



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i52.395>

Artículo

Cambio de uso de suelo, fragmentación del paisaje y la conservación de *Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758

Land-use change, landscape fragmentation and the conservation of *Leopardus pardalis* Linnaeus, 1758

Rosa Elena Galindo Aguilar¹, María Jesús Pérez Hernández^{2*}, Roberto Reynoso Santos³, Octavio Rosas-Rosas⁴ y Catalina González Gervacio⁵

Abstract:

In Mexico, the tropical rain forest and the mesophilic mountain forest have been eliminated and fragmented, and in these ecosystems is where the ocelot (*Leopardus pardalis*), a species considered in danger of extinction in Mexico, lives. The objective of this work was to determine the changes in land use, fragmentation of primary vegetation and its effects on the ocelot, in a key area for the connectivity of their populations. To carry out this work, the rates of change in vegetation and land use were calculated, and a fragmentation analysis was carried out. For the registration of ocelots, trap cameras were placed in an area of 110 km². The results showed a change rate of -2.63 and -2.29 for the tropical rain forest and the mountain mesophilic forest, respectively. Ocelot observations occurred inside or very close (1.6 km) to areas with a connectivity value > 10 %. The size of the habitat fragments was small: 0.85 ha for mountain mesophilic forest and 1.04 ha for tropical rain forest; and the connectivity between them was <30 %. These results reflect the need to keep landscape connectivity for the conservation of *L. pardalis* populations.

Key words: Mountain mesophilic forest, carnivores, connectivity, mammals, tropical rain forest, exchange rates.

Resumen:

En México la selva alta perennifolia y el bosque mesófilo de montaña han sido eliminados y fragmentados, en estos ecosistemas habita el ocelote (*Leopardus pardalis*), una especie considerada en peligro de extinción en México. El objetivo del presente trabajo fue determinar los cambios de uso del suelo, fragmentación de la vegetación primaria y sus efectos sobre el ocelote, en una zona clave para la conectividad de sus poblaciones. Para llevar a cabo el trabajo, se calcularon las tasas de cambio de vegetación y uso del suelo, además se realizó un análisis de fragmentación. Para el registro de ocelotes, se colocaron cámaras trampa en un área de 110 km². Los resultados mostraron una tasa de cambio de -2.63 y -2.29 para la selva alta perennifolia y el bosque mesófilo de montaña, respectivamente. Las observaciones de ocelote ocurrieron en el interior o muy cercanas (1.6 km) a zonas con valor de conectividad mayor a 10 %. El tamaño de los fragmentos de hábitat fue pequeño: 0.85 ha para bosque mesófilo de montaña y 1.04 ha en selva alta perennifolia; y la conectividad entre ellos fue de <30 %. Estos resultados reflejan la necesidad de mantener la conectividad del paisaje para la conservación de las poblaciones de *L. pardalis*.

Palabras clave: Bosque mesófilo de montaña, carnívoros, conectividad, mamíferos, selva alta perennifolia, tasas de cambio.

Fecha de recepción/Reception date: 17 de julio de 2018

Fecha de aceptación/Acceptance date: 5 de febrero de 2019

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo, Recursos Genéticos y Productividad. México.

²División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. México. Correo-e: mjesusph.18@gmail.com

³Campo Experimental Centro de Chiapas, Centro de Investigación Regional Pacífico Sur, INIFAP, México.

⁴Colegio de Postgraduados *Campus* Puebla. México.

⁵Estudios, Soluciones Sustentables y Gestión Ambiental (ESSyGA). México.

Introducción

El cambio de uso de suelo y la fragmentación del paisaje ha provocado la eliminación y transformación de la vegetación primaria en más de 50 % de los ecosistemas terrestres; estos cambios se asocian al crecimiento de la población humana, la agricultura, ganadería y el incremento de la industria (Mendenhall *et al.*, 2012).

En 2015, la FAO citó para México una tasa de cambio de vegetación primaria de -0.6 %, para el periodo 2000–2010; y de -0.7 % de 1990-2015 (FAO, 2015). El análisis realizado por Mas *et al.* (2009) muestra tasas de deforestación de -4.2 a -8.15 % para selva alta perennifolia y -10.1 % para bosque mesófilo de montaña.

Esta acelerada transformación ha propiciado que zonas como la porción norte y sureste del estado Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca, originalmente cubiertas por selva alta perennifolia y bosque mesófilo de montaña, en la actualidad se localicen en fragmentos y en estado secundario, rodeadas de agricultura y pastizales inducidos para la ganadería (Guevara, 2011; Velasco *et al.*, 2014).

Las modificaciones en el paisaje provocan cambios en la distribución espacial de las especies e incluso su eliminación, lo que ocasiona un efecto en cadena de pérdida de biodiversidad (Fischer y Lindenmayer, 2007). La desaparición de un depredador secundario, como *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), afecta el equilibrio ecológico de los ecosistemas (Terborgh *et al.*, 2001).

El ocelote se distribuye en ambas planicies costeras de México y en la península de Yucatán, habita principalmente áreas con cobertura densa como: la selva alta perennifolia y el bosque mesófilo de montaña, bosques espinosos y el matorral xerófilo (Aranda, 2005). También, tolera ambientes fragmentados, pero en sitios aledaños a grandes macizos montañosos de áreas naturales protegidas (Torres-Romero, 2009; Michalski *et al.*, 2010; Ramírez-Bravo *et al.*, 2010; Cruz-Rodríguez *et al.*, 2015). Debido a esto, es necesario, no solo estudiar la reducción neta de la superficie de su hábitat, sino la pérdida de conectividad de los parches de vegetación primaria en paisajes muy fragmentados fuera de áreas naturales protegidas.

