds o logits (Almeida, et al., 2005). De esta manera, algunos cálculos algebraicos permiten obtener pesos positivos y negativos mediante la siguiente expresión:

$$w^+ = \ln \frac{(P(B|D))}{(P(B|\bar{D}))} \quad (3)$$

Donde,

$D$  = presencia de un evento

$\bar{D}$  = ausencia de un evento

$B$  = presencia de evidencia (factor condicional)

$\bar{B}$  = ausencia de evidencia (factor condicional)

Un peso positivo ( $w^+$ ) indica la importancia de la presencia del factor (variable explicativa) para la ocurrencia de un evento. Mientras más alto sea el valor de este peso, mayor será la probabilidad de que una determina transición ocurra. Por otra parte, un valor de peso ( $w^+$ ) negativo indica una baja probabilidad de que una determinada transición ocurra dentro del rango de la variable ponderada. Los valores cercanos a cero indican que no hay asociación entre el factor y el cambio. La ventaja del enfoque de los pesos de evidencia es que se pueden sumar los pesos asociados a diferentes variables (con el

cuidado de utilizar siempre variables independientes, es decir con poca correlación). Una explicación más detallada del método de los pesos de evidencia se encuentra en Bonham-Carter (1994). En el enfoque de los pesos de evidencia es requerido el supuesto de independencia condicional entre las variables explicativas. De esta forma, la probabilidad espacial de que ocurra una transición  $i \rightarrow j$  dado un conjunto de variables explicativas se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$P(i \rightarrow j | B \cap A \cap \dots \cap C_i) = \frac{e^{\sum w_i^+}}{1 + e^{\sum w_i^+}} \quad (4)$$

Donde,  $P(i \rightarrow j | B \cap A \dots \cap C_i)$  es la probabilidad de que ocurra la transición  $i \rightarrow j$ , cumpliendo con las condiciones  $B$ ,  $A$ , y demás condiciones ( $C_i$ ), representadas por sus pesos  $w_i^+$ . Una vez que se han calculado los pesos de evidencia, se realizó la edición y modificación de los mismos para las transiciones seleccionadas e integración del conocimiento experto. Esto permite rebasar un enfoque puramente estadístico e incorporar conocimiento experto en la calibración del modelo (Cuevas & Mas, 2008).

En el caso del escenario minero, se utilizó el enfoque de la lógica difusa (fuzzy en inglés) que permite generar gradientes de pertenencia a una clase, en lugar de clasificaciones duras de pertenencia basadas en la integración del conocimiento experto. Las probabilidades de pertenencia de las coberturas forestales hacia una nueva mina fueron estimadas empleando una combinación de valores fuzzy a través de la operación gamma. El resultado de esta función depende del valor asignado a la constante “ $\gamma$ ” con valores entre cero y uno. Cuando “ $\gamma$ ” tiende a cero, los valores de pertenencia serán cercanos a la función “producto” teniendo un efecto de minoración de las variables. En el caso de que tienda a uno, los valores serán cercanos a la función “suma” con un efecto de maximización. La operación gamma expresa un compromiso entre el efecto decreativo y aditivo de las funciones producto y suma, respectivamente. En este caso, se definió que si la densidad de prospecciones en la RBSM es alta,  $\gamma = 1$  y si la densidad de prospecciones es baja,  $\gamma = 0$ . Donde el parámetro gamma depende totalmente de la densidad de prospecciones ( $Dp$ ) mineras de la RBSM.

$$\text{Valor de pertenencia gamma} = Dp - Dp \text{ mínimo} / Dp \text{ max} - Dp \text{ mínimo} \quad (5)$$

#### 5.4.4.3 Simulación del escenario tendencial

La simulación del escenario tendencial se basó en la matriz markoviana de probabilidades de algunas coberturas forestales hacia usos de suelo calculada para el periodo 2000-2004, en conjunto con las probabilidades espaciales calculadas para cada transición. Lo mismo se realizó para el escenario de conservación en el que fueron calculadas dos matrices markovianas una para la zona de amortiguamiento y otra para la zona de influencia, disminuyendo cuatro veces menos los valores de las tasas de cambio de la zona de amortiguamiento.

Para la simulación de los patrones de deforestación se utilizaron dos funciones, la primera llamada *patcher* (función de parche) diseñada para generar la formación de nuevos parches, es decir sitios de desmonte aislados. Esto es posible a través de un mecanismo semillero, en donde la transición de un estado  $i$  a un estado  $j$  sucede cuando las vecindades de las celdas contiguas tienen un estado diferente de  $j$ . La otra es denominada *expand* (función de expansión, genera el crecimiento de fronteras agrícolas) que simula los cambios por expansión o contracción de parches ya existentes de distintas clases, en el cual las transiciones de un estado  $i$  a un estado  $j$  son realizados por efecto de vecindad contigua de las celdas que tienen un estado  $j$  (Almeida, et al., 2005). Sumado a esto es necesario definir el porcentaje de celdas seleccionadas para ambas funciones. Para el escenario tendencial se definió en la función *expand* un porcentaje del 70% de expansión de las fronteras agrícolas y pecuarias (pastizales) y para la función *patcher* un porcentaje del 30%. Para el caso del escenario de conservación la función por expansión fue predominante. Por otra parte, también fueron definidos parámetros tales como la media y la varianza de los parches y las expansiones así como su isometría (Mas & Quiroz, 2008). Los cuales se estimaron utilizando la herramienta Patch Analyst para ArcGis 9.3 (Spatial Analysis of patterns at patch level). Una vez definidos estos parámetros se simuló el paisaje al 2008 para cada uno de los escenarios definidos.

#### 5.4.4.4. Evaluación del modelo

Se comparó el mapa simulado al 2008 con un mapa observado de la misma fecha para evaluar la capacidad del modelo para ubicar los cambios espacialmente. Considerando que un mapa simulado no presenta una coincidencia espacial perfecta versus un mapa observado, se empleó el método de comparación difusa de ventanas múltiples que permite establecer cierto grado de flexibilidad.

La prueba de similitud difusa se basa en el concepto de localización difusa, en la que la representación de una celda está influida por la celda en sí misma y en menor medida, por las celdas de su vecindario. En términos generales, este método consiste en definir un área de influencia (zona difusa) alrededor de los cambios simulados y tomar como coincidencia los cambios observados que entran dentro de esta área (**figura 8**).

Debido a que no es equiparable aplicar el área de influencia a los parches simulados o a los observados, se procede de ambas maneras y se toma en cuenta el valor mínimo de los dos valores de coincidencia obtenidos. Se realizó esta operación con base en diferentes distancias de tolerancia.

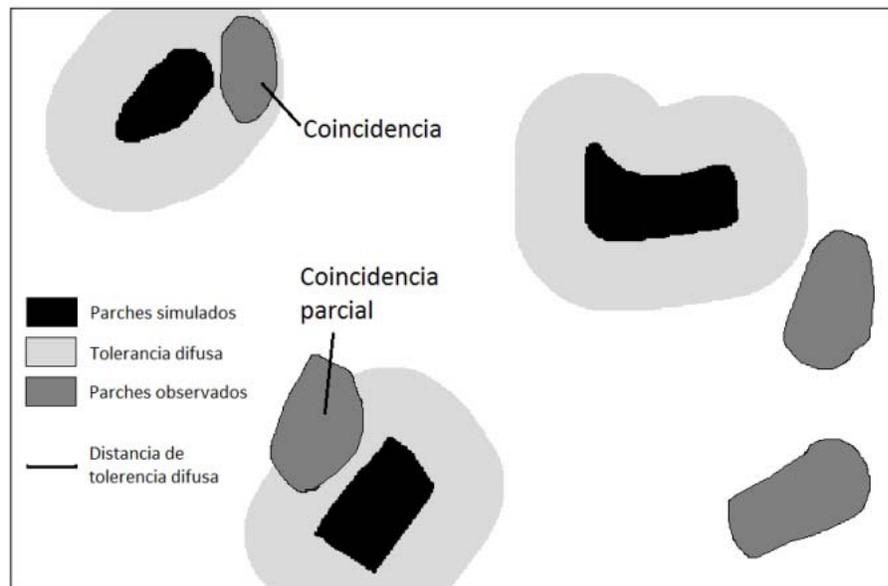


Figura 8. Evaluación difusa. Sin tolerancia difusa no hay ninguna coincidencia espacial entre los parches simulados y observados. Con la tolerancia indicada en la figura, se consideran que un parche simulado coincide totalmente y otro parcialmente. Note que mientras más grande es la distancia de tolerancia, más coincidencia se obtendrá y que la falta de coincidencia se debe también a errores en la estimación de la cantidad de cambio (sobre o sub-evaluación de la superficie de cambio) (Tomado de Mas y Flamenco 2011).

## 5.5 Resultados

### 5.5.1 Escenario tendencial: transiciones y probabilidades de deforestación

La **tabla 3** muestra la matriz de probabilidad de markov para 13 posibles transiciones calculadas en el periodo de calibración 2000-2004. De estas, se consideraron sólo las probabilidades markovianas que indican un proceso de deforestación. En primer lugar, las probabilidades de cambio de las selvas hacia tres tipos de uso, agricultura de riego, de temporal y pastizal inducido. En segundo lugar, la dinámica de cambio de los bosques templados hacia agricultura de temporal y pastizal inducido. En particular las selvas (selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia) presentaron en el periodo de calibración las probabilidades más altas de ser deforestadas en comparación con los bosques (**tabla 3**). Las **figuras 9 y 10** muestran las transiciones más relevantes de las selvas y bosques hacia los usos del suelo y simuladas en el escenario tendencial y de conservación.

Tabla 3. Matriz de probabilidad de Markov anual (2000-2004) utilizada para la calibración del escenario tendencial de deforestación.

		2004													
2000	Categorías	Agr	Agt	BmEP	BmEMM	BmPE	A	VP	Pi	SBC	SMSub	SVA	SV	ZU	
	<b>Agr</b>	0.988	0.006	--	0.000	--	--	--	0.001	0.000	--	--	--	--	0.005
	<b>Agt</b>	0.056	0.913	0.000	0.000	--	--	--	0.008	0.012	0.003	0.000	0.000	--	0.007
	<b>BmEP</b>	0.000	0.002	0.985	0.000	--	--	--	0.003	0.009	0.000	--	0.000	--	0.000
	<b>BmEMM</b>	--	0.002	0.000	0.983	0.000	--	--	0.002	0.012	0.000	--	--	--	--
	<b>BmPE</b>	--	--	--	0.000	0.9999	--	--	0.000	0.001	--	0.000	--	--	--
	<b>A</b>	--	--	--	--	--	1.00	--	--	--	--	--	--	--	--
	<b>VP</b>	0.001	0.082	0.002	0.002	0.003	--	--	0.859	0.042	0.009	--	0.000	--	0.000
	<b>Pi</b>	0.008	0.056	0.001	0.002	0.001	--	--	0.016	0.905	0.010	0.000	0.000	--	0.001
	<b>SBC</b>	0.003	0.028	0.000	--	--	--	--	0.008	0.025	0.936	0.000	0.000	--	0.000
	<b>SMSub</b>	--	0.019	--	--	--	--	--	0.008	0.043	0.000	0.929	0.000	--	--
	<b>SVA</b>	--	--	0.020	--	--	--	--	0.014	--	0.010	0.000	0.956	--	--
	<b>SV</b>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1.00	--
	<b>ZU</b>	--	0.006	--	--	--	--	--	--	0.002	--	0.001	--	--	0.931

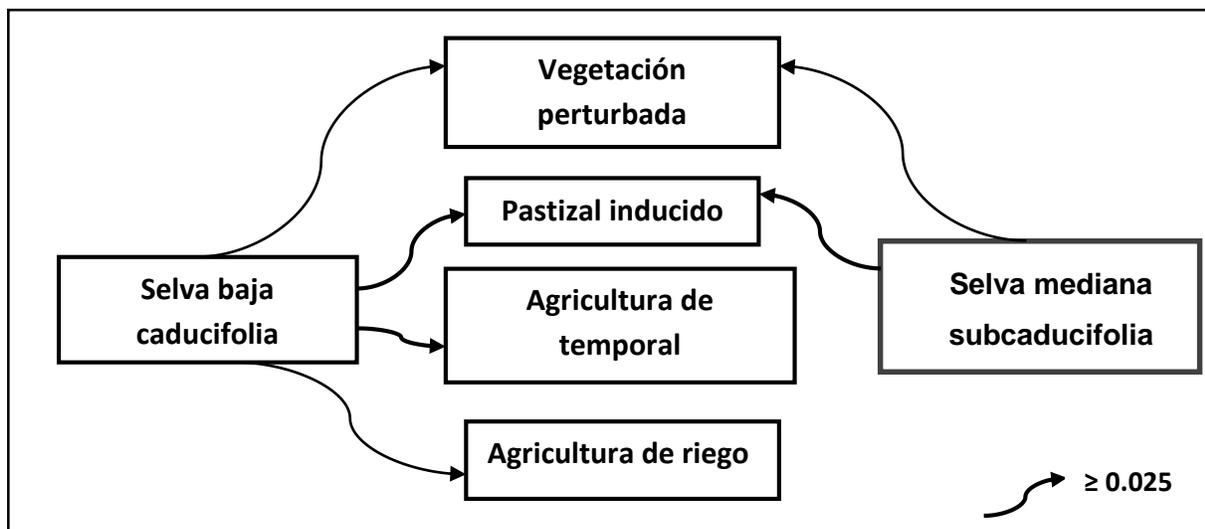


Figura 9. Diagrama de flujo que representa las transiciones de las selvas hacia algún uso de suelo y que fueron definidas dentro del modelo en la etapa de calibración 2000-2004.

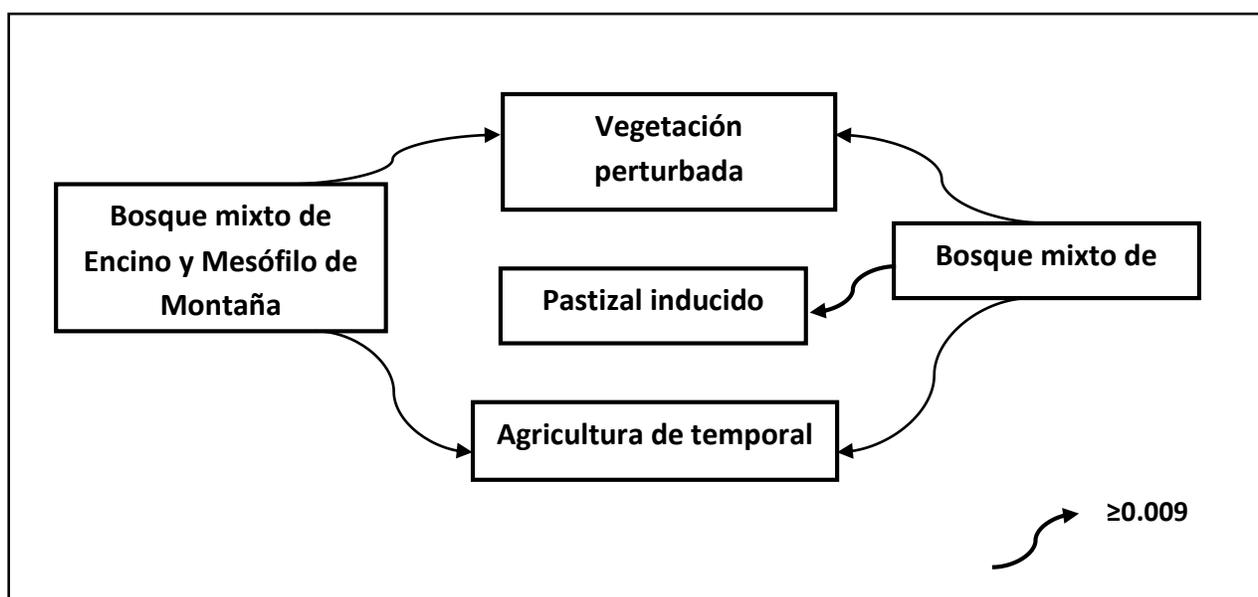


Figura 10. Diagrama de flujo que representa las transiciones de los bosques hacia algún uso del suelo y que fueron definidas dentro del modelo en la etapa de calibración 2000-2004.

### 5.5.2 Análisis de correlación y pesos de evidencia

En las **tablas 4 y 5** se presentan los resultados del análisis de correlación de las variables del escenario tendencial. De acuerdo con el índice de Cramer ( $V = 0.45$ ) las variables no correlacionadas se muestran representadas por un asterisco (\*) para bosques y selvas respectivamente.

En el caso de los bosques, las variables descartadas en la transición hacia agricultura de temporal fueron fricción hacia localidades, pendiente y distancia a la agricultura de riego. Para los pastizales inducidos, el número de variables correlacionadas fue mayor, entre estas la densidad de caminos, la fricción hacia las localidades, índice de marginación, densidad de población y distancia a agricultura de riego. Finalmente para la clase bosque mixto de encino y mesófilo de montaña se descartaron un número mayor de variables para explicar su transición hacia agricultura temporal que hacia el pastizal inducido.

**Tabla 4. Variables explicativas (\*) seleccionadas para la calibración del modelo para las transiciones de bosque a agricultura de temporal y pastizal inducido (2000-2004).**

Transiciones de los bosques a usos del suelo				
Variables	Bosque mixto encino y pino ->		Bosque mixto de encino y mesófilo de montaña ->	
	Agt	Pi	Agt	Pi
Pendiente				*
Distancia a ríos	*	*	*	*
Distancia Fricción a los caminos	*	*		*
Distancia fricción localidades			*	
Distancia a aserraderos	*	*	*	*
Densidad de caminos	*		*	*
Índice de marginación	*			
Salario mínimo	*	*		*
Densidad poblacional	*		*	*
Tenencia de la tierra	*		*	*
Distancia a agricultura de temporal	*	*	*	
Distancia a agricultura de riego				*
Distancia a pastizal inducido	*	*	*	*

Por otra parte, el número de variables correlacionadas en la transición de selva caducifolia hacia agricultura de riego fue menor en comparación con el caso de la agricultura de temporal y el pastizal inducido. Fueron excluidas las variables salario mínimo, índice de marginación, pendiente y fricción a las localidades.

Para la transición de la selva mediana subcaducifolia hacia agricultura de temporal las variables excluidas fueron pendiente, índices de marginación, tenencia de la tierra, fricción a las localidades. En caso del pastizal inducido caminos fricción, salario mínimo y distancia a los pastizales.

Las mismas variables no correlacionadas para bosques y selvas fueron empleadas en el escenario de conservación.

**Tabla 5. Variables explicativas seleccionadas (\*) para la calibración de las transiciones de selvas a usos del suelo (2000-2004).**

Transiciones de las selvas a usos del suelo					
Variables	Selva baja caducifolia ->			Selva mediana subcaducifolia->	
	Agr	Agt	Pi	Agt	Pi
Pendiente	*		*		*
Distancia a ríos	*	*	*	*	*
Caminos fricción	*	*		*	
Densidad de caminos	*	*	*	*	*
Índice de marginación	*				*
Salario mínimo		*	*	*	
Densidad poblacional	*	*	*	*	*
Tenencia de la tierra	*	*	*		*
fricción a localidades			*		*
Distancia a agricultura de riego	*	*	*	*	*
Distancia a agricultura de temporal	*	*	*	*	*
Distancia a pastizal	*	*	*	*	

El efecto de cada una de las variables biofísicas y socioeconómicas no correlacionadas fue ponderado con el método de los pesos de evidencia. Los resultados se expresan en rangos de efecto para cada una de las variables en función de sus unidades y el patrón de deforestación observado (2000-2004).

Como ejemplo en la **figura 11** se muestra los pesos de evidencia calculados para cuatro variables que pueden promover la ocurrencia de desmontes del bosque de encino hacia agricultura de temporal en el escenario tendencial. En este caso se determinaron pesos positivos para su ocurrencia

al aumentar la cantidad de habitantes por km<sup>2</sup> (150-200 hab/km<sup>2</sup>), la cercanía a la agricultura de temporal (<1000 metros de distancia), el salario mínimo (<55) y el estar lejos de los sitios que fueron aserradores en los tiempos previos al decreto de la RBSM (distancias > 5000 metros).

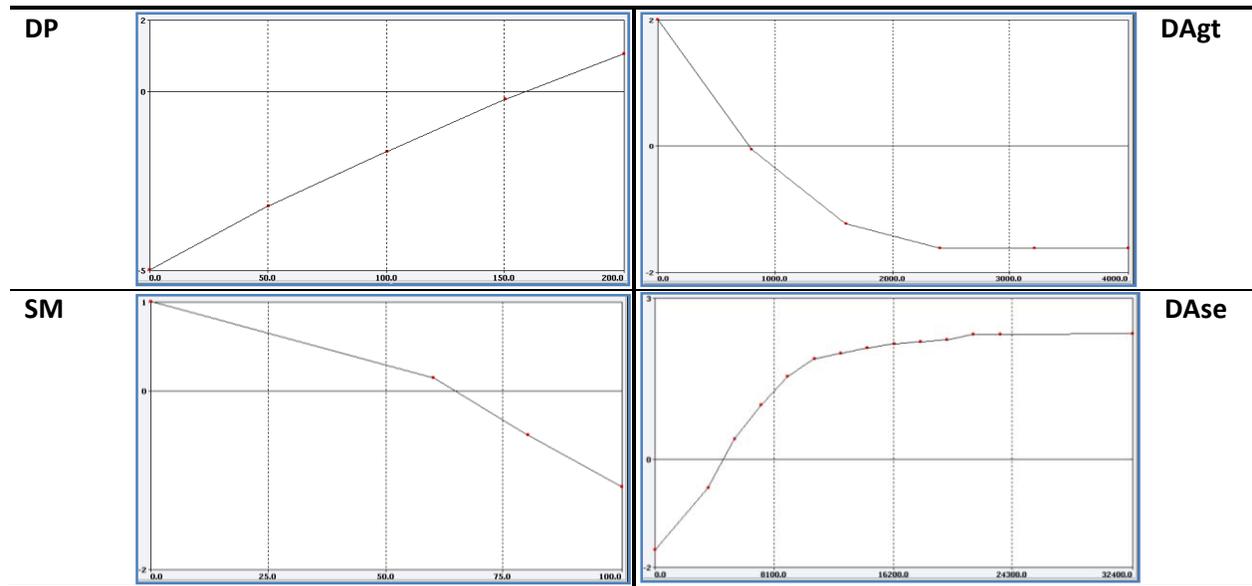


Figura 11. Pesos de evidencia de cuatro variables del escenario tendencial que influyen en los desmontes del Bosque de Encino hacia agricultura de temporal determinados en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad Poblacional, DAgt = Distancia euclidiana a cobertura agrícola de temporal, SM = Salario mínimo y DAse= distancia euclidiana a aserrados.

Los pesos estimados para las variables restantes del escenario tendencial se pueden observar en la sección de anexos del presente capítulo. Estos pesos de evidencia también fueron empleados en el escenario de conservación.

### 5.5.3 Probabilidades de deforestación (2000-2004)

Las probabilidades de deforestación son el resultado principal de la etapa de calibración del modelo. En la **figura 12** se muestran las probabilidades de deforestación estimadas de acuerdo con el escenario tendencial y corresponden a las transiciones de cuatro tipos de cobertura forestal hacia agricultura de temporal. Las probabilidades pueden tomar valores entre cero y uno; aquellos valores próximos a uno indican probabilidades altas para que el proceso de deforestación ocurra en lugares donde todavía hay cobertura forestal (selva o bosque). Por tanto, bajo un escenario tendencial, son los sitios más propicios

donde ocurriría la deforestación en la simulación prospectiva. Esta condición de alta probabilidad se identifica en tonos cálidos en todas las figuras.

