



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO

FACULTAD DE BIOLOGÍA

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADOS

PROGRAMA INSTITUCIONAL DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**MODELADO DE ABUNDANCIAS POTENCIALES DE FELINOS
SILVESTRES EN EL TRÓPICO SECO DEL CENTRO-OCCIDENTE
DE MÉXICO**

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:

**DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS EN EL ÁREA TEMÁTICA DE CONSERVACIÓN Y
MANEJO DE RECURSOS NATURALES**

P R E S E N T A

M. en C. JUAN FELIPE CHARRE MEDELLIN

DIRECTOR DE TESIS:

DR. TIBERIO CESAR MONTERUBIO RICO

Morelia, Michoacán, mayo 2017



Contenido	
RESUMEN	7
ABSTRACT	9
INTRODUCCIÓN.....	11
HIPÓTESIS	16
OBJETIVOS.....	17
Objetivo General.....	17
Objetivos específicos.....	17
ÁREA DE ESTUDIO	18
Depresión del Balsas.....	18
Descripción física y climática	18
Descripción biótica	19
Sierra Madre del Sur	21
Descripción física y climática	21
Descripción biótica	21
Costa	22
Descripción física y climática	22
Descripción biótica	22
Amenazas	23
LITERATURA CITADA	25
ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	32
CAPITULO I.....	33
Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México	33
INTRODUCCIÓN.....	34
MATERIALES Y MÉTODOS.....	35
Área de estudio	35
Integración de registros de presencia de felinos en la región de Michoacán a partir de referencias bibliográficas y bases de datos:.....	36



Análisis de los patrones de distribución de las especies de felinos:	39
RESULTADOS.....	41
Registros bibliográficos:.....	41
Registros obtenidos en campo:	42
Patrones de distribución de las especies de felinos:	42
DISCUSIÓN	49
LITERATURA CITADA	53
CAPITULO II	59
Estimación de abundancias potenciales para felinos silvestres en el Centro-Occidente de México.....	59
INTRODUCCIÓN.....	60
MATERIALES Y METODOS	62
Área de estudio	62
Datos de presencia.....	63
Delimitación del área geográfica para los modelos de nicho ecológico	63
Modelo de distribución potencial.....	66
Índice de abundancias potenciales	69
RESULTADOS.....	69
DISCUSIÓN	85
LITERATURA CITADA	88
CAPITULO III.....	92
Tamaño poblacional y disponibilidad de hábitat para jaguar (<i>Panthera onca</i>) en Michoacán, región clave para su conservación en el Pacífico.....	92
INTRODUCCIÓN.....	93
MÉTODOS.....	96
Área de estudio	96
Diseño de muestreo.....	97



Análisis de los datos	98
Disponibilidad de presas y hábitat potencial para el jaguar	100
Revisión de estudios poblacionales de jaguares en México	100
RESULTADOS.....	101
DISCUSIÓN.....	109
LITERATURA CITADA	112
CONCLUSIONES.....	120
APÉNDICES.....	123

DEDICATORIA

A mi papá y mamá, por haberme dado la vida y ser el pilar más importante de mi desarrollo personal y profesional.

A mi esposa Laura Alfonsina, por compartir su vida conmigo y apoyarme en todas las etapas profesionales de mi vida. TE AMO

A mis hermanos; Azucena, Joel Antonio y Luis Alberto por sus consejos, cariño y apoyo en todo momento.

A mis sobrinos Fátima, María José, Joelito y Ponchito, por su inocente manera de alegrarme la vida.

A mis cuñados Alfonso y Griselda, que aguantan a mis hermanos y quieren a mis sobrinos.

En memoria de mi abuelo Joel Charre Vázquez quien fue un ejemplo de vida y del quien herede el gusto por los animales silvestres y el campo. Q.E.P.D.

En memoria del Sr. Esteban, Sra. María de la Luz, Felipe, Francisco y Griselda quienes se convirtieron en parte de mi familia desde el primer día que me abrieron las puertas de su casa. Siempre los recordare y viviré eternamente agradecido por toda su ayuda. Q.E.P.D.

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor, Dr. Tiberio Monterrubio Rico por su amistad, confianza, apoyo y asesoría para la realización de este trabajo.

A mis sinodales Dr. Jean Francois Mas Causel, Dr. Eduardo Mendoza, Dr. Pablo Cuevas y Dra. Ireri Suazo por sus observaciones y sugerencias para mejorar este trabajo.

Al Dr. Pelayo Acevedo por su amistad y haberme recibido en el Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos de la Universidad Castilla-La Mancha, Ciudad Real, España para realizar mi estancia doctoral y brindarme su enorme ayuda para realizar esta tesis.

Al M. en C. José Jiménez por su amistad y ayuda en la generación de los modelos SECR de esta tesis.

A Laura Alfonsina Chang por siempre estar conmigo y animarme en todo momento.

A mi amigo y compadre Margarito Álvarez Jara por su enorme amistad y estar siempre en los momentos importantes para darme un buen consejo.

A mis amigos y compañeros del laboratorio de vertebrados terrestres prioritarios que contribuyeron en algún momento con su granito de arena en el trabajo de campo y hacer más amenos los días de trabajo en el cubículo; Esmar, Hugo, Lalo, Manuel, Adrián, Daniel.

Al biólogo Ramón Cancino por su invaluable amistad y ser parte de mi formación profesional desde mis inicios en la carrera de biología.

Al Sr. Eduardo Soto y Familia Camorlinga que gracias a ellos fue posible la realización de este trabajo, quienes formaron parte importante del trabajo de campo.

A la Facultad de Biología de la UMSNH por las facilidades otorgadas en la realización de este trabajo y ser parte de mi formación profesional.

A CONACYT por la beca 239248 otorgada durante los cuatro años del doctorado.

Al Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Biológicas del Área Temática de Conservación y Manejo de Recursos Naturales por las facilidades otorgadas y apoyos proporcionados concluir mis estudios de doctorados.



RESUMEN

Ante la grave problemática de extinción que enfrentan las poblaciones de carnívoros superiores a nivel mundial, principalmente en felinos, se plantean tres objetivos generales: a) Identificar las variables ambientales que predicen los patrones de distribución de los felinos silvestres (Carnivora: Felidae) para el estado de Michoacán, en el Centro-Occidente de México. b) Analizar espacialmente las abundancias potenciales de las especies de felinos mediante el análisis de variables ecológicas y abundancias relativas, evaluando distintas formas de modelado, y c) estimar la densidad poblacional del jaguar, *Panthera onca*, para el estado de Michoacán. Se realizó trabajo de campo mediante diversas metodologías entre el 2003-2013 para registrar la presencia y estimar la abundancia de felinos silvestres en el estado de Michoacán. Las abundancias observadas fueron correlacionadas con los modelos de aptitud ecológica de los felinos, que se generaron a partir de cuatro aproximaciones (GLM's, MaxEnt, distancias al centroide y HSI) usando variables climáticas y la variable del impacto de la huella humana. Finalmente, mediante modelos de captura-recaptura se estimó el tamaño poblacional del jaguar, así como la disponibilidad de su hábitat y presas en una región del estado con alta aptitud ecológica para los felinos de acuerdo con los modelos. El conocimiento sobre la presencia de las seis especies de felinos silvestres en el estado de Michoacán paso de 29 registros históricos a 672 registros actualmente. A excepción del *Lynx rufus*, las otras cinco especies de felinos muestran una afinidad tropical en el estado de Michoacán, con un amplio intervalo altitudinal y diversos tipos de vegetación. Algunos registros de jaguarundi, tigrillo y ocelote obtenidos en este estudio corresponden a las localidades más áridas y calientes en las que se ha registrado la presencia de poblaciones de esas especies de felinos en México. La relación entre las abundancias y la aptitud ambiental de los felinos presenta una relación triangular, donde los valores altos de abundancia coinciden con valores altos de la aptitud ecológica de los felinos, pero donde los valores de abundancia son bajos pueden presentarse tanto en valores altos como bajos de aptitud ecológica. El mejor ajuste entre la abundancia observada y la aptitud



ambiental de los felinos se observó en los modelos generados a partir de los GLM's y Maxent, usando solamente variables climáticas. Las áreas del estado de Michoacán que presentan las mejores condiciones ambientales para albergar las abundancias más altas de los felinos silvestres son las encontradas a lo largo de la costa y en la zona de transición entre la Sierra Madre del Sur con la cuenca del Bajo Balsas y la costa de Michoacán. La densidad promedio de jaguares estimada en este estudio (1.01 ind/100 km²) es de las menores reportadas para México, a pesar de presentar una disponibilidad de hábitat y de presas superior a las reportadas en regiones del sur de México donde se localizan las densidades más altas del país. Los resultados obtenidos a partir de los modelos de abundancias potenciales de los felinos para el centro-occidente de México pueden utilizarse para identificar áreas prioritarias para su conservación, que permitan conectar las poblaciones de felinos a lo largo del Pacífico de México a partir de corredores biológicos. Es necesario continuar con el monitoreo de las poblaciones no solamente de jaguares sino también de las otras cinco especies de felinos presentes en Michoacán, extendiendo el muestreo a otras regiones del estado que todavía presentan condiciones ecológicas propicias para su permanencia.

Palabras clave: Cámaras trampa, aptitud ecológica, abundancias potenciales, modelos de captura-recaptura, SECR.

ABSTRACT

In the face of the serious problem of extinction facing the world's largest carnivorous populations, mainly in felines, three general objectives are proposed: a) To identify the environmental variables that predict the patterns of distribution of wild felines (Carnivora: Felidae), (B) Analyze the potential abundances of feline species by analyzing ecological variables and relative abundances, evaluating different forms of modeling, and (C) estimating the population density of the jaguar, *Panthera onca*, for the state of Michoacán. Fieldwork was carried out using different methodologies between 2003-2013 to record the presence and estimate the abundance of wild felines in the state of Michoacán. The observed abundances were correlated with ecological aptitude models of the felines, that were generated using four approaches (GLM's, MaxEnt, distances to the centroid and HSI) using climatic variables and the impact variable of the human footprint. Finally, by means of capture-recapture models the population size of the jaguar was estimated, as well as the availability of its habitat and prey in a region of the state with high ecological suitability for the felines according to the models. Knowledge about the presence of the six wild cat species in the state of Michoacán increased from 29 historical records to 672 records these days. With the exception of *Lynx rufus*, the other five species of felines show a tropical affinity in the state of Michoacan, with a wide altitudinal interval and diverse types of vegetation. Some records of jaguarundi, tigrillo and ocelot obtained in this study correspond to the more arid and hot localities in which the presence of populations of these species of felines in Mexico has been registered. The relationship between abundance and environmental aptitude of felines presents a triangular relationship, where high values of abundance coincide with high values of feline ecological suitability, but where abundance values are low they can be present both in high values and low ecological suitability. The best fit between the observed abundance and the environmental suitability of the felines was observed in models generated by GLM's and Maxent, using only climatic variables. The areas of the state of Michoacán that present the best environmental conditions to house the highest abundances of wild felines are those found along the coast and in the transition zone between the



Sierra Madre del Sur and the Bajo Balsas basin and The coast of Michoacán. The average jaguar density estimated in this study (1.01 ind / 100 km²) is one of the lowest reported for Mexico, despite the fact that habitat and prey availability are higher than those reported in regions of southern Mexico where the highest jaguar densities are found. The results obtained from the potential abundance models of felines for central-western Mexico can be used to identify priority areas for conservation that allow cat populations to be linked along Mexico's Pacific coast using as biological corridors . It is necessary to continue the monitoring of populations not only of jaguars but also of the five other species of felines present in Michoacán, extending the sampling to other regions of the state that still have ecological conditions favorable for their permanence

Keywords: Trap cameras, ecological suitability, potential abundances, capture recapture models, SECR

INTRODUCCIÓN

Actualmente el impacto de las actividades humanas ha colocado al borde de la extinción a cerca del 21% de las especies de mamíferos que existen en el planeta (Baillie et al. 2010). Esta cifra, de por si alta, puede ser una subestimación ya que para un 15.2% de las especies de mamíferos no existe información que permita evaluar de manera precisa su estado de conservación. Una de las expresiones del impacto humano sobre los mamíferos silvestres es la extinción de sus poblaciones y como consecuencia la reducción de sus ámbitos de distribución (Ceballos y Ehrlich 2002). Se estima que en Norteamérica los mamíferos silvestres han perdido, durante los últimos dos siglos, en promedio 44% de su área de distribución (Ceballos y Ehrlich 2002). Sin embargo, esta estimación se basa en una muestra de especies muy reducida. La pérdida de biodiversidad, aunque no se trate de extinciones globales, puede alterar procesos y servicios ecosistémicos (Chapin et al. 2000).

Uno de los grupos de mamíferos que están enfrentando graves amenazas y que experimenta declives considerables tanto en sus poblaciones como en sus áreas de distribución a nivel mundial, son los carnívoros (Ripple et al. 2014). Los estudios sugieren que la pérdida de diversidad de carnívoros tiene efectos negativos en la estructura y función de los ecosistemas (Ripple et al. 2014). Mantener la diversidad biológica y los procesos ecológicos que la sustenta es de suma importancia para mantener la productividad a largo plazo, los ciclos de nutrientes, la resistencia contra invasiones biológicas y enfermedades, así como la capacidad de adaptación a cambios de los sistemas naturales y antropogénicos (Rashid et al. 2005).

Entender por qué algunas especies tienen un alto riesgo de extinción, mientras que otras permanecen relativamente seguras, es fundamental para el desarrollo de la biología de la conservación (Cardillo et al. 2004). Estudios recientes han mostrado que el riesgo de extinción de una especie puede determinarse principalmente por dos tipos de factores: las características biológicas intrínsecas, y la exposición ante amenazas antropogénicas externas (Cardillo et al. 2004).



Entre las especies de carnívoros, la familia de los felinos (Felidae) es una de las más amenazadas a nivel mundial (Brodie 2009). En el mundo existen aproximadamente 36 especies de felinos silvestres, de los cuales una tercera parte (12 spp.) viven en el continente americano, habitando seis en México. Con base en la literatura, cuatro de los seis felinos que habitan en México son de afinidad tropical; *Panthera onca* (Jaguar), *Leopardus pardalis* (Ocelote), *Leopardus wiedii* (Tigrillo o Margay) y *Puma yagouaroundi* (Jaguarundi u Onza), uno de afinidad templada, *Lynx rufus* (Lince o Gato Montes) y otro “cosmopolita en América”, que se encuentra prácticamente en todos los ambientes; *Puma concolor* (Puma) (Ceballos et al., 2010).

En los bosques tropicales estacionalmente deciduos, como los presentes en el Centro-Occidente de México, los cambios de cubierta y usos de suelo (CCUS) tienden a crear paisajes más uniformes, que albergan menor diversidad de ecosistemas y de especies que sustentan procesos ecológicos (Kolb 2013). Los ecosistemas naturales están siendo reducidos por debajo del umbral del área requerida para mantener comunidades integras y poblaciones viables (Brooks et al. 1999), agravándose en el caso de especies que requieren de extensos ámbitos hogareños como los felinos, donde la fragmentación del hábitat representa una amenaza potencial que afecta principalmente la movilidad de individuos entre las diversas poblaciones.

Por estas razones, el CCUS ha sido considerado el factor más significativo en la pérdida de biodiversidad en México en los últimos 50 años y lo seguirá siendo durante el siglo XXI (Palacio et al. 2000, Fuller et al. 2007, CONABIO y SEMARNAT 2009).

Por lo tanto, para que los recursos faunísticos sean conservados en México, es necesario contar con una base de información cuantitativa y cualitativa sólida sobre las principales especies a preservar (Arriaga et al., 2000). Además, se debe conocer sus áreas de distribución, las áreas donde habitan las poblaciones más numerosas.

En México se han desarrollado diferentes estudios sobre biología de muchos mamíferos (Guevara-Chumacero et al. 2001), incluyendo evaluaciones sobre distribución, y abundancia, en particular sobre carnívoros y/o de sus presas (Laundré et al. 2009, Rodríguez-Soto et al. 2011, Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012). Sin



embargo, ante la heterogeneidad de las diferentes regiones ecológicas del país, todavía se desconoce cómo las características climáticas particulares presentes en algunas regiones ecológicas influyen o explican la variación en las abundancias de los carnívoros y de sus presas. Este es el caso del trópico seco del Centro-Occidente de México (Jalisco, Colima, Michoacán y Guerrero), región para la que se desconoce como la distribución y la abundancia de las poblaciones de felinos y presas responden a disponibilidad de recursos y condiciones climáticas, topográficas y antrópicas. Para conservar a largo plazo a las poblaciones, se requiere entender que tan abundante es cada una de las especies en relación a parámetros ambientales.

El estudio sobre la conducta y ecología poblacional de felinos es difícil y caro, requiere de logística y muestreo sobre grandes extensiones territoriales, razones por las cuales la mayoría de estudios efectuados se han concentrado en localidades específicas (Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012, Charre-Medellín et al. 2013), razones que explican los pocos los estudios sobre la relación entre condiciones climáticas y la abundancia de felinos silvestres para la mayor parte del país, y en particular para el trópico seco.

La disponibilidad actual de estudios sobre los felinos que habitan en México todavía es limitada, y son pocos los que detallan que características ecológicas se asocian a sus abundancias y como estas se ven afectadas con la presencia humana. El estudio de los felinos en el País ha aumentado de manera considerable en los últimos 10 años, aunque la mayoría se relaciona solo a las actualizaciones sobre la distribución de algunas especies en algunos estados y regiones de México (Monterrubio-Rico et al. 2012, Almazán-Catalán et al. 2013, Charre-Medellín et al. 2013).

En estudios sobre ecología de especies de vertebrados, existe evidencia clara de cómo variables ambientales, topográficas y/o antropogénicas explican la distribución geográfica. Sin embargo, son pocos los trabajos en México donde se ha puesto a prueba la relación de estas variables con la abundancia de especies de felino. No obstante, muchos autores sugieren el tipo de vegetación, el uso de suelo, la topografía, distancia a cuerpos de agua, distancia a carreteras, distancia a poblados,



densidad humana, y disponibilidad de presas son las principales variables que influyen en mayor medida la presencia y/o abundancia de los felinos silvestres (Moye 2007, Rodríguez-Soto et al. 2011, Martínez-Calderas 2009 Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012).

Una de las áreas de investigación más importantes en la ecología actual es el estudio de la relación entre tendencias poblacionales de las especies con su rango de distribución (Gaston, 2003). Se ha argumentado que las abundancias de las especies tienden a ser más altas en los centros geográficos de su distribución y más bajas hacia los límites, pero se ha puesto a prueba con pocas especies (Rapopor 1982; Borregaard y Rahbek, 2010). Por otra parte, Martínez-Meyer et al. (2013) argumenta que las abundancias más altas de las especies se encuentran relacionadas con el centro de la distribución ambiental, es decir con el área de la máxima aptitud ecológica de la especie ambiental de la especie, y no con el centro de la distribución geográfica. Sin embargo, es difícil definir cuál es el centro de la distribución ambiental, y como se sitúa este en el contexto de los rangos geográficos.

Durante los últimos años, se ha confirmado la presencia de las distintas especies de felinos silvestres de México para el estado de Michoacán (*Puma yagouaroundi*, *Panthera onca*, *Leopardus pardalis* y *Leopardus wiedii*, *Puma concolor* y *Lynx rufus*). Tres especies se encuentran listadas en peligro de extinción (*P. onca*, *L. pardalis* y *L. wiedii*), y una amenazada (*P. yagouaroundi*) de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). La familia Felidae presenta uno de los porcentajes más elevados de especies listadas en riesgo. Sin embargo, hasta hace pocos años el estado destacaba por carecer de información actualizada de la evidencia de felinos silvestres, a pesar de asumirse históricamente la presencia de poblaciones silvestres (Leopold, 1959).

Ante la grave problemática de extinción que enfrentan las poblaciones de carnívoros superiores a nivel mundial, principalmente en felinos, se plantean tres objetivos generales: a) Identificar las variables ambientales que predicen los patrones



de distribución de los felinos silvestres (Carnivora: Felidae) para el estado de Michoacán, en el Centro-Occidente de México. b) Analizar espacialmente las abundancias potenciales de las especies de felinos mediante el análisis de variables ecológicas y abundancias relativas, evaluando distintas formas de modelado, y c) estimar la densidad poblacional del jaguar, *Panthera onca*, para el estado de Michoacán.



HIPÓTESIS

H1. Las variables ambientales permiten predecir los patrones de distribución de los felinos silvestres (Carnivora: Felidae) para el estado de Michoacán, en el Centro-Occidente de México.

H2. Las variables climáticas, ecológicas y antropogénicas a las que se asocia la presencia de los felinos pueden interpretarse en gradientes de calidad ambiental, y sus valores asociarse a niveles de abundancia de las especies de felinos.

H3. El tamaño poblacional del jaguar en Michoacán está determinado por la disponibilidad de hábitat y presas a nivel local.



OBJETIVOS

Objetivo General

Modelar la distribución espacial de las abundancias potenciales de las especies de felinos e identificar áreas prioritarias para su conservación en el Centro-Occidente de México.

Objetivos específicos

- ✓ Identificar las variables ambientales que predicen los patrones de distribución de los felinos silvestres (Carnivora: Felidae) para el estado de Michoacán, en el Centro-Occidente de México.
- ✓ Estimar espacialmente las abundancias potenciales de las especies de felinos a partir de los gradientes de asociación entre variables ambientales y abundancias relativas, evaluando distintas formas de modelado espacial.
- ✓ Estimar tamaño poblacional, la disponibilidad de hábitat y presas del jaguar (*Panthera onca*) en el estado de Michoacán.



ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Michoacán se localiza en la región Centro-Occidente de México, entre las coordenadas 7° 55' y 20° 24' de latitud norte, y 100° 04' y 103° 44' de longitud oeste (Villaseñor-Gómez 2005, Cue-Bar et al. 2010). Su extensión es de 58 364 km², lo que representa un 3% del territorio mexicano (Villaseñor-Gómez, 2005). La altitud en el estado va desde el nivel del mar hasta los 3 840 metros en el volcán de Tancítaro con (Villaseñor-Gómez, 2005). Se estima que el estado es el quinto más diverso en vertebrados del país (Flores y Gerez 1994; CONABIO, 2005). Se estima la presencia de 42 especies de anfibios, 138 de reptiles, 164 especies de mamíferos y 547 de aves (CONABIO, 2005).

La mastofauna del estado refleja en su composición de especies, la transición entre las regiones neártica y neotropical por lo que en su mastofauna se integran especies con ambas afinidades, además de las endémicas al eje neovolcánico transversal (Fa y Morales, 1993; Ceballos et al., 1998).

En Michoacán existen cinco ecorregiones bien caracterizadas (Bajío, Eje Neovolcánico, Bajo Balsas, Sierra Madre del Sur y Costa) que difieren en topografía e hidrografía (Olson et al., 2004). Sin embargo, el área de estudio se concentra en tres ecorregiones que presentan gradientes climáticos y ecológicos, comenzando con ambientes tropicales secos en el Bajo Balsas, ambientes templados en la Sierra Madre del Sur, y Ambientes tropicales húmedos en la Costa (Fig. 1).

Depresión del Balsas

Descripción física y climática

Región en forma de depresión entre serranías, presenta una gran planicie con altitudes medias entre los 300 a 600 m, rodeada por las montañas del Cinturón Volcánico y la Sierra Madre del Sur, con una superficie de 18, 305 km² (Olson et al. 2004, Garduño-Monroy 2005). El relieve presenta laderas abruptas, tendidas, lomeríos con pendientes suaves y mesas. Presenta el fenómeno de sombra orográfica



para la lluvia y el calentamiento adiabático, y como consecuencia lluvias escasas y clima seco. La cuenca del Balsas con sus afluentes comprende 34, 293km², siendo una de las mayores de México, conformada por tres subcuencas: Tepalcatepec, Tepalcatepec-Infiernillo y Balsas-Infiernillo. Representa una región con alta actividad antropogénica (agricultura de riego y temporal, y ganadera extensiva). El clima es cálido y seco; la zona más seca corresponde al área más baja en la región de Infiernillo con 500 mm de precipitación anual, casi la mitad de lo que llueve en la zona de La Huacana que tiene un poco más de 900 mm. El patrón de lluvias es estacional y se concentra en los meses de junio a septiembre (Antaramian 2005).

Descripción biótica

El conocimiento de su flora es muy limitado por falta de estudios florísticos detallados y por el grado de alteración al que ha estado expuesta desde épocas precolombinas (Sousa 2010). El tipo de vegetación más ampliamente distribuido es la selva baja caducifolia y subcaducifolia. Los bosques secos del Balsas son considerados un ecosistema amenazado y de gran importancia para la conservación a nivel nacional, ya que presenta altos niveles de endemismos regionales y locales, además hasta 1997 no existía ningún proyecto de conservación de las selvas secas del Balsas (Bezaury-Creel 2010). Destacan las especies de *Bursera* que son los árboles ecológicamente dominantes en esta selva seca. *B. paradoxa* y *B. sarukhanii* son endemismos locales y dominan en las partes más cálidas de la zona; esto es común a toda la Cuenca del Balsas, pero en cada localidad existen endemismos específicos (Soto et al. 2010).

En cuanto a la diversidad de vertebrados, para los mamíferos la CONANP (2006) estudió la región obteniendo 600 registros de 49 especies correspondientes a 8 órdenes, 21 familias y 45 géneros. Los murciélagos fueron el grupo mejor representado con 19 especies y después los carnívoros con 14. Se reportó la presencia de 6 especies endémicas para México (*Notiosorex crawfordi*, *Spilogale pygmaea*, *Glossophaga morenoi*, *Musonycteris harrisoni*, *Osgoodomys banderanus* y *Peromyscus spicilegus*) y una para Michoacán (*Rhogeessa mira*). Asimismo, se registraron 12



especies listadas en categorías de riesgo; dos en peligro de extinción, el oso hormiguero y el ocelote.

La estacionalidad climática de las selvas secas de México incluyendo las del Balsas, hace que presenten un contraste fenológico entre la época de lluvias y la de sequía, siendo uno de los factores ambientales más relevantes para los mamíferos, ya que la estacionalidad del tipo de vegetación influye en la diversidad y abundancia de las poblaciones (Ceballos 1995, Janzen 1983). En este tipo de selvas es notable la disminución en número de especies frugívoras, de carnívoros y herbívoros especializados. Esto se puede atribuirse a la irregular disponibilidad de agua y en el clima, la estratificación vertical, la productividad primaria y la fenología de la vegetación, con una limitada disponibilidad de recursos alimenticios en la época de secas (Ceballos y Miranda, 2000). Durante la época de lluvias, las especies de mamíferos utilizan las selvas secas por la presencia de follaje, flores, frutos y semillas, permitiendo que sus poblaciones se mantengan, y en reciprocidad, propician la polinización y dispersión de las especies vegetales (Janzen, 1982).

En los vertebrados el uso del espacio es un fenómeno importante, aunque se dispone de poca información detallada, es un hecho que la abundancia y distribución de los mamíferos en la selva seca cambia, abruptamente en áreas aparentemente homogéneas (Ceballos y Martínez 2010). Esto se debe a cambios microambientales como temperatura, interacciones bióticas como depredación y competencia, así como a preferencias de hábitat determinadas por otros factores como el alimento (Ceballos y Martínez 2010).