El ocelote en México está catalogado en peligro de extinción (Semarnat, 2010), a nivel internacional La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres lo lista en el Apéndice I (CITES, 2015). En cambio, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales solo lo clasifica como LC (*least concern*); es decir, en “preocupación menor” (IUCN, 2015). Las mayores amenazas para dicho mesodepredador son las actividades humanas, como la destrucción y fragmentación de su hábitat y la cacería (Caso *et al.*, 2008). En ese contexto, el objetivo del presente estudio fue evaluar los efectos del cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje sobre la distribución espacial del ocelote en la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en dos sierras contiguas: la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca (Figura 1). En la región prevalece el clima cálido húmedo con lluvias todo el año, la temperatura oscila entre 16 y 26 °C; la precipitación varía de 3 000 y 4 500 mm (Inegi, 2009).



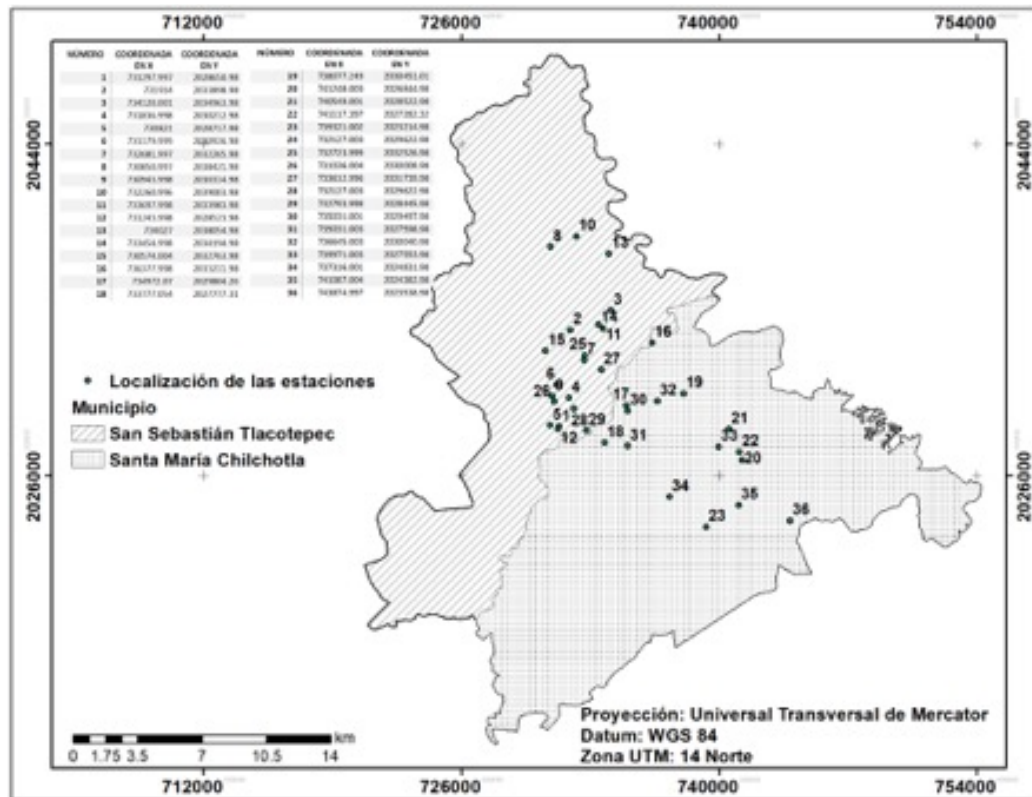


Figura 1. Ubicación del área de estudio y las estaciones de fototrampeo en San Sebastián Tlacotepec, Puebla y Santa María Chilchotla, Oaxaca.

En cada sierra se trabajó en un municipio: San Sebastián Tlacotepec (SST), ubicado al sureste de estado de Puebla, entre los paralelos $18^{\circ}14'$ y $18^{\circ}32'$ N y $96^{\circ}43'$ y $96^{\circ}55'$ O, con un intervalo altitudinal de 60 a 1 580 m (Inegi, 2010). SST tiene una población total de 13 534 habitantes distribuidos en 61 pueblos, con una densidad media de población de 56.99 habitantes km^{-2} (CDI, 2010; Sedesol, 2013). Las actividades agropecuarias como el cultivo de maíz de temporal, caña de azúcar, café y la cría de ganado bovino y porcino se desarrollan en 40 % de su territorio (Inegi, 2010).

El otro municipio bajo estudio fue Santa María Chilchotla (SMCH), ubicado al norte del estado de Oaxaca, entre los paralelos $18^{\circ}10'$ y $18^{\circ}24'$ N y $96^{\circ}35'$ y $96^{\circ}52'$ O, con una altitud de 0 a 2 100 m (Inegi, 2010). Su población total es de 20 584 habitantes distribuidos en 110 localidades, con una densidad media de población de 72.36 habitantes km^{-2} (CDI, 2010; Sedesol, 2013). Las actividades agropecuarias ocupan

60 % de su territorio (INEGI, 2010). Dentro de la agricultura, el cultivo de café es el más importante, seguido del maíz y frijol. Respecto a la ganadería, la zona baja (tropical) está dedicada principalmente al ganado bovino, y en las zonas media (templada) y alta (fría) al caprino y ovino (García, 2008).