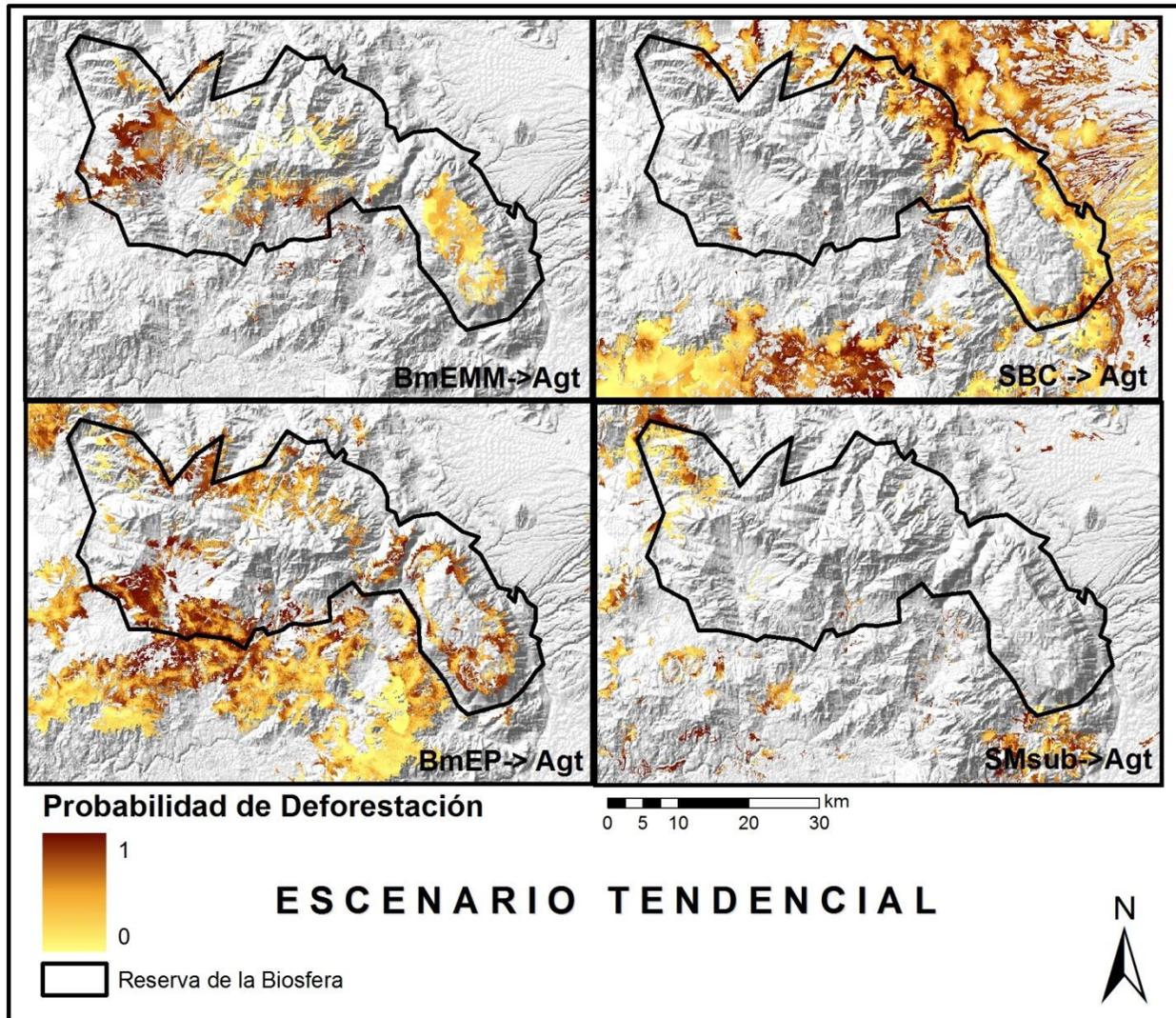


Figura 12. Probabilidades de deforestación bajo el escenario tendencial del bosque mixto de encino y mesófilo de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia la agricultura de temporal. Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y de uno que el cambio puede ocurrir.

En la **figura 13** se presentan las probabilidades hacia pastizal inducido del escenario tendencial, en tonos cálidos se representan los sitios donde potencialmente pueden ocurrir los desmontes. Es posible observar que estos sitios se localizan dentro y fuera del límite del área protegida.

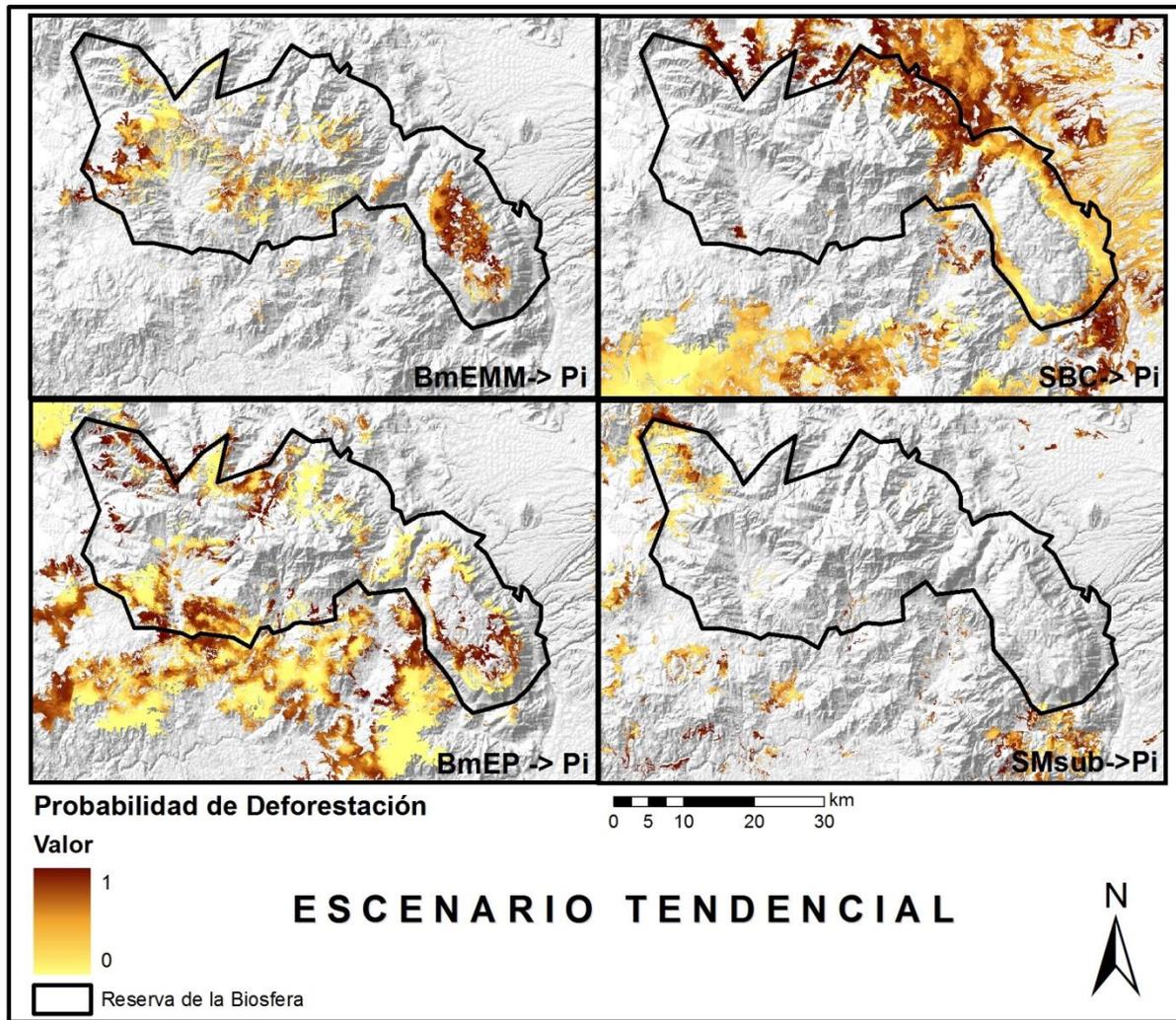


Figura 13. Probabilidades de deforestación bajo el escenario tendencial del bosque mixto de encino y mesófilos de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia pastizal inducido (Pi). Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y de uno que el cambio puede ocurrir.

En la **figura 14**, se presentan las probabilidades de deforestación dada la transición de las coberturas forestales hacia agricultura de temporal bajo un escenario que prioriza los límites de la RBSM y por tanto de conservación. Las probabilidades más altas para que ocurra el proceso se localizan principalmente en los límites del área protegida.

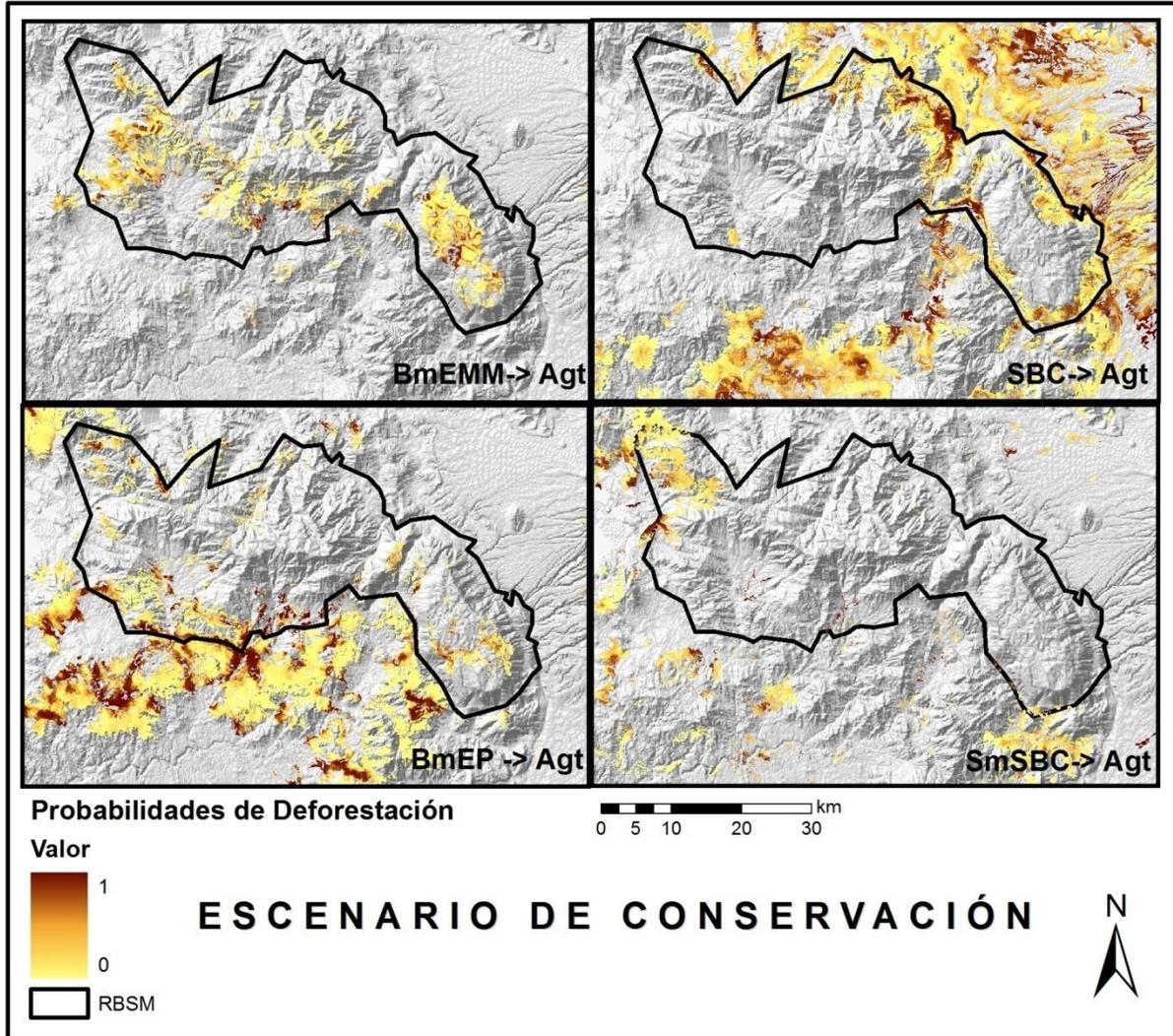


Figura 14. Probabilidades de deforestación bajo un escenario de conservación del bosque mixto de encino y mesófilos de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (SMsub) hacia agricultura de temporal.

En la **figura 15** se observan las probabilidades estimadas en el escenario de conservación donde podrían ocurrir los desmontes de las coberturas forestales hacia pastizal inducido bajo un escenario de conservación. Estas probabilidades ocurren principalmente alrededor del límite área protegida.

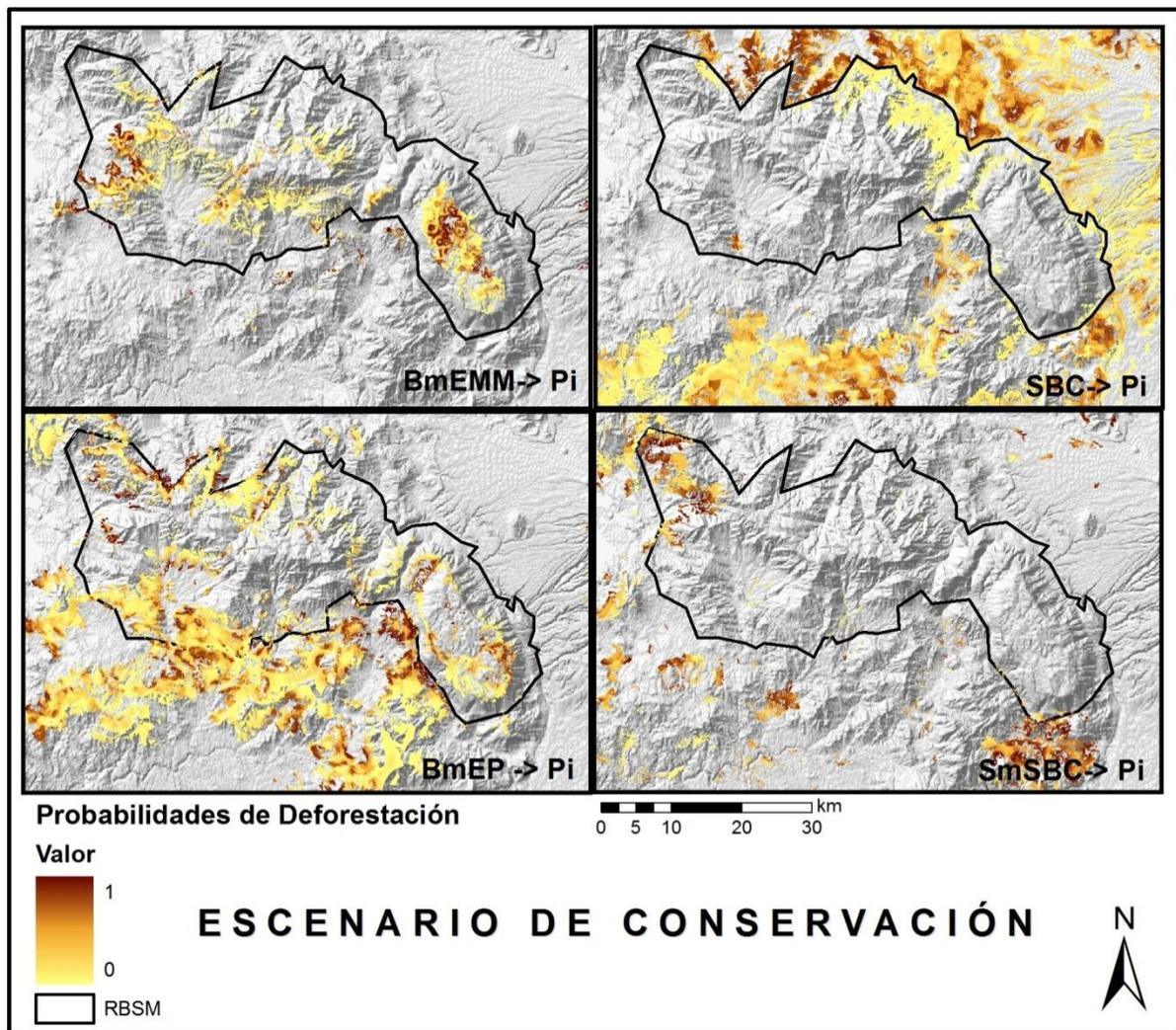


Figura 15. Probabilidades de deforestación bajo un escenario de conservación del bosque mixto de encino y mesófilos de montaña (BmEMM), la selva baja caducifolia (SBC), bosque mixto de encino y pino (BmEP), y la selva mediana subcaducifolia (Ssub) hacia pastizal inducido (Pi). Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y de uno que el cambio puede ocurrir.

Finalmente, en la **figura 16** se muestran las probabilidades de ocurrencia a nuevas minas de hierro a cielo abierto, y se muestra la ubicación de Peña Colorada en la zona de influencia de la RBSM. La probabilidad más alta de ocurrencia es igual a uno y se representa en color café oscuro. Estos sitios probables se localizan tanto dentro como fuera de la RBSM. Este escenario, representan las condiciones más adversas para la conservación de los recursos de la Sierra de Manantlán, ya que no

solo implica la deforestación de la cobertura forestal sino también la contaminación del suelo y el agua en el proceso extractivo del hierro.

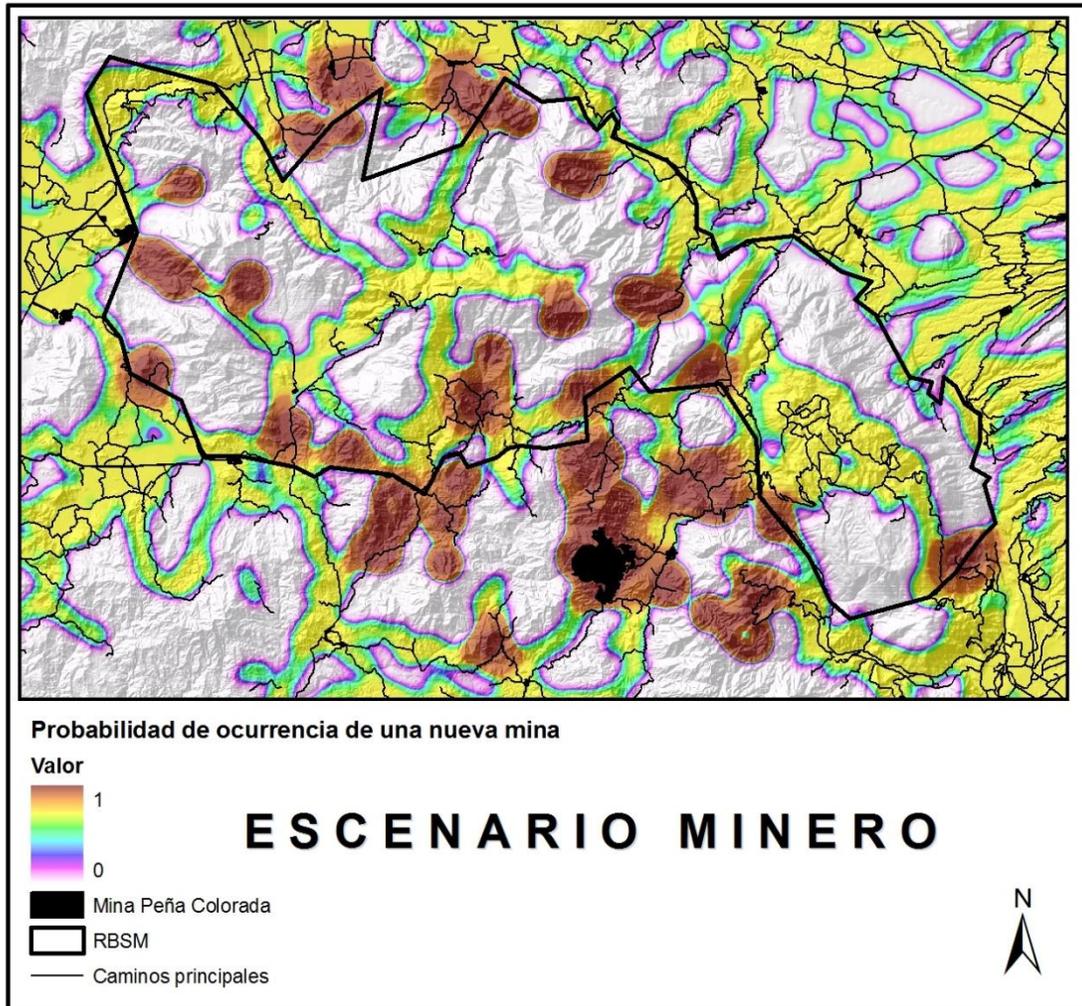


Figura 16. Probabilidades de ocurrencia de nuevas minas de hierro a cielo abierto en la RBSM. Un valor de cero indica que la probabilidad de cambio es nula y uno que un nuevo sitio extractivo puede desarrollarse.

#### 5.5.4 Evaluación del modelo de deforestación

Una forma de evaluar el desempeño del modelo es mediante la comparación del mapa resultante de la simulación con un mapa observado. Por tanto, a partir de las probabilidades estimadas fue simulado un mapa de vegetación y uso de suelo al 2008 y se comparó con un mapa observado de la misma fecha (figura 17). El índice de similitud indica que el ajuste va de 8% con una ventana de 5x5 a un 64% con una ventana de resolución de 133x133 celdas

**Figura 17.** Imágenes de los mapas de cobertura y uso del suelo de la RBSM. (A) El primero muestra el observado (2008) y en (B) el mapa predictivo para la misma fecha.

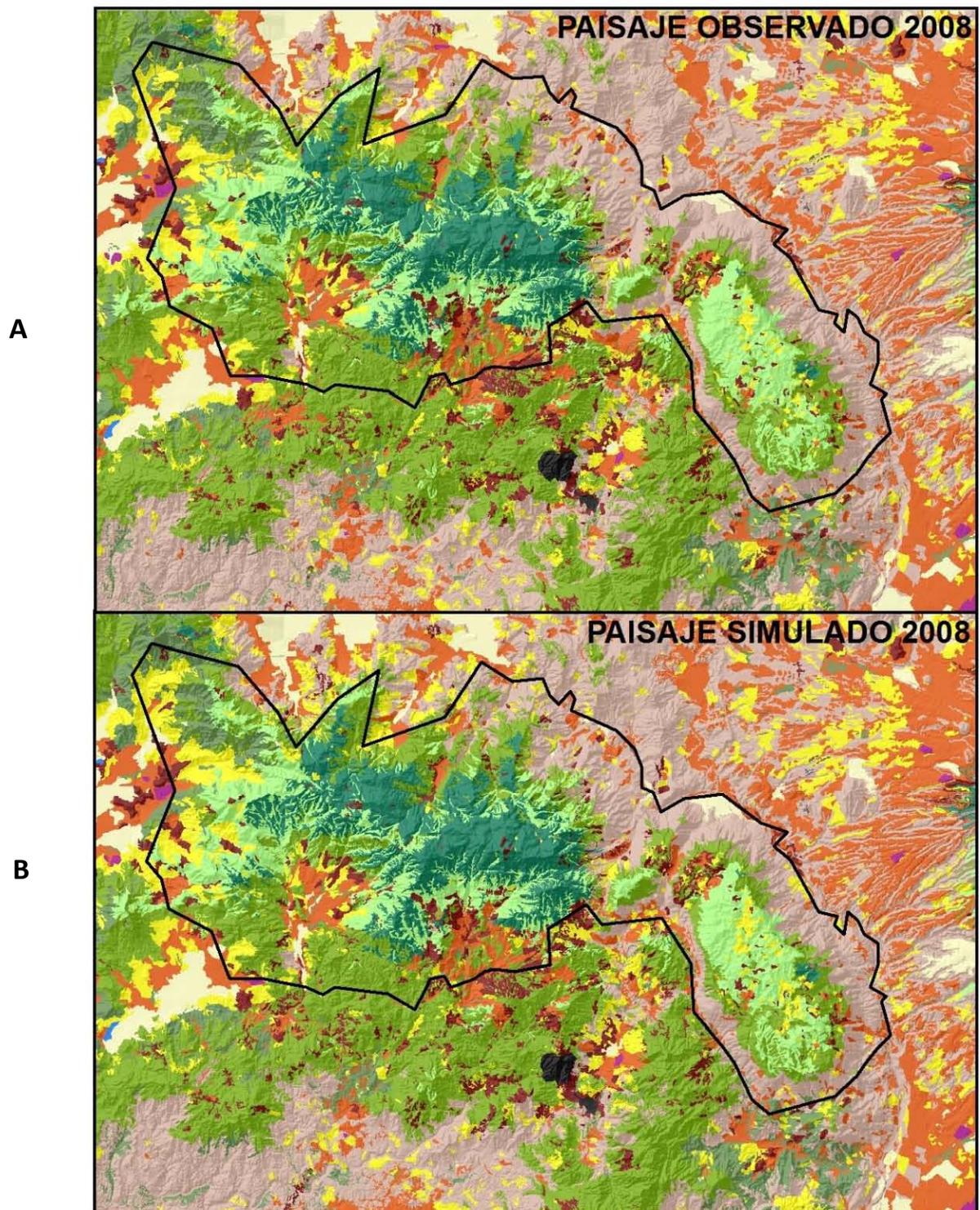
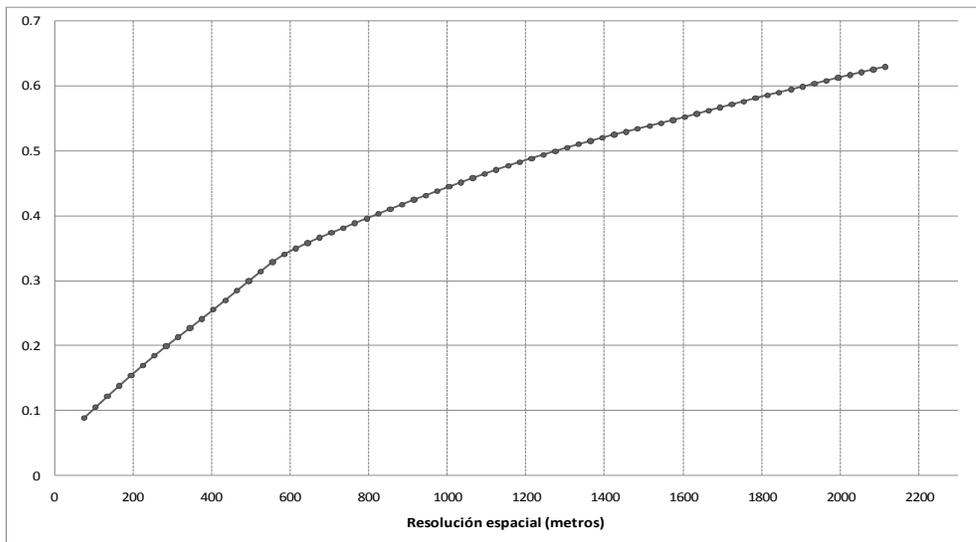
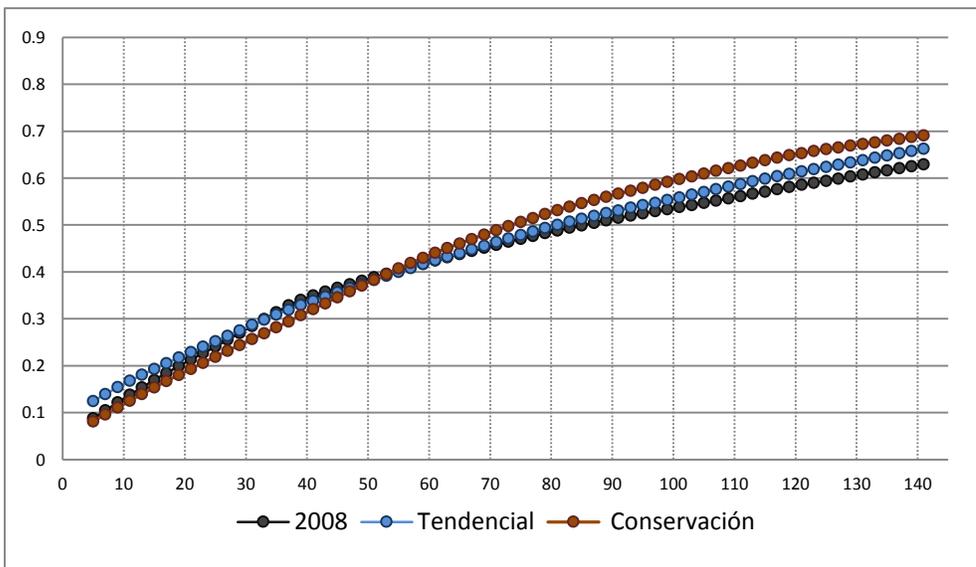


Figura 18. Imágenes de los mapas de cobertura y uso del suelo de la RBSM. (A) El primero muestra el observado (2008) y en (B) el mapa predictivo para la misma fecha.