Las áreas de actividad de mamíferos mayores pueden experimentar incrementos o reducciones del orden de decenas o centenas de kilómetros cuadrados (Ceballos y Martínez 2010). En general el área de actividad disminuye en la época de lluvias, ya que en la sequía los recursos alimenticios y la disponibilidad de agua están más dispersos (Ceballos y Martínez 2010).

En el área también hay registros de aves como *Cyanocomsa parrellina*, *Thryotorus sinaloa* y *Trogon citeolus*; y reptiles y anfibios como *Sceloporus*



pyrocephalus, *S. melanorhinus*, *Urosaurus bicarinatus*, *Bipes canaliculatus*, *Smilisca baudinii*, y *Rana forreri* (Soto et al. 2010).

Sierra Madre del Sur

Descripción física y climática

Se localiza entre las planicies costeras del sur y la Depresión Balsas-Tepalcatepec. Las serranías más importantes en el estado son las de los municipios de Chinicuilá, Coalcomán, Arteaga, Cachán y Aquila, abarcando una superficie de 6,392 km² (Olson et al. 2004). El 70% del relieve presenta pendientes superiores al 13%, presenta sierras con orientación noroeste – sureste, y elevaciones que superan los 2, 000 m de altitud. Los escurrimientos de agua vierten hacia la depresión, y constituyen tributarios del río Tepalcatepec-Balsas, y hacia la Costa Michoacana a los afluentes de los ríos Toscano, Ostula, Cachán. El clima es Aw y Cw, descrito como tropical lluvioso, con lluvias predominantes en el verano (Antaramian 2005).

Descripción biótica

Florísticamente es de las regiones menos conocidas del estado (Cue-Bar et al. 2006). Los principales tipos de vegetación en la Sierra Madre del Sur son los bosques de coníferas puras, bosques mixtos de pino-encino y bosques de encino, mientras que en las partes bajas se distribuye bosque tropical caducifolio y bosque tropical subcaducifolio.

En cuanto a la diversidad de mamíferos, la Sierra Madre del Sur es considerada una región prioritaria para la conservación (García-Marmolejo et al. 2008). Sin embargo, existen pocos estudios sobre la diversidad de mamíferos en esta región. Colín-Soto (2010) registro 20 especies de murciélagos para esta región del estado.

Para la avifauna de la Sierra en el estado Villaseñor-Gómez (2004) reporta 176 especies, y Parra-Noguez (2010) reportó la presencia de un Crácido (*Penelope purpuracens*) raro en algunas localidades del municipio de Arteaga. La diversidad y riqueza de reptiles y anfibios de la Sierra Madre del Sur es prácticamente desconocida,



ya que no existen estudios sobre este grupo de vertebrados para la región (Medina-Aguilar et al. 2011).

Costa

Descripción física y climática

Zona limítrofe al Océano Pacífico y conformada por los municipios; Lázaro Cárdenas, Aquila y Coahuayana. Es una franja estrecha discontinua entre el Pacífico y Sierra Madre del Sur, abarca entre 200 km por 20 km de anchura con una superficie de 4,822 km² (Olson et al. 2004). Presenta llanuras aluviales que van desde la desembocadura del río Balsas al río Coahuayana, a lo largo existen pequeñas bahías y planicies que penetran hacia las partes montañosas, con un 69% del terreno con pendientes suaves menores al 2%, y catorce planicies separadas por sierras transversales de la sierra madre (Villaseñor-Gómez 2005). Región denominada también como Costa – Sierra, por presentar continuidad a la Sierra Madre del Sur. El clima es Aw, clasificado como tropical lluvioso, con lluvias predominantes en el verano (Antaramian 2005).

Descripción biótica

La flora es rica en endemismos, se encuentra un género nuevo de Burseraceae, dos especies nuevas de *Esenbeckia*, cuatro especies nuevas de *Buhoneria*, una nueva especie de *Lonchocarpus* y otra más del género *Jatropha*. Existen relictos de selva mediana subperenifolia cerca de Coahuayana (Soto y Martínez 2010).

Aunque existen pocos inventarios de fauna, se conocen alrededor de 70 especies de mamíferos como el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), el jaguar (*Panthera onca*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), y la nutria (*Lontra longicaudis*) (Soto y Martínez 2010).

Entre las aves se han registrado el loro (*Amazona finchii*), perico frente naranja (*Aratinga canicularis*) y el loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) (Soto y Martínez 2010).



Los reptiles y anfibios son aparentemente diversos y se han registrado especies como el escorpión (*Heloderma horridum*) y el cocodrilo (*Crocodylus acutus*) (Soto y Martínez 2010).

Amenazas

La principal amenaza para las tres regiones es el impacto de las actividades humanas sobre la selva baja caducifolia y subcaducifolia, reflejado en la fragmentación, pérdida de extensión y reemplazo de la selva seca por pastizales introducidos para fines agropecuarios (Soto et al.2010). Desde el punto de vista de la explotación forestal, la selva seca no es relevante, ya que la talla y forma de sus árboles no son deseables para el comercio. Sin localmente se usa la madera de muchas especies para la construcción, fabricación de objetos artesanales, muebles, y combustible (Conanp, 2006). También los cultivos ilegales han aumentado el deterioro de la cobertura vegetal en las tres regiones (Soto et al.2010). En la Sierra Madre del Sur, se ha incrementado la explotación minera (hierro), afectando mediante contaminación de agua, movimiento de material, contaminación de aire y destrucción de laderas. Además, la región de la Sierra-Costa, no disponen de áreas naturales protegidas. En la Costa además el incremento del turismo sin planeación incrementa contaminación de agua, basura y demanda de agua, que se suma a la deforestación y al cambio en el uso del suelo (Soto y Martínez 2010).



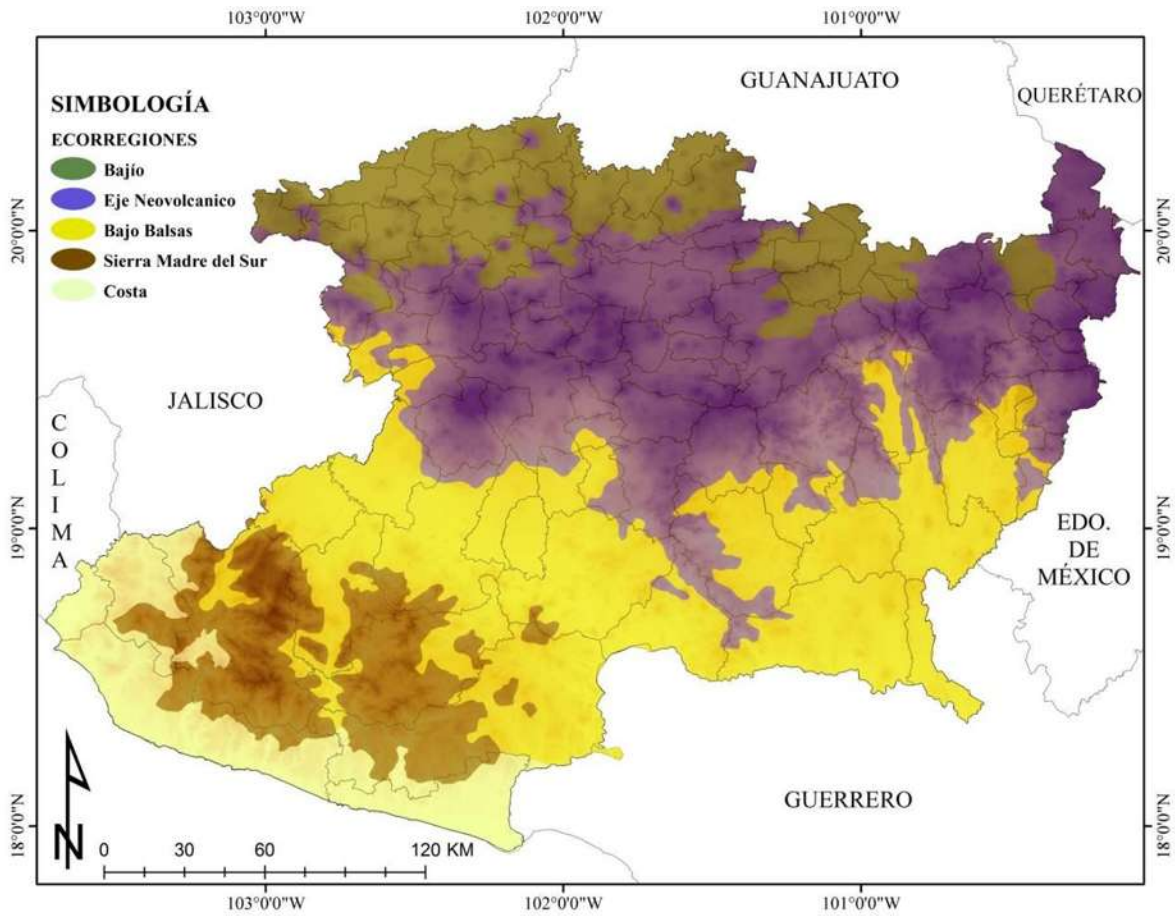


Figura 1. Ecorregiones del estado de Michoacán, modificado de Olson et al., 2004.



LITERATURA CITADA

- Almazán-Catalán, J. A., C. Sánchez-Hernández, F. Ruíz-Gutiérrez, M. Romero-Almaraz, A. Taboada-Salgado, E. Beltrán-Sánchez, y I. Sánchez-Vázquez. 2013. Registros adicionales de felinos del estado de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:347-359.
- Antaramian, E. 2005. El clima. *In: La Biodiversidad en Michoacán. Estudio de estado*, L. E. Villaseñor-Gómez y O. A. Leal-Nares (eds.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, Gobierno del estado de Michoacán, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. p. 25-28.
- Baillie, J. E. M., J. Griffiths, S. T. Turvey, J. Loh y B. Collen. 2010. *Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates*. Zoological Society of London, London.
- Bezaury-Creel, J. 2010. Las selvas secas del Pacífico mexicano en el contexto mundial. *In: Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (Eds.). Comisión Nacional para el fomento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), WWF-México, Ecociencia S.C. Telmex. Pp. 21-40.
- Borregaard, M. K. y C. Rahbek. 2010. Causality of the relationship between geographic distribution and species abundance. *The Quarterly Review*, 85, 3-25.
- Brodie, J. F. 2009. Is research effort allocated efficiently for conservation? Felidae as a global case study. *Biodiversity and Conservation*, 18, 2927-2939.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, D., C. Mcdougal, L. Nath, T. O'Brien y J. Seidensticker. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal conservation*, 4, 75-79.



- Cardillo, M., A. Purvis¹, W. Sechrest, J. L. Gittleman, J. Bielby y G M. Mace. 2004. Human Population Density and Extinction Risk in the World's Carnivores. 2(7):909-914.
- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in Neotropical dry forests. *In*: Seasonally dry tropical forests, S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 195-220
- Ceballos, G. y P. R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296:904-907.
- Ceballos, G y A. Miranda. 2000. Guía de Campo de los Mamíferos de la Costa de Jalisco. Fundación Ecológica de Cuixmala. UNAM. México.
- Ceballos, G. y L. Martínez. 2010. Mamíferos. *In*: Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México, Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (Eds.). Comisión Nacional para el fomento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), WWF-México, Ecociencia S.C. Telmex. Pp. 119-144.
- Ceballos, G., R. List. R. Medellín, C., Bonacic y J. Pacheco. 2010. Los felinos de américa. Cazadores sorprendentes, México, Telmex.
- Chapin S.F., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- Charre-Medellín, J. F., T. C. Monterrubio-Rico, F. J. Botello, L. León-Paniagua y R. Núñez. 2013. Actual records of jaguar (*Panthera onca*) from the state of Michoacán, Mexico. *The Southeastern Naturalist* 58(2):264-268.
- Colín-Soto, C. 2011. Riqueza y estructura de comunidades del orden Chiroptera en bosques tropicales de Michoacán. Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.
- CONABIO. 2005. Listado de especies de los mamíferos del Estado de Michoacán. *In*: Villaseñor-Gómez, L. (ed.) La biodiversidad en Michoacán. Estudio Estado. Michoacán, México: Gobierno del Estado de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.



- CONABIO y SEMARNAT. 2009. Cuarto Informe Nacional de México al Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.
- CONANP. 2006. Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida "Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo" Michoacán. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Cue-Bar, E., J. L. Villaseñor, L. Arredondo-Amezcuca, G. Cornejo-Tenorio, G. 2006. La flora arbórea de Michoacán, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 78:47-81.
- Cuervo-Robayo, A. P. y O. Monroy-Vilchis. 2012. Distribución potencial del jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) en Guerrero, México: persistencia de zonas para su conservación. Revista de Biología Tropical 60(3):1357-1367.
- Dijak, W., C. Rittenhouse, M. Larson, F. Thompson III y J. Millspaugh. 2007. Landscape Habitat Suitability Index Software. Journal of Wildlife Management, 71(2), 668-670.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. Wisz y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species from occurrence data. *Ecography*, 29, 139-151.
- Fa, J. y L. P. Morales. 1993. Patrones de diversidad de mamíferos de México. *In*: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.) *Diversidad Biológica de México: orígenes y distribución*. New York: Oxford University Press.
- Flores, V. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso de suelo, México, Universidad Nacional Autónoma de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.



- Fuller T., V. Sánchez-Cordero, P. Iloldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134: 593 -600.
- García-Marmolejo, G., T. Escalante, y J. J. Morrone. 2008. Establecimiento de prioridades para la conservación de mamíferos terrestres neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical* 15:41-65.
- Garduño-Monroy, V. H. 2005. El relieve. *In: La Biodiversidad en Michoacán. Estudio de estado*, L. E. Villaseñor-Gómez y O. A. Leal-Nares (eds.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, Gobierno del estado de Michoacán, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. p. 21-24.
- Gaston, K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*, UK, Oxford, UK: Oxford University Press.
- Guevara-Chumacero, L.M., R. López-Wilchis y V. Sánchez-Cordero. 2001. 105 años de investigación mastozoológica en México (1890-1995): una revisión de sus enfoques y tendencias. *Acta Zoológica Mexicana* 83:35-72.
- Iglesias, J., V. Sánchez-Cordero, G. Magaña-Cota, R. Bolaños, M. Aranda, R. Hernández y F. Botello. 2008. Noteworthy records of margay, *Leopardus wiedii* and ocelote, *Leopardus pardalis* in the state of Guanajuato México. *Mammalia* 72:347-349.
- Kelly, M. J. 2008. Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. *Animal Conservation* 11:182-184.
- Kolb, M. 2013. *Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta*. Tesis doctoral, Université Toulouse 2 Le Mirail (UT2 Le Mirail) y Universidad Nacional Autónoma de México - Instituto de Geografía.
- Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S. Phillips, C. Thomas, H. Beentje, J. Dransfield, B. Fisher, F. Glaw, T. Good, G. Harper, R. Hijmans, D. Lees, E. Louis, R. Nussbaum, C. Raxworthy, A. Razafimpahanana, G. Schatz, M. Vences, D. Vieites, P. Wright y M. Zjhra. 2008. Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools. *Science*, 320, 222-226.



- Janzen, D. H. 1983. Costa Rica Natural History. Chicago University Press. Chicago. Jalisco, México. Fundación Ecológica Cuixmala y Universidad Nacional Autónoma de México.
- Margules, C. R. y S. Sarkar. 2007. Systematic conservation planning, New York, Cambridge University Press.
- Martínez-Calderas, J. M., O. Rosas-Rosas, J. Palacio-Núñez, J. F. Martínez-Montoya y J. A. Galván. 2012. Nuevos registros de tigrillo (*Leopardus wiedii*) en San Luis Potosí, México. Acta Zoológica Mexicana 28(2):482-486.
- Martínez-Meyer, E., D. Díaz-Porras, A. T. Peterson y C. Yáñez-Arenas. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. Biology Letters, 9, 20120637-20120637.
- Medina-Aguilar, O., J. Alvarado-Díaz y I. Suazo-Garduño. 2011. Herpetofauna de Tacámbaro, Michoacán, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 82:1194-1202.
- Monterrubio-Rico, T. C., J. F. Charre-Medellín, M. G. Zavala-Paramo, H. Cano-Camacho, M. Q. Pureco-Rivera y L. León-Paniagua. 2012. Evidencia fotográfica, biológica y genética de la presencia actual de jaguarondi (*Puma yagouaroundi*) en Michoacán, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 83:825-833.
- Moye, V. P. 2007. Habitat suitability analysis for mountain lions (*Puma concolor*) on the Southern Cumberland Plateau. Environmental Studies, The University of the South.
- Murray, J. L. y G. L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. Mammalian Species, 548: 1-10.
- Oliveira, T. 1998. *Leopardus wiedii*. Mammalian Species, 579: 1-6.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth (PDF, 1.1M). BioScience 51:933-938.
- Palacio J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, J. Takaki, A. Victoria, L. Luna, G. Gómez, J. López, I. Trejo, A. Peralta, J. Prado, A. Rodríguez, R. Mayorga y F. González.



2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* (43):183-203.
- Parra-Noguez, K. P. 2010. Distribución, ecología y abundancia relativa de dos especies de Crácidos en la región del Bajo Balsas, Michoacán. Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.
- Rapoport, E. H. 1982. *Aerography: geographical strategies of species*, UK, Oxford, UK, Pergammon.
- Rashid H., R. Scholes y N. Ash (eds.) 2005. *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group*. The Millennium Ecosystem Assessment series; volume 1. Island Press, Washington, D.C.
- Ripple, W. J., J. A. Estes, R. L. Beschta¹, C. C. Wilmers, E. G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M. P. Nelson¹, O. J. Schmitz, D. W. Smith, A. D. Wallach y A. J. Wirsing. 2014. Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science* 343:6167.
- Rodríguez-Soto, C., O. Monroy-Vilchis, L. Maiorano, L. Boitani², J. C. Faller, M. A. Briones, R. Núñez, O. Rosas-Rosas, G. Ceballos y A. Falcucci. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17:350-361.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana (NOM-ECOL-059-2010). 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.
- Soto, J. y E. Martínez. 2010. Cuenca de río Coahuayana, Michoacán. *In: Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (Eds.). Comisión Nacional para el fomento y Uso de la



- Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), WWF-México, Ecociencia S.C. Telmex. Pp. 461-463.
- Soto, J., J. Jiménez y C. Sánchez. 2010. El Infiernillo, Michoacán y Guerrero. *In: Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (Eds.). Comisión Nacional para el fomento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), WWF-México, Ecociencia S.C. Telmex. Pp. 464-467.
- Sousa, M. 2010. Centro de endemismos: las leguminosas. *In: Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (Eds.). Comisión Nacional para el fomento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), WWF-México, Ecociencia S.C. Telmex. Pp. 77-92.
- Villaseñor-Gómez, J. F. 2004. Comunidades de aves en zonas de importancia forestal de la Sierra Madre del Sur (Sierra de Coalcomán), en el estado de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad de Biología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. R215. México D. F.
- Villaseñor G. L. E. 2005. La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.



ESTRUCTURA DE LA TESIS

Para dar cumplimiento con los objetivos planteados, se presenta la tesis en tres capítulos:

Capítulo I. Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México.

Capítulo II. Estimación de abundancias potenciales para felinos silvestres en el Centro-Occidente de México.

Capítulo III. Abundancia poblacional y disponibilidad de hábitat de jaguar (*Panthera onca*) en Michoacán, área clave para mantener la conectividad de poblaciones en el Pacífico centro y norte.



CAPITULO I

Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México

Publicado en Revista de Biología Tropical (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)

Vol. 63 (3): 783-797, September 2015



INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han reducido el tamaño de las poblaciones de mamíferos silvestres y sus ámbitos de distribución, a nivel global, a tal grado, que han colocado en riesgo de extinción a una cuarta parte del total de las especies de este grupo (Ceballos & Ehrlich, 2002; Baillie, Griffiths, Turvey, Loh & Collen, 2010). En el neotrópico las especies de la familia Felidae son de las más afectadas por las actividades humanas, ya que además de la destrucción de su hábitat, están consideradas como una amenaza para el ganado, son vendidas como mascotas y sus pieles son comercializadas (Ceballos, List, Medellín, Bonacic & Pacheco, 2010a).

En México habitan seis de las doce especies de felinos presentes en el continente americano: lince (*Lynx rufus*), puma (*Puma concolor*), jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo o margay (*Leopardus wiedii*) y el jaguar (*Panthera onca*) (Ceballos et al., 2010). Sin embargo, no se cuenta con información precisa y actualizada sobre sus patrones de distribución a nivel local y regional. Asimismo, se desconoce en gran medida el efecto que las variables ambientales tienen sobre sus patrones de distribución (Leopold, 1959; Emmons & Feer, 1997).

La vertiente del Pacífico es una región de México que en particular carece de información detallada sobre la presencia y distribución de especies de felinos, particularmente en la zona delimitada por el estado de Michoacán. Esto se debe en parte a la dificultad de acceso a esta región, caracterizada por una compleja topografía, consecuencia de la convergencia del Eje Neovolcánico, la Sierra Madre del Sur y la depresión de las cuencas del Balsas y Tepalcatepec (Garduño-Monroy, 2005). De acuerdo con Leopold (1959), las seis especies de felinos presentes en México se distribuían ampliamente en Michoacán. Sin embargo, la información disponible para sustentar esa afirmación era muy limitada y aunque en las décadas siguientes se agregaron nuevos registros de felinos en la región, la información es aún insuficiente,



dispersa geográficamente y en algunos casos imprecisa (Brand, 1960; Álvarez, Arroyo-Cabrales & González-Escamilla, 1987; Olalde-García, 1997).

La región delimitada por el estado de Michoacán estuvo originalmente dominada por el bosque tropical caducifolio o (selva baja caducifolia), en combinación con bosque tropical subcaducifolio (selva mediana) en las áreas más húmedas y bosques templados de encino-pino en elevaciones superiores a los 1 500msnm (Ceballos, García, Salazar, & Espinoza, 2010b). Sin embargo, la creciente actividad humana ha provocado que el paisaje de la región se caracterice en la actualidad por la presencia de un complejo mosaico de diferentes tipos de cobertura y usos del suelo, tales como bosques tropicales y bosques templados altamente fragmentados por la agricultura y ganadería (Bocco, Mendoza & Masera, 2001). El creciente impacto humano sobre los hábitats naturales existentes en la región incrementa la importancia de llenar el vacío de información existente sobre los patrones actuales de distribución de las especies de felinos.

Por lo anterior, los objetivos de este estudio se centraron en: 1) recabar y analizar la información existente sobre la distribución de las especies de felinos en la Costa del Pacífico, en particular en la región delimitada por el estado de Michoacán; 2) actualizar la información sobre la distribución actual de los felinos, a partir de la integración y análisis de los registros obtenidos para este grupo mediante trabajo de campo sistemático realizado durante los últimos 10 años; y 3) analizar cómo se distribuyen las especies en relación con la existencia de distintas ecorregiones, tipos de vegetación y variaciones climáticas. Todo con el fin de avanzar en el conocimiento de la ecología y estado de conservación de los felinos en el trópico seco del Pacífico Central.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El estado de Michoacán se localiza entre las coordenadas 17°55'-20°24'N y 100°04'-103°44'W, y abarca una superficie de 58 364km² (Garduño-Monroy, 2005). Debido a su heterogeneidad topográfica, altitudinal (0-3 hasta



569msnm) y de tipos de vegetación, en el estado se han identificado las siguientes ecorregiones (Olson et al., 2001; Garduño-Monroy, 2005): Bajío, Eje Neovolcánico, Bajo Balsas, Sierra Madre del Sur y Costa. En la región del Bajío, predomina el matorral subtropical y extensas planicies; en el Eje Neovolcánico, predominan los bosques templados de coníferas y de encino. En las ecorregiones del Bajo Balsas, Costa y Sierra madre del Sur, dominan los bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios, con una menor representación de bosques templados típicos de elevaciones superiores (Carranza-González, 2005).

Integración de registros de presencia de felinos en la región de Michoacán a partir de referencias bibliográficas y bases de datos:

Se revisaron y consultaron artículos científicos, tesis de grado y bases de datos nacionales como la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad REMIB (http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html) y la de la Unidad de Informática para la Biodiversidad UNIBIO (<http://unibio.unam.mx/>). Adicionalmente, también se consultaron portales internacionales como el: Global Biodiversity Information Facility **GBIF** (<http://www.gbif.org/>) y Mammal Networked Information System MaNIS (<http://manisnet.org/>). Dentro de las fuentes consultadas fueron particularmente importantes los registros de referencia provenientes de los proyectos: “Mamíferos de México”, del cual los especímenes fueron depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá (López-Wilchis, 1998), “Biodiversidad de los Mamíferos del Estado de Michoacán” en Álvarez-Solórzano y López-Vidal (1998) y el proyecto “Computarización de las colecciones del museo de Zoología Alfonso L. Herrera para su incorporación a la REMIB: Fase I”, en León-Paniagua (1999). Todos los registros que se obtuvieron fueron revisados, verificados y corregidos, en caso de ser necesario, para asegurarse que no hubiera errores en sus coordenadas geográficas e información de localidad de procedencia.

Registros de presencia de especies de felinos obtenidos en campo (2003-2013):

A partir del año 2003 se inició un programa para el registro de felinos en sitios seleccionados con base en su accesibilidad geográfica, tipo de vegetación, seguridad para el acceso y apoyo de los pobladores locales.



La colecta de registros sobre la presencia de felinos se realizó a través de: 1) registros directos (i.e., observaciones) e indirectos (i.e., cráneos, otros restos biológicos, excretas y huellas), ambos obtenidos durante recorridos diurnos y nocturnos de transectos; 2) cámaras-trampa, y 3) la realización de entrevistas estructuradas. Los sitios fueron visitados una sola ocasión, con la excepción de algunas localidades ubicadas en la Costa y la Sierra Madre del Sur 2010 y el 2013.

Los transectos tuvieron una longitud de 1.5 a 2.5km. El 50% de los recorridos de estos transectos fueron diurnos (6:00 a 10:00hr), el 25% nocturnos (22:00-2:00hr) y el 25% restante se realizó durante el crepúsculo (17:00-20:00hr). Las huellas se identificaron utilizando guías de campo y el apoyo de asistentes locales con experiencia (Aranda, 2000). Los cráneos encontrados se depositaron en las colecciones de mamíferos del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México y en la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo para que fueran catalogados.

Las cámaras-trampa se colocaron al borde de senderos, caminos y manantiales con el fin de maximizar la probabilidad de registrar la presencia de felinos (Silver et al., 2004). Este muestreo, se realizó principalmente después de la época de lluvias (noviembre) y durante la época de secas (diciembre a mayo). Se utilizaron los siguientes modelos de cámaras-trampa: Moultrie Game Spy, 4.0 megapixels (Moultrie feeders, Inc. Alabaster, Alabama) y Wildview Xtreme 4 y 5 (Wildview Co., Grand Prairie, Texas). Se consideraron como registros independientes los obtenidos para la misma especie y estación de cámara-trampa, pero obtenidas con una diferencia mínima de 24 horas o cuando se registró más de un individuo en una fotografía (Botello, Monroy, Illoldi-Rangel, Trujillo-Bolio & Sánchez-Cordero, 2007; Monroy-Vilchis, Zarco-González, Rodríguez-Soto, Soria-Díaz & Urios, 2011).