Uso de suelo y vegetación

La cartografía de uso de suelo y vegetación (USV) se generó para dos fechas: 2000 y 2016. Para el año 2000 se utilizó *Landsat 7* (ETM+) del 13 de julio, y para el 2016 se usó *Landsat 8* (OLI-TIRS) del 28 de abril, ambas del *path 24/Row 47*.

Los efectos de bruma y nubosidad se redujeron mediante la corrección atmosférica de las imágenes con el modelo *COST* (Chávez, 1996) incorporado al programa Idrisi Selva.

Debido a la intensidad de la fragmentación de la vegetación natural de las zonas, fue necesario mejorar la resolución espacial de las imágenes con la herramienta *sharpening* y el algoritmo *Gram-Schmidt Spectral Sharpening* de *ENVI 4.7®*, esto permitió incrementar la resolución de 30 a 15 m.

Con las imágenes de alta resolución, se llevó a cabo una clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud. Se utilizaron las bandas espectrales 4, 3, y 2 de *Landsat 7* y 5, 4, 3 de *Landsat 8*, ya que son las mejores para el análisis de la vegetación (Chuvieco *et al.*, 1995). A la imagen resultante de la clasificación, se le aplicó un filtro de mayoría con un tamaño de ventana de 5*5, con ello se reclasificaron aquellos pixeles aislados. La exactitud de la clasificación se determinó con el valor de la precisión general y el coeficiente *Kappa* (Lesschen *et al.*, 2005).



Diseño de muestreo

Con base en el mapa de uso de suelo y vegetación del año 2000, así como en los criterios de fototrampeo descritos por Chávez *et al.* (2013) y Hernández-SaintMartín *et al.* (2013) se delimitó un polígono de 110 km², dentro se trazaron tres líneas separadas por 3 km, en cada una se ubicaron seis estaciones de fototrampeo (cámaras trampa: *StealthCam*[®] Delta8 modelo STC-Q8X/STC-D8BZ; *Cuddeback*[®] *Ambush Black Flash* modelo 1194; *Bushnell*[®] *Trophy Cam HD Essential y Covert*[®]) espaciadas entre sí de 1 a 3 km. Las 18 estaciones colocadas se georreferenciaron (Figura 1).

Las cámaras se instalaron sobre sendas que utilizan los mamíferos, para maximizar la probabilidad de detección (Medellín *et al.*, 2006). Estas se programaron para tomar tres fotografías cada 5 minutos, después de la última fotocaptura. Los equipos se colocaron a una altura de 40 - 50 cm del suelo, a una distancia de 2 m de la vereda. Se implementaron seis estaciones dobles, en las que se puso perfume *Obsession*[®] como atrayente para felinos.

Se realizaron tres periodos de muestreos. El primero fue de un mes (diciembre de 2013 a enero de 2014), con 18 estaciones a una distancia de 1 km entre ellas. El segundo se realizó durante un mes (abril de 2014), con 11 estaciones espaciadas cada 3 km. El tercero comprendió 3 meses (julio-septiembre de 2014), con 18 estaciones, la distancia entre las cámaras fue de 3 km (Hernández-SaintMartín *et al.*, 2013). La suma de los tres periodos de muestreo generó información de 36 puntos diferentes, ya que ocho cámaras se dañaron y tres repitieron ubicación durante dos temporadas; 18 equipos fotográficos se colocaron en acahuales y 18 en vegetación primaria, sin embargo el esfuerzo de muestreo fue mayor en vegetación primaria: 943 días trampa y en acahual: 702 días, para un total de 1 645 días trampa.



Tasa de cambio de vegetación y uso del suelo

Para conocer la dinámica de cambio de la vegetación y la velocidad a la que se han dado esas transformaciones a una escala local, se estimó la tasa de cambio de la vegetación, para lo cual, se utilizó la ecuación 1 (Palacio-Prieto *et al.*, 2000):

$$C = [(T2/T1)^{(1/n)} - 1] * 100 \quad \text{(Ecuación 1)}$$

Donde:

C = Tasa de cambio

T1 = Superficie ocupada por la vegetación/uso *i* en el año de inicio

T2 = Superficie ocupada por la vegetación/uso *i* en el año más reciente

n = Número de años del periodo de análisis

Fragmentación del Paisaje

Con la finalidad de caracterizar la condición del paisaje y tipificar su ocupación por parte del ocelote, se estimaron métricas de paisaje considerados como relevante, de acuerdo con lo referido por diversos autores: tamaño, número y conectividad de parches (Michalski *et al.*, 2010; Ramírez-Bravo *et al.*, 2010; Cruz-Rodríguez *et al.*, 2015) para ello se usaron los programas *Patch Analyst* 5.1 (PA51) y *Conefor Sensinode* 2.2 (CS22).

PA51 permitió calcular el tamaño medio de parches (MPS) y el número de parches (NumP) (Rempel *et al.*, 2012). Como coberturas hábitat del ocelote se incluyeron a la selva alta perennifolia y al bosque mesófilo de montaña. Se utilizó un tamaño de *buffer* (o borde) de 100 m.