Tomando en cuenta que la resolución de las celdas es de 30 metros y el radio de búsqueda es de la mitad de resolución (15 metros) se presenta la **figura 18**. En este caso, la simulación alcanza un valor de ajuste de similitud de más del 50% a una resolución espacial de 1300 metros. Este resultado expresa que el modelo de simulación puede predecir los cambios de manera estable en un 60 %, posicionando el cambio dentro de una distancia de 2000 metros con referencia al cambio real.



**Figura 19.** Índice de similitud entre el mapa simulado (2008) y el mapa observado (2008) en función del tamaño de ventana utilizada para realizar la comparación.

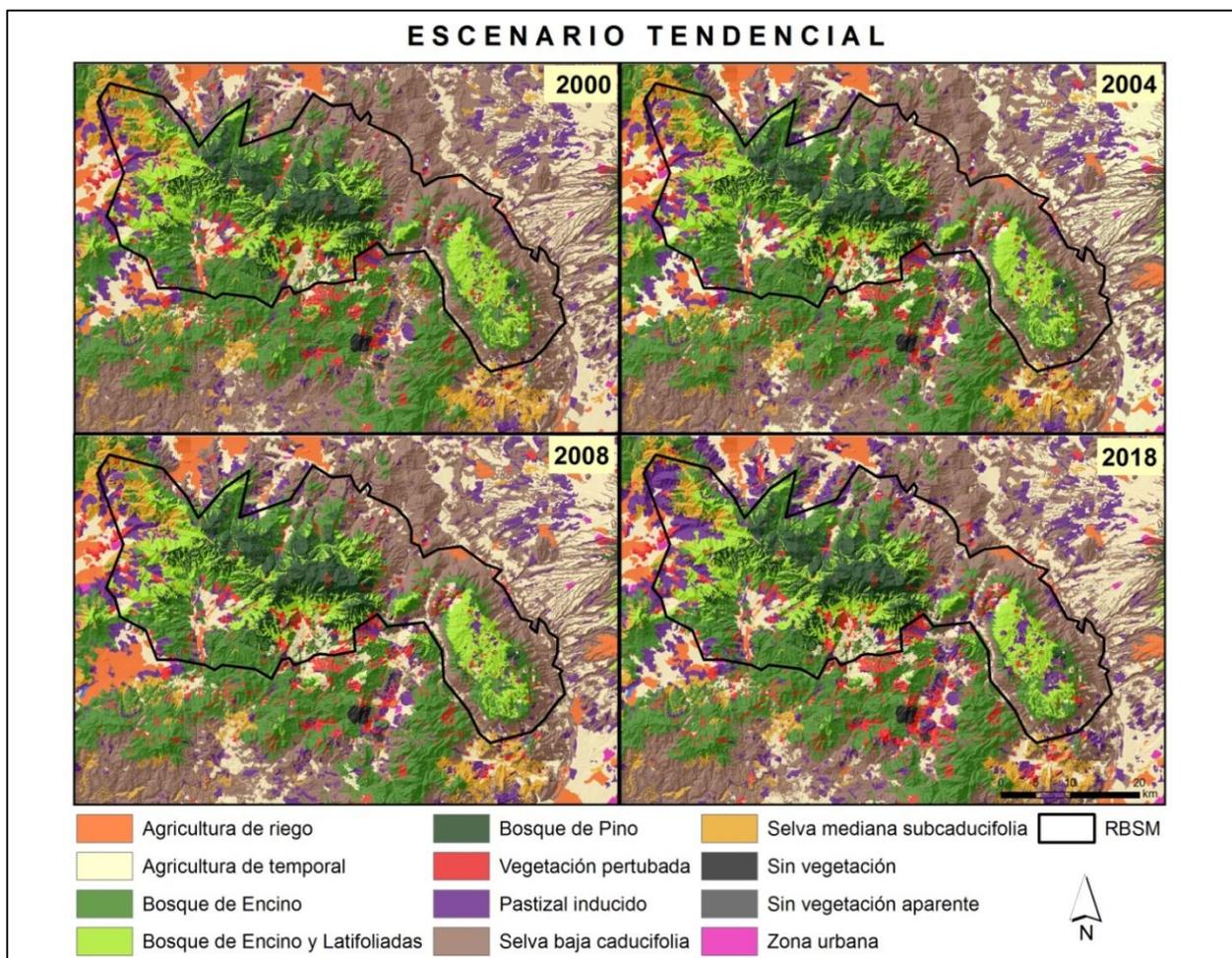


**Figura 20.** Índice de similitud difusa en función del tamaño de la ventana para la comparación de los escenarios simulados.

La **figura 19** muestra el índice de similitud difusa en función del tamaño de ventana (posición difusa) para los mapas de 2008 derivados de los escenarios tendencial y de conservación respectivamente. Se puede observar que el mapa predictivo del 2008 y los derivados de los escenarios son similares con una ventana de 50x50 píxeles y conforme aumenta la ventana comienzan a expresarse las diferencias de posición de los parches simulados para cada escenario.

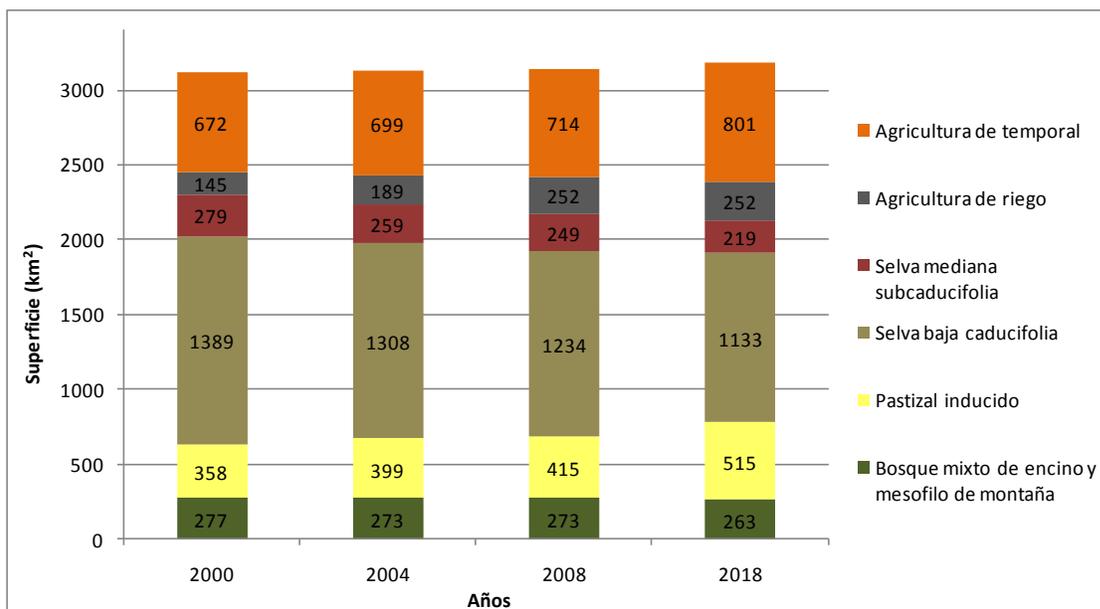
### 5.5.5 Escenarios y tendencias de deforestación (2018) para la RBSM

En la **figura 20** se muestran los cambios ocurridos en la RBSM de acuerdo con el escenario tendencial de deforestación para el año 2018.



**Figura 21.** Imágenes de los mapas de cobertura y uso del suelo de la RBSM dentro del escenario tendencial de deforestación para un periodo total de 18 años.

Se puede observar que los cambios se localizan principalmente alrededor del límite de la RBSM y al este de la zona de estudio, en la meseta de Cerro Grande. Los principales cambios simulados en el escenario tendencial muestran la expansión del pastizal inducido seguido de la agricultura de temporal. La tendencia en el incremento en superficie para estos dos usos del suelo se puede observar en la **figura 21**. Las tendencias, cuantitativas generales a través del escenario tendencial de deforestación muestran la expansión del pastizal inducido como un proceso que se intensifica en el tiempo perturbando los remanentes de la selva mediana subcaducifolia localizados en la parte occidental de la RBSM, así como los bosques de encino de Cerro Grande. También muestra una importante transformación de la selva baja caducifolia hacia agricultura de temporal en la parte este, hacia las faldas del volcán de Colima.

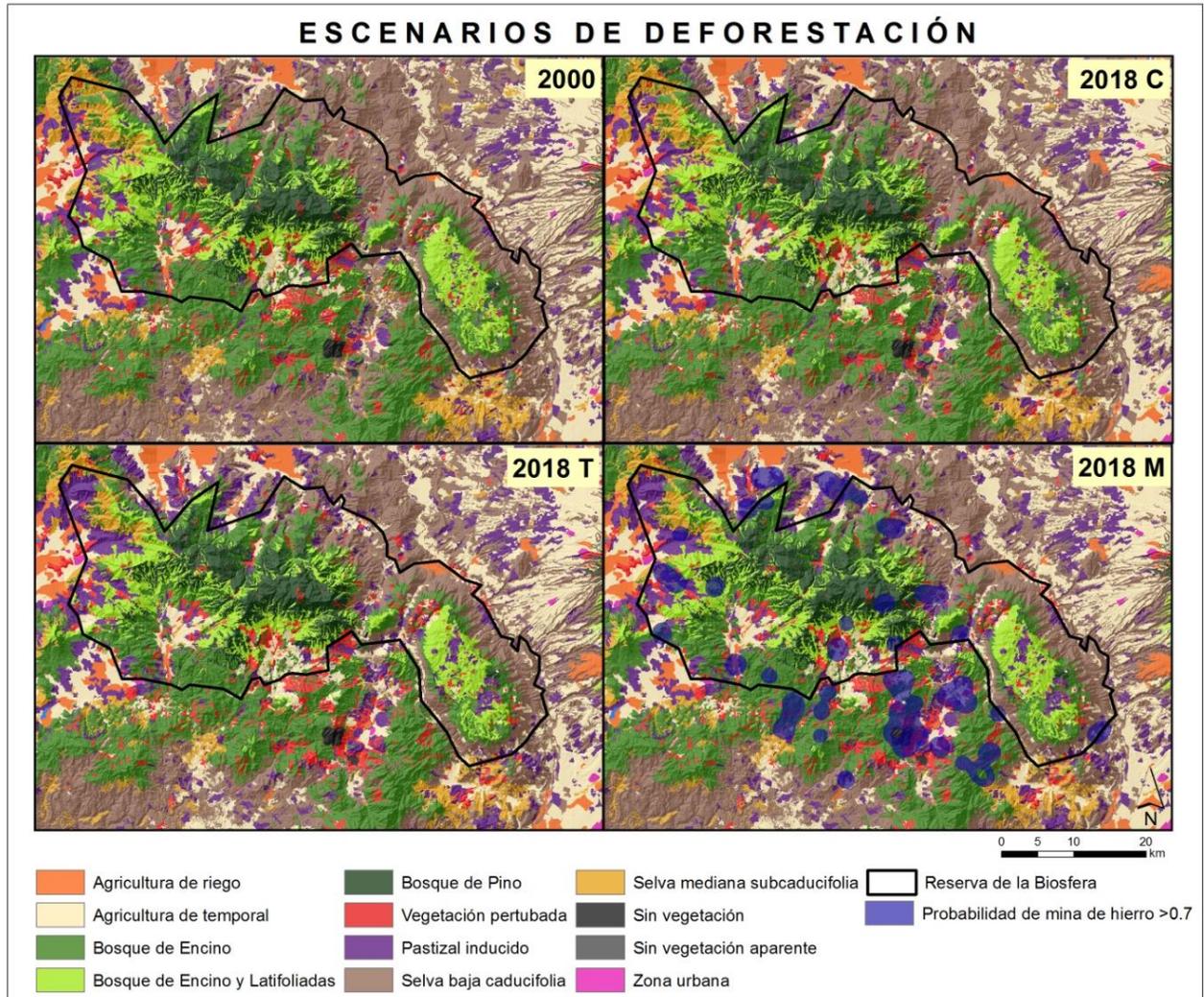


**Figura 22.** Superficies estimadas de las coberturas forestales y los usos del suelo del escenario tendencial al 2018 en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.

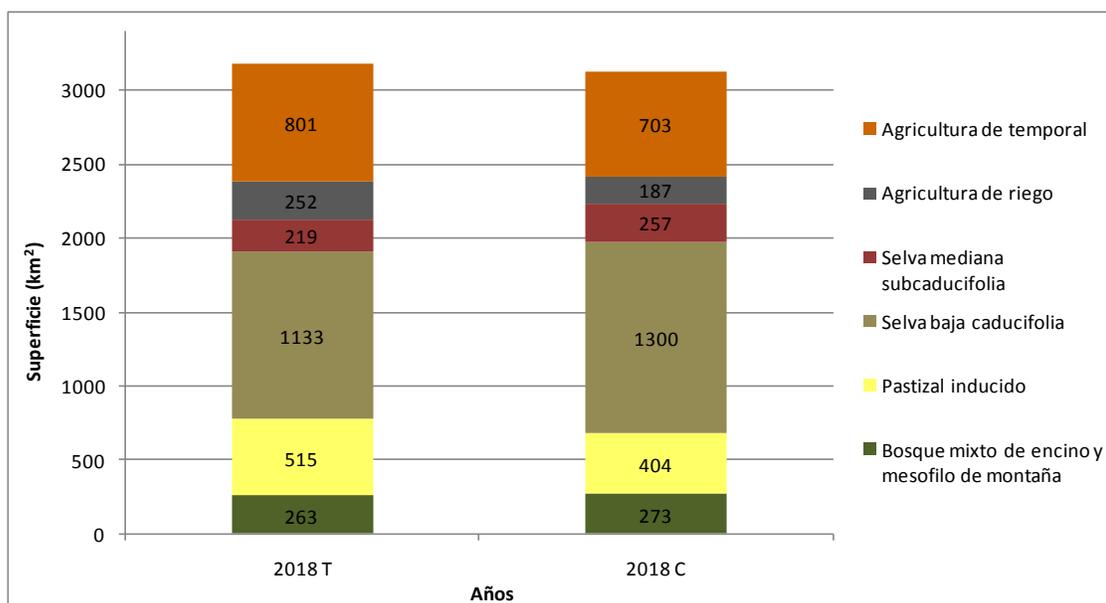
En la **figura 22** se presentan los tres escenarios simulados para la RBSM, así como la imagen del mapa del año 2000 fecha de inicio y referencia de los mismos. Se puede observar que el escenario de conservación presenta una disminución de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo dentro de la RBSM en comparación con el escenario tendencial. Dentro del escenario de conservación se priorizó el ordenamiento territorial de la RBSM, por lo que los cambios de cobertura forestal hacia agricultura o pastizal ocurrieron principalmente en la zona de influencia. Las estimaciones sobre la

extensión de cada tipo de cobertura se pueden observar en la **figura 23** donde se muestra el aumento en superficie para las selvas y el bosque mixto de encino y mesófilo de montaña.

En contraste a estos dos escenarios, basados en las tasas de cambio para su simulación, el escenario minero muestra únicamente los sitios donde hay probabilidades ( $>0.7$ ) de apertura a nuevas minas extractivas de hierro. En la **figura 22** se puede observar que estas probabilidades se localizan alrededor de los límites del área protegida principalmente.



**Figura 23.** Imágenes de los mapas de los tipos de cobertura y uso del suelo de la RBSM para los tres escenarios simulados: conservación (2018 C), tendencial (2018 T) y minero (2018 M).



**Figura 24. Superficies estimadas de tipos de coberturas forestales y usos del suelo para el escenario tendencial (2018 T) y el escenario de conservación (2018 C) en la RBSM.**

Es importante hacer mención que a nivel del impacto que puede causar la apertura de una mina, la deforestación de la cobertura natural es dentro de los procesos que se desencadena el menor. Ya que la contaminación del agua y de los mantos acuíferos por los desechos de la extracción del mineral, así como la remoción del suelo de manera irreversible, son los procesos más importantes y de alto impacto sobre los ecosistemas. Por tanto el escenario minero es indicativo de las áreas potenciales donde este proceso puede ocurrir.

## 5.6 Discusión

Una premisa importante del presente trabajo es que la deforestación como consecuencia del uso del suelo en las zonas adyacentes a las áreas protegidas puede influir en su integridad y función, comprometiendo la conservación de los recursos naturales a largo plazo. Las variables aquí utilizadas para simular el proceso de deforestación han sido monitoreadas para otras áreas protegidas de México y América Latina. En este sentido, Nagendra (2008) realizó un examen cualitativo de los conductores de la dinámica de cambio y encontró dentro de las más relevantes la agricultura, el cultivo de pastizales para la ganadería, la tala para la obtención de madera y la extracción de leña. Por tanto, los escenarios de deforestación por la RBSM fueron desarrollados considerando principalmente la expansión de la ganadería, seguido de la agricultura y el crecimiento demográfico explorando posibles “futuros” o

trayectorias de deforestación tomando en cuenta el contexto ambiental tanto dentro y fuera de los límites de la RBSM. Las variables discretas consideradas están asociadas a un abanico de incertidumbres derivadas de las posibles rutas de desarrollo del proceso de deforestación. Aun con esta limitante, los escenarios aquí presentados muestran el impacto de diversos usos del suelo en la cobertura de la selva baja caducifolia principalmente. El primer escenario, mostró su deforestación por el avance del pastizal inducido y en menor medida de la agricultura de temporal, dentro y fuera de los límites de la RBSM. Si bien la dinámica tendencial del proceso es una ruta probable entre otras, su incertidumbre se asocia con el hecho de que las condiciones ambientales con las que fue calibrado (2000-2004) pueden ser modificadas en el tiempo.

En contra parte, el escenario de conservación, reguló la deforestación de tal manera que sólo fueran deforestadas las selvas caducifolias localizadas alrededor de los límites de la RBSM y a una tasa de cambio menor que la del escenario tendencial. En este caso, el patrón de cambio simulado mostró un efecto de isla alrededor de la RBSM, desplazando el proceso de deforestación hacia afuera del área protegida. La incertidumbre asociada a este escenario se relaciona con la capacidad intrínseca de las instituciones responsables de ejecutar e implementar el ordenamiento territorial como reserva de la biosfera. Por último el escenario minero plantea una serie de sitios probables en los cuales el proceso de deforestación de las selvas estaría acompañado de un proceso de contaminación de los ríos y del suelo por las actividades asociadas a la extracción de hierro a cielo abierto. La incertidumbre de este escenario está asociada con la estimación de prospecciones mineras en el área de estudio y su relación para generar un área económica de inversión potencial en cada uno de los sitios con alta probabilidad de ocurrencia.

Aun considerando las incertidumbres antes descritas, los escenarios aquí presentados funcionan como una forma de análisis de sensibilidad guiada, ya que proporcionan una mayor comprensión del impacto de los diferentes factores asociados con el proceso de deforestación y su importancia en la conservación de las coberturas forestales de la RBSM. Bajo este enfoque de investigación son pocos los trabajos que han implementado la modelación de la deforestación de manera explícita en las áreas protegidas de México. Por ejemplo, Ramírez-Mejía et al. (2012), simularon escenarios de cambio de cobertura/uso de suelo para el Corredor Biológico Mesoamericano al 2030, el cual integra siete áreas protegidas en el sureste de México. El escenario tendencial mostró que la cercanía a poblados y carreteras aumenta la probabilidad de deforestación de las coberturas forestales mientras que por otra parte, el escenario de conservación, mostró la reducción del proceso. Si bien

este último escenario muestra el importante rol de las áreas protegidas para contener el avance del uso del suelo agrícola-pecuario-forestal, los autores plantean que el efecto del escenario de conservación en el tiempo tuvo un efecto mínimo en el paisaje. Este tipo de señal también se obtuvo en el presente trabajo, siendo el efecto del área protegida apenas un factor de contención, y siendo similares los patrones de cambio generados entre el escenario de conservación y el tendencial.

Otra propuesta de modelación en México fue hecha por (Mas & Flamenco Sandoval, 2011) en la reserva de la biosfera del Ocate. Simularon dos escenarios de cambio de cobertura/uso del suelo; el primero fue tendencial y simuló un proceso de expansión rápida de las áreas agropecuarias sobre extensiones de bosques conservados. El segundo escenario llamado alternativo, simuló un descenso de la tasa de cambio y una relocalización de los claros del bosque en áreas secundarias. Este criterio de relocalización de los desmontes no fue considerado para el escenario de conservación aquí propuesto. Es muy posible que de haber sido incorporado este criterio hubiesen sido mayores las diferencias entre el escenario tendencial con respecto al de conservación. De acuerdo con Perz y Skole (2003), un escenario de conservación no sólo debe incluir bajas tasas de deforestación (menores al 0.5% anual) sino también una regeneración de la cobertura forestal como un proceso dominante al de la deforestación.

Por otra parte, el escenario de conservación propuesto sólo se basó en el supuesto de aumentar la efectividad del área como reserva como una acción importante para disminuir y contener el proceso de deforestación. Sin embargo, también se ha visto que sólo el establecimiento de políticas de conservación puede desencadenar tensiones sociales no deseadas, como son los conflictos entre el ganado y los animales silvestres, el desplazamiento de las poblaciones locales, los conflictos armados y las desigualdades de distribución generadas por proyectos de desarrollo en comunidades internamente diferenciadas, entre otros (Chowdhury, 2006).