Para identificar los felinos registrados por fotografías (Fig. 1), se empleó la guía para mamíferos del Neotrópico de Emmons y Feer (1997). Además, para



diferenciar especies similares de felinos, como *L. wiedii* y *L. pardalis* se consultó respectivamente a Murray y Gardner (1997) y Oliveira (1998).



Fig. 1. Felinos silvestres registrados mediante cámaras-trampa en la región de estudio.



Las entrevistas se aplicaron a los habitantes de las localidades muestreadas y sirvieron principalmente para identificar áreas con presencia de los felinos, las cuales fueron visitadas para registrar sus coordenadas. En ocasiones las entrevistas también sirvieron para obtener evidencia, tal como la piel de felinos cazados, que sirvió para confirmar la presencia de las especies. Todos los registros bibliográficos y los obtenidos en campo durante este trabajo, están disponibles para quien los requiera a petición expresa dirigida al primer autor de este trabajo.

Análisis de los patrones de distribución de las especies de felinos: Una vez que las coordenadas de todos los registros de felinos se verificaron, se incorporaron un sistema de información geográfica (SIG) creado con el programa ArcGis versión 9.3 (ESRI, 2008). En este SIG también se incorporaron los mapas de las ecorregiones propuestas por Olson et al. (2001) y de la vegetación y uso de suelo a escala 1:250 000 (INEGI, 2013a), así como los polígonos de las áreas naturales protegidas de carácter estatal y federal (CONANP, 2013). En el caso de la cartografía de vegetación y uso del suelo se combinaron las siguientes categorías: pastizales inducidos, pastizales cultivados, agricultura de temporal y agricultura de riego, para formar una nueva categoría que se denominó: Usos Agropecuarios. Finalmente, al SIG se le incorporaron las siguientes capas de información en formato raster: modelo digital de elevación (MDE) con una resolución de 30 metros por pixel (INEGI, 2013b), y variables bioclimáticas relacionadas con la precipitación y temperatura que se descargaron del sitio web WorldClim-Global Climate Data (www.worldclim.org). En específico se incorporaron las siguientes variables bioclimáticas: BIO1=temperatura media anual, BIO5=temperatura máxima de mes más caluroso, BIO6=temperatura mínima de mes más frío, Bio12=precipitación anual, BIO13=precipitación de mes más húmedo y BIO14=precipitación de mes más seco. Estas variables han sido asociadas con la distribución de los felinos en otras regiones (Jiménez-Maldonado, 2007; Bárcenas & Medellín, 2010; Cuervo-Robayo & Monroy-Vilchis, 2012).

Para evaluar si existía una distribución diferencial de las especies de felinos en función de las características del ambiente, se realizó un análisis de escalamiento



multidimensional no métrico (NMDS). Se usó el comando `vegdist` de la biblioteca `Vegan` del programa R (R Core Team, 2013) para calcular las distancias euclidianas entre los registros de las especies en un espacio multivariado definido por las variables climáticas antes mencionadas y la elevación. Posteriormente, usamos el comando `MetaMDS` para realizar el análisis de NMDS. Este comando transforma automáticamente los datos buscando mejorar la calidad de la ordenación y busca de manera iterativa la solución del análisis con menor estrés (i.e., donde la ordenación representa de manera más fiel las distancias originales en el espacio multivariado) (Borcard, Gillet & Legendre, 2011).

Por último, se realizó un análisis de conglomerados para determinar si distintas áreas dentro de la región de estudio, representadas a partir de distintas combinaciones de ecorregiones y tipos de vegetación, se agrupaban en función de los patrones de presencia y tasas de captura de las especies de felinos. Se asignaron las siguientes claves de identificación a las ecorregiones (E1 Bajío, E2 Eje Neovolcánico, E3 Bajo Balsas, E4 Sierra Madre del Sur y E5 Costa) y tipos de vegetación (V1 bosque tropical caducifolio, V2 bosque tropical subcaducifolio, V3 bosque de pino, V4 bosque de pino-encino, V5 bosque de encino, V6 área agropecuaria). Posteriormente, se calcularon las tasas de captura (no. de registros/100 días/cámara-trampa) de cada especie para cada combinación ecorregión-tipo de vegetación. Con base en estos datos se calculó la distancia euclidiana entre las distintas áreas, usando el comando `vegdist` de la biblioteca `Vegan` del programa R (R Core Team, 2013). Se transformaron los datos (normalización) con la función `decostand` de `Vegan`. Se probaron distintas técnicas de aglomeramiento jerárquico para obtener un dendrograma incluyendo: ligamiento sencillo, ligamiento completo, UPGMA y Ward (para consultar detalles de estas técnicas ver Borcard et al., 2011). Para evaluar cuál de los dendrogramas resultantes era más efectivo para representar las distancias euclidianas entre las distintas áreas, se realizaron correlaciones cofenéticas (Borcard et al., 2011). Para determinar el número óptimo de conglomerados en el dendrograma se utilizó el comando `silhouette` de R (Borcard et al., 2011). Para este análisis sólo utilizamos los



registros de cámaras trampa por ser los más directamente comparables entre especies.

RESULTADOS

Registros bibliográficos: Se reunieron un total de 29 registros de los felinos (Fig. 2): *P. onca* (n=13), *L. rufus* (n=4), *P. yagouaroundi* (n=4), *L. wiedii* (n=4), *P. concolor* (n=2) y *L. pardalis* (n=2). Sin embargo, la mayoría de los registros carecían de una adecuada información que permitiera establecer de manera precisa sus coordenadas de origen.

Las fechas de los registros de origen bibliográfico, abarcaron desde el lince colectado por el “Smithsonian Institution” en el municipio de Pátzcuaro en 1892 (López-Wilchis, 1998), hasta la fotografía del tigrillo obtenida mediante una cámara trampa en el municipio de Uruapan en 2005 (Chávez-León & Zaragoza-Ribera, 2009).

Fueron muy poco los casos en los que se contó con especímenes colectados que estuvieran depositados en colecciones científicas. En ese sentido, destacan tres registros de *L. rufus* (López-Wilchis, 1998), uno de *P. yagouaroundi* (Álvarez-Solórzano & López-Vidal, 1998), y uno de *L. wiedii* (León-Paniagua, 1999).

La mayoría de los 29 registros bibliográficos correspondieron a reportes circunstanciales. Por ejemplo, se encontraron 13 registros bibliográficos de *P. onca*, que carecían de una precisa georreferenciación colectas de respaldo, una condición que dificultó la verificación o confirmación de los registros (Núñez, 2007; 2012). Entre los registros destacan por su ubicación los reportados por Brand (1960), con coordenadas correspondientes a la cabecera municipal de Coalcomán, así como el jaguar identificado en 1987, por medio de una piel encontrada en una curtiembre del municipio de Arteaga (Núñez, 2012).

Del total de estos registros, diez se presentaron en zonas urbanas, nueve en áreas de usos agropecuarios, tres en bosques de pino, tres en bosque de pino-encino, tres en bosque tropical subcaducifolio y finalmente uno en bosque tropical caducifolio. Con respecto a las ecorregiones, no se encontraron registros bibliográficos para el Bajío (Fig. 2). En contraste, en la ecorregión Costa, se concentraron once



registros. El 55% de los registros se encontraron a una altura por debajo de 1 000msnm.

Registros obtenidos en campo: Se acumuló un esfuerzo de muestreo de 1 107.5km de transectos y 8 699 días/cámara-trampa, que produjeron un total de 672 registros de felinos en 302 localidades distintas (Fig. 2). Se obtuvieron registros con todos los métodos (Tabla 1), aunque el más eficiente fue el uso de cámaras trampa, que generó el 74.3% de los registros, seguido por la identificación de huellas (11.3%) y las entrevistas (9.5%). La especie con el mayor número de registros totales fue *L. pardalis* (51.1%), seguida de *P. concolor* (29.8%). En contraste, *L. rufus* fue la especie con el menor número de registros (0.4%). Con respecto a los registros obtenidos mediante cámaras-trampa, el ocelote presentó la tasa de captura más alta con 29.8 registros por 100 días/cámara-trampa, seguido del puma con 14.9, tigrillo con 10.7, jaguarundi con 9.8, jaguar con 3.6 y finalmente el lince con 3.3. Se colectaron cinco cráneos que se depositaron en colecciones científicas (Tabla 1). Estos cráneos correspondieron a las siguientes especies: *L. pardalis* (MZFC 8888), *P. concolor* (MZFC 8897), *P. yagouaroundi* (MZFC 8890 y UMSNH 3413) y *P. onca* (MZFC 11063).

Tabla 1. Registros de felinos por método de muestreo

Tipos de evidencia	<i>L. rufus</i>	<i>P. concolor</i>	<i>P. yagouaroundi</i>	<i>L. pardalis</i>	<i>L. wiedii</i>	<i>P. onca</i>	Total
Avistamiento	0	6	1	10	4	0	21
Fotografía	2	128	15	279	54	21	499
Cráneos	0	1	2	1	0	1	5
Entrevistas	0	25	4	19	16	0	64
Excretas	0	3	0	0	0	0	3
Huellas	0	36	0	33	7	0	76
Pieles	1	1	0	1	1	0	4
Total	3	200	22	343	82	22	672

Patrones de distribución de las especies de felinos: La escasez de registros de felinos obtenidos a partir de la revisión de bibliografía y de bases de datos limitó la posibilidad de hacer una descripción detallada de la distribución de las especies de



felinos. Resalta, sin embargo, el que 65% de estos registros, corresponden a sitios que actualmente están sujetas a usos agropecuarios o son zonas urbanas.

Cuando se analizaron en conjunto todos los registros, destacaron el puma, ocelote y tigrillo como las especies con una distribución más amplia, que incluyó las ecorregiones de Bajo Balsas, la Sierra Madre del Sur y Costa. En estas regiones se registró en menor medida al jaguar y jaguarundi. Sin embargo, fue la ecorregión de la Sierra Madre del Sur donde se encontró el mayor número de registros, (n=271). En contraste, la ecorregión del Bajío es donde se presentó el menor número de registros (n=3), que sólo incluyeron a *L. rufus* (Fig. 2).



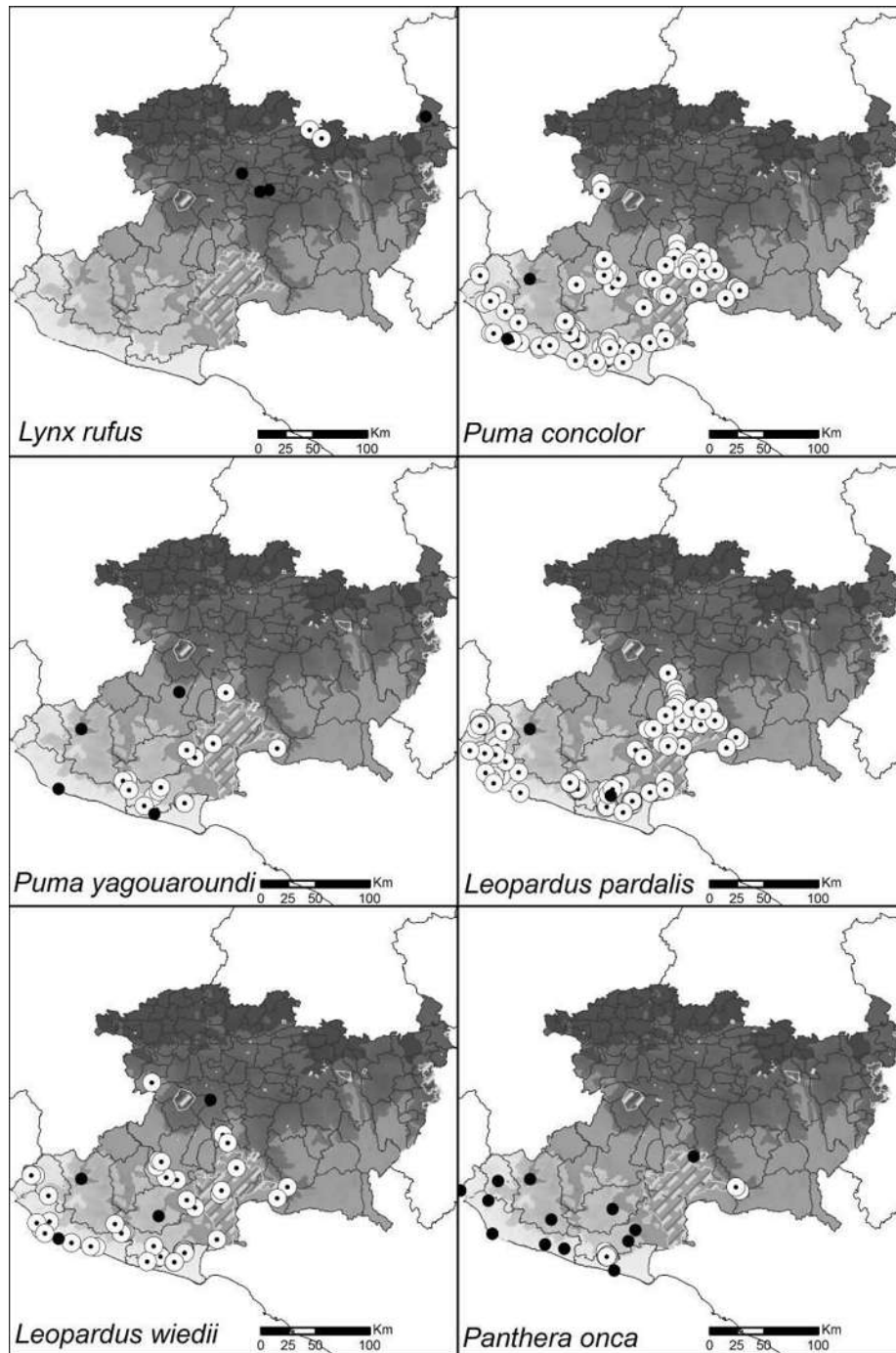


Fig. 2. Distribución geográfica de los registros de felinos obtenidos en este estudio. Los círculos negros corresponden a registros bibliográficos y los círculos blancos a registros obtenidos durante el trabajo de campo reportado en este estudio. La escala de grises representa las cinco ecorregiones del estado (Bajío, Eje Neovolcánico, Bajo Balsas, Sierra Madre del Sur y Costa).



En general, los registros de felinos se distribuyeron en un gradiente altitudinal entre los 3 y 2 746msnm. Sin embargo, un 89.5% de los registros se localizó por debajo de los 1 000msnm. *L. rufus* fue la especie cuyos registros tuvieron una distribución altitudinal más restringida ya que sólo se encontraron entre los 1 700 y 2 700msnm. En contraste, *P. concolor* y *L. wiedii* fueron las especies que se registraron en el intervalo altitudinal más amplio (3 a 1 758msnm).

El clima de la región donde se localizaron los 701 especímenes de felinos, presentó una precipitación durante el mes más seco de menos de 10mm, y el 82% (n=579) de los registros, correspondieron a zonas con escasa precipitación, pero con una precipitación en el mes más húmedo entre 201 y 300mm. El 56.0% (n=392) de los registros se presentaron en áreas con una temperatura promedio anual entre 21 y 25°C. El 71% (n=496) de los registros se localizaron en áreas donde la temperatura del mes más cálido fluctuó entre los 31 y 35°C. Por otra parte, el 69% (n=483) de los registros, se presentó en áreas donde la temperatura más fría varió entre 16 y 20°C. En la mayoría de especies, a excepción del lince y el jaguar, los registros se presentaron en localidades donde la temperatura máxima fue superior a los 39°C.

En general, los felinos se registraron en sitios que presentaron una temperatura media anual de 24°C y una precipitación anual de 1 040mm. La única excepción fue *L. rufus* que fue, que se registró a una temperatura 343 promedio de $15.8 \pm 1.3^\circ\text{C}$ y una precipitación media anual de 941 ± 171 mm (Apéndice 1).

Los resultados del análisis de NMDS hicieron evidente que la mayoría de las especies de felinos presentaron una afinidad con respecto a las condiciones ambientales de las localidades en las que hubo evidencia de su presencia (Fig. 3). La única excepción fue el lince, ya que las localidades donde se presentó se separaron claramente en el NMDS en particular por estar ubicadas a una mayor altitud y una precipitación del mes más seco, superior a los 6mm (Fig. 3).



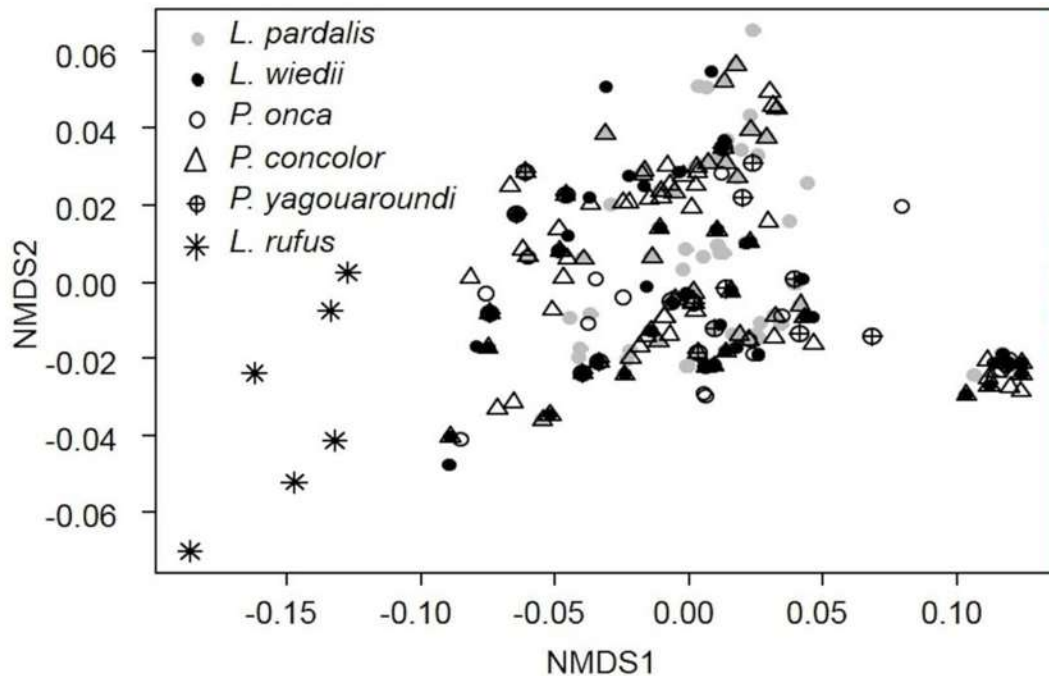


Fig. 3. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico que muestra la distribución de los registros de felinos en un espacio en función de un conjunto de siete variables ambientales. Mientras que la mayoría de las especies muestran un importante traslape en su distribución, el lince (*Lynx rufus*) se distingue por ser la que muestra una mayor diferenciación en su distribución.

Al analizar la tasa de registro de los felinos en las cámaras-trampa, encontramos que en la ecorregión del Bajío solo se registró al lince con una tasa de captura de 3.3 registros por 100 días/cámara-trampa. Mientras que en el bosque tropical caducifolio de la Costa y en los bosques de pino-encino de la Sierra Madre del Sur se registraron la mayor cantidad de especies de felinos con cinco y cuatro y las mayores tasas de captura de felinos con 9 y 8.5 registros por 100 días/cámara-trampa, respectivamente.

De acuerdo con el dendrograma resultante del análisis de conglomerados de las combinaciones de ecorregiones y tipos de vegetación se logró distinguir cinco grupos (Fig. 4A). El grupo uno, incluyó a cinco áreas dentro de las ecorregiones del Eje Neovolcánico, Bajo Balsas y Costa, donde se registraron a cinco especies de felinos



(sólo el lince estuvo ausente), con una tasa de captura de 15.3 registros por 100 días/cámara-trampa para los felinos registrados en bosques tropicales caducifolios, 3.8 registros por 100 días/cámara-trampa para los felinos registrados en bosque tropical subcaducifolio, y 13.7 registros por 100 días/cámara-trampa para los felinos registrados en bosques de pino-encino templada (Fig. 4A, B). El grupo dos, incluyó a registros de jaguarundi, ocelote y tigrillo en bosques tropicales caducifolios de la Sierra Madre del Sur con 7.6 registros por 100 días/cámara-trampa, terrenos agropecuarios en la Costa con 0.8 registros por 100 días/cámara-trampa y bosques de pino en el Eje Neovolcánico con 1.7 registros por 100 días/cámara-trampa (Fig. 4A, B). El grupo tres incluyeron los registros de puma, ocelote, tigrillo y jaguar para cuatro áreas: bosque tropical caducifolio del Eje Neovolcánico con 6.2 registros por 100 días/cámara-trampa, usos agropecuarios del Bajo Balsas con 3.1 registros por 100 días/cámara-trampa, bosques de pino de la Sierra madre del Sul con 1.5 registros por 100 días/cámara-trampa y bosque tropical subcaducifolio de la Costa con 2.6 registros por 100 días/cámara-trampa (Fig. 4A, B). El grupo cuatro incluyó únicamente a los bosques de encino de la Sierra Madre del Sur, donde se presentaron tasa de captura de 2.5, 7.5 y 2.5 registros por 100 días/cámara-trampa para puma, jaguarundi y ocelote, respectivamente (Fig. 4A, B). Por último, el quinto grupo incluyó a los dos registros de cámara-trampa de lince, los cuales se obtuvieron en los bosques tropicales caducifolios del Bajío, con una tasa de captura de 3.3 registros por 100 días/cámara-trampa (Fig. 4A, B).



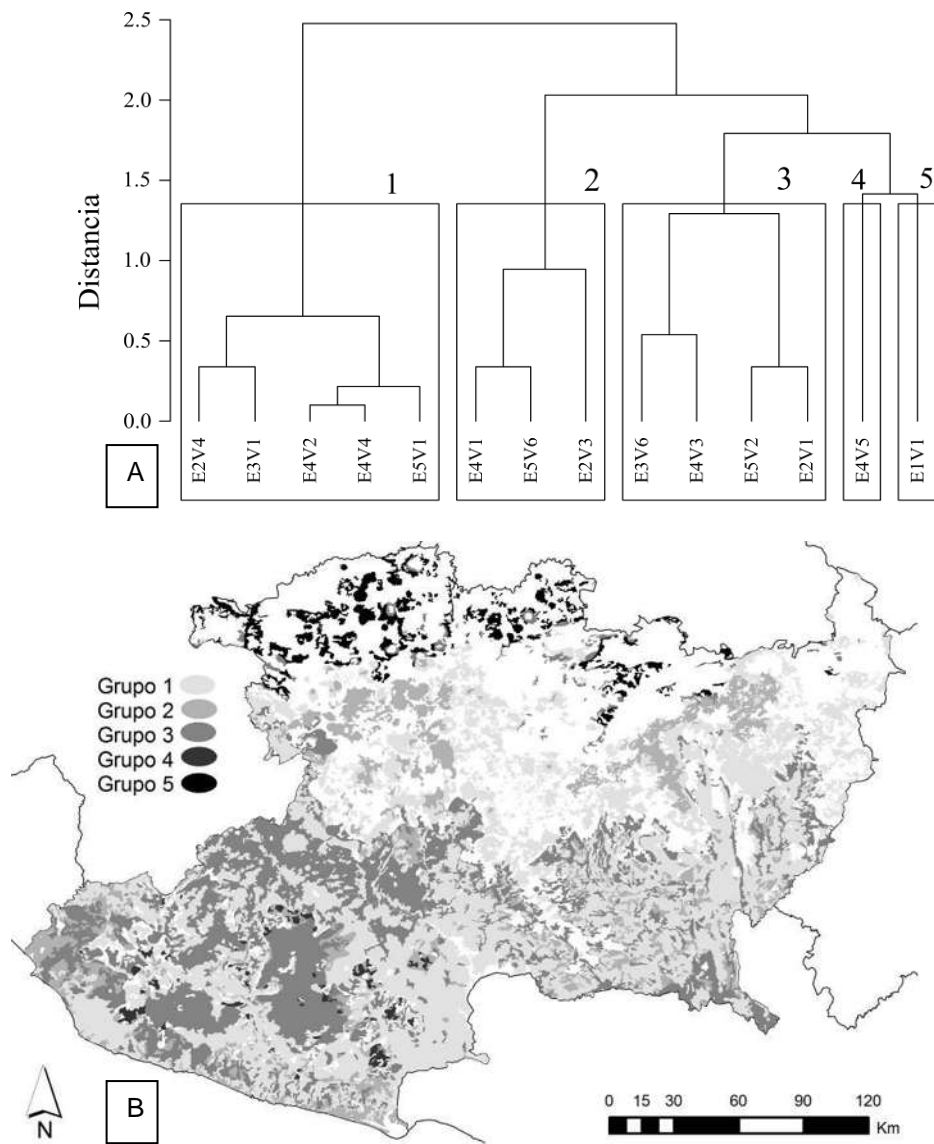


Fig. 4. A) Análisis de conglomerados que indica que se pueden distinguir cinco grupos de áreas con distintas combinaciones de cobertura vegetal y ecorregión, con base en los registros de cámara-trampa obtenidos para las distintas especies (simbología se detalla en métodos). B) Localización dentro del área de estudio de los cinco grupos identificados.



Solo 44 de los 701 registros correspondieron a sitios dentro de alguna de las 32 áreas naturales protegidas de carácter estatal y 13 de carácter federal existentes en la región. Prácticamente, la totalidad de estos registros se presentaron dentro de la Reserva de la Biosfera de Zicuirán Infiernillo (RBZI), y correspondieron a: *P. onca* (n=1), *P. concolor* (n=22), *P. yagouaroundi* (n=3), *L. pardalis* (n=15) y *L. wiedii* (n= 2). *L. wiedii* también se registró en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio. El lince fue la única especie para la que no se obtuvieron registros en alguna área protegida.

DISCUSIÓN

El trabajo de campo desarrollado en los últimos 10 años permitió pasar de 29 a 672 registros de felinos en la región de estudio, lo que significa un incremento de más del 2 000% en la información disponible. A partir de esta información es posible tener una visión más completa de los patrones de distribución de las especies de felinos en esta importante porción de la costa del Pacífico mexicano.

Los resultados muestran que las cinco especies de felinos de afinidad tropical presentan una distribución relativamente extensa que abarca un amplio intervalo altitudinal (desde el nivel del mar hasta los 1 760 msnm) y de diversos tipos de vegetación (bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios, bosques de pino, bosques de encino y bosques templados mixtos). En contraste la distribución del lince se restringió a los bosques más fríos localizados entre 2 000 y 2 800 msnm, una situación similar a la reportada en regiones cercanas como el estado de Oaxaca (Monroy & Briones-Salas, 2012).