Mediante CS22 se calculó el Índice Integral de Conectividad (IIC, *Integral Index of Connectivity*, por sus siglas en inglés), el cual estima el grado de conectividad de los

relictos de vegetación considerados como hábitat (Saura y Pascual-Horta, 2007). La ecuación 2 muestra las variables utilizadas:

$$IIC = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + n l_{ij}}}{A_L^2} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

IIC = Índice Integral de Conectividad

n = Total de número nodos en el paisaje

a_i, a_j = Atributo de nodos i y j

$n l_{ij}$ = Número de eslabones de la ruta más corta (distancia topológica) entre parches i y j

A_L = Máximo atributo del paisaje (es el valor del atributo que correspondería con un parche que cubre todo el paisaje con el mejor hábitat posible)

Se determinó un umbral de búsqueda de 1 800 m, distancia que se estableció en función del ámbito hogareño del ocelote; en la literatura se registran valores de 1 800 a 4 500 m (Torres-Romero, 2009).

La importancia de los parches se calculó con base en lo obtenido en IIC, y consistió en asignar un valor a cada nodo en términos de su nivel de importancia para mantener la conectividad dentro del paisaje; se calculó en porcentaje y se estimó aplicando la ecuación 3.

$$dIIC(\%) = 100 * \frac{I - I_{\text{removido}}}{I} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

dIIC = Importancia de nodos calculado mediante el Índice Integral de Conectividad

I = Valor del índice global cuando todos los nodos existentes inicialmente están presente en el paisaje

I removido = Valor del índice general después de la eliminación de un nodo único del paisaje

Resultados y Discusión

La precisión general obtenida para la cartografía de USV del año 2000 fue de 88 % y un coeficiente *Kappa* de 0.86; para el 2016, se obtuvo una precisión de 91.9 y un coeficiente *Kappa* de 0.90. De acuerdo con Lesschen *et al.* (2005) los valores de precisión general obtenidos para ambas fechas son aceptables y confiables para estudios de posclasificación.

Los usos de suelo y vegetación identificados se muestran en las figuras 2 y 3. El acahual ocupó el mayor porcentaje de superficie con 44.3 % (2000) y 48.6 % (2016); el bosque mesófilo de montaña y la selva alta perennifolia representaron 9.6 % del área de estudio. Estos resultados difieren de lo señalado por el Inegi en la cartografía de uso de suelo y vegetación serie V, en donde el área correspondiente a las dos coberturas suma 5.8 %. Tal como lo indican Mas *et al.* (2009), esos contrastes se deben principalmente a la escala espacial y a la metodología empleada en la elaboración de ambas cartografías, lo cual no denota la superioridad de uno u otro método, sino la condición y dinámica de las coberturas vegetales del área bajo estudio.



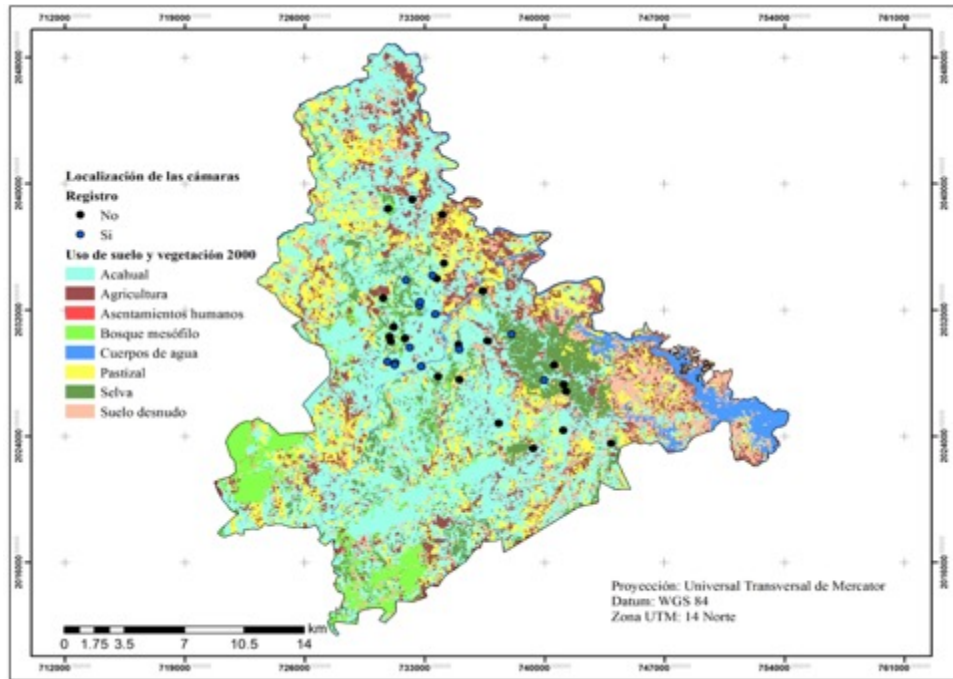


Figura 2. Uso de suelo y vegetación año 2000.