El enfoque de escenarios de cambio de cobertura/uso del suelo para el caso de México no ha hasta ahora un tema explorado en su totalidad ya sea a nivel de escalas o áreas de estudio, mientras que para el caso de otros países como Estados Unidos, existen actualmente varias simulaciones de la dinámicas de cambio de cobertura/uso del suelo a escala regional (Radeloff, et al., 2012; Wear, 2011; Sohl, et al., 2013). También en Brasil, para la Amazonía, se han generado escenarios de deforestación considerando diversos factores como el desarrollo de caminos o la extensión de cultivos de soya mostrando su impacto en la cobertura forestal (Soares-Filho , et al., 2012).

Finalmente, en relación con las posibles implicaciones de los escenarios a nivel de los ecosistemas, el escenario tendencial refleja principalmente la extensión de la ganadería en la RBSM la cual propicia la fragmentación de los bosques y selvas, afectando paulatinamente su estructura, densidad y composición original (Pineda-López & Sánchez-Velásquez, 1992). Como ya ha sido documentado por Fahrig (2003), la fragmentación tiene importantes efectos sobre las poblaciones y comunidades de animales y plantas, debido entre otros factores a la disminución de los tamaños de parche, el incremento de efecto de borde y la conectividad entre parches.

Por otra parte, los escenarios aquí mostrados, al igual que todos los escenarios que se llegan a generar bajo un enfoque de simulación prospectiva, poseen una serie de limitaciones tanto a nivel conceptual como del método (Rounsevell, et al., 2006). Por tanto, mientras que los escenarios representan un método para explorar las consecuencias de un conjunto de condiciones en el tiempo, los usuarios de los escenarios deben conocer sus limitaciones adicionales generadas por la metodología de escenarios *per se*. Entre estas están: (a) los supuestos que sustentan tanto los modelos de uso de la tierra como los escenarios simulados, (b) la calidad de la línea de cambio observada para su calibración, (c) la validación de los modelos de cambio de cobertura/uso de suelo y de los escenarios (Rounsevell, et al., 2006; Pontius Jr, et al., 2008), y finalmente (c) el error introducido a través de las técnicas de interpolación estadística para las variables espaciales. A nivel conceptual, destacan las limitaciones inherentes a los supuestos que sustentan los escenarios, ya que son interpretaciones basadas en valoraciones sintéticas de problemas ambientales complejos. Por ejemplo, en este caso el escenario minero supone que un aumento en el número de concesiones por km<sup>2</sup> se relaciona con un incremento en la probabilidad de ocurrencia de una nueva mina, por tanto una concesión minera en el modelo representa la expresión espacial de un capital potencial de inversión económico, acompañada de la existencia del mineral de hierro suficiente para ser explotado *a priori*. Sin embargo, pueden existir otras características y condiciones necesarias para que ocurra la apertura de una nueva mina de hierro en la zona de estudio. Entre estas, puede estar el desarrollo tecnológico en infraestructura así como la existencia en el mercado de incentivos promotores para activar la minería en la región. Si este tipo de factores fuesen incluidos en el escenario minero, muy probablemente las probabilidades de apertura de una nueva mina serían modificadas en la RBSM. Aun con las limitaciones ya mencionadas, hasta el momento para el caso de las áreas protegidas en México, no hay ningún referente sobre el desarrollo de escenarios mineros que muestren espacialmente el potencial impacto en áreas decretadas para la conservación de los recursos naturales.

En relación con la validación de los escenarios de deforestación, actualmente es imposible validar los escenarios simulados al futuro por dos importantes razones, la primera y más evidente es que no existen observaciones de ese futuro y la segunda es que la mera comprensión “mecanicista” de la dinámica de cambio es insuficiente para acertar en las posibles trayectorias de cambio. Por tanto, una alternativa para validar los modelos está enfocada en la comparación del mapa predictivo resultante del periodo de calibración para identificar la distribución espacial de los CCUS. Generalmente se utilizan los mapas de referencia de la calibración porque por definición, son los mapas más precisos disponibles para el periodo de tiempo inicial y por tanto sirven como línea base para estimar la precisión de la predicción. En este caso, se obtuvo un mapa predictivo al 2008 a partir del periodo de calibración (2000-2004) que fue comparado con un mapa observado a la misma fecha. Para llevar a cabo la comparación entre mapas, existen diversas técnicas donde la mayoría sólo evalúa la coincidencia espacial entre los cambios simulados *versus* los reales y no evalúan la capacidad del modelo para simular el patrón del paisaje (Mas, et al., 2010). En este sentido, el enfoque de validación implementado en este trabajo se basó en la capacidad del modelo para simular el patrón de cambio del paisaje. Para ello se empleó el índice de similitud difusa, el cual se sustenta en el concepto de ubicación difusa en donde la representación de una celda se ve influenciada por la propia celda y por las celdas vecinas (Hagen, 2003). Este enfoque ha sido utilizado en la evaluación de otros modelos generados incluso por diferentes plataformas de modelación, ya que permite comparar los mapas de CCUS simulado y observado con cierta tolerancia en relación con la coincidencia espacial (Mas & Flamenco Sandoval, 2011). Para este caso, la coincidencia fuzzy estimada entre los escenarios mostró que no son muy diferentes entre sí a nivel de su configuración espacial. Esto puede ser debido tanto al efecto de los pesos de evidencia asociados con las variables explicativas similares entre ambos escenarios así como también a que no hubo una asignación del cambio hacia otras áreas forestales ni un proceso de reforestación.

## **5.7 Conclusión**

La modelación espacial prospectiva es un enfoque de investigación en auge, cuyo objetivo es la generación de escenarios que sintetizan un conjunto de circunstancias socio-ambientales hipotéticas, llamados supuestos. Los resultados, mapas prospectivos de cambio, permiten su comparación entre las condiciones pasadas y las simuladas a un tiempo futuro. Su desarrollo para el caso de la RBSM, un área protegida localizada en una porción occidental de México altamente biodiversa, permite mostrar

diversas complejidades ambientales. Por ejemplo, si bien el proceso de deforestación ubicado tanto en el área de influencia como en la de amortiguamiento, impacta de manera negativa a las selvas bajas caducifolias (escenario tendencial) fragmentándolas, el proceso de activación potencial de nuevas minas de hierro a cielo abierto es por mucho un factor de amenaza y riesgo para la conservación de los recursos naturales (escenario minero). Esta amenaza, dada la magnitud del proceso extractivo del hierro a cielo abierto, tiene un impacto negativo a escala local a través de la remoción total de la cobertura forestal y del suelo, así como regional, a través de la contaminación de los ríos y mantos acuíferos, sin contar el siempre peligro de desbordamiento de las presas de jale o relaves que contienen los jales o residuos mineros en forma de lodos. Considerando estos procesos, los escenarios aquí mostrados, bajo diversas trayectorias de cambio, funcionan como un análisis de sensibilidad guiada frente a contextos socio-ambientales complejos.

En términos generales los diferentes escenarios simulados no presentan cambios dramáticos en el paisaje debido al corto tiempo de la simulación (2008-2014). En relación con la comparación de las simulaciones entre el 2008 y el mapa observado de 2008, el modelo no predice la localización de los cambios futuros de manera exacta, pero si identifica las áreas de cambio y simula de manera aproximada la estructura del paisaje respecto al patrón de cambio espacial calibrado.

Por otra parte, a pesar de las limitaciones de los escenarios derivadas de las incertidumbres conceptuales y metodológicas, son capaces de mostrar por tanto, que dentro de las variables más importantes que impulsan el proceso de deforestación en la RBSM, están la densidad poblacional, la proximidad de la infraestructura vial así como la cercanía a parches de pastizal inducido y la pendiente. De manera menos proximal están los sitios madereros explotados en los años 40s por las empresas forestales extranjeras, el índice de marginación y la proporción de prospectivas mineras por km<sup>2</sup>.

Los mapas generados cambio de cobertura/uso de suelo para la RBSM, constituyen un aporte importante y de referencia para estudios posteriores de deforestación, así como para la planeación y ordenamiento del uso del suelo en la región.

## 5.8 Bibliografía

Agarwal, C. y otros, 2002. *A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time and Human Choice*, Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, 61 pp.: General Technical Report NE-297.

Almeida, C. M. y otros, 2005. GIS and remote sensing as tools for the simulation of urban land use change. *International Journal of Remote Sensing*, 26(04), pp. 759-774.

Bonham-Carter, G. F., 1994. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*. Ontario: Pergamon.

Burnham, K. P. & Anderson, D. R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach*. Segunda ed. New York: Springer Verlag.

Chowdhury, R., 2006. Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels. *Applied Geography*, Issue 26, pp. 129-152.

Corona-Esquivel, R., 2000. *eología regional y modelo genético de los yacimientos de hierro de la porción suroccidental de México*. Tesis de doctorado (Inédita) ed. México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología.

Corona-Esquivel, R. & Henríquez, F., 2004. *Modelo magmático del yacimiento de hierro Peña Colorada, Colima, y su relación con la exploración de otros yacimientos de hierro en México*, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Boletín 113, 97 p..

Corona-Esquivel, R. y otros, 2009. Geología y mineralización del yacimiento de hierro Peña Colorada, Colima. En: K. C. y R. C. Guillermo Salas, ed. "*Servicio Geológico Mexicano*". México: s.n., pp. 522-528.

Cuevas, G. & Mas, J. F., 2008. Land use scenarios: a communication tool with local communities. En: P. M. & C. O. MT, ed. *Modelling Environmental Dynamics*. s.l.:Springer, pp. 223-246.

Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Systemat*, Issue 34, p. 487-515.

Farfán, M., 2009. *De la percepción remota a la social, deforestación y conservación (1973-2000) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. Morelia: Tesis de Maestría, Posgrado de Geografía, UNAM..

Farfán, M., Mas, J. F. & Osorio, L., 2012. Interpolating socioeconomic data for the analysis of deforestation: A comparison of methods. *J. Geogr. Inform. Syst.*, Issue 4, pp. 358-365.

Ferrusquia-Villafranca, i., 1993. Contribution to the knowledge of Mexico's Oligocene mammals: Additions and revision of the Chadronian Rancho Gaitan local fauna, Northeastern Chihuahua. *Journ. Vert. Paleont*, Volumen 14.

- Goodacre, A. K., Bonham-Carter, G. F., Agterberg, F. P. & Wright, D. F., 1993. A statistical analysis of the spatial association of seismicity with drainage and magnetic anomalies in western Quebec. *Tectonophysics*, Volumen 217, pp. 285-305.
- Hagen, A., 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science*, 17(3), pp. 235-249.
- INE, 2000. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. s.l.:Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca / Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara.
- INEGI, 1971. *Carta de uso del suelo y vegetación (1:50,000)*. México: s.n.
- Jardel, E. J., 1992. *Estrategia para la conservación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. Guadalajara: Universidad de Guadalajara.
- Jardel, E. J., 1993. El papel de las reservas de la biosfera en la conservación de la diversidad biológica y los recursos genéticos. En: B. (. Benz, ed. *Biología, ecología y conservación del género Zea*. Guadalajara, Jal.: Universidad de Guadalajara, pp. 271-299.
- Jardel, E. J., Graf, S. H. & Gómez, G. M., 2002. Manejo Forestal Comunitario y Conservación en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. En: *V Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México*. Guadalajara, Jalisco, México: Asociación Mexicana para la Conservación de las Áreas Naturales protegidas A.C y Gobierno del Estado de Jalisco,.
- Lazcano, C. S., 1988. *Las cavernas de Cerro Grande. Estados de Colima y Jalisco*. s.l.:Universidad de Guadalajara. Laboratorio Natural Las Joyas.
- MAB-UNESCO, 1984. Action Plan for Biosphere Reserves. *Nature and Resources*, Issue 20, pp. 1-12.
- MAB-UNESCO, 1995. *Estrategia de Sevilla*. París: UNESCO.
- Mac Nally, R., 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between and reconciliation of 'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity and Conservation*, Issue 9, pp. 655-.
- Mac Nally, R., 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, Issue 11, pp. 1397-1401.
- Mas, J. & Flamenco Sandoval, A., 2011. Modelación de los cambios de coberturas / uso del suelo en una región tropical de México. *Geotropico*, 1(5), pp. 1-24.
- Mas, J. F., Pérez, A. & Clarke, K., 2010. *Assessing simulated land use/cover maps using similarity and fragmentation indices*. San Diego, California, ASPRS 2010 Annual Conference.
- Mas, J. F. & Quiroz, Y., 2008. *Modelización de los cambios de uso/cobertura de suelo con el software DINAMICA*. México: Centro de Investigación en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Meentemeyer, V. & Box, E. O., 1987. Scale effects in landscape. En: *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. New York: Springer-Verlag, pp. 15-36.
- Nagendra, H., 2008. Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *Ambio*, Issue 37, pp. 330-337.
- Perz, S. G. & Skole, D. L., 2003. "Secondary forest expansion in the Brazilian Amazon and the refinement of forest transition theory". *Society and Natural Resources*, Issue 16, p. 277-294.
- Pineda-López, M. R. & Sánchez-Velásquez, L. R., 1992. Efecto de la corta selectiva sobre la estructura de un bosque subtropical de pino-encino (*Pinus-Quercus*). *Tiempos de Ciencia*, Issue 27, pp. 69-77.
- Pontius Jr, R. G. y otros, 2008. Comparing input, output, and validation maps for several models of land change. *Annals of Regional Science*, 42(1), pp. 11-47.
- Radeloff, V. C. y otros, 2012. Economic-based projections of future land use in the conterminous United States under alternative policy scenarios. *Ecol. Appl.*, Issue 22, p. 1036–1049.
- Ramírez-Mejía, D., Cuevas, G. & Mendoza, E., 2012. "Escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo en el corredor biológico mesoamericano-México". México, XIX Reunión Nacional SELPER México. Memorias.
- Rodríguez-Ceja, S., 2005. *Estudio de la desulfuración en los minerales de Peña Colorada*. Colima, Col.: Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad de Colima.
- Rounsevell, M. D. A. y otros, 2006. A coherent set of future land-use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(1), p. 57–68.
- Rzedowski, J., 1978. *Vegetación de México*. México, D.F.: Limusa.
- Soares-Filho, B. S., Lima, L. S., Bowman, M. & Hissa, I. V., 2012. *Challenges for Low-Carbon Agriculture and Forest Conservation in Brazil*. Washington: Inter-American Development Bank – Technical Notes 385.
- Soares-Filho, B., Cerqueira, G. & Pennachin, C., 2002. "DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier.". *Ecological modelling*, 154(3), p. 217 – 235.
- Soares-Filho, B., Nepstad, D. & Curran, L., 2006. "Modeling conservation in the Amazon basin.". *Nature*, p. 4389..
- Soares-Filho, B. S., Rodrigues, H. & Costa, W., 2009. *Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO*. [En línea]  
Available at: [www.csr.ufmg.br/dinamica](http://www.csr.ufmg.br/dinamica).
- Sohl, T. L. y otros, 2013. Spatially explicit modeling of 1992 to 2100 land cover and forest stand age for the conterminous United States.. *Ecol. Appl.*

Tetreault, D. & Hernández, J., 2011. “Hierro y Sangre en la Sierra de Manantlán”. En: *16° Encuentro Nacional Sobre Desarrollo Regional en México*. Xalapa: Amecider, Facultad de Economía de la Universidad Veracruzana, Campus Xalapa.

Tetreault, D. V., 2009. *Pobreza y degradación ambiental. Las luchas de abajo en dos comunidades del Occidente de Jalisco: Ayotitlán y La Ciénega*. Guadalajara, Jalisco: CUCSH-UdeG.

Teixeira, A. M., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. & Metzger, J. P. W., 2009. Modeling Landscape dynamics in the Atlantic Rainforest domain: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, Volumen 257, p. 1219–1230.

Tritlla, J. y otros, 2003. Estructura y Edad del depósito de hierro de Peña Colorada (Colima): un posible equivalente fanerozoico de los depósitos de tipo IOCG. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 20(3), pp. 182-201.

Vázquez, A. y otros, 1995. *Flora de Manantlán: Plantas Vasculares de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México*. Guadalajara: Sida, Botanical Miscellany, Botanical Research Institute of Texas, Inc. Universidad de Guadalajara, Universidad de Wisconsin.

Wear, D. N., 2011. *Forecasts of County-Level Land Uses Under Three Future Scenarios: A Technical Document Supporting the Forest Service 2010 RPA Assessment; Gen. Tech. Rep. SRS-141*, Asheville: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station: Asheville, NC, USA,.

## **Anexos**

Para los desmontes del bosque de encino hacia pastizal inducido se encontraron pesos positivos en la proximidad a los antiguos aserraderos, sitios con baja densidad poblacional, un bajo salario mínimo así como también bosque de encino alejado de los parches de agricultura de temporal (**Figura 11**).

En el caso de los desmontes del bosque mixto de encino y mesófilo de montaña hacia agricultura de temporal se encontró un efecto positivo de la proximidad a sitios con una alta densidad de caminos, la proximidad a la cobertura de pastizal inducido, poca fricción en la distancia a las localidades y finalmente estar lejos de sitios que fueron aserraderos.

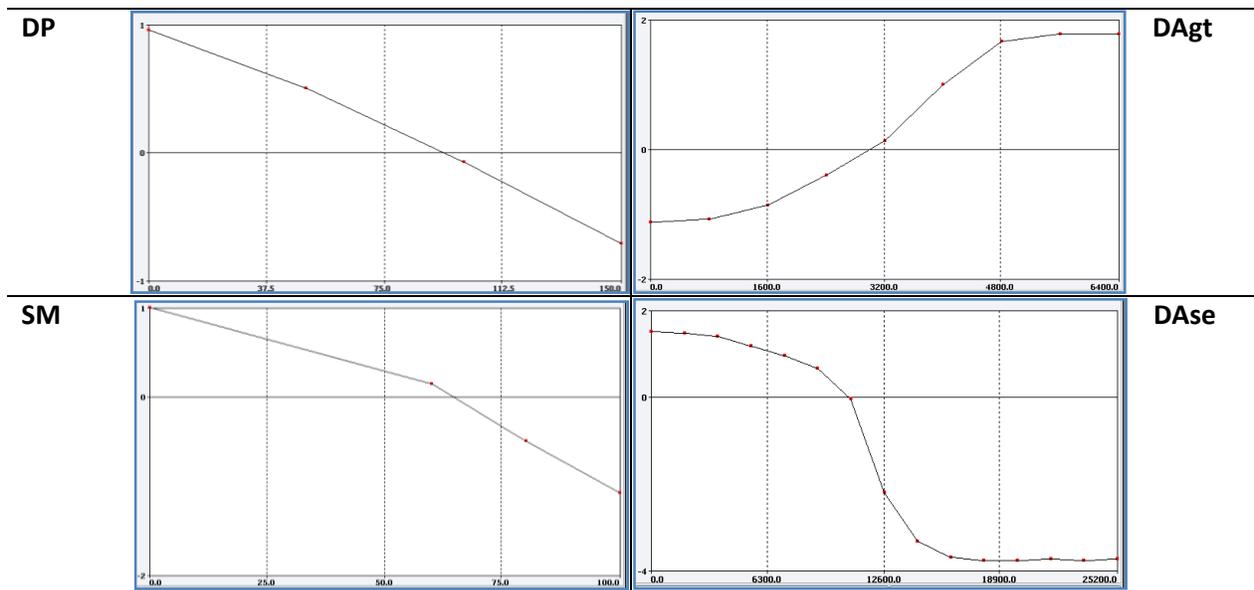


Figura 11. Pesos de evidencia de cuatro variables que influyen en los desmontes del Bosque de Encino hacia pastizales inducidos en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad Poblacional, DAgt = Distancia euclidiana a cobertura agrícola de temporal, SM = Salario mínimo y DAse= distancia euclidiana a aserrados.

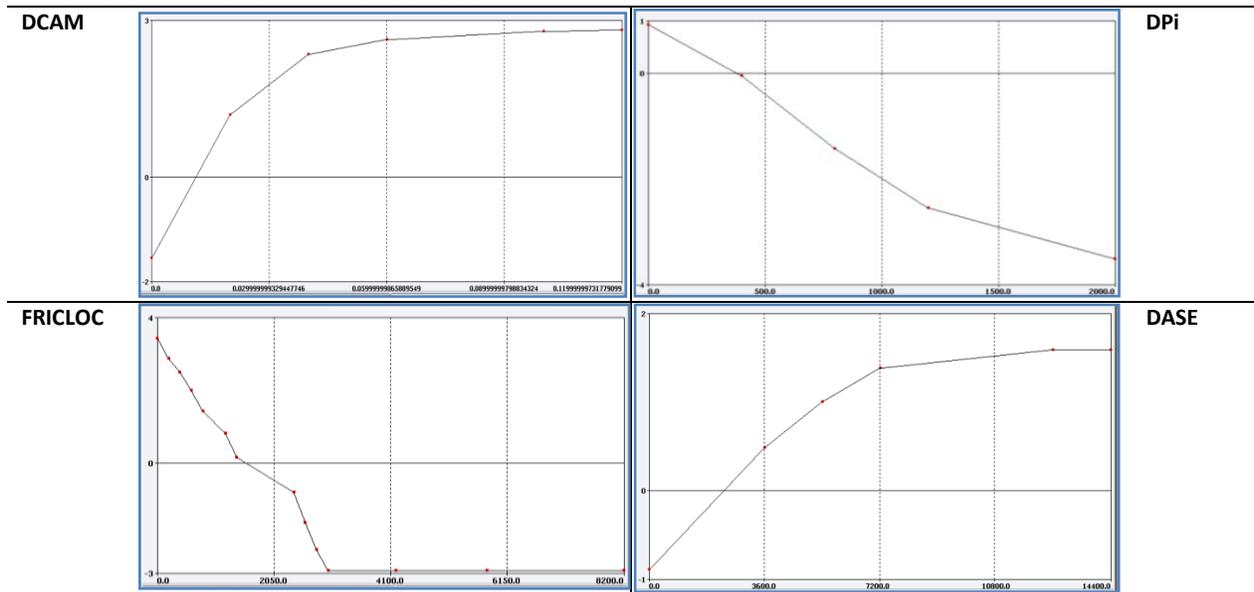
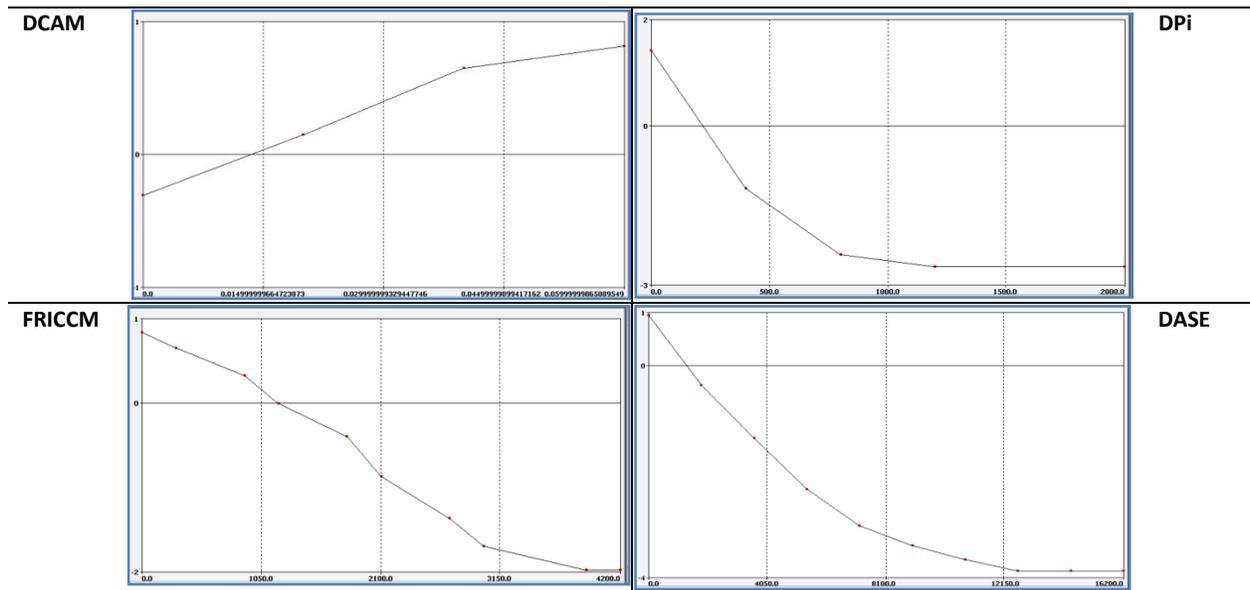


Figura 12. Pesos de evidencia de cuatro variables que influyen en los desmontes del Bosque mixto de Encino y Mesófilo de Montaña hacia agricultura de temporal en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad Poblacional, DAgt = Distancia euclidiana a cobertura agrícola de temporal, SM = Salario mínimo y Dase= distancia euclidiana a aserrados.