Si bien hubo una alta coincidencia en los patrones de distribución de los felinos de afinidad tropical, existió también variación entre especies. Por ejemplo, mientras que alrededor del 40% de los registros del puma, ocelote y jaguarundi se presentaron en el bosque tropical caducifolio, sólo el 30% de los registros de tigrillo, y alrededor del 20% de los de jaguar, se obtuvieron en este hábitat. Algo similar se observó en el caso del bosque de pino-encino, en donde existieron registros de todas las especies, siendo el ocelote la especie con el mayor porcentaje de registros con 57%, seguido del puma con 27% el tigrillo con 12%, el jaguarundi con 2.5%, el jaguar con 1% y lince



con 0.5%. Esto sugiere la existencia de factores que operan a escalas más finas que pueden influir de manera diferencial sobre las preferencias de los felinos por distintos tipos de hábitat. Por ejemplo, la importancia de los bosques templados de encino-pino de la región para los felinos de afinidad tropical, ocelote, tigrillo, jaguarundi y jaguar, puede deberse a que proporcionan recursos claves durante la época seca (p. ej., agua, alimento o refugio) en la que estos se vuelven muy escasos en las zonas más cálidas y secas. Esta posibilidad adquiere mayor apoyo cuando se considera que los registros de las cámaras obtenidas en esos bosques correspondieron, principalmente, a la época seca del año, y que existe evidencia que muestra que los manantiales son sitios donde se concentra la actividad de los felinos y sus presas en la región (Charre-Medellín, 2012).

En este sentido, es de destacar que el jaguarundi fue la especie cuyos registros se distribuyeron en el ámbito más amplio de variación climática a pesar de presentar un número reducido de registros. En contraste el ocelote, a pesar de ser la especie con el mayor número de registros, presentó una concentración de los mismos en un intervalo de amplitud climática muy reducido. Por otra parte, algunos de los registros de jaguarundi, tigrillo y ocelote obtenidos en este estudio corresponden a las localidades más áridas y calientes en las que se ha registrado la presencia de poblaciones de esas especies de felinos en México. De esta manera los resultados de este estudio permiten tener una visión más amplia sobre la adaptabilidad de los felinos para habitar en un amplio ámbito de condiciones climáticas (Torres-Romero, 2009; Chávez-Tovar, 2010).

No sólo las condiciones climáticas determinan la abundancia y distribución de las especies. Para los felinos de mayor tamaño como el jaguar y puma, se ha documentado que prefieren hábitats con cobertura vegetal densa, poco fragmentada, distante de caminos, cercanos a cuerpos de agua y mínima perturbación humana en general (Thatcher, Van Manen & Clark, 2006; Laundré, Loredó, Hernández & Núñez, 2009; Charre-Medellín, 2012). En concordancia con esto, en este estudio se encontró



que la distribución y la mayor cantidad de registros de puma y jaguar coincidieron con las áreas con una mayor extensión continua de bosques tropicales y templados, poca densidad humana y disponibilidad de presas (Charre-Medellín, 2012). Por otra parte, los registros obtenidos en sitios agropecuarios, correspondieron principalmente a casos en los que los habitantes locales reportaban felinos acechando tanto al ganado o a aves de corral. Un estudio más detallado sobre el efecto del impacto humano en las poblaciones de felinos, puede servir para entender con mayor detalle cómo la perturbación humana interactúa con el clima y la escasez de recursos claves, como el agua, que pueden influir en los patrones de distribución y abundancia de los felinos, en un sistema altamente heterogéneo como el presente en el occidente de México.

Por otra parte, conocer la distribución de las especies a nivel regional, es el primer paso para implementar acciones de conservación, que permitan la persistencia de las poblaciones locales de especies, principalmente, aquellas que por sus requerimientos son más vulnerables a la extinción local, caso es el de los carnívoros en general y felinos en particular (Kanagaraj, Wiegand, Mohamed & Kramer-Schadt, 2013). En el área de estudio, urge contar con este tipo de información porque los bosques tropicales y bosques templados están actualmente afectados por elevadas tasas de deforestación anual de 1 y 1.8%, además de una tasa común de degradación del 20% en la extensión total de cubiertas de bosques y selvas (Bocco et al., 2001; Trejo & Dirzo, 2002; Mas-Causel, Velásquez-Montes & Fernández-Vargas, 2005).

A esto se agrega la baja cobertura de áreas protegidas en las regiones costeras y la Sierra Madre del Sur, donde los resultados indican que se encuentra la mayor cantidad de registros de felinos. El presente estudio, sumado a posteriores iniciativas, que continúen documentando la presencia de felinos en zonas poco exploradas de la costa del Pacífico, son particularmente necesarias para delimitar nuevas áreas de conservación de felinos en: áreas del Bajo Balsas que colindan con el Estado de México y Guerrero en el Este, los bosques secos del Noroeste del Bajío, Este del Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur. Estas nuevas coberturas permitirían incrementar la conectividad entre poblaciones, para establecer una red con las pocas áreas naturales protegidas existentes del centro y occidente del país como Jalisco y el



Estado de México (Monroy-Vilchis, Sánchez, Aguilera-Reyes, Suarez & Urios, 2008; Aranda, Botello & López-de Buen, 2012). De esta manera, la exploración de todas estas áreas, permitirá seguir incrementando el conocimiento sobre los factores que determinan los patrones de distribución de felinos a lo largo de gradientes ecológicos, permitiendo contar con mayores elementos para enfrentar el impacto humano actual y amenazas futuras como el cambio climático, el cual se anticipa tendrá un impacto significativo en la región al aumentar la temperatura promedio (3.6°C) y disminuir la precipitación anual promedio (-7.8%) en las próximas décadas (Sáenz-Romero et al., 2010; Sáenz-Romero et al., 2012).



LITERATURA CITADA

- Álvarez, T., Arroyo-Cabrales, J., & González-Escamilla, M. (1987). Mamíferos (excepto Chiroptera de la costa de Michoacán, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 31, 13-62.
- Álvarez-Solórzano, T., & López-Vidal, J. C. (1998). *Biodiversidad de los mamíferos en el Estado de Michoacán*. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Base de datos SNIB2010-CONABIO proyecto No. P020. México, D. F.
- Aranda, M. (2000). *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México*. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.
- Aranda, M., Botello, F., & López-de Buen, L. (2012). Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83, 778-784.
- Baillie, J. E. M., Griffiths, J., Turvey, S. T., Loh, J., & Collen, B. (2010). *Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates*. Zoological Society of London, United Kingdom.
- Bárcenas, H., & Medellín, R. (2010). Ocelot (*Leopardus pardalis*) in Aguascalientes, México. *The Southwestern Naturalist* 55(3), 447-449.
- Bocco, G., Mendoza, M., & Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio de uso de suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Boletín de Investigaciones Geográficas* 44, 18-38.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R. Use R! series*. Springer, NY.
- Botello, F., Monroy, G., Illoldi-Rangel, P., Trujillo-Bolio, I., & Sánchez-Cordero, V. (2007). Sistematización de imágenes obtenidas en fototrampeo, una propuesta de ficha. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78, 207-210.



- Brand, D. (1960). *Coalcomán and Motines del Oro. An ex-district of Michoacán, México*. The Hague: Martinus Nijhoff. Institute of Latin American Studies. University of Texas, Austin, Texas.
- Carranza-González, E. (2005). Vegetación. In L. E. Villaseñor-Gómez (Ed.), *La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado* (pp. 38-45). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Ceballos, G., & Ehrlich P. R. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296, 904-907.
- Ceballos, G., List, R., Medellín, R., Bonacic, C., & Pacheco, J. (2010a). *Los felinos de américa. Cazadores sorprendentes*. TELMEX, México.
- Ceballos, G., García, A., Salazar, I., & Espinoza, E. (2010b). Conservación de los vertebrados de selvas secas: patrones de distribución, endemismo y vulnerabilidad. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel & R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 369- 386). México: FCE – CONABIO – CONANPWWF- MÉXICO - ECOCIENCIA S.C. –TELMEX.
- Charre-Medellín, J. F. (2012). *Uso de manantiales por los mamíferos silvestres en bosques tropicales de Michoacán* (Tesis de Maestría). Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.
- Chávez-León, G., & Zaragoza-Ribera, S. (2009). Riqueza de mamíferos del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89, 95-104.
- Cody, R. P., & Smith, J. K. (1991). *Applied statistics and the SAS programing language*. Third edition. Prentice Hall. Engelwood Cliffs, New Jersey.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2013). *Áreas Naturales protegidas Federales*. Recuperado de <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/informacion/info.htm>.



- 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* 60(3),1357-1367.
- Emmons L. H., & Feer, F. (1997). *Neotropical Rain Forest Mammals, a Field Guide*. 2da ed. The University of Chicago Press.
- ESRI. (2008). *ArcGis reléase Versión 9.3*. Redlands, California, USA: Environmental Scientific Research Institute.
- Garduño-Monroy, V. (2005). El Relieve, Descripción física y biótica (Cap. 2). En: L. E. Villaseñor-Gómez (Ed.), *La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado* (pp. 21-24). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013a). *Continúo de Elevaciones Mexicano 3.0*. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013b). *Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Serie V, escala 1: 250 000*. México.
- Jiménez-Maldonado, R. E. (2007). *Modelación de nicho ecológico y coexistencia de ocelotes (Leopardus pardalis) y gatos monteses (Lynx rufus) en México* (Tesis de Maestría). Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. México
- Kanagaraj, R., Wiegand, T., Mohamed, A., & Kramer-Schadt, S. (2013). Modelling species distributions to map the road towards carnivore conservation in the tropics. *The raffles bulletin of zoology* 28, 85-107. <http://zoobank.org/urn:lsid:zoobank.org:pub:43A334A0-CECD-4916-BBF2-B572A95CFEE4>
- Laundré, J. W., Loredó, J., Hernández, L., & Núñez, D. (2009). Evaluating potential factors affecting puma *Puma concolor* abundance in the Mexican Chihuahuan Desert. *Wildlife Biology* 15, 207-212.



- León-Paniagua, L. (1999). *Computarización de las colecciones del museo de Zoología Alfonso L. Herrera para su incorporación a la REMIB: Fase I*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. NIB2010-CONABIO proyecto No. J123. México, D.F.
- Leopold, A. (1959). *Wildlife of Mexico: The game birds and mammals*. University of California Press, Berkeley.
- López-Wilchis, R., & López-Jardines, J. L. (1998). *Los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá*. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, D.F.
- Mas-Causel, J.F., Velásquez-Montes, A., & Fernández-Vargas, T. (2005). Monitoreo de los cambios de cobertura del suelo en Michoacán. In L. E. Villaseñor-Gómez (Ed.), *La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado* (pp. 204-206). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Monroy, G., & Briones-Salas, M. (2012). Primeros datos sobre Área de actividad de gato montés (*Lynx Rufus*) en Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28(2), 471-474.
- Monroy-Vilchis, O., Sánchez, O., Aguilera-Reyes, U., Suarez, P., & Urios, V. (2008). Jaguar (*Panthera onca*) in the State of Mexico. *The Southwestern Naturalist* 53, 533-537.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., & Urios V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical* 59(1), 373-383.
- Murray, J. L., & Gardner, G. L. (1997). *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548, 1-10.
- Núñez, R. (2007). Distribución y situación del jaguar en el occidente de México. In G. Ceballos & R. List (Eds.), *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios*



- de caso y perspectivas* (pp.25-40). México: CONABIO-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Núñez, R. (2012). The status of jaguars in Michoacán, Mexico. *Wild Felid Monitor* 4, 18.
- Olalde-García, G. (1997). *Mamíferos de talla corporal mediana y grande de tres localidades en el estado de Michoacán* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Oliveira, T. (1998). *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species* 579, 1-6.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, J. V. N., Underwood, E. C., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51, 933-938.
- R Core Team. (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J. C., Briones, M. A., & Falcucci, A. (2011). Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17, 350-361.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Crookston, N. L., Duval, P., St-Amant, R., Beaulien, J., & Richardson B. A. (2010). Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change* 102, 595-623.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Crookston, N. L., Duval, P., St-Amant, R., & Beaulien, J. (2012). Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Michoacán state, México. Impacts on the vegetation. *Revista Fitotecnia Mexicana* 35(4), 333-345.
- Silver, S., Ostro, E. T., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. J., & Ayala G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38(2), 1-7.
- Thatcher, C. A., Van Manen, F. T., & Clark, J. D. (2006). Identifying suitable sites for Florida panther reintroduction. *Journal of Wildlife Management* 70, 752-763.



Torres-Romero, E. J. (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. México.

Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94, 133-142.



CAPITULO II

Estimación de abundancias potenciales para felinos silvestres en el Centro-Occidente de México.



INTRODUCCIÓN

La abundancia de las especies es un parámetro ampliamente estudiado en ecología y se define como el número de individuos que se encuentran en un área determinada y que conforman a la comunidad (Begon et al. 2006). En torno a los patrones de abundancia de las especies se ha planteado la teoría de que la abundancia de las especies varía a lo largo de sus rangos de distribución, donde la mayoría de los sitios tienen pocos individuos y pocos sitios tienen muchos individuos, además de que existe una autocorrelación espacial evidente, por lo que lugares cercanos o colindantes tienden a tener abundancias similares (Brown et al. 1995).

Por otro lado, históricamente se había planteado la hipótesis conocida como “centro-abundante” propuesta por Rapoport (1982), que establece que las especies tienden a ser más abundantes hacia el centro de su distribución geográfica, encontrando que lo anterior es un patrón muy general que está lejos de cumplirse en la mayoría de las especies (Sagarin et al. 2006). Recientemente, Martínez-Meyer (2013) encuentran que la abundancia de las especies se encuentra inversamente relacionada con la distancia multidimensional al centroide del nicho ecológico de una especie, siempre y cuando la frecuencia de los puntos de colecta refleje la frecuencia de aparición de la especie. Sin embargo, la evidencia no es concluyente ante la enorme variedad de historias de vida de las especies, y la heterogeneidad ambiental que afecta de forma distinta a cada especie.

Por tal motivo, en los últimos años han vuelto a surgir preguntas como; ¿Porque algunas especies son más abundantes que otras?, ¿Porque la abundancia es tan diferente entre sitios? y ¿Qué factores determinan o influyen en estas variaciones?. Dichas preguntas se han abordado desde diferentes aproximaciones como lo son; la interpolación de datos de abundancia local sobre un área geográfica de interés, basándose en el supuesto de que las abundancias están espacialmente autocorrelacionadas (Brown 1995, Bahn y McGill 2007, Weber et al. 2016). También la selección de hábitat puede utilizarse para predecir la abundancia, ya que la selección de hábitat es proporcional a la probabilidad de que un área se por un



individuo (Manly et al., 2002, Boyce et al., 2016). Y recientemente el uso de modelos de nichos ecológicos (MNE), donde se utilizan datos de ocurrencia que a su vez proporcionan un mapa de aptitud ambiental para una especie, basado en variables ambientales donde áreas con mayor aptitud podrían indicar las áreas que mejor coinciden con el nicho ecológico de una especie, por lo tanto, las áreas con alta aptitud ambiental o probabilidad de ocurrencia tienden a albergar poblaciones más grandes (Weber et al. 2016).

A partir de un análisis de revisión realizado por Weber et al. (2016), sobre la relación entre las abundancias de las especies y la aptitud ambiental, se encontraron 30 estudios entre el 2001 y 2015, que realizaron aproximaciones de las abundancias potenciales para una gran cantidad de organismos que van desde invertebrados hasta grandes carnívoros a partir de MNE usando tres enfoques diferentes: 1) modelos estadísticos, 2) similitud y 3) métodos de aprendizaje automático. En estos trabajos se encontraron correlaciones entre la abundancia de las especies y la aptitud ambiental que pueden ir desde fuertes y positivas hasta negativas (Weber et al. 2016). Esta variación en las correlaciones puede deberse a diversos factores como la escala espacial del estudio, el método empleado o las variables empleadas para generar los modelos de aptitud ambiental.

Para el caso de los carnívoros y en particular para los felinos silvestres, la relación entre sus abundancias y su aptitud ecológica ha sido poco estudiada, debido principalmente a la dificultad que representa generar datos de abundancia de estas especies en vida libre debido a las características intrínsecas de las especies, como pueden ser; tamaños poblacionales bajos de manera natural, solitarios, con amplia distribución y ámbitos hogareños relativamente grandes (Ceballos 2010).

En el caso del jaguar, recientemente se han realizado varios intentos para estimar abundancias potenciales a lo largo de toda su área de distribución en el continente americano. Torres et al. (2012) observaron que BIOCLIM (un método de similitud) y MaxEnt (un método de aprendizaje automático) tuvieron el mejor desempeño en correlacionar la idoneidad ambiental con la abundancia de jaguar entre



once algoritmos diferentes con R^2 de 0.33 y 0.16. Mientras que Martínez-Meyer et al. (2013) encuentra una relación entre las abundancias de jaguar y la distancia a centroide ambiental de la especie de $R^2=0.13$.

Por tal motivo, el objetivo de este capítulo es estimar espacialmente las abundancias potenciales de las seis especies de felinos del país, a partir de los gradientes de asociación entre variables ambientales y abundancias relativas observadas en el centro-occidente de México, evaluando distintas formas de modelado espacial.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio. Los estados de Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Estado de México forman parte del Centro-Occidente de México, caracterizado por presentar una de las más complejas topografías, donde convergen la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre del Sur y el Eje Neovolcánico Transversal, tres de las cuatro cadenas montañosas más abruptas en el país. Además, esta región es cruzada por la cuenca del Río Balsas, por lo que se presentan condiciones ecológicas únicas en México (Pronatura México A.C. & The Nature Conservancy 2007). La heterogénea topografía de la región de estudio crea condiciones para 11 ecorregiones distintivas, siendo los bosques tropicales, los bosques de templados y los matorrales, los principales tipos de vegetación en el área de estudio (Olson et al. 2001). En el Centro-Occidente de México, donde se ubica nuestra la región de estudio se pueden encontrar hasta 322 especies de mamíferos (61.3% del país), destacando las seis especies de felinos de México (Pronatura México A.C. & The Nature Conservancy 2007).

La región es considerada como prioritaria para la conservación del jaguar y otras especies de felinos por la presencia múltiples barrancas y cañones con vigorosa cobertura vegetal, donde se asumen condiciones ideales para su funcionamiento como corredores que garantizarían dispersión y contacto entre poblaciones de felinos del Pacífico norte y del Pacífico sur de México (CONANP, 2009; Rabinowitz y Zeller, 2010; Núñez, 2012; Rodríguez-Soto et al., 2011; Rodríguez-Soto et al., 2013). Se presentan



42 de las 177 áreas naturales protegidas de carácter federal en México (CONANP 2015), favoreciendo la conectividad de dicho corredor.

Datos de presencia. Para la generación de los modelos de nicho ecológico se concentró datos de presencia de las especies a lo largo de su distribución, maximizando las probabilidades de obtener así una máxima representación del nicho ecológico fundamental en el que las especies ocurren (Sánchez-Fernández et al. 2011).

Se revisó bases de datos nacionales e internacionales disponibles en internet incluyendo, la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad REMIB (http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html), la Unidad de Informática para la Biodiversidad UNIBIO (<http://unibio.unam.mx/>), el Global Biodiversity Information Facility GBIF (<http://www.gbif.org/>) y Mammal Networked Information System MaNIS (<http://manisnet.org/>). Se obtuvieron 8 700 registros de las seis especies de felinos para toda su área de distribución en el continente Americano. Todos los registros pasaron por un proceso de depuración donde se consideraron solamente los registros con coordenadas únicas por especie y sus coordenadas fueron revisadas y en algunos casos corregidas o georreferenciadas. Se examinó que estuviesen en pixeles diferentes de 10 x10 km, la resolución espacial para generar los modelos predictivos. Registros que presentes fuera del rango reconocido de distribución o registros fósiles fueron excluidos. Posteriormente se utilizaron para la generación de los modelos de idoneidad 3 796 registros para *L. Rufus* (n= 1 545), en *P. concolor* (n= 1 095), *L. pardalis* (n= 346), *P. onca* (n= 301), *P. yagouaroundi* (n= 288) y *L. wiedii* (n= 221) (Fig. 1).

Delimitación del área geográfica para los modelos de nicho ecológico.

Estudios recientes han demostrado que la extensión de la zona de estudio o el área accesible de una especie en los modelos de nicho ecológico, puede subestimar o sobreestimar la generación y evaluación de los modelos (véase Soberón & Peterson 2005, Lobo et al. 2010, Barve et al. 2011, Jiménez-Valverde et al 2011). En este sentido, nosotros seguimos el procedimiento del Análisis de Tendencia Superficial



(TSA) propuesto por Acevedo et al. (2012), para delimitar el área geográfica utilizada (Fig. 1). El TSA delimita el área que tiene mayor probabilidad de ser accesible por una especie a partir de su patrón de distribución y evita la inclusión de regiones geográficas que por su lejanía espacial puede sobreestimar la generación del modelo de distribución potencial (MDP) (Acevedo et al. 2012).



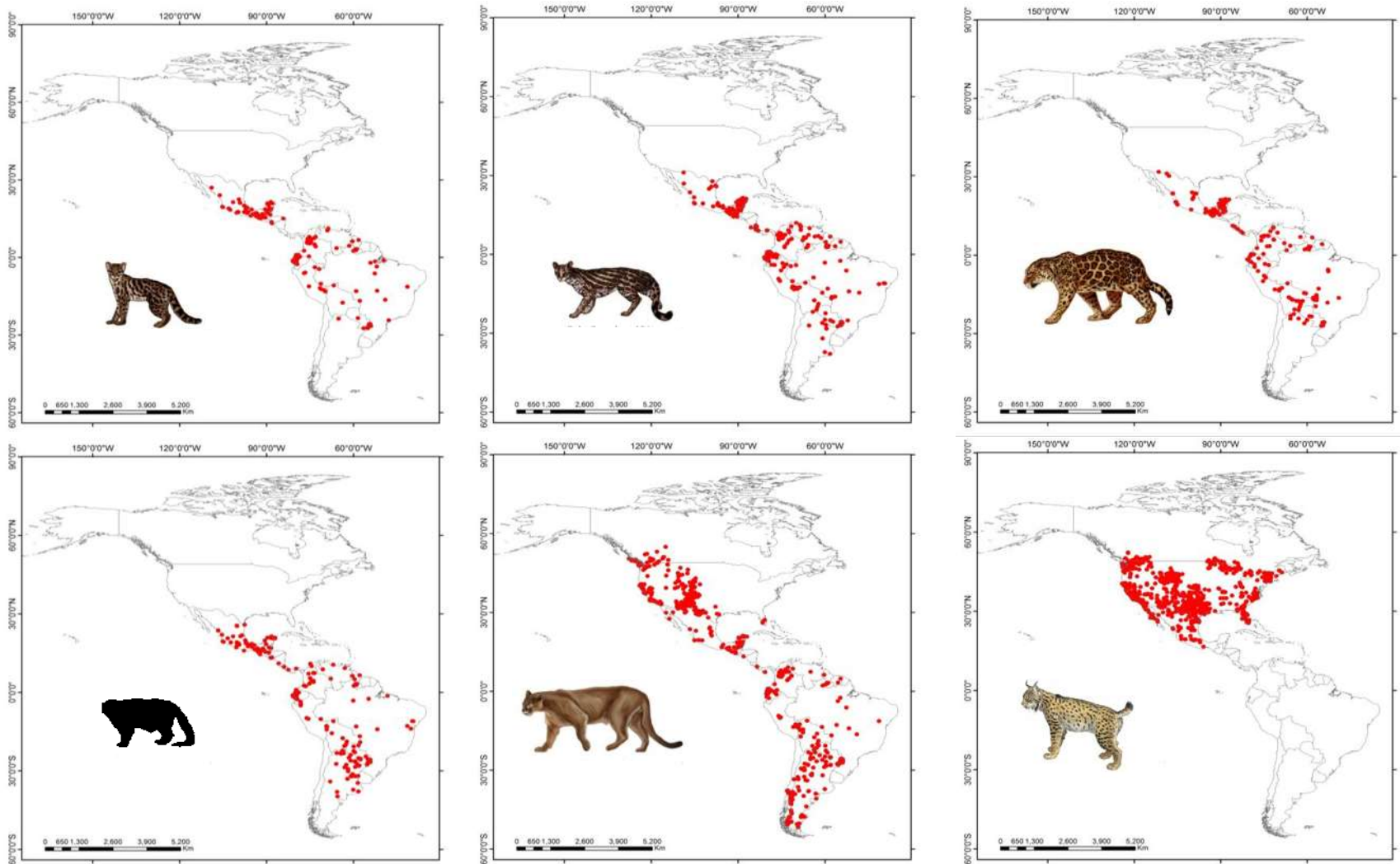


Figura 1. Registros utilizados para generar los modelos de distribución potencial a partir del TSA.



Modelo de distribución potencial. Usando el TSA de cada especie en resolución espacial de 10 x 10 km por pixel, se seleccionó la información de las variables utilizadas para la generación de los modelos de nicho ecológico. Se usó la variable de Huella Humana (HH), la cual integra una superposición de varias capas de datos globales que representan los distintos factores que ejercen una influencia sobre los ecosistemas, como densidad de la población humana, áreas urbanas, carreteras, ríos navegables, uso de suelo agrícola y la distribución de los biomas a nivel mundial. Los valores de la HH se interpretan en escalas de 1 a 100, siendo 1 las áreas mejor conservadas y 100 las áreas más dañadas antropogénicamente (Wildlife Conservation Society & Center for International Earth Science Information 2005).

Además se utilizaron las 19 variables climáticas obtenidas de WorldClim (ver Hijmans et al. 2005), BIO1 = temperatura media Anual, BIO2 = promedio del rango diurno (promedio mensual (t máx - t mín)), BIO3 = isothermalidad, BIO4 = estacionalidad de la temperatura, BIO5 = temperatura máxima de mes más caluroso, BIO6 = temperatura mínima de mes más frío, BIO7 = rango anual de temperatura, BIO8 = temperatura media de trimestre más húmedo, BIO9 = temperatura media de trimestre más seco, BIO10 = temperatura media de trimestre más caluroso, BIO11 = temperatura media de trimestre más frío, BIO12 = precipitación anual, BIO13 = precipitación de mes más húmedo, BIO14 = precipitación de mes más seco, BIO15 = estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación), BIO16 = precipitación de trimestre más húmedo, BIO17 = precipitación de trimestre más seco, BIO18 = precipitación de trimestre más caluroso y BIO19 = precipitación de trimestre más frío.

A partir de los registros de presencia de las seis especies de felinos, la HH y las variables climáticas, se crearon dos conjuntos de modelos. El primero incluyó solo las variables climáticas (modelos sin huella humana), y el segundo adicionando la variable HH (modelos con huella humana).

Se generaron modelos de nicho ecológico para las seis especies de felinos utilizando cuatro métodos; Modelos Lineales Generalizados (GLM's), Maxent, Distancias al Centroides (DC) e Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI), los cuales se



correlacionaron con el índice de abundancia relativa (IAR) observado para las seis especies a una escala regional (Centro-Occidente de México).