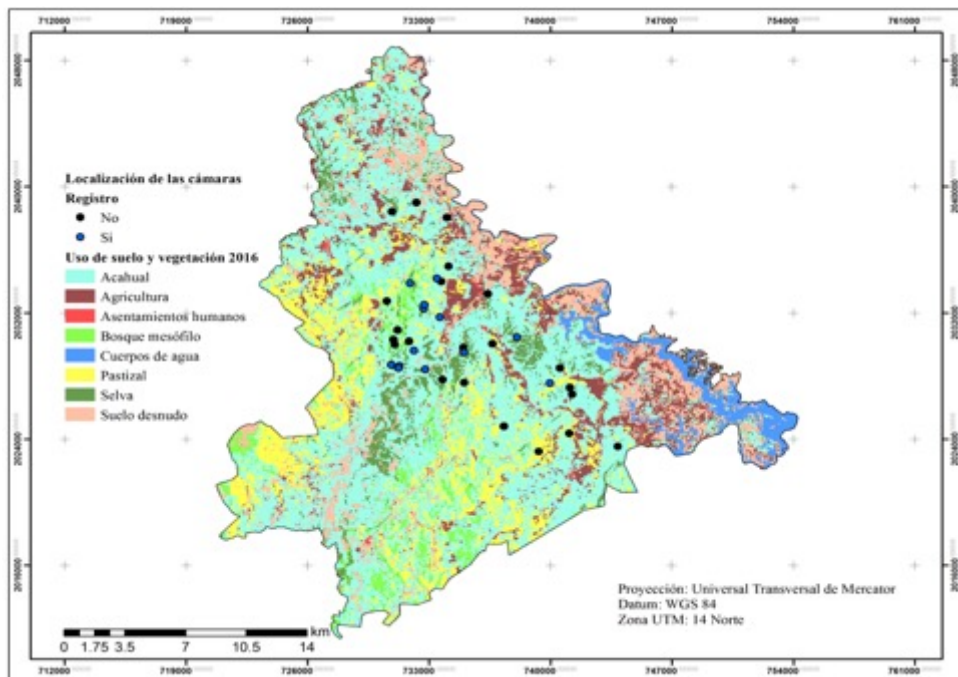


Figura 3. Uso de suelo y vegetación año 2016.

El ocelote se observó en 13 estaciones, 23 % de los registros fue en acahuales y 77 % en vegetación primaria (selva alta perennifolia y bosque mesófilo de montaña). Resultados que marcan una mayor presencia de *Leopardus pardalis* en los ambientes conservados, comparados con los perturbados. En cambio, en el sureste mexicano, Gil-Fernández *et al.* (2017) determinaron que es uno de los felinos más tolerantes a la fragmentación; y Cruz-Rodríguez *et al.* (2015) en el caribe colombiano, consignaron 55 % de avistamiento en vegetación con disturbio (agricultura, pastizal, matorral y vegetación secundaria). Es posible que el contraste se deba a que el esfuerzo de muestreo en la zona de estudio fue superior en la vegetación primaria que en los acahuales.

Las tasas de cambio para selva alta perennifolia y bosque mesófilo de montaña fueron de -2.63 y -2.29, respectivamente (Cuadro 1), lo cual supera lo documentado por Díaz-Gallegos *et al.* (2010) para el sureste mexicano en el periodo 1978-2000, cuyas tasas promedios variaron de - 0.8 a -1.0 %.

Cuadro 1. Superficie y tasa de cambio para el periodo 2000-2016 en la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca.

Coberturas Terrestres	Año 2000	Año 2016	Tasa de cambio ¹
	Superficie (ha)	Superficie (ha)	%
Achual	23 058.8	25 298.3	0.58
Agricultura	6 561.8	5 349.6	-1.27
Asentamientos humanos	27.7	148.1	11.04
Bosque mesófilo	3 040.5	2 099.0	-2.29
Cuerpos de agua	2 021.2	2 006.7	-0.05
Pastizal	8 292.6	7 411.7	-0.70
Selva alta perennifolia	4 448.8	2 904.9	-2.63
Suelo desnudo	4 608.3	6 841.2	2.50
Superficie total	52 059.7 ha		

¹ = Valores positivos indican ganancia de superficie y valores negativos pérdida.

La vegetación primaria perdida en un lapso de 16 años se convirtió en áreas destinadas para la agricultura y la ganadería, dichos cambios ocurrieron principalmente en zonas cercanas a cuerpos de agua y centros de población; por lo tanto, el crecimiento de los asentamientos humanos son la principal causa de la deforestación y fragmentación del paisaje en la Sierra Negra y en la Sierra Mazateca. Lo anterior concuerda con las investigaciones realizadas por otros autores en sitios similares (Velasco *et al.*, 2014; Reynoso *et al.*, 2016). De mantenerse esta tendencia de cambio, el hábitat del ocelote se reducirá y aumentarán los encuentros con los pobladores, quienes los perciben como una amenaza para sus animales domésticos, lo que deriva en el incremento de la caza (Velasco *et al.*, 2014; Galindo-Aguilar *et al.*, 2016).

Los resultados de las métricas de paisaje, calculados mediante PA51, mostraron un acelerado proceso de fragmentación de la vegetación nativa. Para el bosque mesófilo de montaña se observó un incremento en el número de parches y la disminución del tamaño de los mismos, lo cual indica que las áreas compactas que se tenían en el 2000, para el 2016 se fragmentaron y resultaron pequeños parches aislados al interior del paisaje. La misma dinámica se presentó para la selva alta perennifolia. Actualmente, el tamaño medio de parche de selva alta es de 1.04 ha y el de bosque mesófilo de montaña de 0.85 ha (Cuadro 2); áreas insuficientes para mantener una población de ocelote en la zona de estudio, si se considera que Benchimol y Peres (2015) calcularon que el área crítica requerida para este felino es de 20 ha.