**Figura 13. Pesos de evidencia de cuatro variables que influyen en los desmontes de Bosque mixto de Encino y mesófilo de montaña hacia pastizal inducido en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DCAM = Densidad de caminos, DPi = Distancia euclidiana a la cobertura pastizal inducido, FRICCM = Fricción a los caminos y DASE = Distancia a los aserraderos.**

Para explicar los desmontes del bosque mixto de encino y mesófilo de montaña hacia pastizal inducido se determinaron pesos positivos que favorecen su ocurrencia en aquellos sitios con una alta densidad de caminos, próximos a la cobertura de pastizal, con baja fricción hacia los caminos, así como próximos a los sitios que fueron antiguos aserraderos (**figura 13**).

En el caso de la selva baja caducifolia, en la **figura 14** se pueden observar los pesos determinados para explicar la relación de las variables y su efecto en la transición hacia agricultura de temporal. Se determinaron pesos positivos que favorecen los desmontes al aumentar la densidad poblacional, la proximidad a coberturas previas de agricultura de riego, poca fricción en los caminos y bajo salario mínimo. Estas mismas variables influyen de manera similar para que la selva baja caducifolia sea transformada hacia pastizal inducido, en donde la densidad de población tiene un efecto claro para promover su transformación de manera lineal al aumentar la densidad poblacional (**Figura 15**)

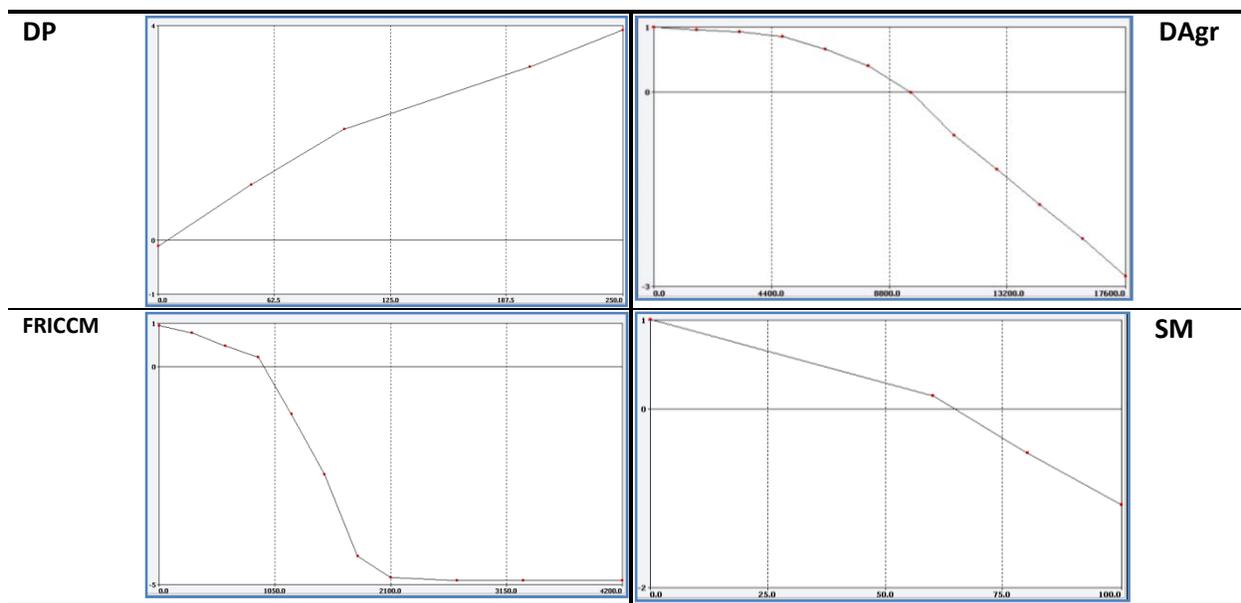


Figura 14. Pesos de evidencia de algunas variables que influyen en los desmontes de la selva baja caducifolia hacia agricultura de temporal en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad poblacional, DAgr = Distancia euclidiana a la agricultura de riego, FRICCM = Fricción a los caminos y SM = Salario mínimo.

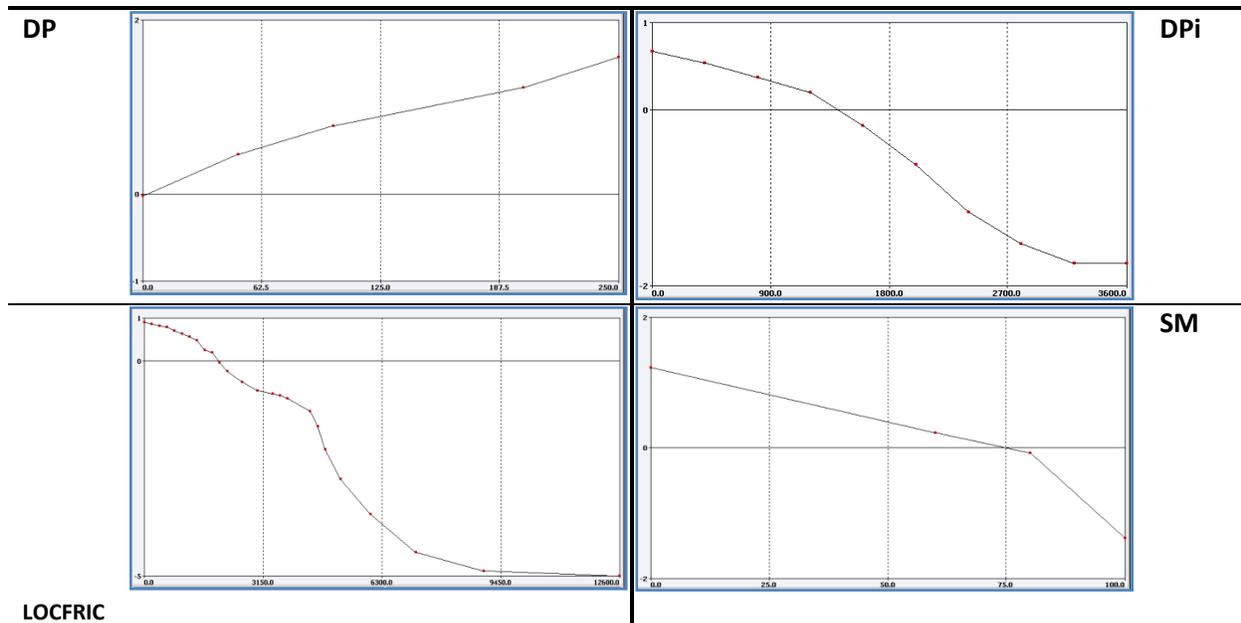


Tabla 15. Pesos de evidencia de algunas variables que influyen en los desmontes de la selva baja caducifolia hacia el pastizal inducido en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad de poblacion, DPi = Distancia euclidiana a la cobertura pastizal inducido, LOCFRIC = Fricción a los caminos y SM = Salario mínimo.

Para el tipo de vegetación selva mediana subcaducifolia, se determinó un efecto positivo para la deforestación usando los pesos de evidencia de una baja densidad poblacional, poca fricción hacia las localidades así como un bajo salario mínimo (figura 16).

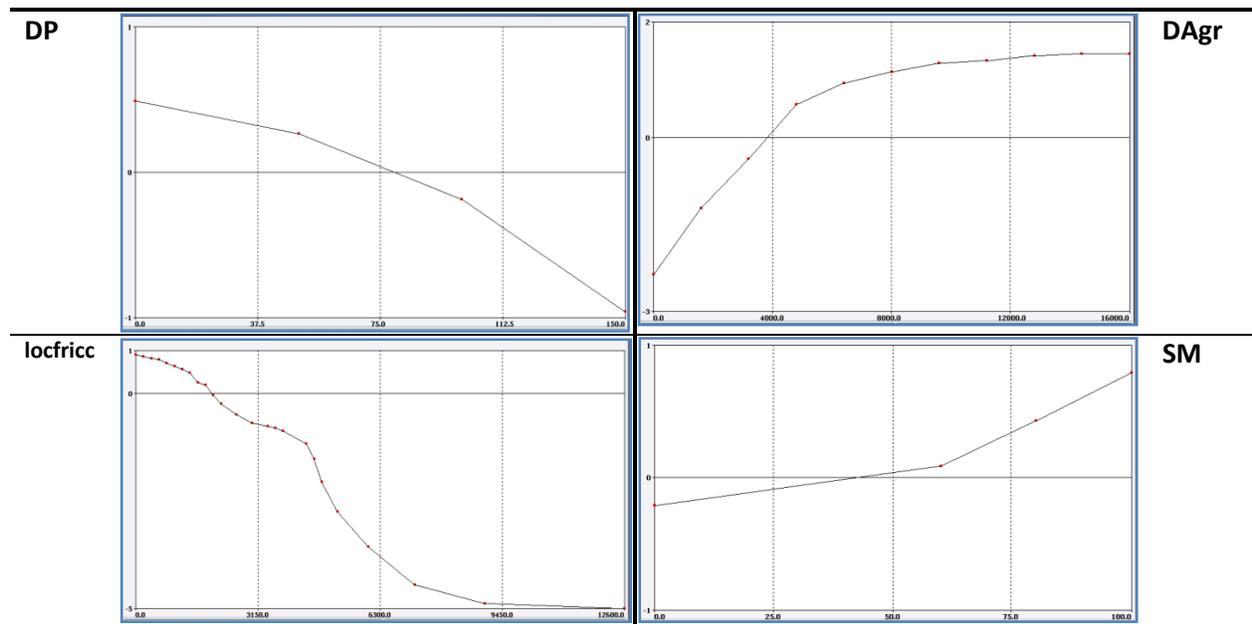


Figura 16. Pesos de evidencia de algunas variables que influyen en los desmontes de las Selvas medianas subcaducifolias hacia agricultura de temporal en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad de población, DAgr = Distancia euclidiana a la agricultura de riego, LOCFRIC = Fricción a a las localidades y SM = Salario mínimo.

Finalmente en la **figura 17** se pueden observar los pesos de evidencia de las variables más relevantes para explicar los desmontes de la selva mediana subcaducifolia hacia el pastizal inducido. Se observa por ejemplo en los gráficos, que bajas densidades de población, una baja fricción hacia las localidades, un aumento en la densidad de caminos y la lejanía de la cobertura agricultura de riego tienen pesos positivos que promueven los desmontes.

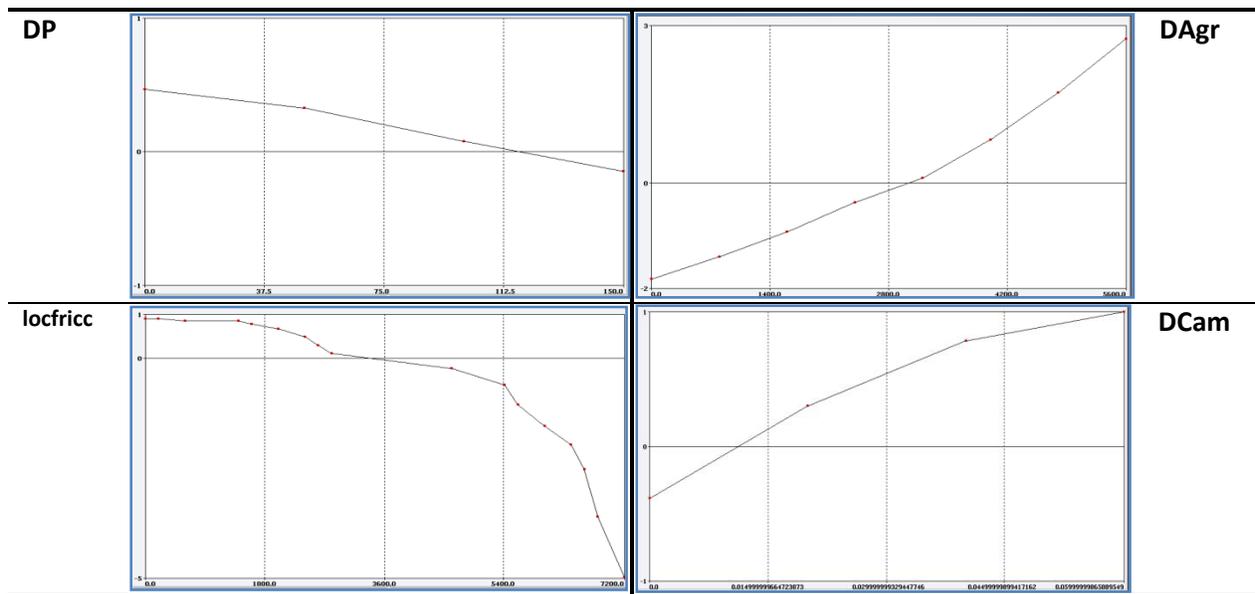


Figura 17. Pesos de evidencia de algunas variables que influyen en los desmontes de las Selvas medianas subcaducifolias hacia pastizal inducido en la calibración del escenario tendencial (2000-2004). DP = Densidad de población, DAgr = Distancia euclidiana a la agricultura de riego, LOCFRIC = Fricción a las localidades y SM = Salario mínimo.

## CAPÍTULO 6

### Índice difuso de aptitud de áreas de distribución potencial (2000-2018) para dos felinos en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México



*Jaguar del códice Borgia (o códice Yoalli Ehécatl) es un manuscrito mesoamericano de contenido ritual y adivinatorio. Se cree que fue escrito antes de la conquista de México, en algún lugar en el sur o el oeste del estado mexicano de Puebla.*

## Contenido

Capítulo 6. Índice difuso de aptitud de áreas de distribución potencial (2000-2018) para dos felinos en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México.....	157
6.1 Introducción.....	157
6.2 Área de estudio.....	159
6.3 Material.....	161
6.3.1 Selección de felinos y registros de ocurrencia .....	161
6.3.2 Insumos ambientales.....	162
6.4 Métodos .....	162
6.4.1 Modelación del Nicho Ecológico con MAXENT.....	162
6.4.2 Umbrales de corte y evaluación del modelo.....	163
6.4.3 Monitoreo del proceso de deforestación y simulación de escenario al 2018 .....	165
6.4.4 Escenario tendencial de deforestación al 2018.....	167
6.4.5 Índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para dos felinos.....	168
6.4.6 Estimación del índice difuso de aptitud para dos felinos: combinación de funciones difusas .....	170
6. 5 Resultados .....	172
6.5.1 Distribuciones potenciales para el Jaguar y el Puma y su evaluación .....	172
6.5.2 Monitoreo y estimación del proceso de deforestación y simulación al 2018 .....	175
6.5.3 Índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para dos felinos.....	176
6.6 Discusión.....	178
6.7 Conclusión.....	181
6.7 Bibliografía .....	182

### Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación de la Reserva de la biosfera Sierra de Manantlán en el occidente de México, y de las principales provincias fisiográficas, [I] Eje Neovolcánico Transversal, [II] Sierra Madre del Sur y [III] Sierra Madre Occidental. ....	160
Figura 2. Leyenda de clasificación de la vegetación y uso del suelo para el año 2000 en 13 categorías para la RBSM.....	165
Figura 3. En (a) se observa la curva sigmoidea, que representa una función de pertenencia difusa. En este caso muestra el grado de pertenencia gradual del área idónea de distribución potencial en función de la distancia a los caminos, con valores entre 0 y 1. En la figura 3 (b) se observa la descripción del	

criterio clásico de una clasificación dura de pertenencia, donde hay un corte abrupto entre el área no idónea y la idónea. ....	169
Figura 4. Diagrama de flujo del proceso de inferencia difusa para el cálculo del indicador de aptitud de áreas potenciales de distribución para el jaguar y el puma. ....	169
<b>Figura 5. Diagrama de flujo del proceso de integración de factores difusos para la construcción del índice difuso de aptitud para el jaguar y el puma. ....</b>	<b>172</b>
<b>Figura 6. Modelo logístico de probabilidad de presencia obtenido con MAXENT a una resolución espacial de 90 m de pixel para (A) el jaguar y (B) el puma. ....</b>	<b>172</b>
Figura 7. Distribuciones potenciales predichas con MAXENT y evaluadas con el método de Jackknife, para (A) P. concolor y (B) P. onca. ....	174
Figura 8. Cambio anual estimado en hectáreas para los tres periodos de tiempo considerados. ....	175
Figura 9. Localización de las zonas deforestadas (2000-2018), así como en (A), la distribución de los ríos perennes y la probabilidad difusa estimada para cada caso. Una probabilidad de pertenencia difusa alta a las zonas no deforestadas tiene un valor de uno. ....	175
Figura 10. Corte de la Distribución potencial de <i>Panthera onca</i> mostrando en color rojo sólo el área que corresponde a la RBSM. ....	176
Figura 11. A) Probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a los asentamientos urbanos, en B) probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a las carreteras principales de la RBSM, y C) probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a las carreteras principales de la RBSM, y C) probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a la mina de Hierro de Peña Colorada. ....	176
Figura 12. Índice difuso de áreas potenciales de distribución para el jaguar en cuatro diferentes años, 2000, 2004, 2008 y 2018. ....	177
Figura 13. Índice difuso de áreas potenciales de distribución para el jaguar en cuatro diferentes años, 2000, 2004, 2008 y 2018. ....	178

#### Índice de Tablas

Tabla 1. Variables ambientales utilizadas para calibrar los modelos de distribución de especies para el jaguar y el puma. ....	162
Tabla 2. Leyenda de los tipos de coberturas y usos del suelo empleados para la actualización de la cartografía de la dinámica de cambio para la RBSM. ....	166
Tabla 3. Variables empíricas y geoprocetamiento. ....	168
Tabla 4. Factores del paisaje que modifican la distribución potencial del jaguar ( <i>Panthera onca</i> ) y el puma ( <i>Puma concolor</i> ) definidos como funciones de pertenencia difusa. ....	170
Tabla 5. Modelos generados ( $n-1$ ) para el jaguar con 11 registros de ocurrencia, que equivale a 11 modelos evaluados. Si el modelo fue capaz de predecir un área de distribución para el registro de ocurrencia excluido se clasificó como éxito (1), sino fracaso (0). ....	173
Tabla 6. Modelos generados ( $n-1$ ) para el puma con 15 registros de ocurrencia, que equivale a 11 modelos evaluados. Si el modelo fue capaz de predecir un área de distribución para el registro de ocurrencia excluido se clasificó como éxito (1), sino fracaso (0). ....	173
Tabla 7. Resultados de la evaluación de navaja para los modelos de P. onca y P. concolor con la muestra de registros de ocurrencia incluidos para el modelado, y los datos utilizados para calcular los valores P (P-valor). ....	174

# Capítulo 6. Índice difuso de aptitud de áreas de distribución potencial (2000-2018) para dos felinos en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México.

---

## 6.1 Introducción

Se ha estimado que alrededor del 90 % del bosque tropical húmedo original ha sido transformado en agrosistemas y asentamientos urbanos, impactando de manera negativa la biodiversidad (Toledo, et al., 1989; Dirzo & García, 1992; Mittermeier, et al., 1998; Arriaga, et al., 2000; Sánchez-Cordero, et al., 2005). Entre estos impactos está el proceso irreversible de extinción de las especies. Los grandes carnívoros son un grupo de mamíferos amenazados por las diversas actividades antrópicas a nivel mundial (Weber & Rabinowitz, 1996; Ceballos, et al., 2005; IUCN, 2009). En México, el jaguar (*Panthera onca*) se encuentra en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010) y su comercialización está prohibida por CITES (Tratado de Comercio Internacional de Vida Silvestre), apéndice 1 (UNEP-WCMC, 2005), de la misma forma que el puma (*Puma concolor*). A pesar de esta normatividad para su protección, la pérdida y fragmentación de sus hábitats por la deforestación y la caza de individuos en respuesta a la depredación del ganado, son de las causas más probables en la reducción de su distribución original que deriva en un panorama de conflicto humano-carnívoros (Chávez, et al., 2005; Inskip & Zimmerman, 2009; Laundré & Hernández, 2010).

Por otro lado, existen otras estrategias para la conservación del hábitat de los grandes felinos expresadas a través de la gestión y el establecimiento de áreas protegidas, donde la efectividad para la conservación se ha relacionado con su capacidad para frenar la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo en sus límites (Figuroa & Sánchez-Cordero, 2008; Figuroa, et al., 2011). Otra limitante es que las áreas protegidas no siempre cuentan con la extensión territorial ideal para mantener poblaciones de individuos viables en el tiempo evitando su aislamiento (Parrish, et al., 2003). Beier (1993) plantea para el caso del puma un riesgo creciente de extinción en áreas con una extensión menor de 2200 km<sup>2</sup>. Sin embargo, las áreas protegidas de tamaño pequeño (>2200 km<sup>2</sup>) y sus áreas de influencia resultan ser sitios relevantes para la protección de sus hábitats, en particular para el caso del jaguar (Núñez, 2011).

En este contexto de amenaza y vulnerabilidad de las condiciones de vida de los felinos grandes, los estudios basados en la predicción de las distribuciones geográficas de las especies, estimadas mediante la modelación de sus nichos ecológicos, resultan ser una herramienta relevante para inferir aspectos sobre las condiciones de los sitios donde potencialmente pueden habitar. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue estimar la distribución potencial de *Panthera onca* y *Puma concolor* considerando un número de ocurrencias reducido en el área protegida de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM). Estudios previos sobre estas especies han examinado su distribución geográfica (Iriarte, et al., 1990; Sunquist & Sunquist, 2002), con información detallada para algunos sitios en México y América Central, que incluyen su historia natural, ecología (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Carrillo, 2000; Núñez, et al., 2002; Moreno, 2006), y densidad de poblaciones (Kelly, et al., 2008; Silver, et al., 2004; Moreno, 2006; Moreno & Bustamante, 2007; Bustamante & Moreno, 2007). Siendo pocos los estudios que han abordado la relación entre los procesos de deforestación y la distribución potencial de estos felinos considerando además otros factores de perturbación antrópica como la distancia a los caminos y a las zonas urbanas (Ceballos, et al., 2005; Zarza, et al., 2007; Cuervo-Robayo & Monroy-Vilchis, 2012).

En la presente investigación se define un índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para el puma y el jaguar que integró factores antrópicos del paisaje y el proceso de deforestación. El supuesto principal de este enfoque de modelación, es que las proyecciones geográficas proporcionan una base importante para la comprensión de cómo las actividades antrópicas pueden afectar los hábitats de las especies (Sánchez-Cordero, et al., 2001; 2004). Como objetivos específicos se tuvieron: (1) determinar la distribución potencial a nivel regional de *Panthera onca* y *Puma concolor*, (2) estimar la aptitud de las áreas potenciales en relación con la antropización del paisaje y la deforestación al 2018, y (3) un índice difuso de idoneidad de áreas de distribución potencial que integre estos dos criterios. El presente análisis puede sentar las bases para una mayor investigación en torno a la conservación efectiva de las áreas remanentes para albergar al puma y el jaguar en la RBSM.

## 6.2 Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el oeste de México, con una extensión de 107 km<sup>2</sup> (**figura 1**). Se caracteriza por ser una zona de transición entre las provincias fisiográficas del Eje Neovolcánico Transversal, la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur (Ferrusquía-Villafranca, 1990) y posee una variación importante en elevación, que va desde el nivel del mar hasta los 3,965 metros de altura. La región posee dos épocas estacionales en el año, la de lluvias, de junio a septiembre y la temporada de secas, que abarca de octubre a mayo.

Los valores de precipitación están entre los 400 mm por año en la región noreste y 1700 mm en las regiones montañosas cerca de la costa (INEGI, 1981). El área presenta un gradiente de disminución de la temperatura de sur a norte y siempre en relación con la altitud (Zamudio, et al., 1987). En general, los climas más cálidos se encuentran a lo largo de la costa, el clima templado en los sistemas montañosos más altos y condiciones de semi-seco en la parte norte y noroeste. Finalmente, el clima semi-frío se produce en la zona del Nevado de Colima (INEGI, 1981). Existen tres categorías de protección en la región: (1) Reservas de la Biosfera (Sierra de Manantlán y Chamela), (2) Parque Nacional (Nevado de Colima) y (3) zonas de protección de la fauna (CONANP, 2009). De todas estas áreas protegidas fue seleccionada la RBSM como una ventana de estudio para estimar el proceso de deforestación y de los factores antrópicos que pueden generar un impacto en las distribuciones potenciales del jaguar y el puma.