Los GLM's son una extensión de la regresión múltiple clásica, se han utilizado en la generación de modelos de distribución de especies (ver Guisan et al., 2002). Los GLM's se utilizaron a partir de los datos de presencia y la generación de pseudo-ausencias. El uso de pseudo-ausencias mejorarla calidad de los modelos y aumenta su precisión (Engler et al., 2004).

MaxEnt, se fundamenta en el concepto de máxima entropía, hace predicciones a partir de información incompleta, y estima la distribución más uniforme en el área estudiada con la restricción de que el valor esperado para cada variable ambiental en una distribución debe ser acorde con su promedio empírico. Proporciona curvas de respuesta de la especie ante las variables ambientales y estima la importancia de cada una en explicar la distribución de la especie (Phillips et al., 2006). En MaxEnt se activaron los módulos y opciones «Create response curves», «Make pictures of predictions» y «Do jackknife measure variable importance». Se seleccionó el tipo de salida logística de los modelos.

En distancias al centroide se utilizaron los modelos generados a partir de MaxEnt que fueron reclasificados en mapas binarios (presencia/ausencia) usando el umbral «Minimum training presence» debido a que presenta los valores más bajos de omisión y la menor superficie de presencia, lo cual elimina los errores de comisión (Papes, y Gaubert, 2007). Una vez reclasificados en mapas binarios se caracterizaron los nichos de las especies combinando las variables ambientales con la predicción de los modelos binarios generados en MaxEnt en ArcGIS v. 9.3 (ESRI, Redlands, CA, EUA). Se calculó el centroide de cada una de las variables (moda) y finalmente se calculó la distancia euclidiana multidimensional de todos los píxeles hasta el centroide de nicho ecológico (Martínez-Meyer et al., 2013).

Finalmente, los Índice de Idoneidad de Hábitat (HSI) son un método sencillo en el cual muchas veces depende de la experiencia y el conocimiento del evaluador



acerca de la especie (Delfín-Alonso et al., 2009). En el método se otorga puntuaciones o calificaciones que normalmente van de 0 a 100 a la importancia relativa de las distintas unidades ecológicas (variables) para las especies. Para los HSI nos basamos en la opinión de expertos a partir de la información obtenida por seis especialistas de felinos en México. La información se basó en la importancia para la presencia de las seis especies de felinos de parámetros ambientales (huella humana). La suma total de las ponderaciones por especie fue de 100% (Tabla 1). Debido que en la opinión de expertos siempre consideraron la huella humana como importante, no se consideró el escenario “sin huella humana”.

Tabla 1. Puntuaciones de las variables importantes para la presencia de felinos otorgadas por los expertos para la generación de los Índices de Idoneidad de Hábitat.

Especie	Variables Climáticas (%)	Variables topográficas (%)	Variables antropogénicas (%)
Jaguar	20	20	60
Tigrillo	10	10	80
Ocelote	30	20	50
Jaguarundi	30	30	40
Puma	30	30	40
Lince	50	30	20

Todos los modelos fueron interpolados al Centro-Occidente de México (Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Estado de México) a una resolución de 1 km². Para evaluar el desempeño de los MDP de los felinos se utilizó el 70% de los registros para generar los modelos y el 30% para validarlos a partir de la característica de funcionamiento del receptor (ROC, Zweig y Campbell 1993), ya que permite evaluar la



sensibilidad (proporción de positivos correctamente identificados como positivos del número total de casos positivos) y especificidad (razón de casos negativos correctamente predichos del número total de casos negativos). Para medir el desempeño del modelo (por ejemplo, Lobo et al., 2006). El área bajo la función ROC (AUC), independiente del umbral de presencia / pseudo-ausencia es la mejor medida de precisión de predicción del modelo (Fielding 2002).

Una vez evaluados los MDP de los felinos para el centro occidente de México, realizamos un mapa de consenso entre las cuatro aproximaciones (GLM's, MaxEnt, Distancias al centroide y HSI), para los dos escenarios (Con huella humana y sin huella humana).

Índice de abundancias potenciales. A partir del trabajo de campo realizado en diversas regiones del estado de Michoacán, se obtuvo 118 coordenadas con valores de abundancia. (Ocelote= 54, Puma= 48, Tigrillo 26, Jaguar= 12, Jaguarundi= 12). Para el lince solamente se obtuvo dos coordenadas, por lo que no fue incluido en este análisis. Estos valores de abundancia relativa se interpretan como tasa de captura (no. de registros/100 días cámara-trampa) (Charre-Medellín et al. 2015).

Estos valores de abundancias relativas se relacionaron con los valores de probabilidad, adecuación o distancias al centroide de los modelos de los felinos con un análisis de regresión lineal. Los valores de la regresión fueron extrapolados al estado de Michoacán para generar los mapas de abundancias potenciales de los felinos. Al igual que con los MDP, para los modelos de abundancias potenciales se realizaron mapas de consenso entre las cuatro aproximaciones (GLM's, MaxEnt, distancias al centroide y HSI), para los dos escenarios (Con huella humana y sin huella humana).

RESULTADOS

Se generaron los MDP de las seis especies de felinos presentes en el país, para el Centro-Occidente de México a partir de las características ambientales y



antropogénicas que presentan los felinos a lo largo de su área de distribución conocida (TSA) (Apéndice 2). De manera general los mejores MDP a partir de los valores de validación del AUC para las seis especies fueron los obtenidos por MaxEnt, seguidos de los GLM y los HSI. Mientras que los modelos a partir de distancias al centroide presentaron los valores más bajos del AUC (Tabla 2) y (Apéndice 3).

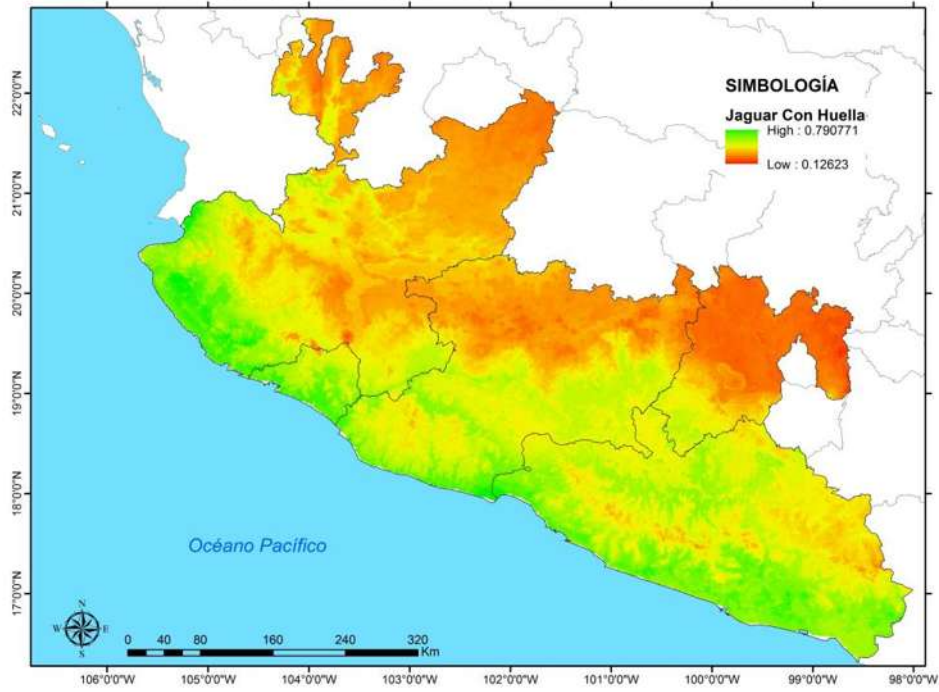
Tabla 2. Validación de los modelos de distribución potencial para las seis especies de felinos en el Centro-Occidente de México.

Espece	Parámetro de validación	GLM con huella humana	GLM sin huella humana	MaxEnt con huella humana	MaxEnt sin huella humana	Distancias con huella humana	Distancias sin huella humana	HSI
Ocelote	AUC	0.805	0.751	0.913	0.907	0.747	0.694	0.862
Puma	AUC	0.809	0.804	0.893	0.892	0.662	0.575	0.878
Tigrillo	AUC	0.797	0.755	0.914	0.913	0.781	0.788	0.986
Jaguar	AUC	0.830	0.813	0.919	0.911	0.886	0.794	0.848
Jaguarundi	AUC	0.822	0.783	0.908	0.890	0.883	0.857	0.718
Lince	AUC	0.708	0.692	0.835	0.832	0.803	0.714	0.837

De manera general, cinco de las 6 especies presenta una afinidad a zonas de clima tropical, ya que las áreas con el valor más alto de probabilidad para su distribución potencial, se presentó a lo largo de la región de la costa del Pacífico (Figs. 2,3,4,6,7). En contraste, la distribución potencial del lince presenta mayor probabilidad en el Eje Neovolcánico Transversal y partes altas de la Sierra Madre del Sur y Bajo Balsas (Fig. 5). Los mapas de distribución potencial en los modelos con la variable “huella humana” presentan fuerte asociación a vías de comunicación y cercanía a poblados.



Mapa de Consenso de la Distribución Potencial Con Huella Humana de Jaguar



Mapa de Consenso de la Distribución Potencial Sin Huella Humana de Jaguar

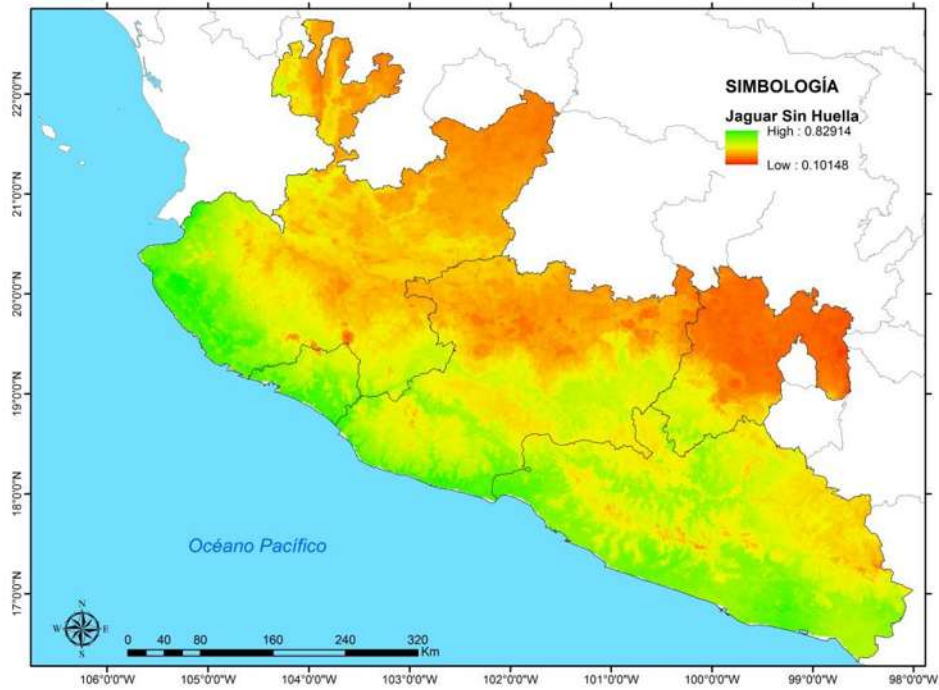


Figura 2. Mapas de consenso de la distribución potencial de *Panthera onca* en el Centro-Occidente de México.



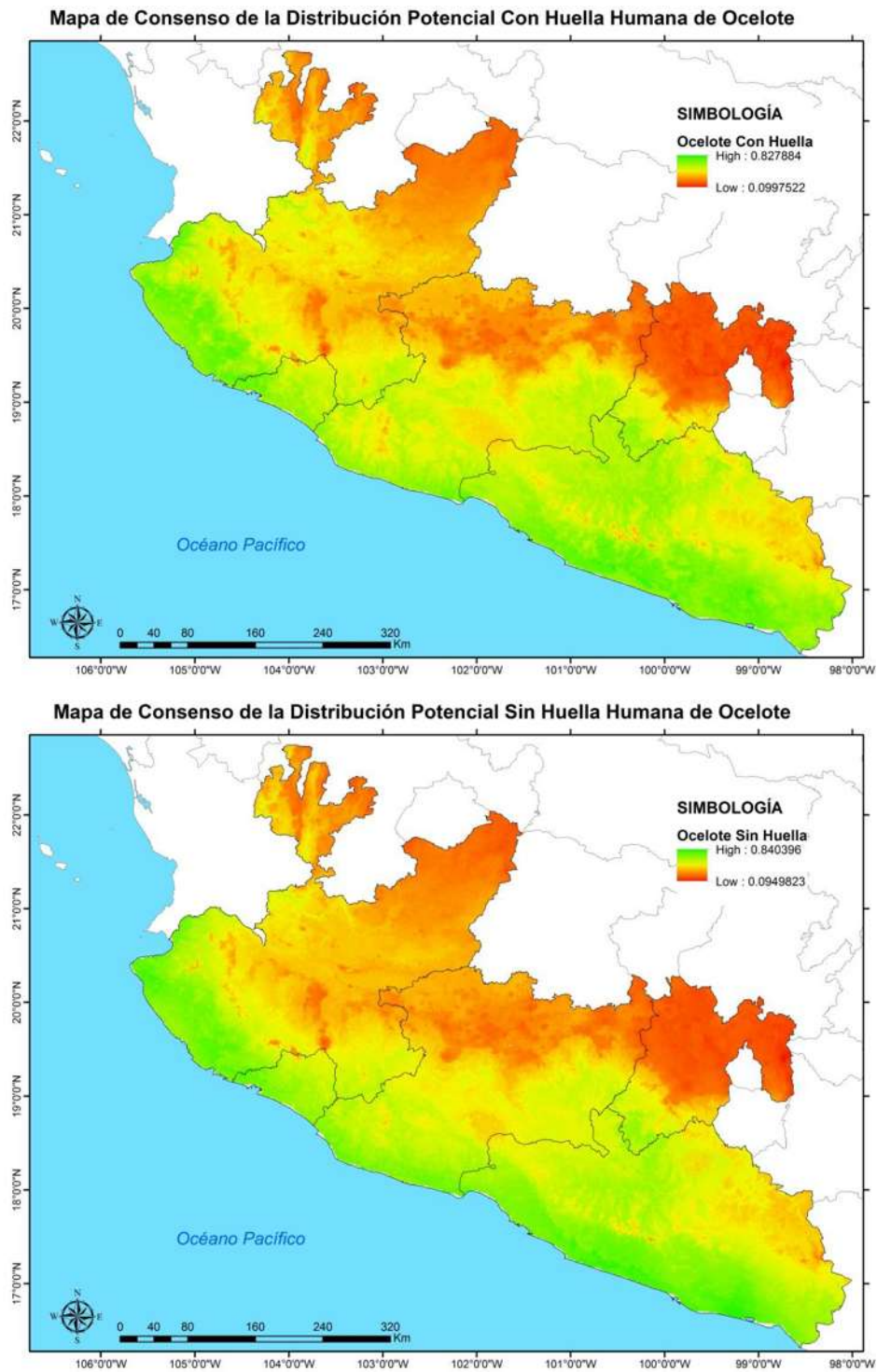


Figura 3. Mapa de consenso de la distribución potencial de *Leopardus pardalis* en el Centro-Occidente de México.



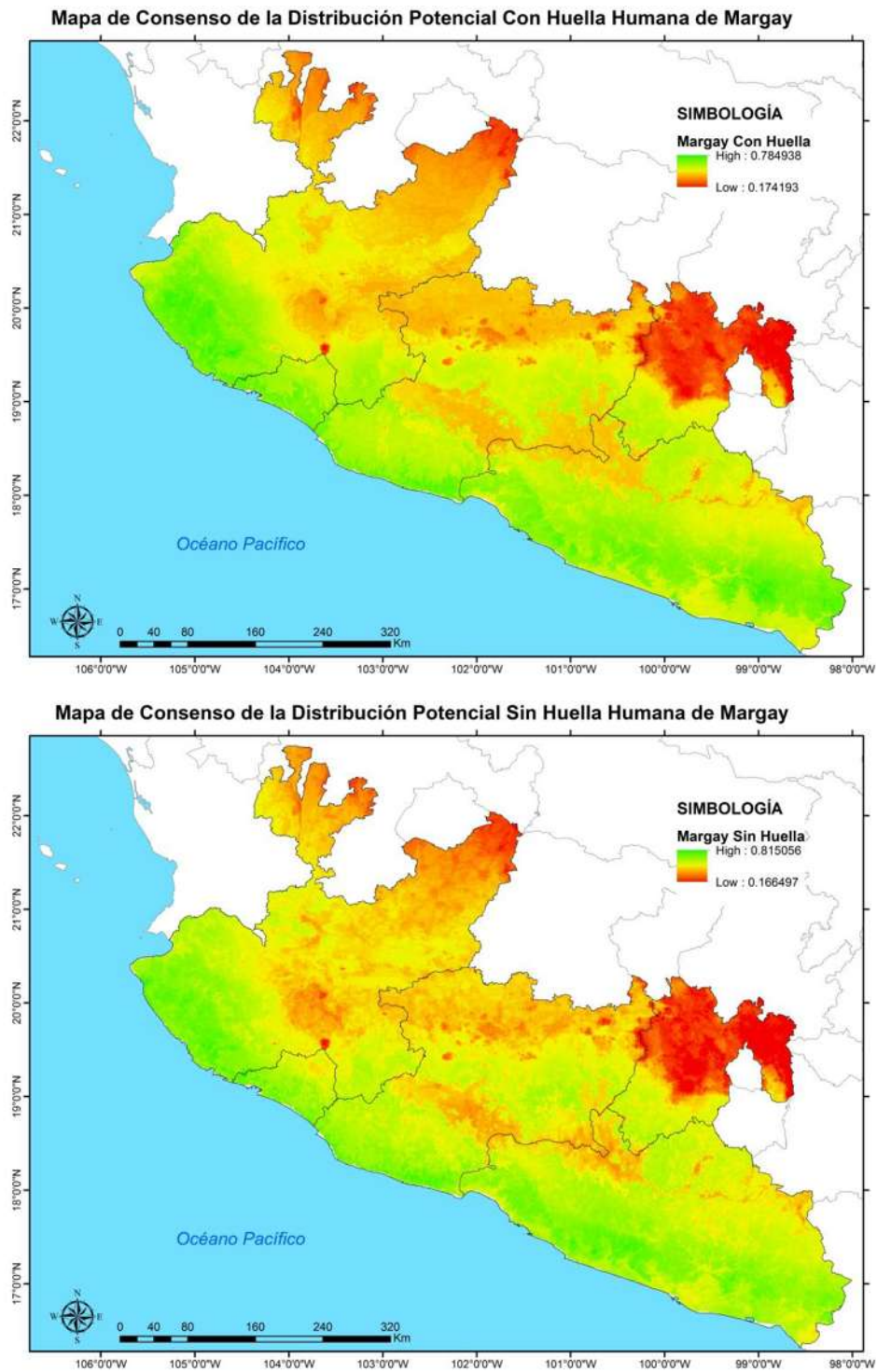


Figura 4. Mapa de consenso de la distribución potencial de *Leopardus wiedii* en el Centro-Occidente de México.



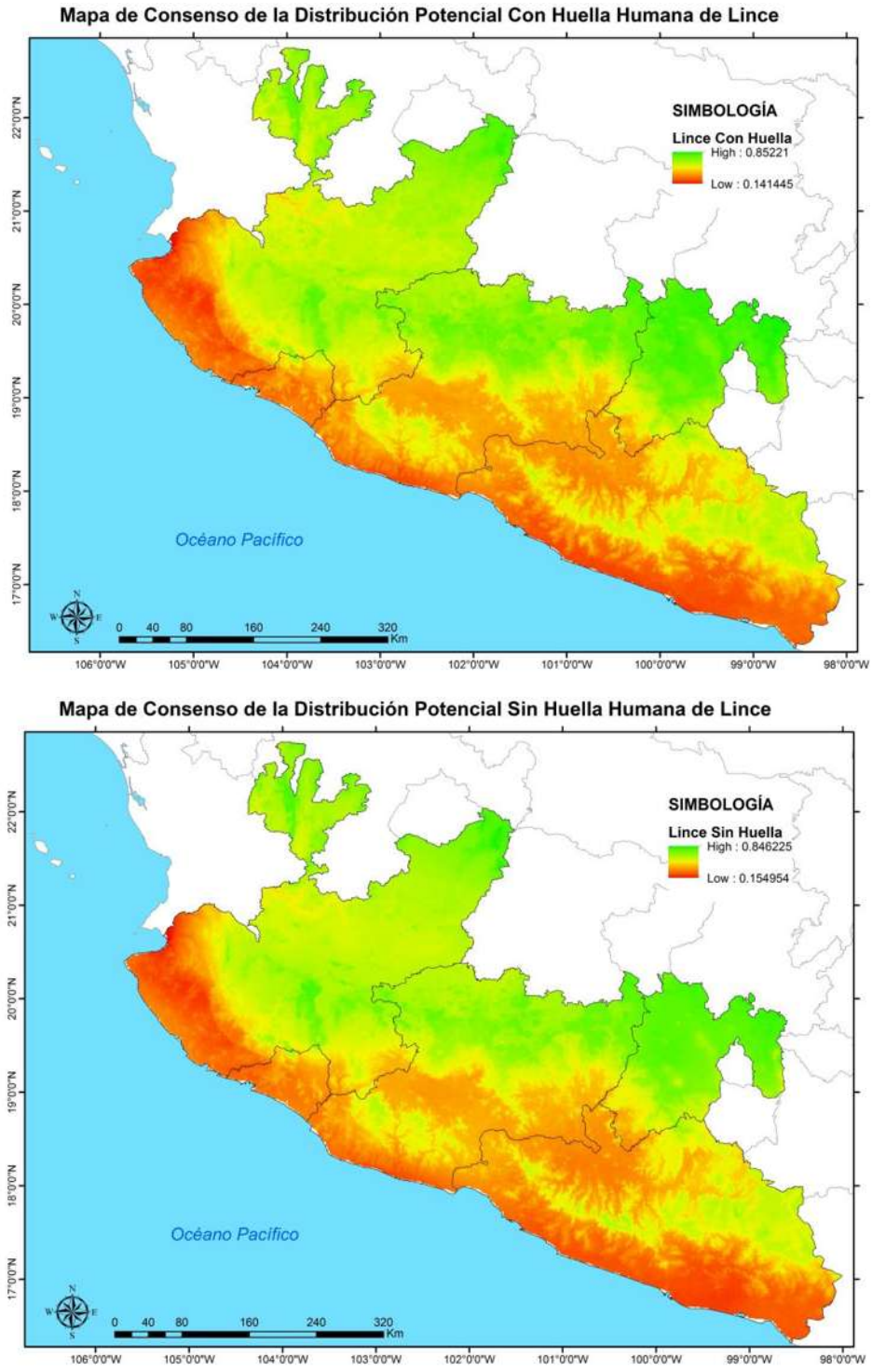


Figura 5. Mapa de consenso de la distribución potencial de *Lynx rufus* en el Centro-Occidente de México.



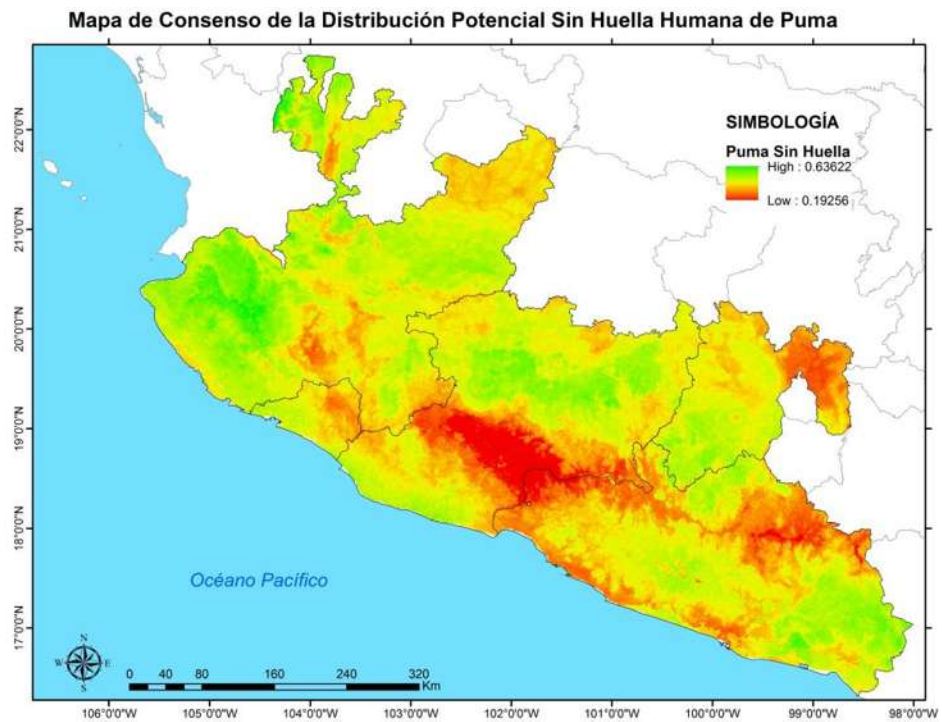
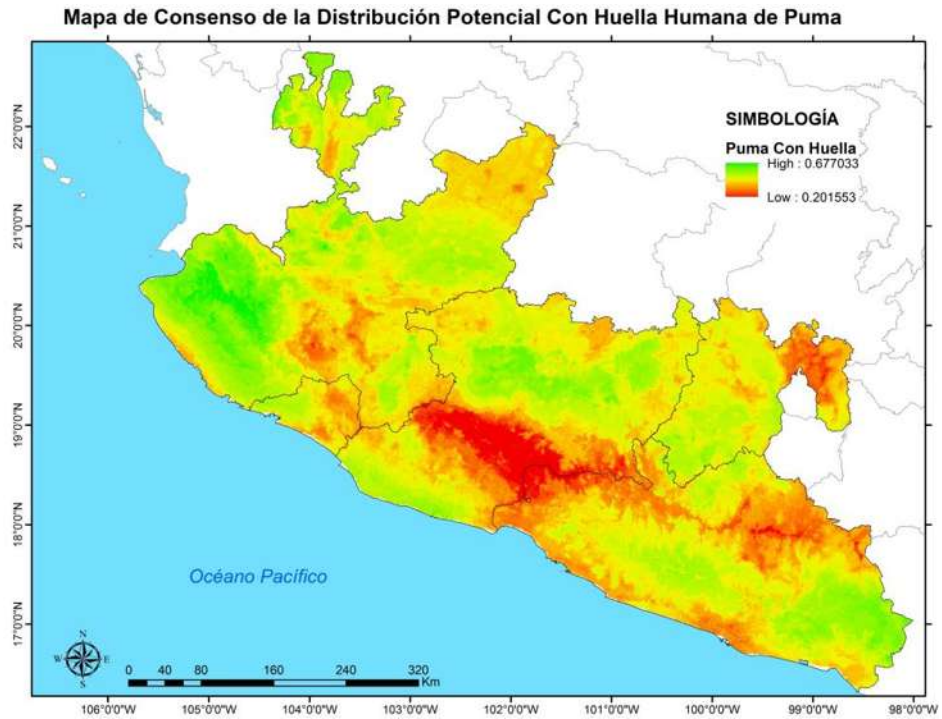


Figura 6. Mapa de consenso de la distribución potencial de *Puma concolor* en el Centro-Occidente de México.