Cuadro 2. Métricas de paisaje calculado mediante PA51 para la Sierra Negra de Puebla y la Sierra Mazateca de Oaxaca.

Cobertura	MPS 2000 (ha)	MPS 2016 (ha)	NumP 2000	NumP 2016
Acahual	4.61	3.08	789.00	963.00
Agricultura	1.11	1.96	123.00	140.00
Bosque mesófilo	21.55	0.85	37.00	53.00
Cuerpos de agua	13.93	12.27	32.00	37.00
Pastizal	0.85	1.50	252.00	248.00
Selva alta perennifolia	3.98	1.04	103.00	82.00
Suelo desnudo	1.20	1.97	74.00	189.00

² = Valor promedio de la superficie de todos los parches en el paisaje; ³ = Número de parches por clase.

El índice de conectividad evidenció cambios dinámicos. En la Sierra Mazateca, en el año 2000 las zonas donde existía una conectividad era superior a 30 %, en el 2016 disminuyeron a menos de 30 %. Sin embargo, en la Sierra Negra se observó que algunas zonas con conectividad menor a 10 % aumentaron a 30 % (figuras 4 y 5). Es posible que esos cambios se deban al sistema de agricultura de roza, tumba y quema que utilizan las comunidades rurales del trópico (Conklin, 1961). Sistema que está integrado por áreas de cultivo, acahuales y vegetación primaria que se rotan; una vez que termina la época de siembra dejan que la zona se vuelva a repoblarse con vegetación, lo que conlleva a la formación de los acahuales, y después a los bosques maduros. Los acahuales son estratégicos para la conservación de los mamíferos tropicales (Naughton-Treves *et al.*, 2003; Gonzáles-Marín *et al.*, 2008; Guzmán-Aguirre, 2008); siempre y cuando su edad sea mayor a siete años (Ochoa *et al.*, 2007).

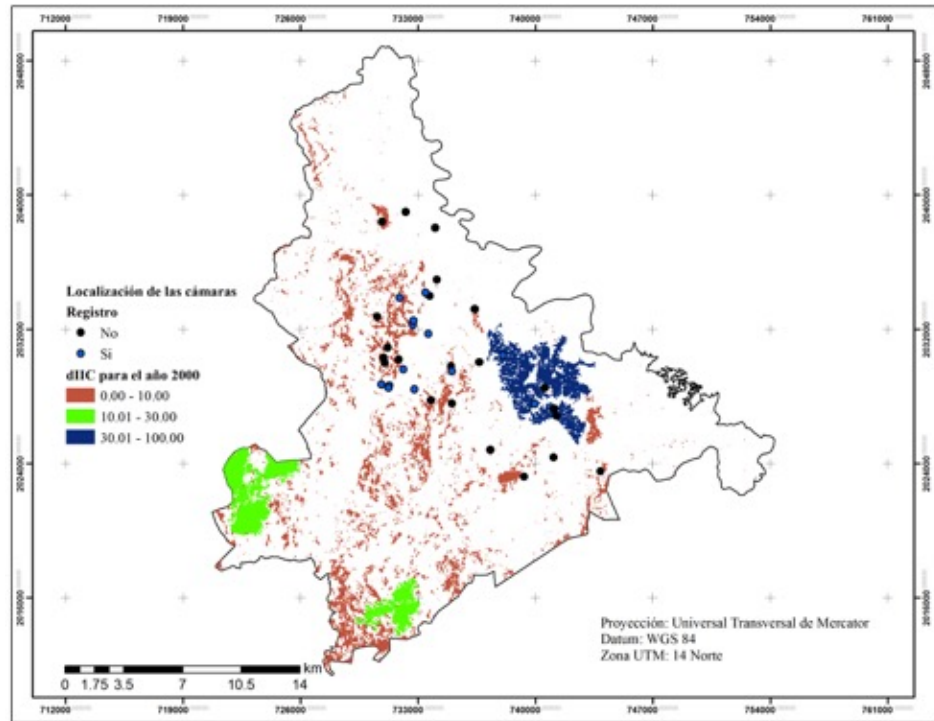


Figura 4. Índice de conectividad para el año 2000.