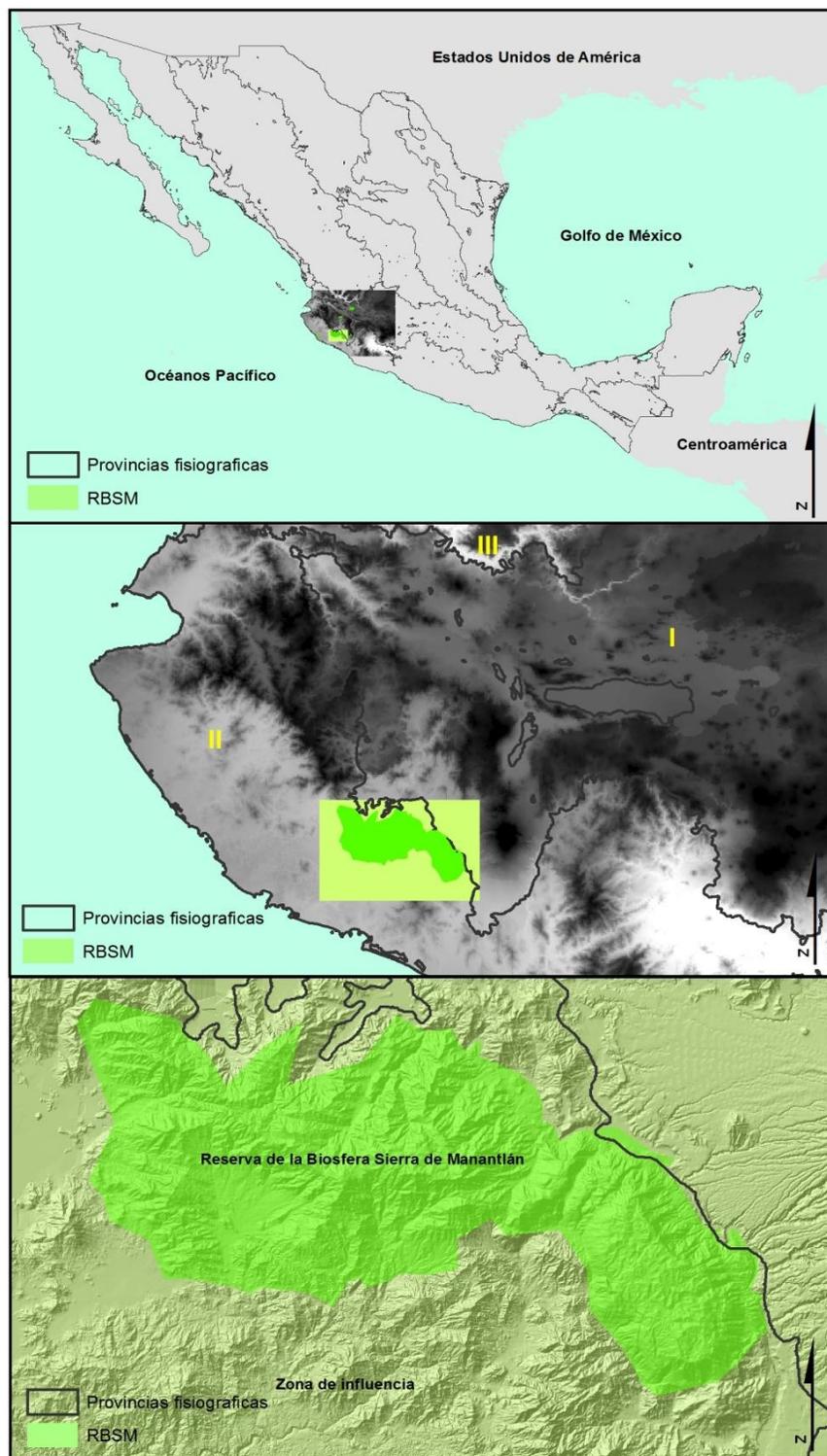


Figura 1. Ubicación de la Reserva de la biosfera Sierra de Manantlán en el occidente de México, y de las principales provincias fisiográficas, [I] Eje Neovolcánico Transversal, [II] Sierra Madre del Sur y [III] Sierra Madre Occidental.

## 6.3 Material

### 6.3.1 Selección de felinos y registros de ocurrencia

Fueron seleccionados dos felinos, el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). El primero, es el felino más grande del hemisferio occidental, con una alta prioridad para la conservación de sus áreas de distribución (Novack, et al., 2005). Esta se extiende desde México hasta Argentina, y habita una diversidad de ambientes desde zonas con matorrales áridos en el norte de México, los bosques tropicales húmedos de América Central y del Sur, y los pastizales del Pantanal en Brasil (Emmons, & Feer, 1990; Kitchener, 1991; Nowell & Jackson, 1996; Reid, 1997; Kinnaird, et al., 2003; Monroy-Vilchis, et al., 2009). Generalmente habitan terrenos de bajas elevaciones ( $\leq$  a 1200 msnm) aunque también se ha registrado su ocurrencia hasta los 3,800 msnm (Sunquist & Sunquist, 2002). En particular para la región occidente de México, el jaguar ha sido estudiado en relación con sus hábitos y estado de conservación en la reserva de la biosfera de Chamela-Cuixmala, Jalisco, muy próxima a la RBSM (Núñez, et al., 2002).

Por otra parte, el puma es el segundo felino más grande en América y es el mamífero con la más amplia distribución en el hemisferio occidental (Currier, 1983; Shaw, et al., 2007; Laundré & Hernández, 2010). Llega a ocupar una gran variedad de ambientes a lo largo del continente americano en altitudes hasta los 5,800 msnm (Emmons, & Feer, 1990; Nowell & Jackson, 1996; Sunquist & Sunquist, 2002). De acuerdo con Hernández-Guzmán et al. (2011) el puma posee una flexibilidad de comportamiento importante que se refleja en la variación de los hábitos alimentarios a lo largo de su distribución en comparación con el jaguar.

Las dos especies de felinos fueron seleccionados como especies relevantes para estudiar los efectos de la deforestación y las perturbaciones antrópicas en sus distribuciones debido a que requieren de grandes extensiones territoriales para cubrir sus necesidades reproductivas y de caza, amenazados por la extensión de la agricultura, la ganadería y los asentamientos humanos e infraestructura, generando un conflicto entre los felinos y los humanos (Polisar, et al., 2003). Se obtuvieron doce registros de *Panthera onca* y nueve registros de ocurrencia para *Puma concolor*. Los registros provienen de diferentes colecciones zoológicas nacionales y extranjeras capturados en la base de datos de la CONABIO (<http://www.conabio.gob.mx>) y del Instituto de Biología de la UNAM (<http://www.ibiologia.unam.mx/zoologia/2009/index.html>). Dada la resolución de las capas ambientales (90 metros de pixel), se incluyó en este análisis un registro de ocurrencia por celda.

### 6.3.2 Insumos ambientales

Para la selección del conjunto de variables ambientales que pueden influir en la idoneidad del medio ambiente del puma y el jaguar se consideraron los criterios de Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis (2012) y de Zarco-González et al. (2012). En la tabla 1, se muestran el conjunto de variables climáticas y de elevación para calibrar MAXENT. La resolución espacial de cada variable fue de 90 x 90 metros de pixel interpoladas a esa resolución por Cuervo-Robayo et al. (2013), a partir de los datos disponibles de worldclim (<http://www.worldclim.org/bioclimate.html>).

**Tabla 1. Variables ambientales utilizadas para calibrar los modelos de distribución de especies para el jaguar y el puma.**

Variables climáticas y topográficas	Fuente
Porcentaje de precipitación de Enero	Interpoladas de acuerdo con Cuervo-Robayo et al. (2013)
Porcentaje de precipitación de Mayo	
Porcentaje de precipitación de Septiembre	
Porcentaje de precipitación de Octubre	
Promedio de la precipitación anual	
Precipitación anual máxima	
Estacionalidad de la temperatura	
Elevación	
Pendiente	

Las capas adicionales de elevación y pendiente provienen de la base de datos del U.S. Geological Survey's Hydro-1K (<http://www.usgs.gov>).

## 6.4 Métodos

### 6.4.1 Modelación del Nicho Ecológico con MAXENT

Para modelar el nicho ecológico de *Panthera onca* y *Puma concolor* se empleó el programa MAXENT (versión 3.3.3e) (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) (Phillips, et al., 2004). Es un enfoque de modelación de propósito general que permite hacer predicciones o inferencias a partir de información incompleta y tiene un origen en la mecánica estadística o física estadística (Jaynes, 1957). Está dirigido a encontrar la distribución de probabilidad con máxima entropía sujeta a las limitaciones impuestas por la información disponible, en cuanto a los puntos de ocurrencia de las especies y las condiciones ambientales de toda el área de estudio. En particular se ha documentado que MAXENT posee ventajas sobre otros programas de modelación hasta ahora utilizados para estimar la distribución potencial de una determinada especie a partir de un número pequeño de registros de ocurrencia (Papes & Gaubert, 2007; Pearson, et al., 2007;

Hernández, et al., 2008). Desde una interpretación ecológica de acuerdo con Phillips et al. (2006), un modelo basado en este enfoque representa una aproximación al nicho ecológico realizado de una especie en la dimensión ambiental examinada. El cual describe la idoneidad ambiental en el espacio ecológico y es proyectado en el espacio geográfico, produciendo un área geográfica para la distribución de la especie. Las áreas que satisfagan las condiciones de nicho fundamental de una especie representaran su distribución potencial, mientras que las áreas geográficas donde actualmente habita constituyen su distribución realizada. Por tanto, el nicho realizado puede ser menor que el nicho fundamental. En la medida en que el modelo retrata el nicho fundamental de la especie, la proyección geográfica del modelo en el espacio representará la distribución potencial de la especie (Phillips, et al., 2006).

En lo que a los parámetros de calibración respecta, se utilizaron los valores por default para el umbral de convergencia (10-5) y el número máximo de iteraciones (500). Los valores de regularización, incluido para reducir el sobre-ajuste (*overfitting* en inglés), fueron seleccionados automáticamente por el programa. La selección de las funciones (*features* en inglés) fue de igual forma automática (Pearson, et al., 2007).

Una vez calibrado, MAXENT asigna una probabilidad de ocurrencia para cada celda en el área de estudio. Se decidió presentar las predicciones del modelo en términos de probabilidad acumulada, en donde el valor de una celda determinada es la suma de ésta más otras con un valor de probabilidad igual o menor multiplicado por 100 para dar un porcentaje (Phillips, et al., 2006). De esta manera la salida de MAXENT es una variable continua que va de 0 a 100 indicando condiciones de aptitud para la especie (en inglés *relative suitability*) (Pearson, et al., 2007).

#### **6.4.2 Umbrales de corte y evaluación del modelo**

La validación es necesaria para determinar el rendimiento predictivo del modelo. En este trabajo se siguió de manera explícita el método propuesto por Pearson et al. (2007) llamado jackknife o leave-one-out, en el cual el modelo se evalúa sobre la base de su capacidad para predecir la única localidad que está excluida del conjunto de datos de datos de ocurrencia, donde el número de modelos generados para una especie es igual al número de localidades disponibles para la misma (Pearson, et al., 2007).

Para facilitar la validación de los modelos y su interpretación, por lo general es conveniente distinguir mediante umbrales de corte los valores "adecuados" de los "inadecuados" (Pearson, et al., 2004). Para la validación de los modelos se empleó el método llamado dejar un

punto fuera (*leave-one-out* en inglés) el cual requiere la aplicación de un umbral de decisión *a priori*. Al respecto, diferentes enfoques han sido empleados para establecer los umbrales (Liu, et al., 2005). En relación con los umbrales de corte, con el fin de tener una predicción conservadora, se eligió el valor más bajo asociado a cualquiera de los registros de la presencia observada, definido como el umbral más bajo de presencia (Lowest present treshold, LPT, en inglés) por Pearson et al. (2007). Este enfoque puede ser interpretado en términos ecológicos como el hecho de identificar pixeles bajo la predicción que poseen las mismas condiciones de aptitud que aquellos en donde la especie fue registrada.

### 6.4.3 Monitoreo del proceso de deforestación y simulación de escenario al 2018

#### 6.4.3.1 Cartografía de vegetación y uso de suelo

Para la elaboración de la cartografía de vegetación y uso de suelo, se empleó la leyenda utilizada por Farfán (2009) que homologa sistemas previos de clasificación de los tipos de vegetación y uso de suelo para la RBSM.

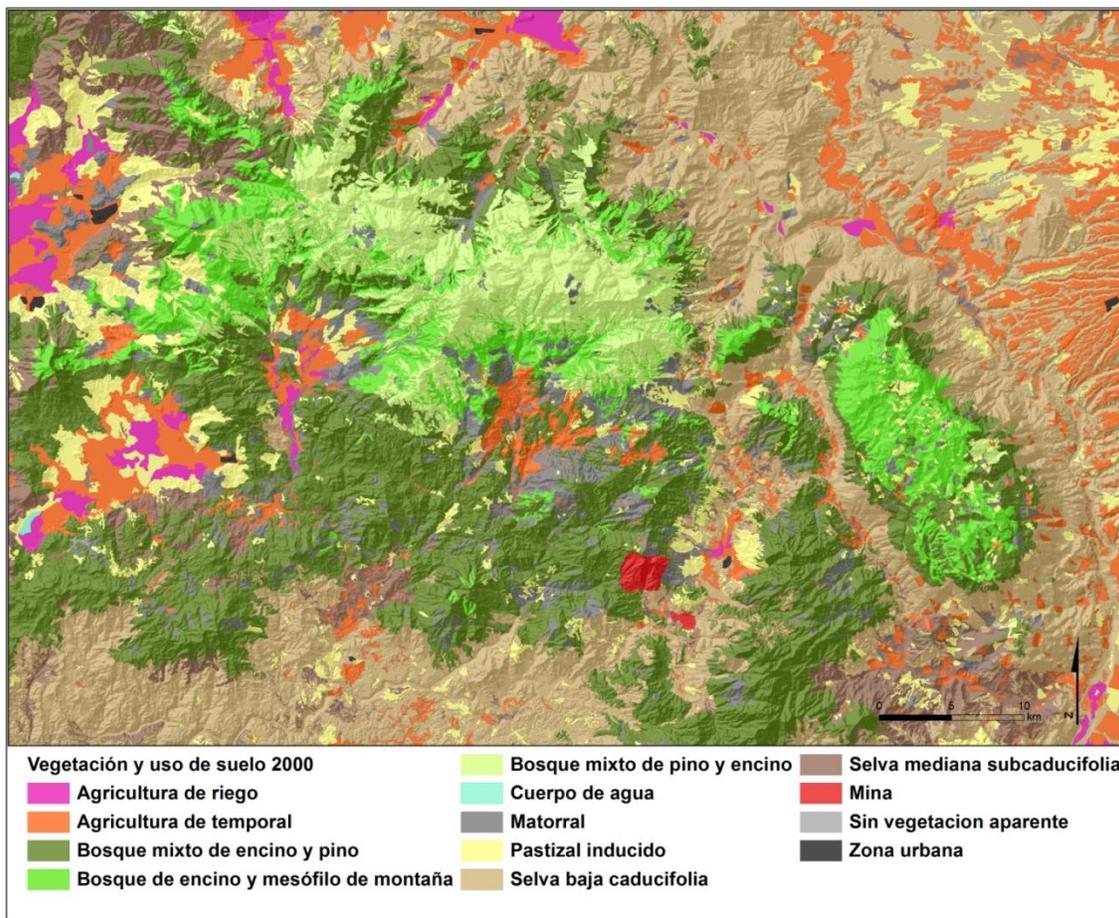


Figura 2. Leyenda de clasificación de la vegetación y uso del suelo para el año 2000 en 13 categorías para la RBSM.

En el presente estudio se emplearon 13 categorías de vegetación y usos del suelo (**figura 2, tabla 2**) que fueron actualizadas para las fechas 2000, 2004 y 2008 mediante la técnica de clasificación visual interdependiente propuesta por la FAO (2001). Esta consiste en que los polígonos de una primera fecha sirvan de referencia para interpretar las imágenes de las demás fechas, modificando sólo los segmentos en donde se visualicen cambios. Es un método fiable debido a que reduce al mínimo errores de posición y de clasificación (Ramírez & Zubieta, 2005).

**Tabla 2. Leyenda de los tipos de coberturas y usos del suelo empleados para la actualización de la cartografía de la dinámica de cambio para la RBSM.**

Categorías	Clave	Descripción del tipo de vegetación
Agricultura de riego	Agr	Áreas que se mantienen año con año bajo cultivo, principalmente en los terrenos planos
Agricultura de temporal	Agt	Agricultura con ciclo de barbecho regada por agua de lluvia.
Bosque mixto de pino y encino	BmPE	Bosques con mezcla de pinos y encinos como elementos dominantes. El género <i>Pinus</i> representa 60-90% de la cobertura de copas y el género <i>Quercus</i> del 10 al 40% de la cobertura de copas. Se encuentra principalmente entre los 1,500 y los 2,500 m de altitud, siendo el tipo de vegetación más extendido a estas elevaciones.
Bosque mixto de encino y latifoliadas	BmEL	Bosque latifoliado ( <i>Encino-Aile</i> ) o encino con bosque mesófilo de montaña
Bosque mixto de encino y pino	BmEP	En esta unidad la dominancia de los encinos es mayor que la de los pinos (60-90% de la cobertura de copas). Estos bosques se encuentran en sitios con suelos pedregosos relativamente secos, o bien en lugares donde la corta selectiva ha disminuido la cobertura de pinos.
Selva baja caducifolia	SBC	Se encuentra dominada por especies arbóreas no espinosas con una altura entre los 8 y 15 metros de altura que se defolian por completo durante un período largo, que coincide con la estación seca del año. Se desarrolla en altitudes de 600 a 1300 msnm en la Sierra de Manantlán y hasta 1700 msnm en Cerro Grande.
Selva mediana subcaducifolia	SmSBC	En las partes bajas de la Sierra, en la parte noroeste y sur, con precipitación pluvial mayor a 1,400 mm, o en cañadas húmedas, se encuentran componentes arbóreos que alcanzan entre 20 y 30 m de altura, y que corresponde al bosque tropical subcaducifolio de Rzedowski (1978) o selva mediana subperennifolia de Miranda y Hernández X. (1963). Esta comunidad incluye principalmente árboles caducifolios, no obstante, permanece verde la mayor parte del año debido a la presencia de elementos perennifolios y a su fenología diferencial. Esta categoría se generalizó incluyendo la transición de la selva mediana a la selva baja que se observa en laderas altas y geofomas convexas.
Vegetación perturbada	VP	Vegetación derivada de la alteración de la cobertura forestal que se mantiene debido a perturbaciones recurrentes de fuego y desmonte, o que constituye una etapa serial en su restablecimiento.
Pastizal inducido	Pi	Pastos sembrados en terrenos desmontados para dedicarlos al pastoreo de ganado
Mina (área sin vegetación)	SV	Área extractiva del consorcio Minero Peña Colorada
Sin vegetación aparente	SVA	Eriales
Agua	A	Agua

Los mapas finales de deforestación fueron estimados a una resolución de 90 m<sup>2</sup>. Para calcular la tasa de deforestación se empleó la ecuación (1) utilizada por la FAO (1996):

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

Donde  $t$  es la tasa de cambio,  $S_1$  y  $S_2$  son las superficies de uso del suelo en la fecha inicial y final, respectivamente. La variable  $n$  equivale a la duración del periodo evaluado. Un valor negativo de  $t$ , indica una disminución de la cobertura y por el contrario, si  $t$  es mayor que cero, hay un aumento de la misma.

#### 6.4.4 Escenario tendencial de deforestación al 2018

En este estudio, el escenario tendencial de deforestación se modeló utilizando el método de los pesos de evidencia con el programa DINAMICA EGO (versión 1.4.0). Para la simulación de los cambios en el paisaje esta plataforma utiliza los autómatas celulares y ha sido aplicado en una gran variedad de estudios ambientales entre los más relevantes están el modelado de la deforestación tropical a diversas escalas así como la modelación del crecimiento urbano (Soares-Filho, et al., 2002; Soares-Filho, et al., 2006; Cuevas & Mas, 2008; Texeira, et al., 2009). Posee la ventaja de no ser una caja negra, ya que permite la calibración de los parámetros de manera abierta permitiendo incorporar el conocimiento experto.

En este estudio el modelo fue calibrado usando mapas de vegetación y uso de suelo para las fechas 2000 y 2004 en combinación con variables biofísicas y socioeconómicas (véase el cuadro 3). El potencial de cambio de las coberturas naturales se basa en la relación entre las diferentes transiciones y las variables explicativas. Para establecer esta relación, se utilizó el método de los pesos de evidencia en combinación con la probabilidad de cambio para cada transición posible. La cantidad de cambio estimado asume que las probabilidades markovianas de cambio registrados durante el período de 2000-2004 prevalecerán.

La reproducción de los patrones espaciales empleó un enfoque de autómatas celulares. Esto significa que, las zonas que están cerca de esas áreas y con alta probabilidad de cambio a una determinada clase de uso del suelo, son más propensos a cambiar para simular un patrón de

paisaje. Para mayor información sobre etapas de modelado y validación del mismo ver **capítulo 5**, de la presente tesis.

**Tabla 3. Variables empíricas y geoprocesamiento.**

	<b>Variables</b>	<b>Fuente</b>	<b>Geoprocesamiento</b>
Variables biofísicas	1. Mapas de vegetación y uso del suelo	INEGI	Distancia euclidiana a pastizales, agricultura de riego, de temporal, distancia a la zona de mina.
	Ríos	INEGI	Distancia euclidiana a los ríos
	Suelos	INEGI	Conversión de vector a raster
	Modelo digital de elevación	INEGI	Elevación y pendiente
Variables socioeconómicas	Zonificación de la RBSM	INE	Distancia euclidiana a la zona de amortiguamiento y núcleo.
	Antiguos aserraderos	E. Jardel	Distancia euclidiana a los antiguos aserraderos
	Localidades	CONAPO	Fricción en distancia a las localidades
	Índice de marginación	CONAPO	Interpolación
	Densidad Poblacional	CONAPO	Interpolación
	Tenencia de la tierra	RAN	Conversión de vector a raster
	Red de caminos pavimentados y secundarios	INEGI	Fricción en distancia a los tipos de caminos
	Densidad de Caminos	INEGI	Función de densidad de centro (Kernel density)
Densidad de prospecciones mineras por km <sup>2</sup>	SGM	Función de densidad de centro (kernel density)	

#### 6.4.5 Índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para dos felinos

##### 6.4.5.1 Supuestos difusos y factores

La hipótesis para la construcción del índice difuso de aptitud se sustenta en las observaciones sobre el impacto negativo de las actividades humanas en el comportamiento y distribución de los felinos (Van Dyke, et al., 1986; Murphy & Colucci, 1999). Por tanto, aquellas áreas potenciales con las probabilidades más altas para la distribución potencial de los felinos, declinarán conforme aumentan las perturbaciones humanas.

En la teoría de conjuntos clásica, la pertenencia a un grupo se define como verdadero o falso, 1 o 0. Sin embargo, la pertenencia a un conjunto difuso de una clase se expresa en una escala continua de 1 (pertenencia completa) a 0 (no pertenencia) (Bonham-Carter, 1994). De esta manera, el enfoque de la lógica difusa o *fuzzy* permite generar probabilidades de pertenencia a una clase, en lugar de clasificaciones duras de pertenencia. Para ello, es necesario definir en un primer paso funciones de pertenencia difusa mediante curvas sigmoideas (**figura 3**). Estas funciones expresan transiciones graduales entre la pertenencia y la exclusión de las áreas

potenciales de distribución, tomando en cuenta los factores de perturbación de la **tabla 4**. De esta manera, el índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución, expresa un gradiente de idoneidad, basado en una combinación de factores de perturbación antrópica previamente documentados (tabla 4). La pertenencia difusa, también llamada probabilidad, es gradual en rangos definidos que van de cero a uno (**figura 4**).

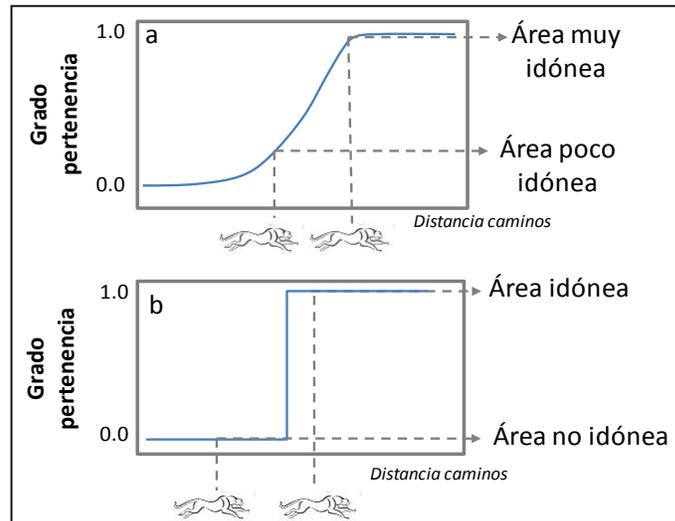


Figura 3. En (a) se observa la curva sigmoidea, que representa una función de pertenencia difusa. En este caso muestra el grado de pertenencia gradual del área idónea de distribución potencial en función de la distancia a los caminos, con valores entre 0 y 1. En la figura 3 (b) se observa la descripción del criterio clásico de una clasificación dura de pertenencia, donde hay un corte abrupto entre el área no idónea y la idónea.