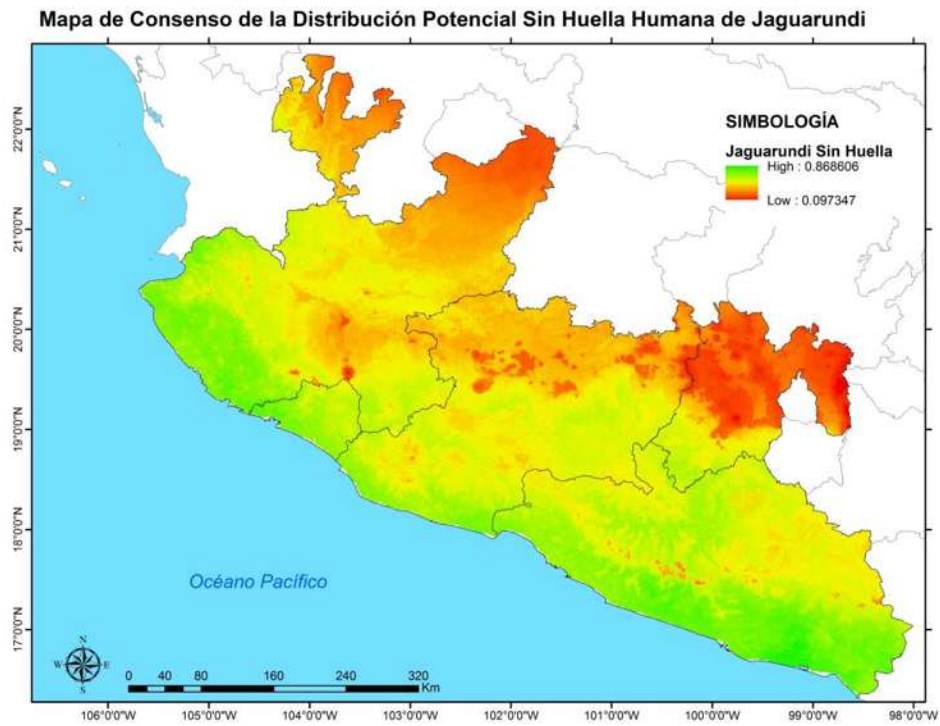
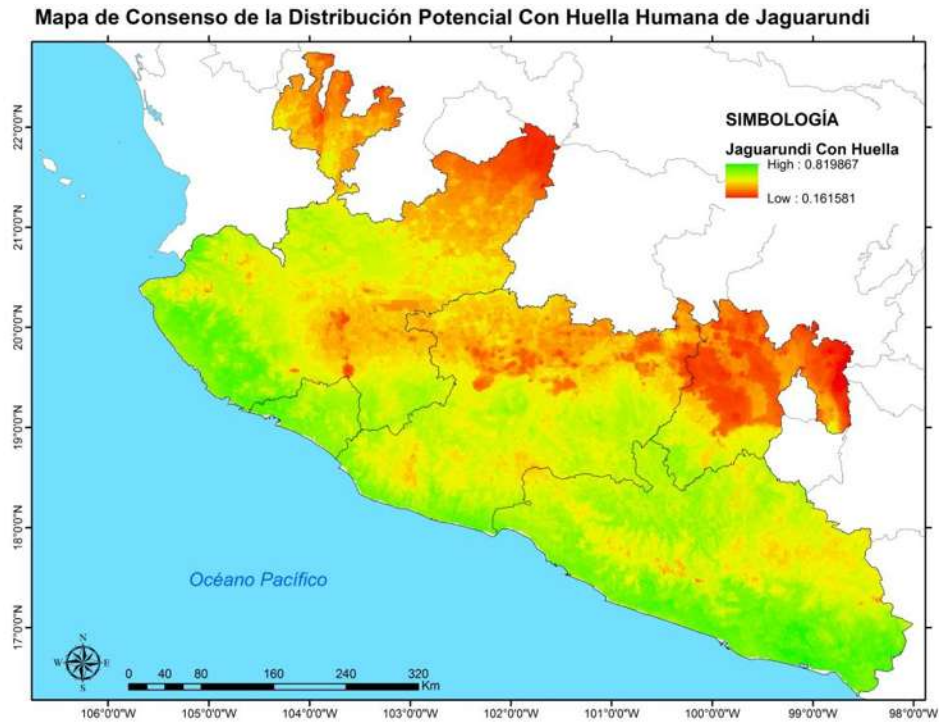


Figura 7. Mapa de consenso de la distribución potencial de *Puma yagouaroundi* en el Centro-Occidente de México.



Con respecto a las abundancias potenciales de cinco especies de felinos, las correlaciones entre los modelos de distribución potencial y los valores de abundancia observada a partir de las diferentes aproximaciones presentaron valores entre 0.02 y 0.19 R^2 . El ocelote es la especie en que se correlacionó mejor todas las aproximaciones (Tabla 3). Por el contrario, el jaguarundi presentó los valores de correlación más bajos (Tabla 3).

Los modelos de distribución potencial que mejor se ajustaron a las abundancias observadas fueron los obtenidos en el siguiente orden: GLM's, MaxEnt y HSI. En las distancias al centroide se presentó el peor ajuste (Tabla 3). Los modelos de abundancia potencial sin la variable de huella humana presentaron mejor ajuste (Tabla 3). La región de la costa de Michoacán presenta los valores más altos (0.22 registros/100 días de esfuerzo de muestreo) para el jaguar y para el ocelote con 4.7 registros por cada 100 días de esfuerzo de muestreo (Fig. 8, 9). Para el tigrillo las abundancias potenciales mayores de hasta 0.7 registros/100 días de esfuerzo de muestreo se observan en la región de la costa de Michoacán y zona de transición con la Sierra Madre del Sur (Fig. 10).

Para el puma se observa que las regiones templadas de la Sierra Madre del Sur y el Eje Neovolcánico presentan las mejores condiciones ambientales para presentar abundancias altas de 2.00 (Fig. 11). Por otro lado, el jaguarundi presenta condiciones óptimas para abundancias altas en la costa y Bajo Balsas de Michoacán (Fig. 12). En general la costa y el este del Bajo Balsas presentan las mejores condiciones para las abundancias más altas de los felinos en Michoacán (Fig. 14).



Tabla 3. Valores de correlación entre los valores de aptitud ecológica de los modelos de distribución potencial y las abundancias observadas para cinco especies de felinos en el estado de Michoacán.

Especies	Parámetro	GLM con huella human	GLM sin huella humana	MaxEnt con huella humana	MaxEnt sin huella humana	Distancia al centroide con huella humana	Distancia al centroide sin huella humana	HSI
Ocelote	R ²	0.1854***	0.1964***	0.1406866**	0.13587**	0.072381*	0.05136*	0.19759***
Puma	R ²	0.125*	0.19618*	0.122565*	0.103564*	0.0271	0.07239	0.1857***
Tigrillo	R ²	0.09478**	0.15929***	0.08397*	0.15343*	0.08995	0.0633	0.112169**
Jaguar	R ²	0.1705**	0.1976**	0.142*	0.1086*	0.0855	0.07499	0.09332
Jaguarundi	R ²	0.07322	0.07806	0.083346	0.075239	0.0735	0.06947	0.01057

Signif. codes: 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '*'



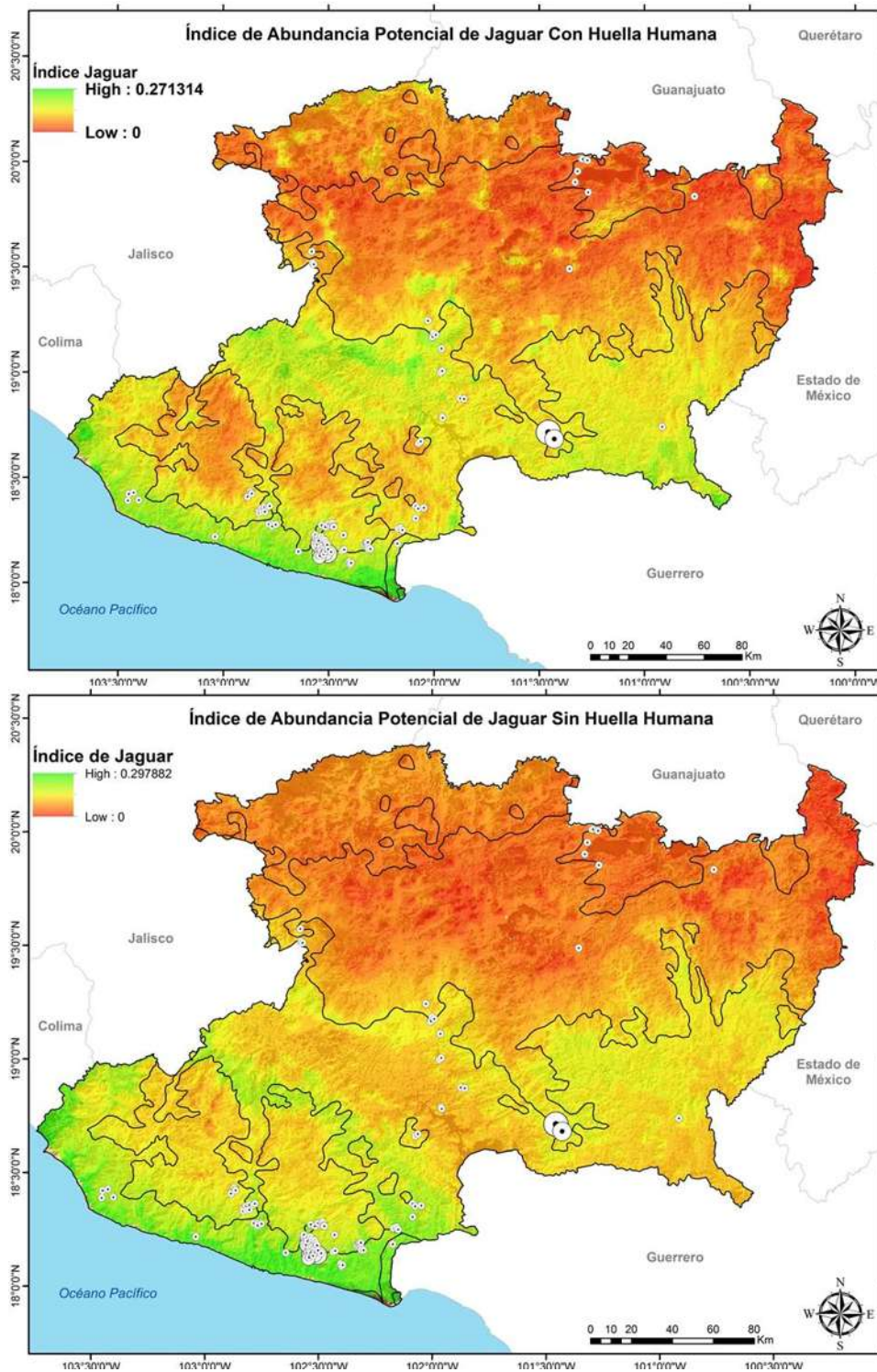


Figura 8. Mapa de consenso de la abundancia potencial de *Panthera onca* para el estado de Michoacán, México.



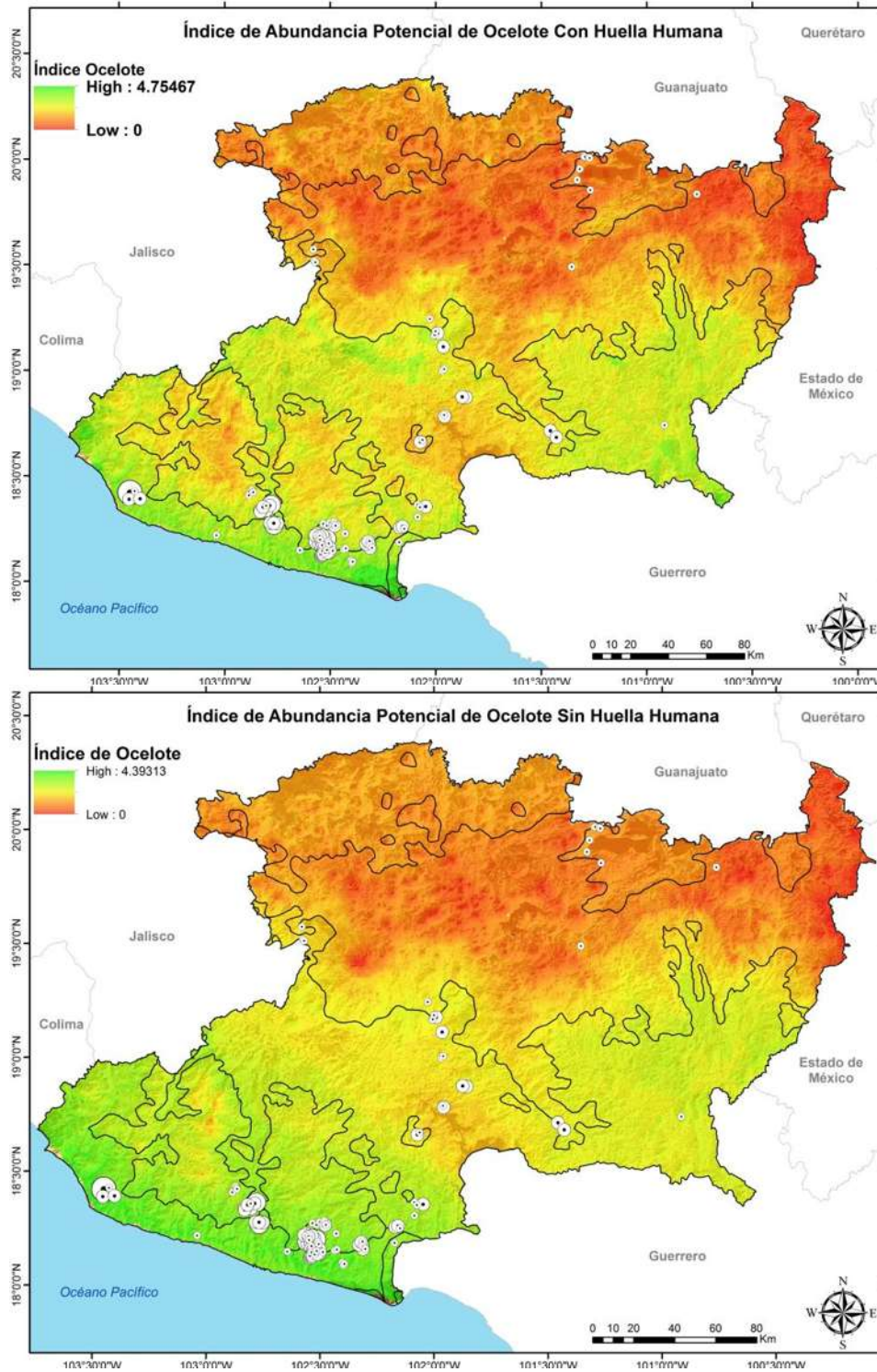


Figura 9. Mapa de consenso de la abundancia potencial de *Leopardus pardalis* para el estado de Michoacán, México.



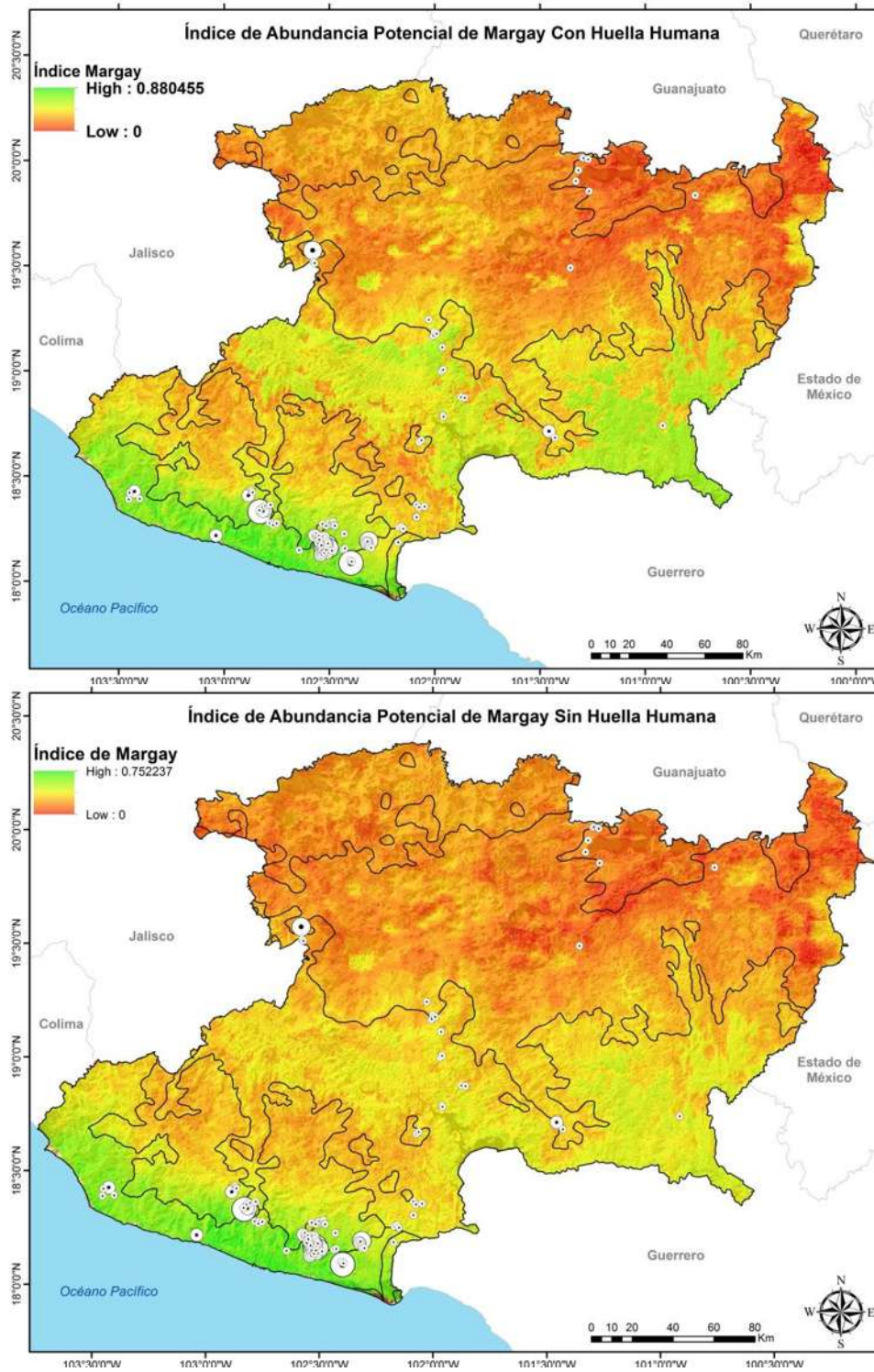


Figura 10. Mapa de consenso de la abundancia potencial de *Leopardus wiedii* para el estado de Michoacán, México.



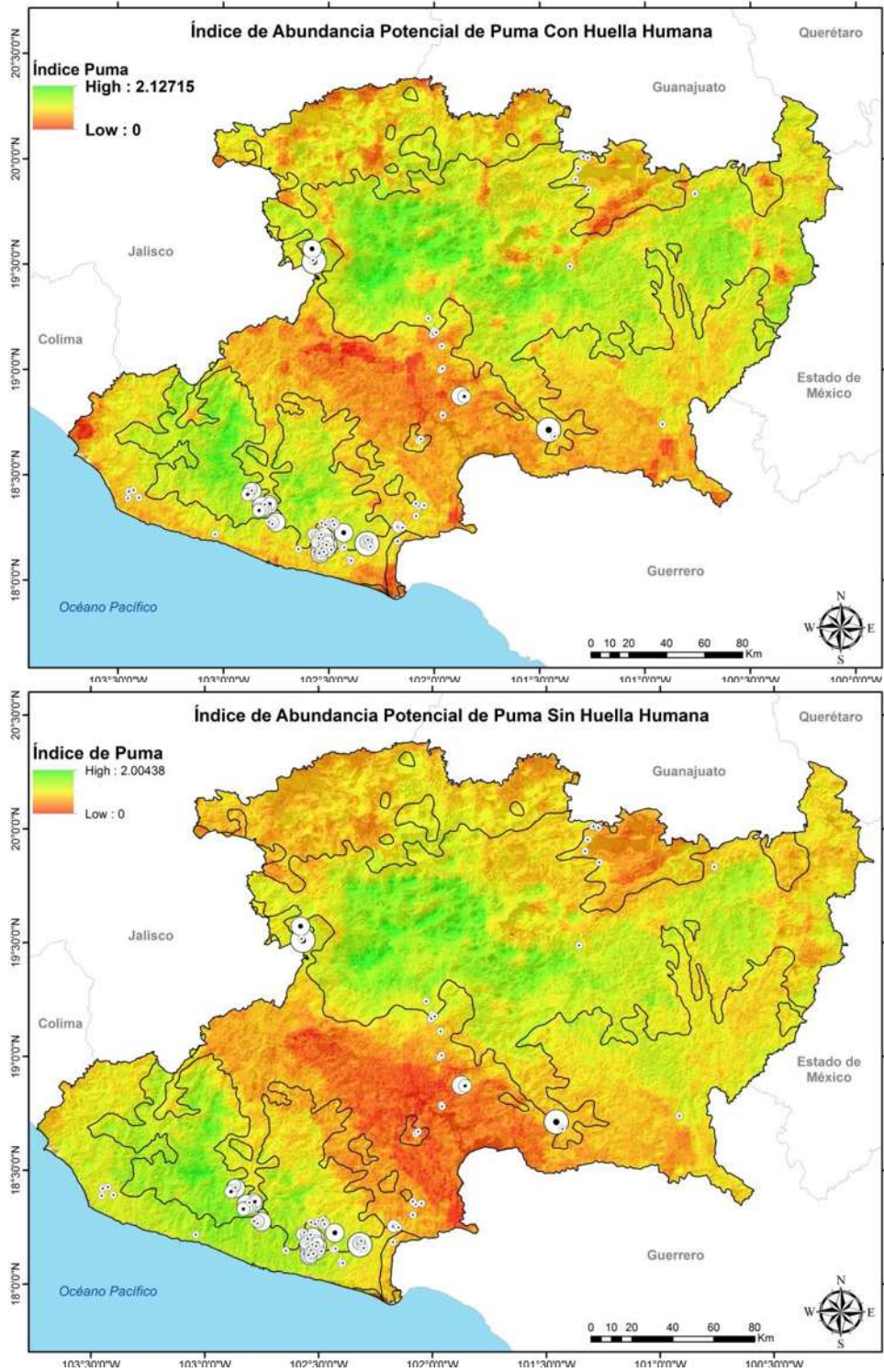


Figura 11. Mapa de consenso de la abundancia potencial de *Puma concolor* para el estado de Michoacán, México.



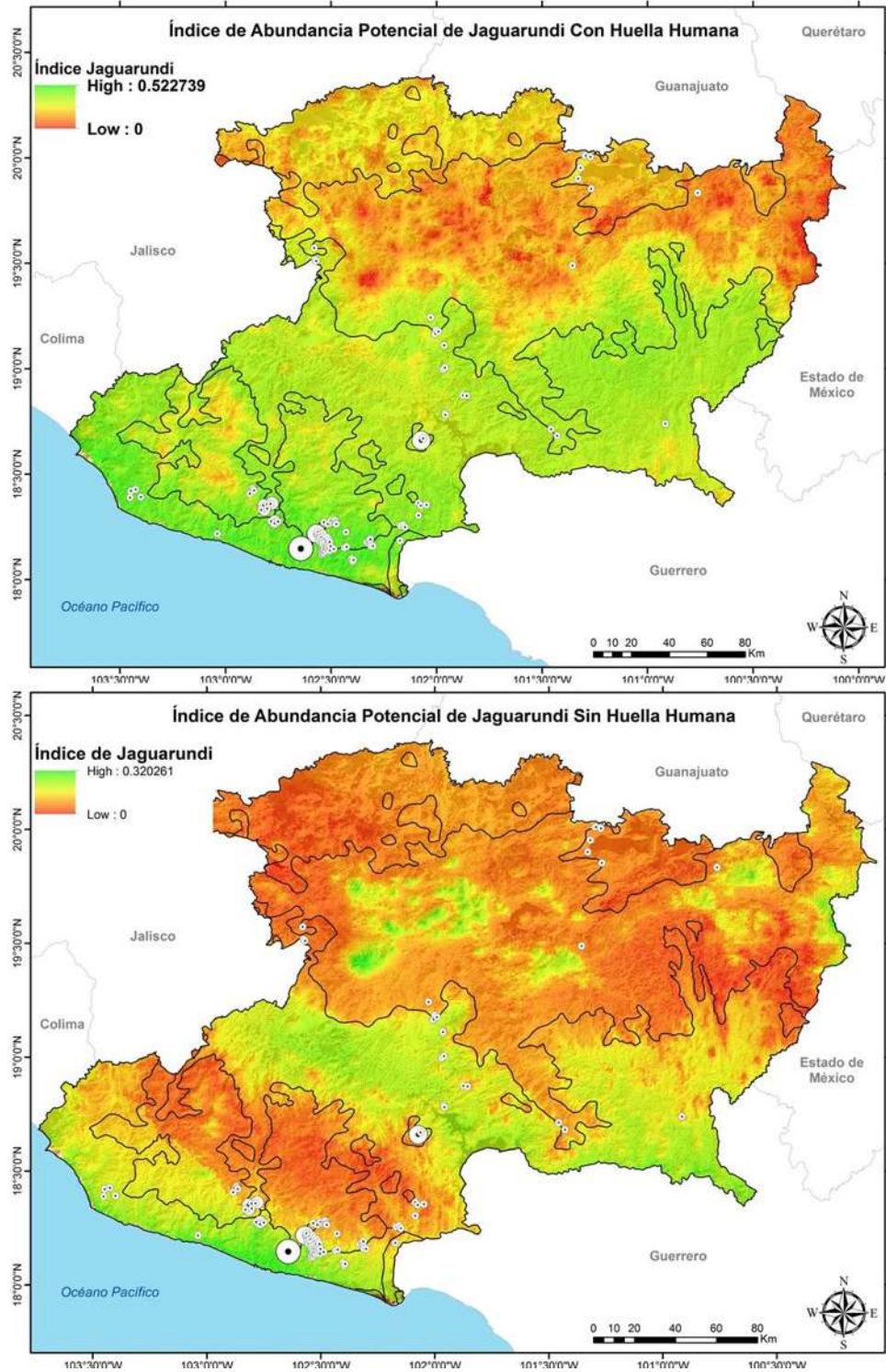


Figura 12. Mapa de consenso de la abundancia potencial de *Puma yagouaroundi* para el estado de Michoacán, México.