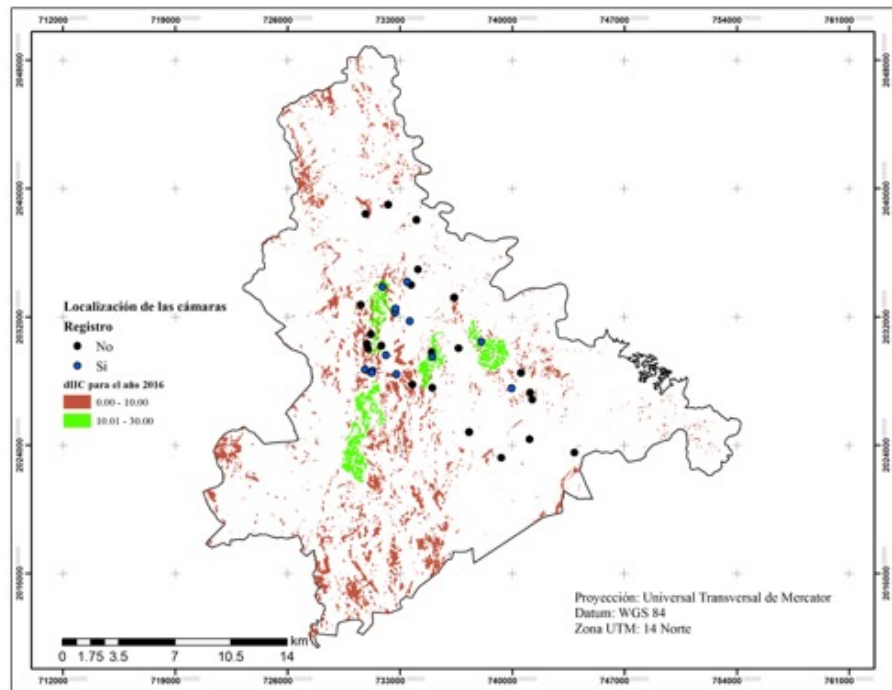


Figura 5. Índice de conectividad para el año 2016.

Las cámaras que registraron ocelotes se localizaron en el interior o muy cercanas (1.6 km) a zonas con valor de conectividad superior a 10 %. Estos resultados soportan la necesidad de mantener remanentes de vegetación con coberturas densas y alta conectividad, que han señalado otros autores (Martínez-Calderas *et al.*, 2011).

Conclusiones

El ocelote muestra preferencia por las áreas cubiertas de vegetación primaria y con mayor conectividad; por lo tanto, si continúa la acelerada pérdida y fragmentación de hábitat en las sierras Negra y Mazateca, la conservación de *Leopardus pardalis* está en riesgo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los pobladores locales que contribuyeron con información y compañía en los recorridos a través de la selva y el bosque. El apoyo financiero se obtuvo de la Conanp y el Colegio de Postgraduados (número de fideicomiso 167304).

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Contribución por autor

Rosa Elena Galindo Aguilar y María Jesús Hernández Pérez: diseño del estudio, definición de metodología, recolección de datos en campo, análisis de información y escritura del documento; Roberto Reynoso Santos: revisión y corrección del manuscrito; Octavio Rosas-Rosas: diseño del estudio, definición de metodología, revisión y corrección del manuscrito; Catalina González Gevacio: revisión y corrección del manuscrito.

Referencias

- Aranda, M. 2005. Ocelote. *In*: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). Los mamíferos silvestres de México. Conabio, Fondo de Cultura Económica. México, D. F., México. pp. 359-361.
- Benchimol, M. and C. A. Peres. 2015. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation* 187:61–72.
- Caso, A., C. López-González, E. Payan, E. Eizirik, T. De Oliveira, R. Leite-Pitman, M. Kelly and C. Valderrama. 2008. *Leopardus pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.1. www.iucnredlist.org (25 de agosto de 2015).
- Chávez, C., A. de la Torre, H. Bárcenas, R. A. Medellín, H. Zarza y G. Ceballos. 2013. Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-TELCEL, Universidad Nacional Autónoma de México. <http://www.ecologia-unam.com.mx/wp-content/uploads/2016/02/2013-Manual-de-Fototrampeo.pdf> (22 de marzo de 2017).
- Chávez, P. S. 1996. Image-Based Atmospheric Corrections- Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62: 1025-1036.
- Chuvienco, E. 1995. Fundamentos de Teledetección Espacial. Ed. RIALP, S. A. Madrid, España. 449 p.
- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). 2015. Apéndices I, II y III. www.cites.org/eng/app/appendices.php (25 de agosto de 2015).
- Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI). 2010. Sistema de indicadores sobre la población indígena de México con base en: INEGI Censo General de Población y Vivienda, México, 2010. Comisión Nacional para el desarrollo de los pueblos indígenas, México. <http://www.cdi.gob.mx/cedulas/2000/OAXA/20406-00.pdf> (8 de julio de 2014).

Conklin, H. C. 1961. The Study of Shifting Cultivation. *Current Anthropology* 2: 27-61.

Cruz-Rodríguez, C., J. F. González-Maya, A. Rodríguez-Bolaños, A. A. Cepeda-Mercado, D. Zárrate-Cherry and J. L. Belant. 2015. Ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) spatial ecology in a fragmented landscape of Colombia. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época* 5(1): 17-24.

Díaz-Gallegos, J. R., J. F. Mas and A. Velázquez. 2010. Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31: 180-196.

Fischer, J. and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 256-280.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015. Roma, Italia. 253 p.

<http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf> (21 de julio de 2016).

Galindo-Aguilar, R. E., L. Cacelin-Castillo, O. C. Rosas-Rosas, M. G. Bravo-Vinaja, J. L. Alcántara-Carbajal and V. Vázquez-García. 2016. First records of ocelot in tropical forests of the Sierra Negra of Puebla and Sierra Mazateca de Oaxaca, México. *Therya* 7: 205–211.

García, A. 2008. Plan municipal de desarrollo rural sustentable de Santa María Chilchotla, Oaxaca. Teotitlán, Oaxaca.

http://www.transparenciapresupuestaria.oaxaca.gob.mx/pdf/marco/Regionales/canada/406_santa_maria_chilchotla.pdf (15 de julio de 2015).