La **figura 4** muestra el diagrama de flujo con las etapas más relevantes en la integración de las variables para la construcción del índice difuso considerando como principal insumo las áreas potenciales estimadas para el puma y el jaguar.

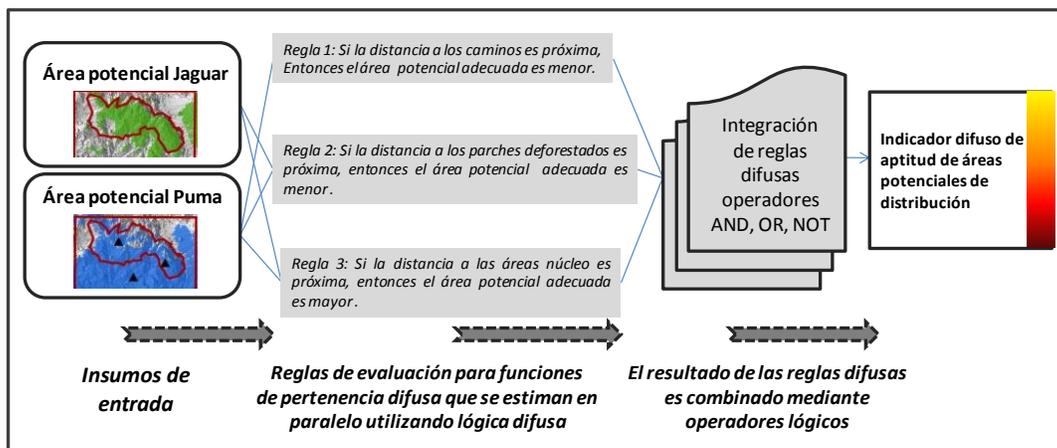


Figura 4. Diagrama de flujo del proceso de inferencia difusa para el cálculo del indicador de aptitud de áreas potenciales de distribución para el jaguar y el puma.

Basándonos en los trabajos de Scognamillo et al. (2003) y Cullen et al. (2005), se estableció mediante las funciones de pertenencia difusa, que el jaguar posee una tolerancia menor a las perturbaciones antrópicas en comparación con el puma (tabla 4).

**Tabla 4. Factores del paisaje que modifican la distribución potencial del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) definidos como funciones de pertenencia difusa.**

Factor Antrópico	Autor	Variable difusa		Clave	Función difusa de pertenencia
		Jaguar	Puma		
Caminos pavimentados (-)	Conde et al. 2012	Distancia a caminos pavimentados (>30 km)	Distancia a caminos pavimentados (>20 km)	DC	
Asentamientos urbanos (-)	Conde et al. 2012	Distancia a asentamientos urbanos	50 km a la redonda	DAU	
Mina de hierro a cielo abierto (-)	Observación propia	Distancia euclidiana a la mina de hierro (20 km)		DM	
Deforestación (2000, 2004, 2008, 2018) (+)	Conde et al. 2012	Parches mayores a 100 ha Focal mean de 7 x 7 para maximizar las áreas superiores a 100 ha y quitar el efecto de borde.		DD	
Ríos perennes (+)	Conde et al. 2012	Distancia de ríos perennes 1 km		DR	

#### 6.4.6 Estimación del índice difuso de aptitud para dos felinos: combinación de funciones difusas

De acuerdo con Zimmermann (1985), a partir de dos o más mapas difusos es posible su combinación a través de operadores lógicos y obtener un mapa final integrado de pertenencia difusa. An et al. (1991), plantea la utilidad de cinco operadores para su combinación, el operador AND, OR, la SUMA algebraica difusa, el PRODUCTO algebraico difuso y el operador GAMMA. En el presente trabajo, para calcular el índice de aptitud de áreas potenciales, se

emplearon los operadores AND, OR y SUMA algebraica difusa. A continuación se describen brevemente.

El operador AND define la condición más limitante como la predominante mediante la siguiente ecuación,

$$\mu_{\text{combinación}} = \text{MIN}(\mu_A, \mu_B, \mu_C, \dots)$$

Donde,  $\mu_A$  = es el valor de pertenencia difusa del mapa A en una particular ubicación,  $\mu_B$  = es el valor de pertenencia difusa para el mapa B, y así sucesivamente. De esta manera, suponiendo por ejemplo que en una cierta ubicación del mapa A, tiene un valor de pertenencia corresponde a 0.75 y para el mapa B es igual a 0.5, entonces la pertenencia combinada con el operador AND sería igual al valor del mapa B (0.5) . De esta manera el resultado es controlado por el valor de pertenencia difusa más pequeño expresado en cada una de las ubicaciones. Por tanto el operador AND resulta en una estimación conservadora de pertenencia con la tendencia de estimar valores pequeños.

Por otra parte, al utilizar el operador difuso OR, el resultado de pertenencia difuso está controlado por el valor máximo de cualquiera de los mapas de entrada, para cualquier ubicación en particular. Se define por la siguiente ecuación,

$$\mu_{\text{combinación}} = \text{MAX}(\mu_A, \mu_B, \mu_C, \dots)$$

Donde,  $\mu_A$  = es el valor de pertenencia difusa del mapa A en una particular ubicación,  $\mu_B$  = es el valor de pertenencia difusa para el mapa B, y así sucesivamente. Con esta ecuación el valor de pertenencia difuso final estimado puede estar definido por la evidencia de un indicador favorable y de presencia sobre otro y sugerir su idoneidad para su expresión espacial en otros lugares.

Como tercer operador está la SUMA, en donde el resultado es siempre mayor o igual al valor del mapa de pertenencia difuso con valores más grandes, teniendo un efecto de incremento.

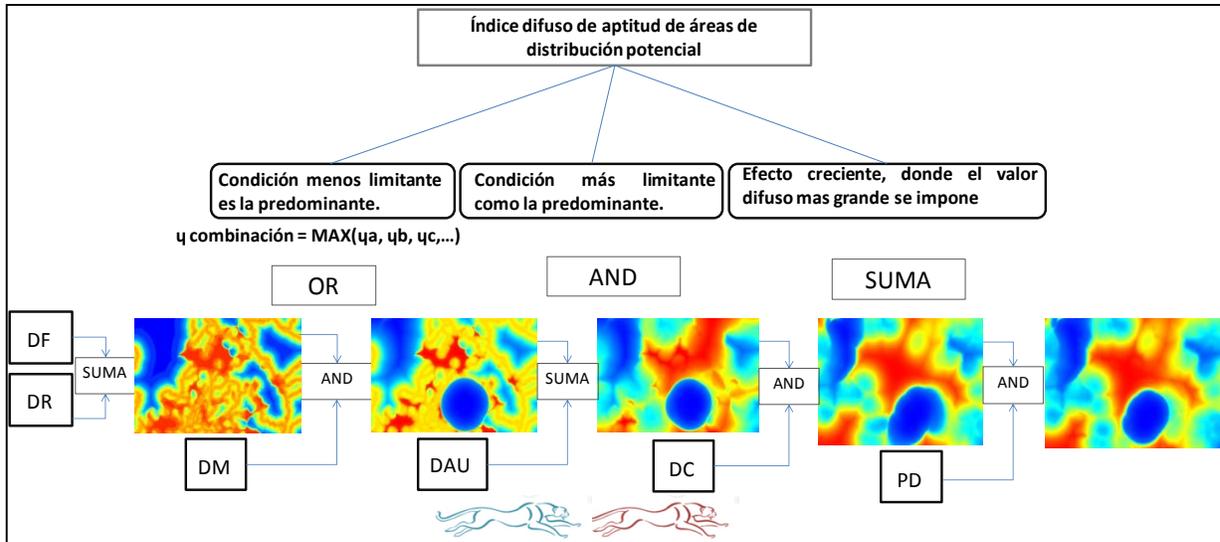


Figura 5. Diagrama de flujo del proceso de integración de factores difusos para la construcción del índice difuso de aptitud para el jaguar y el puma.

## 6. 5 Resultados

### 6.5.1 Distribuciones potenciales para el Jaguar y el Puma y su evaluación

En la figura 6 se observa la salida logística de MAXENT y proporciona un estimado continuo entre cero y uno de probabilidad de presencia tanto para el jaguar como para el puma.

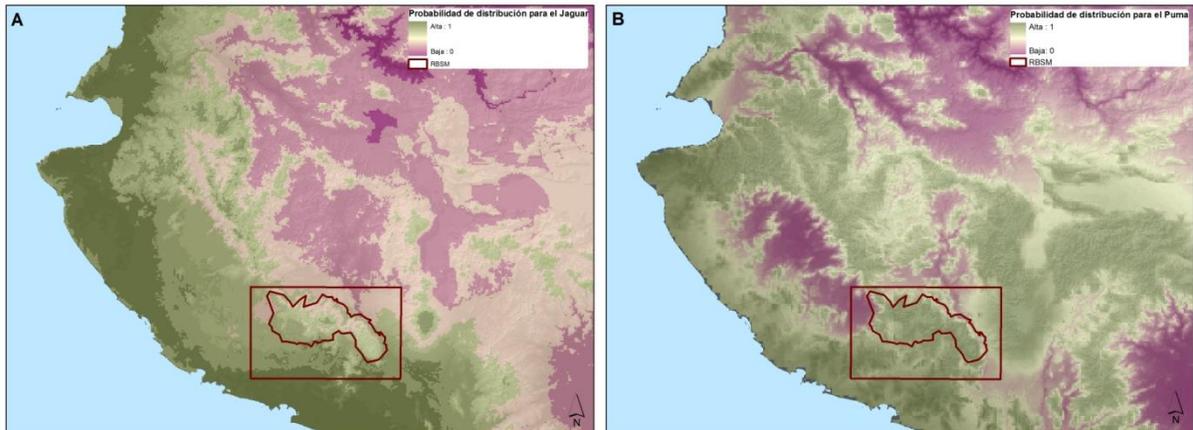


Figura 6. Modelo logístico de probabilidad de presencia obtenido con MAXENT a una resolución espacial de 90 m de píxel para (A) el jaguar y (B) el puma.

Para evaluar los modelos de probabilidad fue empleado el método de evaluación de navaja (*Jackknife*, en inglés) (Pearson, et al., 2007). Se encontraron altas tasas de éxito predictivo para *P. onca* y *P. concolor* y los modelos fueron significativos ( $P < 0,01$ ) (tabla 5 y 6).

**Tabla 5. Modelos generados (n-1) para el jaguar con 11 registros de ocurrencia, que equivale a 11 modelos evaluados. Si el modelo fue capaz de predecir un área de distribución para el registro de ocurrencia excluido se clasificó como éxito (1), sino fracaso (0).**

Modelo	Valor pixel	Predicción Éxito (1)/ Fracaso (0)	Área predicha	P-valor
1	11.94	1	0.329	P <0,01
2	8.06	1	0.475	
3	8.06	1	0.475	
4	8.06	1	0.475	
5	9.65	1	0.417	
6	8.06	1	0.475	
7	8.06	1	0.475	
8	8.06	1	0.475	
9	8.06	1	0.475	
10	23.2	0	0.232	
11	8.06	1	0.475	

**Tabla 6. Modelos generados (n-1) para el puma con 15 registros de ocurrencia, que equivale a 11 modelos evaluados. Si el modelo fue capaz de predecir un área de distribución para el registro de ocurrencia excluido se clasificó como éxito (1), sino fracaso (0).**

Modelo	Valor pixel	Predicción Éxito (1)/ Fracaso (0)	Área predicha	P-valor
1	0.45	1	0.558	P <0,01
2	0.45	1	0.555	
3	0.45	1	0.552	
4	0.45	1	0.549	
5	0.46	1	0.546	
6	0.46	1	0.543	
7	0.46	1	0.541	
8	0.46	1	0.538	
9	0.46	1	0.536	
10	0.46	0	0.533	
11	0.46	1	0.530	
12	0.46	0	0.527	
13	0.46	0	0.525	
14	0.46	1	0.522	
15	0.46	1	0.519	

Tabla 7. Resultados de la evaluación de navaja para los modelos de *P. onca* y *P. concolor* con la muestra de registros de ocurrencia incluidos para el modelado, y los datos utilizados para calcular los valores P (P-valor).

Especies	Registros	Número de éxitos	Área fraccional promedio predicha	P-valor
<i>P. onca</i>	11	10	0.434	P<0.01
<i>P. concolor</i>	15	12	0.538	

Las distribuciones predichas bajo el umbral de corte más bajo de presencia se muestran en la **figura 8**. Las áreas con las condiciones adecuadas para ambos felinos incluyen en su totalidad la Sierra de Manantlán, la Sierra de Quila, el Volcán de Colima, el área circundante del lago de Chapala y la zona Costera del Pacífico. Las áreas predichas abarcan dos provincias fisiográficas, la del Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre del Sur. De las áreas protegidas localizadas en esta región la RBSM es la más grande en extensión territorial y la que cuenta con la mayor diversidad de coberturas forestales.

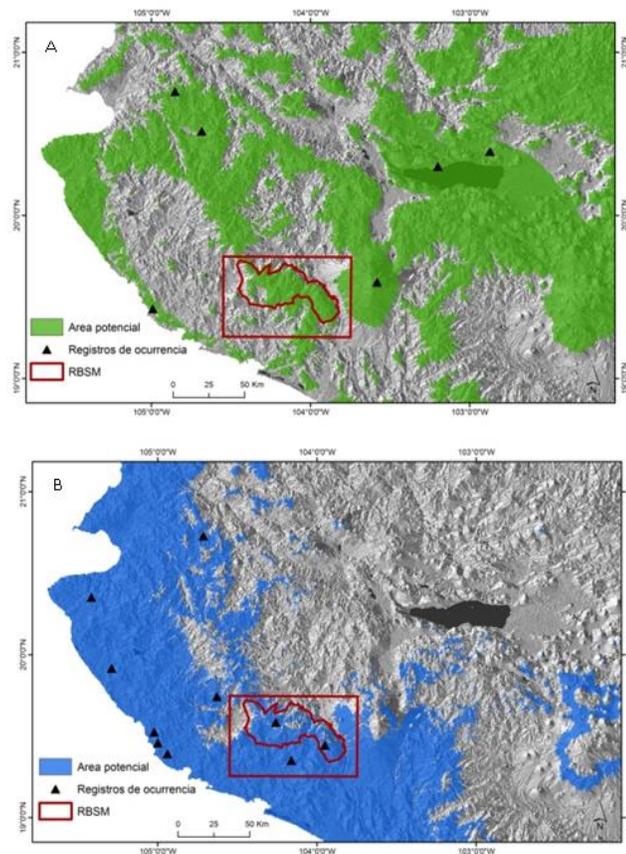
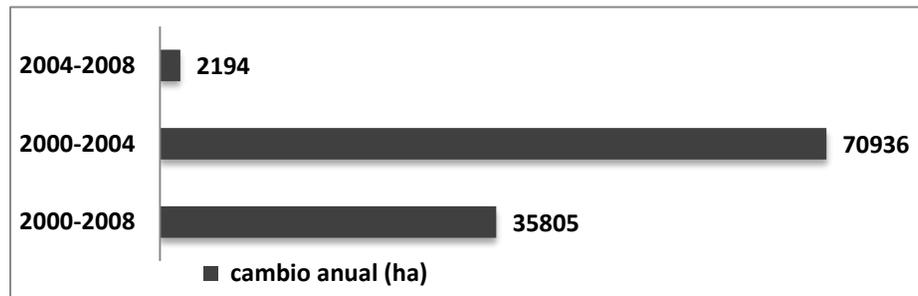


Figura 7. Distribuciones potenciales predichas con MAXENT y evaluadas con el método de Jackknife, para (A) *P. concolor* y (B) *P. onca*.

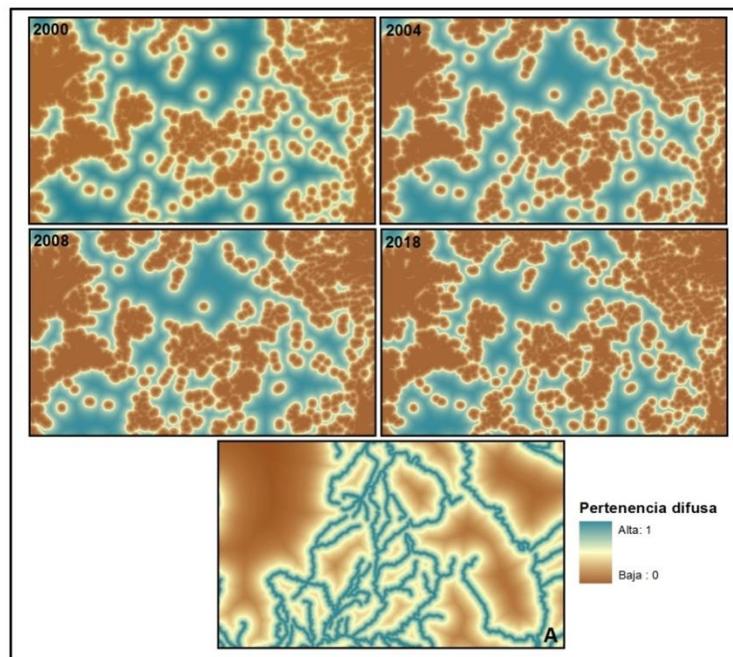
### 6.5.2 Monitoreo y estimación del proceso de deforestación y simulación al 2018

En la **figura 8** se pueden observar las tasas de deforestación para los bosque, selvas y usos del suelo de la RBSM en el periodo del 2000 al 2004. Se estimó para la selva baja caducifolia, una tasa de deforestación de -1.5 %/año y de -1.8 %/año para las selva mediana subcaducifolia. Para los bosques templados se estimó de -0.3 %/año. Por el contrario, los usos de suelo tuvieron tasas positivas, indicativo de su crecimiento, principalmente para las zonas urbanas (14.1%/año) y la agricultura de riego (6.6%/año) y el pastizal inducido (2.8%/año).



**Figura 8.** Cambio anual estimado en hectáreas para los tres periodos de tiempo considerados.

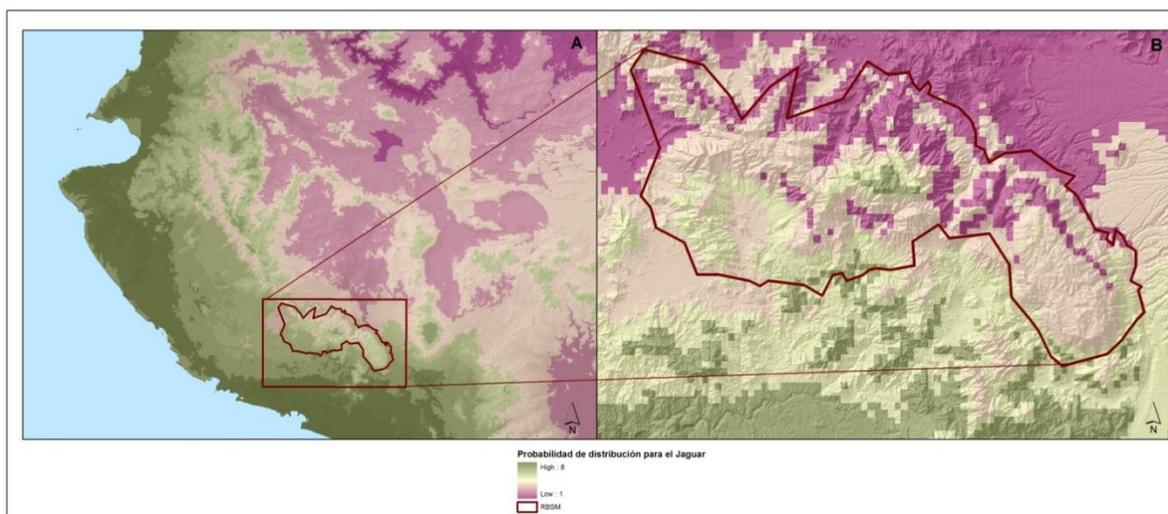
En la **figura 9** se muestra la ubicación de los desmontes ocurridos principalmente alrededor del límite del área protegida y en proximidad a los caminos.



**Figura 9.** Localización de las zonas deforestadas (2000-2018), así como en (A), la distribución de los ríos perennes y la probabilidad difusa estimada para cada caso. Una probabilidad de pertenencia difusa alta a las zonas no deforestadas tiene un valor de uno.

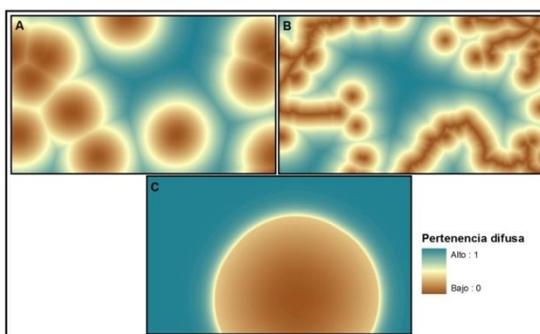
### 6.5.3 Índice difuso de aptitud de áreas potenciales de distribución para dos felinos

El índice difuso de aptitud de áreas remanentes fue calculado sólo para la RBSM y su zona de influencia. La **figura 10** muestra la selección del área de distribución potencial empleada para el índice difuso para el jaguar y el mismo corte de área se utilizó para el puma.



**Figura 10. Corte de la Distribución potencial de Panthera onca mostrando en color rojo sólo el área que corresponde a la RBSM.**

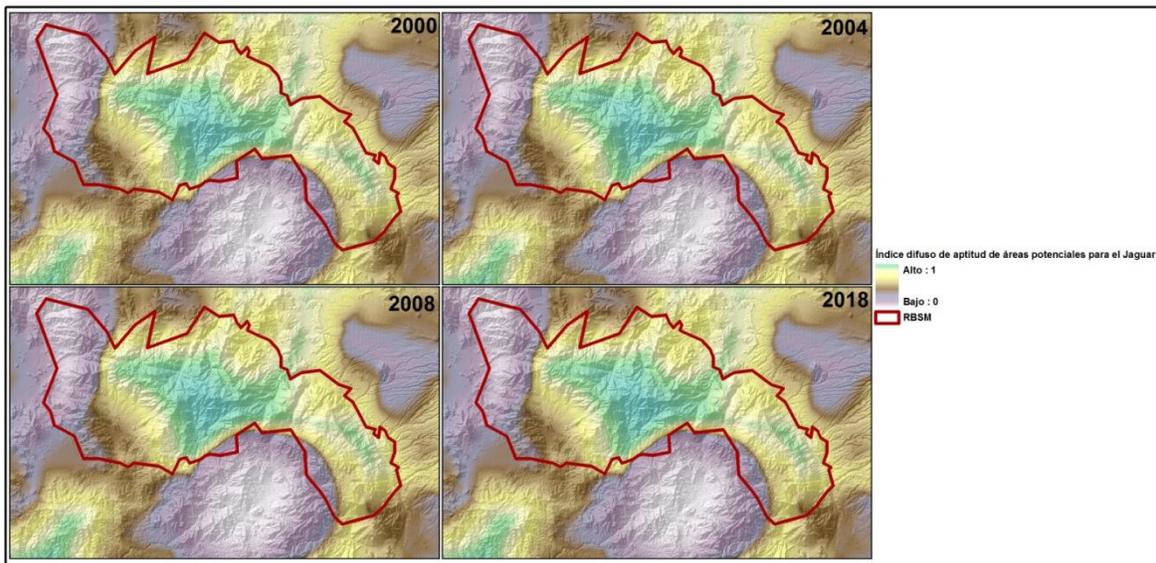
Las variables procesadas con los criterios difusos se muestran en la **figura 11**. La probabilidad de pertenencia difusa más alta tiene el valor de uno y la más baja de cero. Se pueden observar en A) la probabilidad de pertenencia difusa en relación con la distancia a zonas urbanas y la probabilidad de pertenencia difusa en relación con la distancia a la mina de hierro, cubren una importante parte del territorio de la RBSM. Las carreteras principales conectan a las zonas urbanas y a la mina de hierro a cielo abierto.