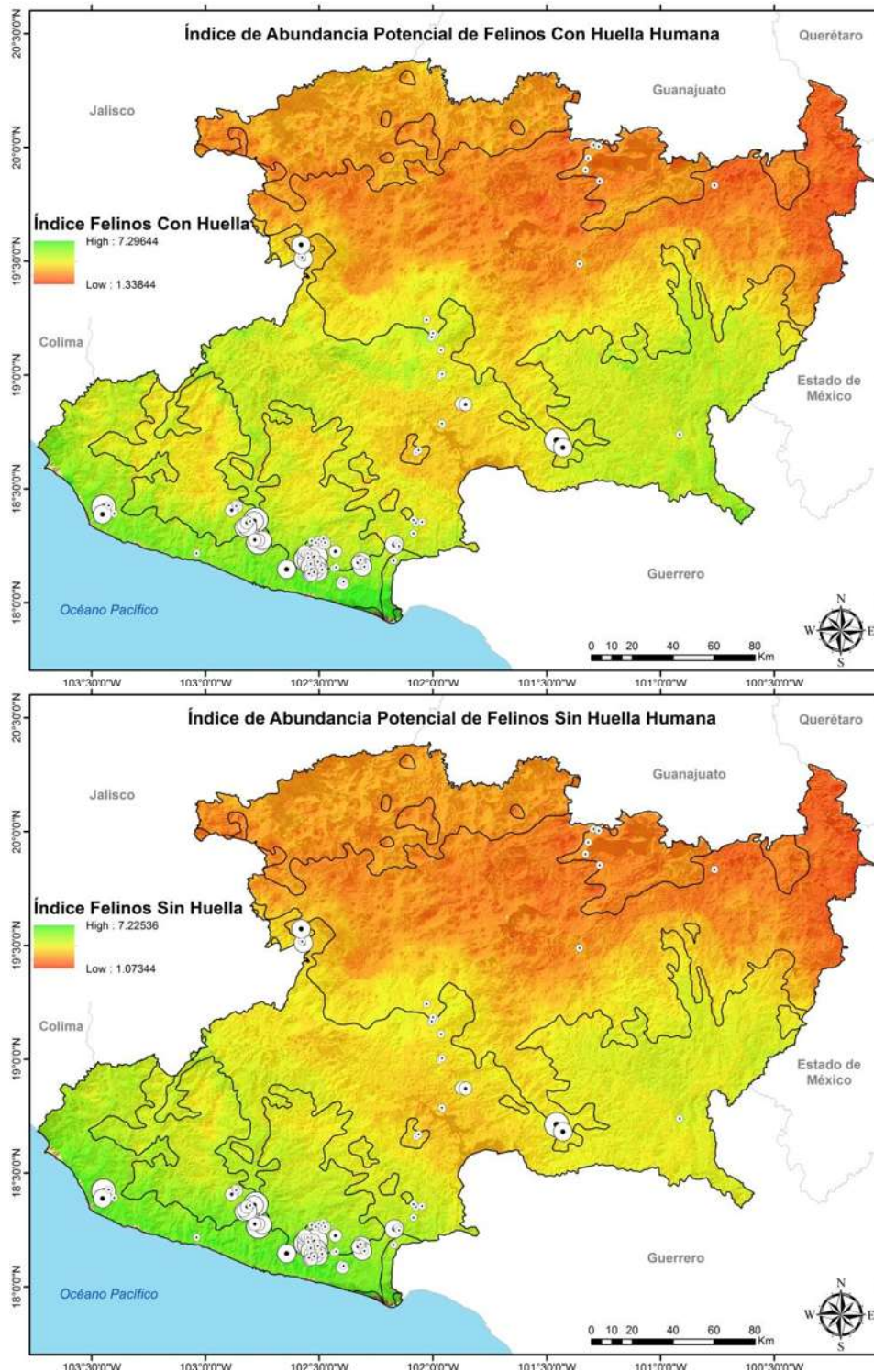


Figura 13. Mapa de consenso de la abundancia potencial de felinos silvestres en el estado de Michoacán, México.



DISCUSIÓN

A nivel mundial el estudio de los felinos silvestres ha aumentado de manera considerable en los últimos 10 años a raíz de la implementación de nuevas metodologías como las cámaras trampa, las cuales permiten estimar tamaños poblacionales de las especies. Sin embargo, en México son pocos los estudios que relacionan las características ambientales con la abundancia de las seis especies de felinos que habitan en el país (Weber et al. 2016).

Algunos autores sugieren que variables climáticas como la temperatura y la precipitación, topográficas como la elevación, y antropogénicas como la distancia a carreteras, distancia a poblados y densidad humana son las variables que influyen en mayor medida la presencia y/o abundancia de los felinos silvestres (Moye 2007, Rodríguez-Soto et al. 2011, Martínez-Calderas 2009 Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012). En este sentido, este estudio representa la primera aproximación de la estimación a nivel regional entre las abundancias potenciales de cinco de los felinos silvestres que habitan en el país con respecto a valores de idoneidad ambiental.

Una de las áreas de investigación más importantes en la ecología actual, es las tendencias poblacionales de las especies dentro de su rango de distribución. Se ha argumentado que las abundancias de las especies tienden a ser más altas en los centros geográficos de su distribución, y más bajas hacia los límites (Rapopor 1982; Borregaard y Rahbek, 2010). Recientemente se han desarrollado metodologías que delimitar la distribución de las especies y examinar su relación con las abundancias poblacionales. Se ha observado en algunas especies que las abundancias más altas de las especies se encuentran relacionadas con el centro de la distribución ambiental, es decir con el área de la máxima aptitud ecológica de la especie ambiental de la especie y no con el centro de la distribución geográfica (Martínez-Meyer et al., 2013; Weber et al., 2016).

VanderWal et al. (2009) probaron para cientos de especies la aptitud ecológica obtenida a partir de modelos MaxEnt con respecto sus abundancias encontrando una relación triangular. Donde los valores altos de abundancia coinciden con valores altos de la aptitud ecológica de las especies, pero donde los valores de abundancia son bajos



pueden presentarse tanto en valores altos como bajos de aptitud ecológica. Este tipo de relación triangular entre la aptitud ambiental y la abundancia de las especies indica que existe un porcentaje de la relación no explicado por ambas variables, y que localmente interacciones ecológicas pueden explicar la diferencia. El valor máximo encontrado en este tipo de relación es $R^2= 0.6$ (Jiménez-Valverde 2011).

En el caso de los felinos de México, se ha realizado aproximaciones de los efectos de variables ecológicas como la disponibilidad de presas y las alteraciones antropogénicas en la abundancia de los pumas a escala local (Laudré et al. 2009). Por otra parte, Torres et al. (2009) evaluaron la relación entre la aptitud ecológica en 11 diferentes aproximaciones de modelado de nicho ecológico y la abundancia poblacional de jaguares a lo largo de su área de distribución, encontrando que el mejor ajuste se obtenía con BIOCLIM y MaxEnt con R^2 de 0.33 y 0.16. Mientras que Martínez-Meyer et al. (2013) encuentra una relación entre las abundancias de jaguar y la distancia a centroide ambiental de la especie de $R^2=0.13$. Por lo tanto, los valores de correlación entre la aptitud ambiental y la abundancia obtenidos durante este estudio se encuentra entre los valores esperados (Weber et al., 2016).

En este estudio se observó que no existe diferencia significativa en la fuerza de correlación entre el método empleado y la abundancia, por lo que cualquiera de los cuatro métodos empleados arrojan resultados similares empleando los criterios seleccionados (Weber et al., 2016). Sin embargo, se observa menor correlación en los modelos obtenidos mediante distancias al centroide, que en los modelos obtenidos con las otras tres metodologías (GLM's, MaxEnte y HSI).

Por último, se ha observado que cuando se utilizan otras variables en combinación con las climáticas en la generación de los modelos de aptitud climática, la correlación ajusta con valores altos de abundancia, que en estudios que utilizan solo variables climáticas (Weber et al., 2016). En este estudio los valores más elevados de correlación se observaron en los modelos donde solo incluimos variables climáticas y dejamos a un lado la huella humana. Puede explicarse debido a que los datos de presencia de los felinos utilizados para generar los modelos de aptitud climática a lo



largo de su distribución, pueden presentar sesgos de muestreo asociado a la obtención de los valores ya que en muchas regiones y para la mayoría de las especies los datos de presencia se localizan cerca de vías de comunicación (carreteras) o asentamientos humanos. Al parecer en este caso la huella humana resultó en pobre predictor para correlacionar sitios con abundancia alta de felinos, ya que las abundancias más altas de los felinos no se encuentran asociadas a altos valores de huella humana.

El uso de modelos que permitan relacionar las abundancias observadas con los valores de aptitud ecológica de las especies todavía debe refinarse, aunque pueden reducir significativamente los costos de muestreo en estudios donde se evalúen patrones de abundancia, utilidad para estudios de distintas escalas para especies de mamíferos, como los felinos que de manera natural son difíciles de estudiar (Weber et al. 2016).

Los resultados obtenidos pueden ahora analizarse con otros datos ecológicos como diversidad de comunidades o presas, para identificar áreas donde las especies puedan ser abundantes y diseñar con mejor sustento las áreas naturales o corredores biológicos. Sin embargo, deben ser conscientes de que áreas con alta aptitud ambiental no siempre representa una alta abundancia, debido a la relación triangular que presentan este tipo de modelos (Jiménez-Valverde, 2011).



LITERATURA CITADA

- Acevedo, P., Jiménez-Valverde, J., Lobo, M., Real, R., 2012. Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *J. Biogeogr.* 39, 1383–1390.
- Bahn, V., McGill, B., 2007. Can niche-based distribution models outperform spatial interpolation? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 733–742.
- Barve, N., Barve, V., Jimenez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S., Peterson, A., Soberón, J., Villalobos, F., 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol. Modell.* 222, 1810–1819.
- Begon, M., Townsend, C., Harper, J., 2006. *ECOLOGY: From Individuals to Ecosystems*, FOURTH EDI. ed. Blackwell Publishing, USA.
- Borregaard, M., Rahbek, C., 2010. Causality of the relationship between geographic distribution and species abundance. *Q. Rev. Biol.* 85, 3–25.
- Boyce, M., McDonald, L., 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends Ecol. Evol.* 14, 268–272.
- Brown, J., Mehlman, D., Stevens, G., 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology* 76, 2028–2043.
- Ceballos, G., List, R., Medellín, R., Bonacic, C., Pacheco, J., 2010. Los felinos de américa. Cazadores sorprendentes. TELMEX, México.
- Charre-Medellín, J., Monterrubio-Rico, T., Guido-Lemus, D., Mendoza, E., 2015. Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Rev. Biol. Trop.* 63, 783–797.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2015. Áreas naturales protegidas federales [WWW Document]. <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/informacion/info.htm>.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2009. PROGRAMA DE ACCIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE: JAGUAR (*Panthera onca*). Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.



- 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 60, 1357–1367.
- Delfín-Alfonso, C., Gallina, S., López-González, C., 2009. Evaluación del hábitat del venado cola blanca utilizando modelos espaciales y sus implicaciones para el manejo en el centro de Veracruz, México. *Trop. Conserv. Sci.* 2, 215–228.
- Engler, R., Guisan, A., Rechsteiner, L., 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *J. Appl. Ecol.* 41, 263–274.
- Fielding, A., 2002. What are the appropriate characteristics of an accuracy measure. *Predict. species Occur. issues accuracy scale* 271–280.
- Guisan, A., Edwards, T., Hastie, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distribution: setting the scene. *Ecol. Modell.* 157, 89–100.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978.
- Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Barve, N., Maher, S., Nakazawa, Y., Papes, M., Soberón, J., Sukumaran, J., Peterson, A., 2011. Dominant climate influences on North American birds. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 114–118.
- Jiménez-Valverde, J., 2011. Relationship between local population density and environmental suitability estimated from occurrence data. *Front. Biogeogr.* 3.
- Lobo, J., Jiménez-Valverde, A., Hortal, J., 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography (Cop.)*. 33, 103–114.
- Lobo, J., Verdú, R., Numa, C., 2006. Environmental and geographical factors affecting the Iberian distribution of flightless jekelius species (Coleoptera: Geotrupidae). *Divers. Distrib.* 12, 179–188.
- Manly, B., McDonald, L., Thomas, D., McDonald, T., Erickson, W., 2007. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Springer Science & Business Media.



- Martínez-Calderas, J., Rosas-Rosas, O., Palacio-Núñez, J., Martínez-Montoya, J., Galván, J., 2012. Nuevos registros de tigrillo (*Leopardus wiedii*) en San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mex.* 28, 482–486.
- Martínez-Meyer, E., Díaz-Porras, D., Peterson, A., Yáñez-Arenas, C., 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biol. Lett.* 9, 20120637.
- Núñez, R., 2012. The status of jaguars in Michoacán, Mexico. *Wild Felid Monit.* 5, 18.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E., Burgess, N., Powell, G., Underwood, F., D'Amico, J., Itoua, I., Strand, H., Morrison, H., Loucks, C., Allnutt, T., Ricketts, T., Kura, J., Lamoreux, L., Wettengel, W., Hedao, P., Kassem, K., 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51, 933–938.
- Phillips, S., Anderson, R., Schapire, R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecol. Modell.* 190, 231–259.
- Pronatura México, A., The Nature Conservancy, 2007. Biodiversidad del centro y occidente de México planeación ecorregional: Avances y próximos pasos. *Parques en Peligro / USAID, México.*
- Rabinowitz, A., Zeller, K., 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biol. Conserv.* 143, 939–945.
- Rapoport, E., 1982. *Aerography: geographical strategies of species.* Oxford, UK.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J., Briones, M., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G., Falcucci, A., 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Divers. Distrib.* 17, 350–361.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., 2013. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *J. Nat. Conserv.* 21, 438–443.
- Sagarin, R., Gaines, S., Gaylord, B., 2006. Moving beyond assumptions to understand abundance distributions across the ranges of species. *Trends Ecol. Evol.* 21, 524–530.
- Sánchez-Fernández, D., Lobo, J., Hernández-Manrique, O., 2011. Species distribution models that do not incorporate global data misrepresent potential



- distributions: a case study using Iberian diving beetles. *Divers. Distrib.* 17, 163–171.
- Soberón, J., Peterson, A., 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distribution areas. *Biodivers. Informatics* 2, 1–10.
- Tôrres, N., De Marco, P., Santos, T., Silveira, L., de Almeida Jácomo, A., Diniz-Filho, J., 2012. Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Divers. Distrib.* 18, 615–627.
- VanDerWal, J., Shoo, L., Johnson, C., Williams, S., 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *Am. Nat.* 174, 282–291.
- Weber, M., Stevens, R., Diniz-Filho, J., Grelle, C., 2016. Is there a correlation between abundance and environmental suitability derived from ecological niche modelling? A meta-analysis. *Ecography (Cop.)*. 39, 1–12.
- Wildlife Conservation Society Center for International Earth Science Information, 2005. Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2): Global HUMAN Footprint Dataset (Geographic). NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Palisades, NY.



CAPITULO III

**Tamaño poblacional y disponibilidad de hábitat
para jaguar (*Panthera onca*) en Michoacán,
región clave para su conservación en el Pacífico.**



INTRODUCCIÓN

El jaguar (*Panthera onca*) es una especie protegida a nivel nacional e internacional (SEMARNAT, 2010). En su amplia distribución habita en una gran diversidad de ecosistemas, por lo que la especie es empleada como parte central de estrategias de conservación en el continente. En México se considera la especie prioritaria en los planes de conservación (Ceballos et al., 2007; Medellín et al., 2002). Sin embargo, en su extensa distribución, la investigación y las iniciativas de conservación para el jaguar se han desarrollado principalmente en Áreas Naturales Protegidas (ANPs), las cuales en su mayoría no son suficientes debido a sus extensos requerimientos de territorio. Por lo tanto es necesario incluir paisajes extensos complementarias a las ANPs donde el jaguar coexiste con actividades humanas, solo así es posible asegurar la conservación de suficiente hábitat y presas (Durán et al., 2010; Gutiérrez-González et al., 2015).

En el 2005 se identificaron ocho áreas prioritarias para la conservación del jaguar en México. Se consideró como prioridad I, aquellas regiones en las que existe evidencia de la presencia de poblaciones numerosas de jaguar. Como prioridad II se definió a las regiones que presentan todavía grandes extensiones de hábitat adecuado para el jaguar, aunque no existan estimaciones poblacionales o evidencia suficiente de mantener una población estable. Finalmente, como prioridad III se consideró a regiones para las que hay algunos registros de jaguar, sustentados por estudios aunque ya no dispongan de extensiones considerables de vegetación natural para que habite una población de jaguar (Ceballos et al., 2006).

La región de la Costa de Michoacán, y sus zonas aledañas han sido consideradas como una región de prioridad II para la conservación del jaguar en México (Ceballos et al., 2006; CONANP, 2009). Durante muchos años la presencia del jaguar en el estado de Michoacán se había considerado como incierta, a pesar de que el estado disponía de suficientes áreas con disponibilidad de hábitat, sin embargo su importancia radica en su ubicación geográfica (Nuñez, 2012, 2007).



Históricamente Michoacán ha sido uno de los estados menos estudiados en sus poblaciones de fauna, por lo que la situación del jaguar se mantuvo como desconocida desde la década de los 60's hasta el año 2009 en el que se confirmó su presencia (Charre-Medellín et al. 2010). Su presencia había pasado desapercibida a la mayoría de esfuerzos para confirmar a la especie para el estado (Nuñez, 2012, 2007). Hasta entonces se sustentaba su presencia con solo evidencia anecdótica e indirecta (huellas, ejemplares cazados y entrevistas) (Brand, 1961; Charre-Medellín et al., 2015). Fue hasta el año 2010, cuando mediante el monitoreo con cámaras trampa se documentó por primera vez desde 1961, la presencia de una hembra con su cría en vida libre en una localidad en el límite de la zona de transición de la Costa y Sierra Madre de Sur en Michoacán (Charre-Medellín et al., 2014, 2013).

Confirmada la presencia del jaguar en el estado de Michoacán, las siguientes prioridades para la especie en el estado son estimar su tamaño poblacional, delimitar sus áreas de actividad, y conocer las áreas de posible dispersión hacia los estados vecinos de Michoacán. Durante el Primer Censo Nacional del Jaguar realizado entre los años 2010 y 2012 no se incluyó estimaciones a partir de datos del estado (Ceballos et al., 2016).

El tamaño poblacional es el parámetro más difícil de obtener en los grandes carnívoros, y el jaguar no es una excepción (Tobler and Powell, 2013). En los últimos 20 años, más de 70 publicaciones proporcionan estimaciones de la densidad de jaguares desde el sur de Estados Unidos hasta el norte de Argentina (Maffei et al., 2011; Tobler and Powell, 2013). En México la densidad de jaguares ha sido estimada desde 1990 para algunas regiones a partir de la identificación individual de huellas (Aranda, 1998; Rosas-Rosas and Bender, 2012), telemetría (Ceballos et al., 2002; Nuñez et al., 2002) y trampas cámara (e.g. Coronel et al., 2008; Faller et al., 2007; Gutiérrez-González et al., 2012). La mayoría de los estudios se han efectuado en áreas naturales protegidas, principalmente en el sur y el noreste de México (Ceballos et al., 2016).



La estimación de la densidad de jaguares se ha basado en el uso de cámaras trampa, mediante modelos de captura-recaptura (CR), en escalas temporales de 90 días máximo para cumplir con el supuesto de estimación para una población cerrada y utilizando el software CAPTURE para incluir las tasas de captura y no solo el número de individuos identificados individualmente (Tobler and Powell, 2013). En los modelos de CR, la densidad se estima a partir de la división del número de individuos estimados entre el “área efectiva de muestreo” (ESA), superficie considerada en la mayoría de estudios como la mitad de la distancia máxima de movimiento promedio ($\frac{1}{2}$ MMDM) (Efford, 2004; Tobler and Powell, 2013). Además de incorporar variabilidad (heterogeneidad) en la probabilidad de detección de los animales, debido a la ubicación de sus centros de actividades con respecto a los sitios de muestreo (Borches and Efford, 2008; Foster and Harmsen, 2012). Recientemente se han comenzado a emplear modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos (SECR), que estiman simultáneamente el uso del espacio por los animales y su densidad (Royle et al., 2014). Su fundamento es la estimación de los centros de actividad de los animales a partir de la localización de sus capturas, y estimando las tasas de captura en su centro de actividad (Efford, 2004; Royle and Young, 2008).

Ante la falta de estimaciones de densidad de jaguar para el estado, y siendo Michoacán estratégico para la especie por su ubicación, se plantearon los siguientes objetivos : 1) estimar el tamaño poblacional de jaguar a lo largo de dos temporadas de muestreo (secas y húmedo) para una zona en la Sierra Madre del Sur en el Centro-Occidente de México, y que además es remota y carece de alguna categoría de protección, 2) cuantificar la disponibilidad de presas potenciales y hábitat potencial para el jaguar en el área de estudio y 3) comparar los resultados obtenidos en este estudio con los de otros estudios realizados en distintos climas y ANPs de México.



MÉTODOS

Área de estudio. San José de Los Pinos (18°10'33"N, 102°31'0"W), se localiza en el municipio de Arteaga, al sur del estado de Michoacán, entre las ecorregiones de la Sierra-Madre del Sur y la Costa en el Centro-Occidente de México (Fig. 1). La región incluye una variedad de tipos de vegetación que van desde bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios, hasta bosques templados de encino y pino, todos por debajo de los 1000 metros de elevación (Charre-Medellín, 2012). El área presenta un régimen de lluvias estacional en el que la precipitación pluvial se concentra en una breve temporada de lluvias (junio-octubre), seguida por una temporada de sequía, que se agudiza entre febrero y mayo con temperaturas superiores a 30°C y 2 mm de precipitación (Charre-Medellín 2012). El área se ubica a 65 km al suroeste del límite de la reserva de la biosfera "Zicuiran-Infiernillo", localidad donde recientemente se obtuvo registros de jaguar (Charre-Medellín et al., 2014).



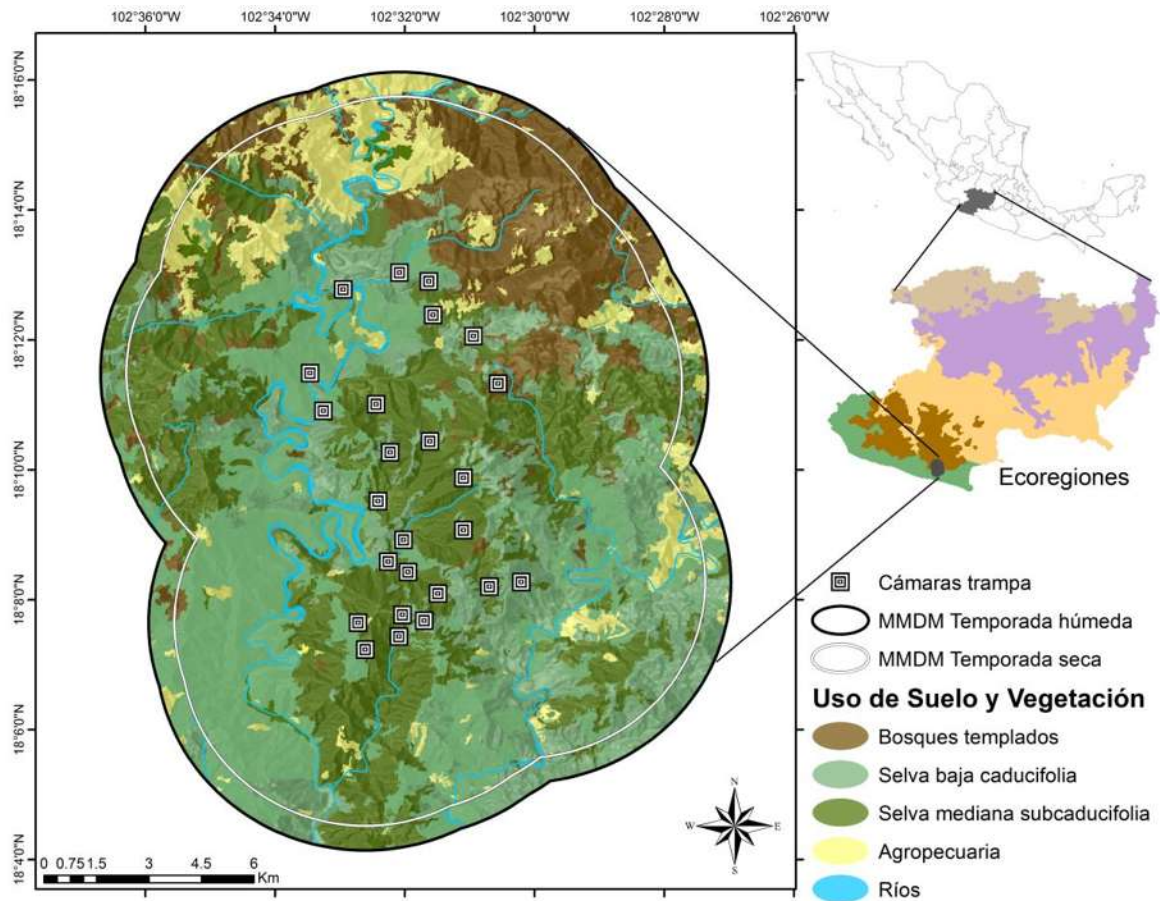


Figura 1. Mapa mostrando la distribución de estaciones de fototrampeo en la zona de estudio dentro de la Sierra Madre del Sur en Michoacán. Se ilustra el área efectiva de muestreo por época (MMDM).

Diseño de muestreo. El estudio incluyó dos periodos de muestreo; el primero de 60 días, entre marzo y mayo del 2014 correspondiente a la temporada seca, y el segundo periodo de 70 días entre noviembre de 2014 y enero de 2015, que corresponde a la época posterior a lluvias, definida como temporada húmeda. En los dos periodos se colocaron las mismas 27 estaciones de fototrampeo (18 dobles y 9 sencillas) con equipos de las marcas Stealth Cam Skout 7MP, Wildview 5mp Digital Scouting Cam y Bushnell 8MP Trophy Cam Trail. En las estaciones de fototrampeo dobles se colocó una cámara para tomar video y otra para tomar fotos. Las estaciones de muestreo se mantuvieron a una separación de entre 1 y 3 km de distancia, siendo el área de muestreo aproximado de 81 km², siguiendo sugerencias de la metodología propuesta



para estimar densidades de jaguares en México en el proyecto CENJAGUAR por Chávez et al. (2013). El esfuerzo de muestreo varió ligeramente entre las estaciones de muestreo. Las cámaras fueron programadas para tomar tres fotografías por evento de captura. Esta programación maximizó la información obtenida por evento de captura. Se revisaron las trampas de cámara cada 30 días para reemplazar las baterías y las tarjetas de memoria. Para garantizar que solo se observaron los movimientos naturales de los animales, no hicimos usos de atrayentes (Long et al., 2008).