Gil-Fernández, M., C. Muench, D. A. Gómez-Hoyos, A. Dueñas, S. Escobar-Lasso, G. Aguilar-Raya and E. Mendoza. 2017. Wild felid species richness affected by a corridor in the Lacandona forest, Mexico. *Animal biodiversity and conservation* 40(1): 115-120.

González-Marín, R. M., S. Gallina, S. Mandujano y M. Weber. 2008. Densidad y distribución de ungulados silvestres en la Reserva ecológica del Edén. Quintana Roo, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24(1): 73-93.

- Guevara, M. 2011. Tipos de vegetación de Puebla. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) (comps.). La Biodiversidad en Puebla: Estudio de Estado. Conabio, Gobierno del Estado de Puebla, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, Pue., México. pp. 75-89.
- Guzmán-Aguirre, C. 2008. Uso, preferencia de hábitat y aprovechamiento del tepezcuintle, *Cuniculus paca* (Linneo, 1766), en el Parque Estatal de la Sierra en Tabasco, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología. A.C. Xalapa, Ver., México. 70 p.
- Hernández-SaintMartín, A., O. C. Rosas-Rosas, J. Palacio-Núñez, L. Tarango-Arámbula, F. Clemente-Sánchez and A. Hoogesteijn. 2013. Activity Patterns of Jaguar, Puma and their Potential Prey in San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mexicana* 29(3): 520-533.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/20/20406.pdf>
(12 de julio de 2015).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2010 Censo de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=20>
(12 de julio de 2015).
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2015. Red List of threatened species. IUCN, Gland. www.iucnredlist.org (23 de agosto de 2016).
- Lesschen, J. P., P. H. Verburg and S. J. Staal. 2005. Statistical methods for analysing the spatial dimension of change: Land use and farming systems. Lucc Report Series Num. 7. Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) Project. Netherlands: The International Livestock Research Institute & Wageningen University. Nairobi, Kenya, Wageningen, The Netherlands. 80 p.

- Martínez-Calderas, J., O. C. Rosas-Rosas, J. Martínez-Montoya, L. Tarango-Arámbula, F. Clemente-Sánchez, M. Crosby-Galván y M. Sánchez-Hermosillo. 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 997-1004.
- Mas, J. F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental* 1: 23-39.
- Medellín, R., D. Azuara., L. Maffei., H. Zarza., H. Bárcenas., E. Cruz., R. Legaria, I. Lira-Torres., G. Ramos., O. Gaona y S. Ávila. 2006. Censos y monitoreo. In Chávez, C y G. Ceballos. *Memorias del Primer Simposio. El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* México: CONABIO-Alianza WWF/TELCEL- Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 25-35
- Mendenhall, C. D., G. C. Daily and P. R. Ehrlich. 2012. Improving estimates of biodiversity loss. *Biological Conservation* 151: 32-34.
- Michalski, F., J.P. Metzger and C. A. Peres. 2010. Rural property size drivers patterns on upland and riparian Forest retention in a tropical deforestation frontier. *Glob Environ Chang* 20:705-712.
- Naughton-Treves, L., J. L. Mena, A. Treves, N. Álvarez and V. C. Radeloff. 2003. Wildlife Survival Beyond Park Boundaries: the Impact of Slash-and-burn Agriculture and Hunting on Mammals in Tambopara, Peru. *Conservation Biology* 17: 1106-1117.
- Ochoa, G. S., F. Hernández, B. De Jong y F. Gurri. 2007. Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del sistema agrícola de roza, tumba y quema: un estudio de caso en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81: 65-80.

Palacio-Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J.-F. Mas, F. Takaki-Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. Palma M., I. Trejo-Vázquez, A. Peralta H., J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo y F. González M. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43: 183-203.

Ramírez-Bravo, E., E. Bravo-Carretero, C. Hernández-Santín, S. Schinkel and K. Chris. 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) distribution in the state of Puebla, Central Mexico. *Therya* 1: 111-120

Rempel, R. S., D. Kaukinen and A. P. Carr. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.

http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/Patch5_2_Install.htm

(10 de enero de 2016).

Reynoso, S. R., J. R. Valdez, M.J. Escalona, H.M De los Santos y M.J. Pérez. 2016. Cadenas de Markov y autómatas celulares para la modelación de cambio de uso de suelo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 36: 102-111.

Saura, S. and L. Pascual-Hortal. 2007. Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. University of Lleida. <http://www.conefor.org/files/usuarios/CS22manual.pdf> (12 de enero de 2016)

Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol). 2013. Unidad de Microrregiones. Cédulas de información Municipal (SCIM). Dirección General Adjunta de Planeación Microrregional, Oaxaca. <http://www.microrregiones.gob.mx/> (15 de julio de 2015)

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010. México, D. F., México. 78 p.

Terborgh, J., L. López, Nuñez, P., M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Rivero, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923–1926.

Torres-Romero, E. 2009. Densidad, abundancia, uso de hábitat y patrones de actividad del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la zona noreste del Estado de Quintana Roo: Estudio usando cámaras trampa. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chis., México. 57 p.

Velasco, A., E. Durán, R. Rivera y D. Barton B. 2014. Cambio en la cobertura arbolada de comunidades indígenas con y sin iniciativa de conservación, en Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas, boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 83: 56-74.