**Figura 11. A) Probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a los asentamientos urbanos, en B) probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a las carreteras principales de la RBSM, y C) probabilidad difusa estimada en relación con la distancia a la distancia a la mina de Hierro de Peña Colorada.**

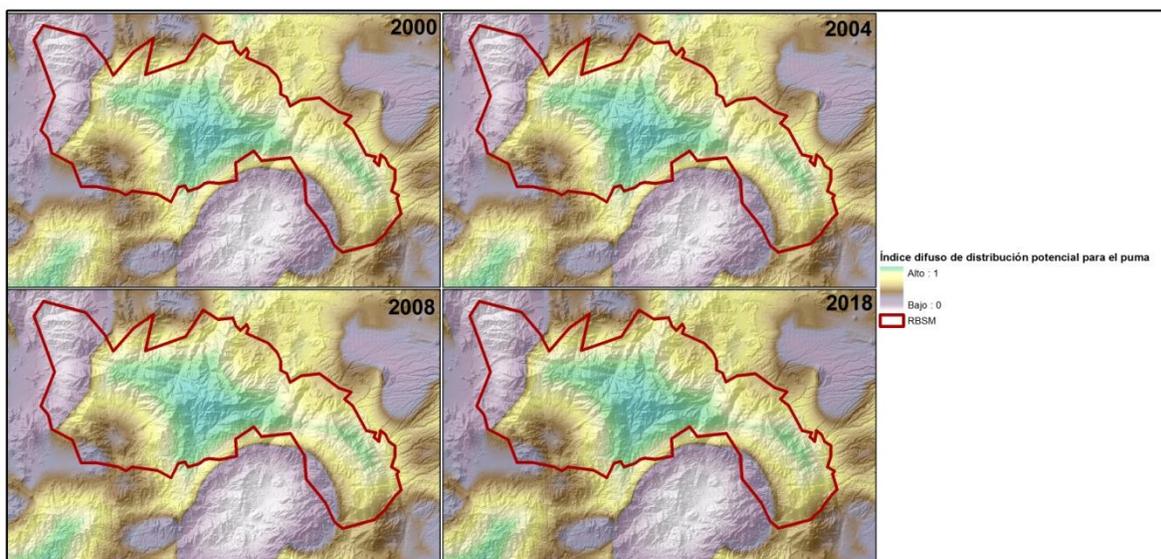
Los resultados de la integración de las variables difusas antes descritas a través del índice difuso de distribución potencial tanto para el jaguar como para el puma, se muestran en las **figuras 12 y 13**.

Se puede observar que las áreas potenciales con una alta probabilidad de distribución próxima a 1, están localizadas dentro del polígono de la RBSM y que por el contrario, las áreas con una baja de probabilidad se localizan en el área de influencia. Siendo además notorio el efecto de la mina la cual es evidente por su radio de impacto a través de un patrón espacial en forma de círculo hacia el sur de la zona de influencia de la RBSM.



**Figura 12. Índice difuso de áreas potenciales de distribución para el jaguar en cuatro diferentes años, 2000, 2004, 2008 y 2018.**

Estos resultados muestran que las áreas potenciales de distribución del jaguar y el puma tienen un grado de perturbación antrópica importante, por procesos que son irreversibles como la actividad extractiva del hierro de la mina. El polígono de la RBSM, integra un área de protección con las condiciones adecuadas para su distribución, sin embargo su extensión es de aproximadamente 139,578 ha, y que de no ser conectada la RBSM hacia otras áreas protegidas de la región podría ser insuficiente para albergar poblaciones viables de felinos en el tiempo. Estos resultados muestran la importante necesidad por gestionar la conservación desde un enfoque regional, así como para fortalecer la labor de protección que brinda ya la RBSM dentro de sus inmediaciones.



**Figura 13.** Índice difuso de áreas potenciales de distribución para el jaguar en cuatro diferentes años, 2000, 2004, 2008 y 2018.

## 6.6 Discusión

El enfoque del modelado espacial del nicho ecológico utilizando MAXENT para inferir la distribución de las especies depende principalmente de los registros de ocurrencia disponibles para su calibración y validación.

En lo que respecta a la calibración, una primer limitante resulta al considerar un área de estudio a escala detallada (escala menor a 1:250,000) debido a que los insumos climáticos que generalmente se emplean están a 1 km<sup>2</sup> de resolución espacial. Es decir, son muy generales y no representan la variabilidad climática requerida. En este estudio, la contribución del trabajo realizado por Cuervo-Robayo et al. (2013) al interpolar a una mayor resolución espacial las variables climáticas empleadas (90m<sup>2</sup>) permitió calibrar MAXENT para el año 2000. La siguiente limitante, y la más documentada, está dada por los registros de ocurrencia disponibles, los cuales provienen de colecciones zoológicas o instituciones como la CONABIO que resultan ser muy adecuados a una escala de estudio de país o de continente pero no para escalas regionales. Si bien muchas especies cuentan con un seguimiento en campo importante, no siempre es posible tener registros de ocurrencia actualizados. Por tanto, el proceso de depuración de los registros de ocurrencia conlleva a la eliminación de registros y quedar con una base de datos reducida, más aún a escalas regionales. En este estudio el número de registros disponibles fue menor al ideal sugerido, por lo que encontrar un método robusto de modelación llevó al importante

trabajo de Pearson et al. (2007). Este método no sólo ofrece una forma para modelar la distribución potencial sino también para validarla. La aplicación del método jackknife de validación confirmó que MAXENT puede generar predicciones de distribuciones potenciales aun empleando una limitada cantidad de ocurrencias. Los modelos fueron validados de manera significativa para ambas especies de felinos basados en los P-valores estimados. En este sentido, tanto Pearson et al. (2007) y Hernández et al. (2008), sugieren que incluso es posible hacer predicciones robustas en MAXENT con tamaños de muestras por debajo de las diez ocurrencias. Estas observaciones plantean implicaciones positivas para el alcance de la modelación como un enfoque importante para aquellas áreas de estudio prioritarias para la conservación como es el caso de la RBSM a escala detallada (1:50,000).

Si bien las proyecciones geográficas de los ambientes favorables o adecuados para las especies permiten hacer inferencias importantes sobre el estado de conservación de sus hábitats, el analizar en paralelo los procesos de deforestación y de antropización del paisaje permite en conjunto una aproximación más precisa sobre el estado actual de las áreas proyectadas para su distribución. En este sentido el proceso de deforestación monitoreado para la RBSM mostró tasas importantes de cambio para la selva baja caducifolia localizada principalmente en el área de amortiguamiento. La expresión espacial de este proceso fue promovido por el desarrollo de infraestructura (carreteras) que comunican a las principales zonas urbanas y a la mina de hierro de Peña Colorada en el área de estudio. Estos elementos pueden estar funcionando como barreras de aislamiento para los felinos. En otras especies de mamíferos este tipo de observaciones han sido documentadas también como factores importantes que vulneran el estado de conservación de sus hábitats (Sánchez-Cordero, et al., 2005; Conde Ovando, 2008; Thorn, et al., 2009; Rodríguez-Soto, et al., 2011; Cuervo-Robayo & Monroy-Vilchis, 2012).

En relación con la deforestación y sus implicaciones en la distribución potencial de las especies, los métodos hasta ahora empleados para evaluar su impacto se han basado en una sobreposición cartográfica de las coberturas deforestadas (clasificación dura, deforestado, no deforestado) sobre las áreas de distribución potencial (Cuervo-Robayo & Monroy-Vilchis, 2012); o bien una clasificación del área potencial proyectada en el espacio geográfico con diferentes clases de vulnerabilidad. Los resultados aquí mostrados, plantean un método basado en probabilidades difusas capaz de integrar tanto los factores antrópicos y las áreas deforestadas con la distribución potencial en un solo índice. El resultado del índice muestra la variabilidad en la calidad de las áreas potenciales, en donde las zonas con bajas probabilidades difusas definen

el efecto de isla generado por los límites de la RBSM. Por tanto, al centro de la misma se localizan las probabilidades más altas y con las condiciones más adecuadas para albergar tanto al puma como al jaguar.

Las implicaciones del índice difuso en relación con las áreas que muestran una probabilidad alta de aptitud para la distribución de los dos felinos (40,000 ha) plantean la necesidad de planificar la conservación bajo un enfoque basado en la conectividad de áreas protegidas que puedan ser más efectivas en territorios altamente antropizados (Sánchez-Cordero, et al., 2005; Fuller, et al., 2006; Laurance, et al., 2012). En este sentido la **figura 14** muestra el corredor definido por Sánchez-Cordero et al. (2005), en donde se integra la RBSM dentro de la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico Transversal.

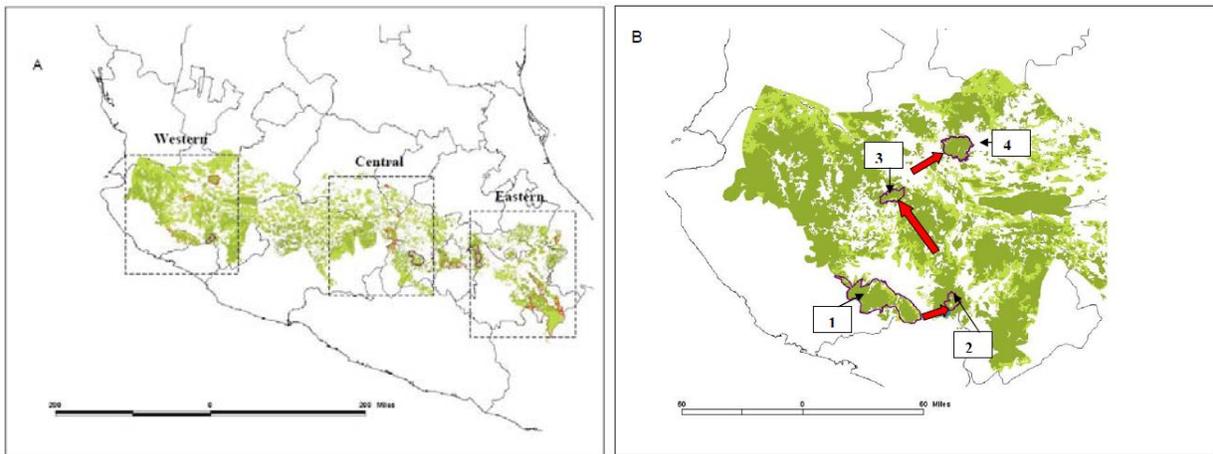


Figura 14. Áreas protegidas decretadas como prioritarias para su conectividad en el Eje Neovolcánico Transversal del centro de México, una provincia fisiográfica de excepcional biodiversidad. Las áreas protegidas son 1) Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, 2) Parque Nacional Nevado de Colima, 3) Parque Nacional La Primavera y 4) Parque Nacional Sierra de Quila (imágenes tomadas de Sánchez-Cordero et al. 2005).

Si bien implementar esta visión de conservación en el territorio a través del establecimiento de corredores puede estar comprometida o limitada por aspectos de desarrollo económicos a diversas escalas, resulta ser más eficiente cuando ya hay un conjunto de áreas protegidas decretadas para ser conectadas sobre el enfoque de decretar nuevas áreas protegidas (Fuller, et al., 2006). En particular, el establecimiento de la conectividad entre las áreas protegidas es especialmente prioritario para especies con necesidades territoriales extensas como es el caso de los felinos. En este sentido el trabajo clásico de Beier (1993) plantea para el caso del puma un riesgo creciente de extinción en áreas con una extensión menor de 2,200 km<sup>2</sup> donde no hay inmigración de individuos. En el caso particular de las poblaciones de jaguar en México, se ha

documentado la necesidad de conectar poblaciones reproductivas identificadas en la parte norte y sur del pacífico de México (Rodríguez-Soto, et al., 2011).

## 6.7 Conclusión

La modelación de la distribución espacial de las especies a la par del monitoreo de los procesos de deforestación (2000-2018) orientados a escala local de un área protegida como la RBSM, permiten conocer en el tiempo y en el espacio los sitios vulnerables para la conservación de dos especies de felinos *P. onca* y *P. concolor*; así como los factores que potencialmente en un corto plazo de tiempo pueden comprometer la calidad de sus hábitats. En particular, en la zona de influencia de la RBSM, las actividades de la mina extractiva de hierro a cielo abierto representan la amenaza más grave al hábitat de los felinos. La construcción de un índice basado en lógica difusa resulta ser un enfoque novedoso como método de integración de variables socio-ambientales para estimar el estado de las áreas potenciales de las especies. Una ventaja del índice difuso es que permite integrar de manera directa las probabilidades calculadas por el algoritmo MAXENT sin necesitar de un umbral de corte previo.

El presente trabajo permite sentar las bases de un método de análisis espacial necesario para el monitoreo y evaluación de la conservación de áreas altamente biodiversas o que ya han sido designadas para su conservación. La cartografía difusa tiene el potencial de ser empleada para la planeación de acciones importantes en torno a la conservación del puma y el jaguar en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.

## 6.7 Bibliografía

- An, P., Moon, W. M. & Rencz, A., 1991. Application of fuzzy set theory to integrated mineral exploration. *Canadian Journal of Exploration Geophysics*, 27(1), pp. 1-11.
- Arriaga, L. et al., 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO).
- Beier, P., 1993. Determining Minimum Habitat Areas and Habitat Corridors for Cougars. *Conservation Biology*, 7(1), pp. 94-108.
- Bonham-Carter, G. F., 1994. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*. Ontario: Pergamon.
- Bustamante, A. & Moreno, R., 2007. *Densidad y segregación de hábitat por ocelotes (*Leopardus pardalis*), pumas (*Puma concolor*) y jaguares (*Panthera onca*), en el área Carbonera-Carate, Península de Osa, Costa Rica*. San José, Costa Rica: Amigos de Osa / Wildlife Conservation Society / Jaguar Conservation Trust.
- Carrillo, E., 2000. *Ecology and conservation of white lipped peccaries and jaguars in Corcovado National Park, Costa Rica*. Boston: Ph.D Thesis, University of Massachusetts.
- Ceballos, G. et al., 2005. Global mammal conservation: What must we manage?. *Science*, 309(603-607).
- Chávez, C., Arana, M. & Ceballos, G., 2005. *Panthera onca*. In: e. G. Ceballos y G. Oliva, ed. *Los mamíferos silvestres de México*. México, D.F.: CONABIO – UNAM – Fondo de Cultura Económica, p. 367–370.
- CONANP, 2009. *Programa de acción para la conservación de la especie: jaguar (*Panthera onca*)*. México, D. F. : Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conde Ovando, D. A., 2008. *Road impact on deforestation and jaguar habitat loss in the mayan forest*. s.l.:University Program in Ecology. Duke University.
- Cuervo-Robayo , A. P. et al., 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*.
- Cuervo-Robayo, A. P. & Monroy-Vilchis, O., 2012. Distribución potencial del jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) en Guerrero, México: persistencia de zonas para su conservación. *Revista de Biología Tropical / International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 60(3), pp. 1357-1367.
- Cuevas, G. & Mas, J. F., 2008. Land use scenarios: a communication tool with local communities. In: P. M. & C. O. MT, ed. *Modelling Environmental Dynamics*. s.l.:Springer, pp. 223-246.
- Cullen, L., Abreu, K. C., Sana, D. & Nava, A. F. D., 2005. Jaguars as landscape detectives for the upper Parana´ River corridor, Brazil. *Natureza and Conservação*, Issue 3, p. 43–58.
- Currier, M. J. P., 1983. *Felis concolor*. *Mammalian Species*, Issue 200, pp. 1-7.

Dirzo, R. & García, M. C., 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology*, 6(1), p. 84-90.

Emmons, L. H. & Feer, F., 1990. *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. Chicago: University of Chicago Press.

FAO, 2001. (Organization for Food and Agriculture for the United States). *Global resources assessment. Forestry paper 140*. [Online]

Available at: <http://www.fao.org/forestry/fro/fra/index.jsp>

FAO, 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Number 130*, Roma: FAO.

Farfán, M., 2009. *De la percepción remota a la social, deforestación y conservación (1973-2000) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*. Morelia: Tesis de Maestría, Posgrado de Geografía, UNAM.

Ferrusquía-Villafranca, I., 1990. Provincias Bióticas (con énfasis en criterios morfotectónicos), regionalización biogeográfica, IV.8.10.. In: *Atlas Nacional de México, Vol. II. Escala 1: 4 000 000*. México, D.F.: Instituto de Geografía, UNAM,

Figuerola, F. & Sánchez-Cordero, V., 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation*, Issue 17, pp. 3223-3240.

Figuerola, F., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P. & Linaje, M., 2011. Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación ¿Un índice es suficiente?. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Issue 82, pp. 951-963.

Fuller, T. et al., 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from Central Mexico. *Biological Conservation*, Issue 133, p. 131–142.

Hernández-Guzmán, A., Payán, E. & Monroy-Vilchis, O., 2011. Food habits of Puma concolor (Carnivora: Felidae) in the Parque Nacional Natural Purace, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 59(3), pp. 1285-94.

Hernández, P. A. et al., 2008. Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity Conservation*, Issue 17, p. 1353–1366.

Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat suitability map without absence data. *Ecology*, Issue 83, p. 2027–2036.

Inskip, C. & Zimmerman, A., 2009. Human–felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, Issue 43, p. 18–34.

Iriarte, J. A., Franklin, W. L., Johnson, W. E. & Redford, K. H., 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma (Felis concolor). *Oecologia*, Issue 85, p. 185–190.

IUCN, 2009. *Red list of threatened species*. [Online]

Available at: [www.iucn.org](http://www.iucn.org)

Jaynes, E. T., 1957. Information theory and statistical mechanics. *Phys. Rev.*, Issue 106, p. 620–630.

- Kelly, M. J. et al., 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*, Issue 89, pp. 408-418.
- Kinnaird, M. F., O'Brien, T. G., Lambert, F. R. & Purmiasa, D., 2003. Density and distribution of the endemic Seram cockatoo *Cacatua moluccensis* in relation to land use patterns. *Biological Conservation*, Issue 109, pp. 227-235.
- Kitchener, A., 1991. *The Natural History of the Wild Cats*. Ithaca: Comstock/Cornell.
- Laundré, J. W. & Hernández, L., 2010. What we know about pumas in Latin America. In: M. H. & S. Negri, ed. *Cougar: ecology and conservation*. Chicago, EEUU: University of Chicago, pp. 76-90.
- Laurance, W. F. et al., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, Volume 489, pp. 290 -294.
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P. & Pearson, R. G., 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, Issue 28, p. 385–393.
- Mittermeier, R. A. et al., 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conserv. Biol.*, Volume 12, p. 516–520.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M. & Urios, V., 2009. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico. *Animal Biology*, Issue 59, pp. 145-157.
- Moreno, R., 2006. *Parámetros poblacionales y aspectos ecológicos de los felinos y sus presas en Cana, Parque Nacional Darién, Panamá*. Heredia, Costa Rica: Tesis de Maestría. Instituto Internacional en Conservación y manejo de Vida Silvestre.
- Moreno, R. & Bustamante, A., 2007. *Estatus del jaguar (Panthera onca), otros felinos y sus presas, utilizando cámaras trampa en la región del Alto Chagres, Panamá*. Panamá: Sociedad Mastozoológica de Panamá.
- Murphy, A. M. & Colucci, P. E., 1999. A tropical forage solution to poor quality ruminant diets: A review of *Lablab purpureus*. *Livest. Res. Rural Dev.*, 11(2), p. 112.
- Novack, A., Main, M., Sunquist, M. & Labisky, R., 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *J. Zool.*, Issue 267, pp. 167-178.
- Nowell, k. & Jackson, P., 1996. *Wild cats: status survey and conservation action plan*. Cambridge, UK: IUCN Publications.
- Núñez,, R., Miller, B. & Lindzey, F., 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, Mexico. In: R. E. C. C. C. P. R. A. R. K. R. J. G. S. E. y. T. A. Medellín, ed. *El jaguar en el nuevo milenio. Una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de jaguares en América*. México, D.F.: Fondo de Cultura Económica, pp. 107-126.
- Núñez, R., 2011. A jaguar corridor in western Mexico. *Wild Felid Monitor*, 4(20).

- Papes, M. & Gaubert, P., 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions*, Issue 13, pp. 890-902.
- Parrish, J., Braun, D. & Unnasch, R., 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, Issue 53, pp. 851-860.
- Pearson, R. G., Dawson, T. P. & Liu, C., 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, Issue 27, p. 285–298.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. & Peterson, A. T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Biogeography*, Issue 34, pp. 102-117.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, Issue 190, pp. 231-259.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, Issue 190, pp. 231-259.
- Phillips, S. J., Dudik, M. & Schapire, R. E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: R. a. S. D. Greiner, ed. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*. New York: ACM, pp. 655-662.
- Polisar, J. et al., 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, Issue 109, pp. 297-310.
- Rabinowitz, A. & Nottingham, B., 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, Issue 210, pp. 149-159.
- Ramírez, M. I. & Zubieta, R., 2005. *Análisis Regional y Comparación metodológica del Cambio en la Cubierta Forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca*, México D.F: s.n.
- Reid, F., 1997. *A field guide to the mammals of Central and Southeast America*. Oxford: Oxford University Press, Inc.
- Rodríguez-Soto, C. et al., 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, Issue 17, pp. 350-361.
- Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguía, M. & Sarkar, S., 2005. Place prioritization for biodiversity representation species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*, Issue 2, pp. 11-23.
- Sánchez-Cordero, V., Munguía, M. & Peterson, A. T., 2004. GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. In: M. L. y. L. Heaney, ed. *Frontiers in biogeography: new directions in the geography of nature*. Massachusetts, EEUU: Sinauer Press, pp. 311-323.
- Sánchez-Cordero, V., Peterson, A. T. & Escalante, P., 2001. Modelado de la distribución de especies y conservación de la diversidad biológica. In: H. M. A. N. G. F. A. M. U. Hernández, ed. *Enfoques*

*contemporáneos para el estudio de la biodiversidad*. Distrito Federal, México: Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, pp. 359-379.

Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M. & Polisar, J., 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan Llanos. *Journal of Zoology*, Issue 259, p. 269–279.

SEMARNAT, S. d. M. A. y. R. N., 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM 059-SEMARNAT- 2010. Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres*. México: Diario Oficial de la Federación.

Shaw, H. G., Beier, P., Culver, M. & Grigione, M., 2007. *Puma field guide. A guide covering the biological considerations, general life history, identification, assessment and management of Puma concolor*. s.l.:The Cougar Network..

Silver, S. et al., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance y density using capture/recapture analysis. *Oryx*, Issue 38, pp. 148-154.

Soares-Filho, B., Cerqueira, G. & Pennachin, C., 2002. "DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier.". *Ecological modelling*, 154(3), p. 217 – 235.

Soares-Filho, B., Nepstad, D. & Curran, L., 2006. "Modeling conservation in the Amazon basin.". *Nature*, p. 4389..

Sunquist, M. & Sunquist, F., 2002. *Wild cats of the World*. Chicago: University of Chicago Press.

Teixeira, A. M., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. & Metzger, J. P. W., 2009. Modeling Landscape dynamics in the Atlantic Rainforest domain: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, Volume 257, p. 1219–1230.

Thorn, J. S., Nijman, D., Smith, D. & Nekaris, K. A. I., 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: *Diversity and Distributions*, 2009(15), p. 289–298.

Toledo, V. M., Carabias, J., Toledo, C. & González-Pacheco, C., 1989. *La producción rural en México: alternativas ecológicas. Colección Medio Ambiente*. México: Fundación Universo XXI.

UNEP-WCMC, 2005. *ANEP-WCMC Species database. CITES-listed species*. [Online] Available at: <http://www.cites.org>

Van Dyke, F. G., Brooke, R. H. & Shaw, H. G., 1986. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management*, Issue 50, pp. 102-109.

Weber, W. & Rabinowitz, A. R., 1996. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology*, 10(4), pp. 1046-1054.

Zamudio, R. S., Guevara, F. F. & Pérez de la Rosa, J. A., 1987. *Guía de excursiones botánicas en México. VII. IBUG*. Guadalajara, Jalisco: Universidad de Guadalajara.

Zarco-González, M., Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C. & Urios, V., 2012. Spatial factors and management associated with livestock depredation by Puma concolor in Central Mexico. *Hum. Ecol.*, Issue 40, p. 631–638.

Zarza, H., Chávez, C. & Ceballos, G., 2007. Uso de hábitat del jaguar a escala regional en un paisaje con actividades humanas en el sur de la Península de Yucatán. In: C. C. R. L. y. H. Z. G. Ceballos, ed. *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. México: Conabio – Alianza WWF–Telcel – Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 101-110.

Zimmermann, H. J., 1985. "Application of fuzzy set theory to mathematical programming". *Information Sciences*, Volume 36, pp. 25-58.