Análisis de los datos. Los jaguares observados fueron identificados individualmente a partir del patrón de manchas presentes en su cuerpo (Silver et al., 2004). La abundancia y densidad de jaguares se estimaron usando técnicas de Captura Recaptura (CR) fotográfica (Karanth and Nichols, 1998). Primero mediante el software CAPTURE (Rexstad and Burnham, 1991), con los supuestos generales: (1) la población está demográficamente y geográficamente cerrada para el período de muestreo y (2) cada individuo dentro del área de muestreo tiene una probabilidad mayor que 0 de ser capturado (Ávila-Nájera et al., 2015; Noss et al., 2012). En este estudio se cumplió con los dos supuestos (Maffei et al., 2011; Noss et al., 2012; Silver et al., 2004).

Utilizando el número total de jaguares reconocidos individualmente y las frecuencias de captura-recaptura, CAPTURE generó una estimación de la abundancia de la población, calculando la probabilidad de captura y el tamaño de la población (Maffei et al., 2011). Los modelos generados por CAPTURE reflejan la probabilidad de captura que varía entre las poblaciones y temporalmente (Silver, 2004). En este estudio utilizamos específicamente el modelo Mh (modelo de heterogeneidad individual), que utiliza el estimador Jackknife y asume que la probabilidad de captura difiere para cada individuo y que dicha probabilidad se mantiene entre las recapturas (Ávila-Nájera et al., 2015, Karanth & Nichols, 1998).

Se estimó la densidad de los jaguares para cada período de muestreo dividiendo el valor de abundancia generado por CAPTURE entre el Área Efectiva de Muestreo (AEM). Calculamos el AEM basado en un buffer circular alrededor de cada



estación de fototrampeo. La distancia utilizada para delinear el buffer fue el promedio de la distancia máxima de movimiento (MMDM) y $\frac{1}{2}$ MMDM para los jaguares en cada período (Silver 2004). El uso de MMDM y $\frac{1}{2}$ MMDM han sido utilizadas comúnmente para determinar el AEM para jaguares (Tobler & Powell 2013). Sin embargo, se ha observado que utilizar $\frac{1}{2}$ MMDM puede sobreestimar la densidad de grandes felinos (Dillon and Kelly, 2008; Soisalo and Cavalcanti, 2006), mientras que la MMDM tiende a ser más conservador en las estimaciones (Soisalo y Cavalcanti, 2006, Tobler & Powell 2013). Para comparar los resultados obtenidos con los de estudios de diferentes estudios, la densidad se normalizó a número de jaguares por cada 100 km².

Posteriormente, usamos un modelo de Captura-Recaptura Espacialmente Explícito (SECR, por sus siglas en inglés) (Efford, 2004; Gardner et al., 2009; Royle and Young, 2008). El SECR propone que la probabilidad de captura, p_{ij} , es una función decreciente de la distancia entre el centro de actividad del individuo i (s_i) y la ubicación de la cámara j (x_j). El historial de captura en los SECR tiene un componente espacial entre la ubicación de las cámaras y una matriz tridimensional: animal i en la cámara j en la ocasión k .

Asumimos que cada individuo I de la población tendrá su propio centro de actividad s_i , y que todos los centros de actividad se distribuyen en el área de estudio. La posición de los centroides j es x_j y las historias de captura son y . El número de veces que un individuo i se captura en la trampa j es una distribución binomial (i.e. solo una captura puede ocurrir en la misma cámara el mismo día) con la media p_{ij} :

$$y \sim \text{Binomial}(p_{ij}, K)$$

La función de enlace entre la ubicación de los centroides y los centros de actividad para los individuos sigue una distribución medio-normal (Royle et al., 2014):

$$p_{ij} = p_o \exp\left(\frac{d_{ij}^2}{2\sigma^2}\right)$$



donde d_{ij} es la distancia entre el centro de actividad para cada individuo s_i y la trampa x_j , p_0 es la probabilidad de captura y sigma (σ) es un parámetro que determina la disminución de la frecuencia de detección de un individuo con el aumento de la distancia de su centro de actividad.

Generamos un área buffer de 15 km para el cuadrante colocado con las cámaras. Dicha distancia debe ser $> 2.5 \times \sigma$ (Royle et al. 2014). Usamos el modelo nulo (M_0), e implementamos este modelo en un marco Bayesiano usando Nimble (NIMBLE Development Team, 2015) y R 3.3.4 (Development Core Team, 2016).

Disponibilidad de presas y hábitat potencial para el jaguar. Para cada período de muestreo, se calculó el Índice de Abundancia Relativa (IAR) de todos los mamíferos registrados. El IAR, se define como la proporción de eventos de captura independientes dividido entre el esfuerzo de captura (días de trampas) (O'Brien et al., 2003; Rovero and Marshall, 2009). El IAR se normalizó a 100 días de captura, que es un procedimiento común que permite comparar directamente los resultados entre diferentes estudios (Carbone et al., 2001; Silver et al., 2004). Cada evento de captura se basó en el supuesto de que las fotografías de mamíferos de la misma especie por la misma cámara en 24 horas constituyen el mismo individuo a menos que los individuos puedan ser claramente reconocidos. Cuando en el evento de captura fotográfica se observó más de un individuo, el número de eventos de captura fue igual al número de individuos observados (Botello et al., 2008; Monroy-Vilchis et al., 2011). La disponibilidad de hábitat (cobertura forestal) se evaluó utilizando la MMDM para cada periodo de muestreo y el mapa de vegetación y uso de suelo para Michoacán propuesto por Mas et al. (2016). Como medida de comparación, también se calculó la densidad “aparente”, dividiendo simplemente el número de individuos identificados individualmente entre el área efectiva de muestreo de cada temporada.

Revisión de estudios poblacionales de jaguares en México. Se revisó toda la literatura científica donde se publica una estimación poblacional de jaguar, considerando estudios publicados en revistas científicas y tesis de grado. En cada



estudio revisado se obtuvo la siguiente información; estado, región, tipo de vegetación, estatus del área (protegido o no protegido), diseño muestreo, modelo de captura-recaptura y densidades estimadas.

RESULTADOS

Durante la temporada seca el esfuerzo de muestreo fue de 1399 días/cámara con un promedio de 51.8 días por cámara, mientras que para la temporada de lluvias el esfuerzo fue de 1455 días/cámara con un promedio de 53.89 días por cámaras. Durante los dos periodos se identificó los mismos individuos de jaguar, F1 and F2 (Fig. 2). Sin embargo, el número de capturas varió entre individuos, periodos y estaciones de muestreo, cinco capturas de F1 y siete de F2 para el periodo de secas y cuatro capturas de F1 y 12 de F2 para el periodo húmedo (Tabla 1).

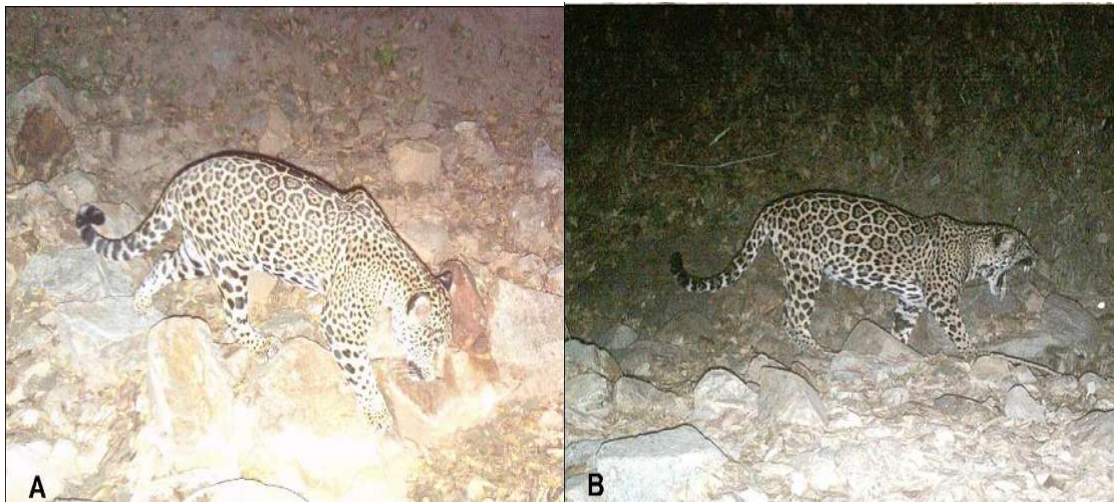


Figura 2. Individuos de jaguares identificados durante el estudio (A hembra 1 y B hembra 2).

La MMDM fue mayor para la temporada húmeda con respecto a la temporada seca con 5.7 y 5.0 km, respectivamente (Tabla 1). De tal manera que el EAS para la temporada húmeda fue de 293.9 km² y 251.0 km² para la temporada seca (Table 1).



Con la técnica de CR empleando Capture y usando la MMDM y $\frac{1}{2}$ MMDM obtuvimos una densidad en la temporada seca de 0.79 ind/100 km² y 1.63 ind/100 km² respectivamente, mientras que para la temporada húmeda la densidad estimada fue de 0.68 ind/100 km² y 1.46 ind/100 km² (Tabla 1). Utilizando el modelo SECR se obtuvo una densidad de 0.76 ind/100 km² para la temporada seca y 0.73 ind/100 km² para la temporada húmeda (Tabla 1). La densidad aparente del primer periodo fue de .796, y la del segundo periodo de .682. El promedio empleando MMDM fue de .735, similar al promedio de SECR de .745, y al de densidad aparente de .739. Considerando las estimaciones de todos los modelos, la densidad promedio de jaguares fue de 1.01±0.41 ind/100 km².

Tabla 1. Parametros poblacionales de jaguar para los dos periodos de muestreo en Numero de individuos por cada 100 km².

	Periodo Seco	Periodo húmedo
Esfuerzo de captura (días/cámara)	1399	1455
Eventos independientes	12	16
Individuos identificados	2	2
Probabilidad de captura	0.36	0.35
MMDM (km)/AEM (km ²)	5.0/251.0	5.7/293.9
$\frac{1}{2}$ MMDM (km)/AEM (km ²)	2.5/122.0	2.8/136.2
Densidad MMDM (ind/100 km ² ±SE)	0.79 ±0.08	0.68 ±0.21
Densidad $\frac{1}{2}$ MMDM (ind/100 km ² ±SE)	1.63 ±0.08	1.46 ±0.21
Densidad SECR (ind/100 km ² ±SE)	0.76 ± 0.54	0.73 ± 0.51



Disponibilidad de presas y hábitat potencial para el jaguar. Además del jaguar se registró 14 especies de mamíferos pertenecientes a 10 familias (Tabla 2). La mayor riqueza y abundancia se observó para la temporada húmeda (Tabla 2). Las presas potenciales más abundantes en ambas temporadas fueron, *Nasua narica*, *Pecari tajacu* y *Odocoileus virginianus*, respectivamente (Tabla 2). Se registraron tres especies de felinos (*Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii* y *Puma concolor*), siendo *L. pardalis* el felino más abundante a lo largo de las dos temporadas de muestreo (Tabla 2).

Usando la MMDM como AEM para las dos temporadas de muestreo, la disponibilidad de hábitat natural (bosques templados, bosques secos y bosques subtropicales) para el jaguar se estimó en más del 89% (Fig. 3), siendo el bosque seco el que presenta mayor cobertura tanto para la temporada seca como la húmeda con 45.5 y 45.2%, respectivamente (Fig. 3).

El porcentaje de cobertura de los bosques templados y de las zonas agropecuarias se incrementa durante la temporada húmeda, mientras que la disponibilidad de los bosques subtropicales disminuye para la misma temporada (Fig. 3).

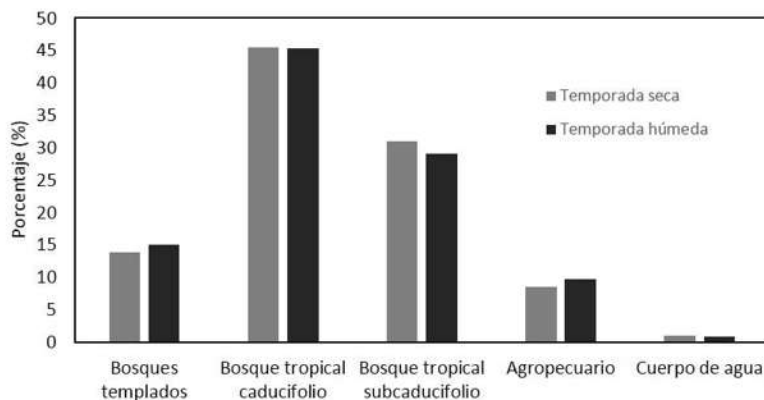


Figura 3. Disponibilidad de hábitat para el jaguar en el área de estudio.



Tabla 2. Registros e índices de abundancia relativa de los mamíferos observados durante las dos temporadas de muestreo.

Familia	Especies	Registros (IAR)	
		Temporada Seca	Temporada Húmeda
Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i>	79 (5.6)	49 (3.3)
Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	0 (0)	5 (0.4)
Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	1 (0.07)	3 (0.2)
Leporidae	<i>Sylvilagus sp.</i>	2 (0.1)	3 (0.2)
Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>	13 (0.9)	13 (0.9)
	<i>Spermophilus annulatus</i>	28 (2.0)	4 (0.3)
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	67 (4.7)	45 (3.0)
	<i>Leopardus wiedii</i>	8 (0.5)	6 (0.4)
	<i>Puma concolor</i>	19 (1.4)	19 (1.3)
	<i>Panthera onca</i>	13 (0.9)	21 (1.4)
Mephitidae	<i>Conepatus leuconotus</i>	1 (0.07)	4 (0.3)
Procyonidae	<i>Nasua narica</i>	410 (29.3)	673 (46.2)
	<i>Procyon lotor</i>	19 (1.3)	53 (3.6)
Cervide	<i>Odocoileus virginianus</i>	57 (4.0)	80 (5.5)
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	73 (5.2)	120 (8.2)



Revisión de estudios poblacionales de jaguares en México. A partir de la revisión de literatura encontramos 15 estudios anteriores (1996-2016), en que se estima el tamaño poblacional del jaguar en el área de distribución de la especie en México (Fig. 4). La mayor cantidad de estudios se localizan en el sur (n= 6) y noroeste (N= 6) (Fig. 4). La mayoría de estudios (13), se realizaron dentro de áreas naturales protegidas y/o sus zonas de influencia (Tabla 3). Los tipos de vegetación predominantes donde se realizaron los estudios fueron; manglares (n= 3), bosques secos (n= 3), bosques subtropicales (n= 5), bosques húmedos (n= 1) y bosques mixtos tropical-templado (n= 3) (Tabla 3). Dos estudios han estimado el tamaño poblacional de jaguares a partir de la identificación de rastros, tres usando telemetría y 10 utilizando cámaras trampa (Tabla 3). De los estudios que utilizan trampas cámara como método para evaluar el tamaño poblacional de jaguares, ocho utilizan modelos tradicionales de CR y dos modelos SECR (Tabla 3). La densidad de jaguar estimada en México va desde 0.75 a 6.6 ind/100km² (Tabla 3).



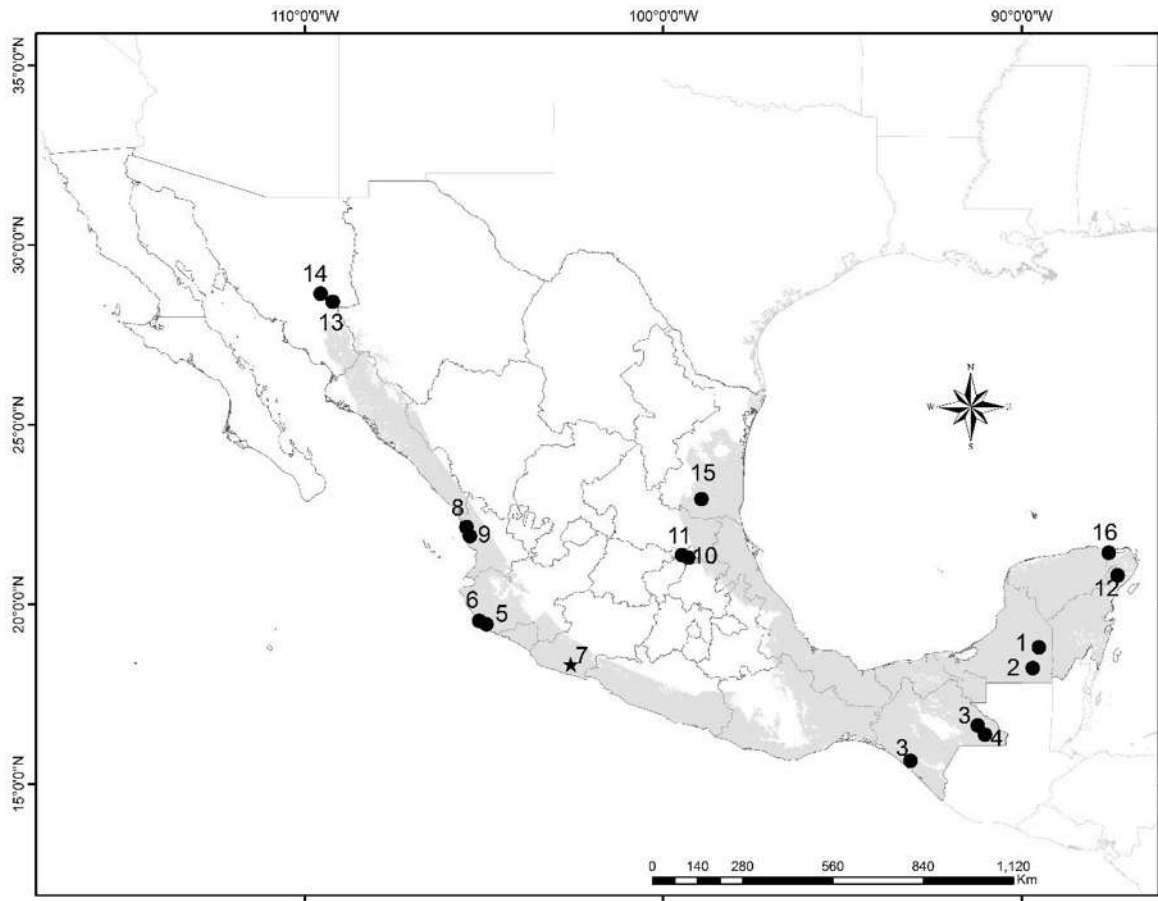


Figura 4. Estudios poblaciones de jaguar en México. La estrella representa la ubicación de nuestro estudio. El sombreado gris la distribución potencial del jaguar en México (ver tabla 3).



Tabla 3. Características de los sitios de estudios poblacionales de jaguar en México y metodologías empleadas. Tipos de Vegetación (BTP= Bosque tropical perennifolio, BTC= Bosque tropical caducifolio, BTS= Bosque tropical subcaducifolio, M= Manglar, BMT-T= Bosque mixto templado-tropical). Área efectiva de muestreo (PMC= Polígono mínimo convexo, SECR= Captura-Recaptura Espacialmente Explicito, MMDM= Promedio de máxima distancia de desplazamiento).

Id Estado	Estatus área/ tipos de vegetación	Región	Método	Estimación del AEM	Densidad (ind/100km ²)
1 Campeche	Protegida/BTS	Reserva Calakmul	Rastros	-	3.7 - 4.16
2 Campeche	Protegida/BTS	Reserva Calakmul	Telemetría	MCP	3.3 - 6.6
3 Chiapas	No protegida/M	Costa	Rastros	-	0.05-5.0
3 Chiapas	Protegida/BTP	Reserva Lacandona	Rastros	-	2.85-4.34
4 Chiapas	Protegida/BTP	Reserva Lacandona	Cámaras trampa	½ MMDM	2.6-4.6
4 Chiapas	Protegida/BTP	Reserva Lacandona	Cámaras trampa	MMDM	1.7-3.0
5 Jalisco	Protegida/BTC	Reserva Chamela-Cuixmala	Telemetría	MCP	1.7
6 Jalisco	Protegida/BTC	Reserva Chamela-Cuixmala	Cámaras trampa	½ MMDM	5.3
7 Michoacán	No protegida/BMT-T	Sierra-Costa	Cámaras trampa	½ MMDM	1.46 -1.63
7 Michoacán	No protegida/BMT-T	Sierra-Costa	Cámaras trampa	MMDM	0.68-0.79
7 Michoacán	No protegida/BMT-T	Sierra-Costa	Cámaras trampa	SECR	0.73-0.76
8 Nayarit	Protegida/M	Reserva Marismas Nacionales	Cámaras trampa	½ MMDM	2.5-5.9



9 Nayarit	Protegida/M, BTC	Reserva Marismas Nacionales	Cámaras trampa	SECR	2.04
10 Querétaro	Protegida/BMT-T	Reserva Sierra Gorda	Cámaras trampa	MMDM	0.75
11 Querétaro	Protegida/BMT-T	Reserva Sierra Gorda	Cámaras trampa	MMDM	0.9
12 Quintana Roo	Protegida/BTS	Reserva El Edén	Cámaras trampa	MMDM	1.58-2.63
12 Quintana Roo	Protegida/BTS	Reserva El Edén	Cámaras trampa	½ MMDM	3.08-5.0
12 Quintana Roo	Protegida/BTS	Reserva El Edén	Cámaras trampa	SECR	1.10-2.33
13 Sonora	Protegida/BTC	Reserva del jaguar del norte	Telemetría	MCP	1.07
14 Sonora	No protegida/BMT_T	Norte de Sonora	Cámaras trampa	½ MMDM	1.1
15 Tamaulipas	Protegida/BTS	El Cielo Reserve	Cámaras trampa	MMDM	5.9
16 Yucatán	Protegida/BTS	Rio Lagartos Reserve	Cámaras trampa	½ MMDM	3-6

¹Aranda, 1998; ²Ceballos et al., 2002; ³Aranda 1996; ⁴De la Torre and Medellín, 2011; ⁵Nuñez et al., 2002; ⁶Nuñez, 2011; ⁷Este estudio; ⁸RBMN, 2011; ⁹Figel et al., 2016; ¹⁰Coronel et al., 2008; ¹¹Anaya-Zamora et al., 2015; ¹²Avila-Nájera et al., 2015; ¹³Gutiérrez-González et al., 2012; ¹⁴Rosas-Rosas and Bender, 2012; ¹⁵Carrera-Treviño et al., 2016; ¹⁶Faller et al., 2007.



DISCUSIÓN

El estado de Michoacán y en particular las ecorregiones del Balsas, Sierra Madre del Sur y Costa han sido consideradas como zonas prioritarias para la conservación del jaguar a nivel nacional (Rodríguez-Soto et al., 2011), e internacional (Rabinowitz and Zeller, 2010). Las razones no tienen que ver con la abundancia de la especie, sino porque las regiones han sido propuestas como parte de un corredor biológico que conecte las poblaciones de jaguares entre el pacífico norte y el pacífico sur de México (Olsoy et al., 2016; Rodríguez-Soto et al., 2013). Sin embargo, ante la carencia de estudios poblacionales para el jaguar en esta región, estos resultados complementan la información requerida (Fig. 4) (Rodríguez-Soto et al. 2011).

Los resultados de este estudio contribuyen para los planes de conservación del jaguar a nivel internacional, confirman la presencia estable de una población de jaguar con baja abundancia, pero dentro de valores esperados para los tipos de vegetación correspondientes, y fuera de alguna área natural protegida, ya que desde el 2010 cuando se confirmó su presencia en el estado, se han registrado en el área de estudio al menos cinco individuos diferentes (Charre-Medellín et al. 2013). Esto puede significar que el estado de Michoacán funciona como un área de dispersión de la especie entre las poblaciones del norte y sur del pacifico de México.

La densidad promedio de jaguares estimada en este estudio (1.01 ind/100 km²) es de las menores reportadas para México, solo superiores a las reportadas para Querétaro de 0.75 y 0.9 ind/100 km² (Coronel et al. 2008, Anaya-Zamora et al. 2015) y muy bajas comparadas con las densidades reportadas para el sur de México de 6.6 ind/100km² (Ceballos et al. 2002) o para el Noreste con 5.9 ind/100 km² (Carrera-Treviño et al. 2016). Sin embargo, la densidad de jaguares puede verse afectada por factores como; a) las características del hábitat (disponibilidad de presas y hábitat, topografía, disponibilidad de senderos o cuerpos de agua), b) variables antropogénicas (densidad humana, distancia a poblados y carreteras, actividades agropecuarias), c) variables asociadas a interacciones (densidades de presas,



abundancia de competidores) y d) diseño de muestreo (área efectiva de muestreo, accesibilidad, número y distancia entre estaciones de muestreo, tiempo de muestreo) y d) modelo para estimar la densidad (captura-recaptura tradicional o captura-recaptura espacialmente explícitos).

El hábitat disponible para el jaguar en nuestra área de estudio de 89% es superior a lo reportados para las áreas naturales protegidas de la península de Yucatán (46.5%) y la reserva de Calakmul (83.5%), donde se localizan las mayores densidades de jaguares de México (Chávez et al., 2007). Con respecto a la disponibilidad de presas para el jaguar, en el pacífico de México se han reportado a *O. virginianus*, *P. tajacu* y *N. narica*, como las tres principales (Núñez et al. 2002), las cuales presentan en nuestra área de estudio valores en el IAR de 5.5, 8.2 y 46.2 registros/100diestrampa, respectivamente. Estos valores son superiores a lo estimado en Tamaulipas para las mismas especies (Carrera-Treviño et al. 2016) y Nayarit (CONANP, 2011), donde se han reportado densidades de jaguares de 5.9 ind/100km².

Con respecto a los aspectos antropogénicos, donde los seres humanos son la principal causa de mortalidad de grandes carnívoros incluido al jaguar, la densidad humana representa una variable importante que puede determinar el tamaño de la población de jaguares localmente (Figel et al., 2016). Para nuestra área de estudio se estima una densidad humana de 0.78 personas por km², y a nivel municipal de 6.3 personas por km² (INEGI, 2010). La densidad humana es baja y se esperaría una densidad de jaguares superior a la observada, ya que en otros estudios en México donde se reportan altas densidades de jaguares en los niveles de densidad humana similares a las de aquí (Figel et al., 2016).

Para poder convertir la abundancia relativa de jaguares en densidad es necesario estimar una AEM, la cual presenta correlación negativa con la densidad calculada de jaguares (Tobler and Powell, 2013). El AEM está determinada las recapturas de los individuos, el número de estaciones de muestreo (cámaras) y la distancia entre ellas (Tobler and Powell, 2013). En el 46% de 74 estudios donde



estimaron el tamaño poblacional de jaguar la cantidad de estaciones de muestreo fue entre 20 y 40, y en el 53% de los estudios fueron coladas entre 2 y 3 km de separación (Tobler and Powell, 2013). En el 61% de los estudios los días efectivos de muestreo estaba entre 20 y 90 días (Tobler and Powell, 2013). Nuestros parámetros se encuentran en el promedio de la mayoría de los estudios poblacionales de jaguar en América.

Por último, el modelo utilizado para estimar la densidad de jaguares puede influir en los resultados obtenidos. En el análisis de Tobler & Powell (2013) observaron que en el 62% de los estudios utilizan el modelo clásico de captura-recaptura, usando como AEM la $\frac{1}{2}$ MMDM y en el 21% el MMDM y solamente en el 5% de los estudios utilizan los SECR. En este estudio, los resultados empleando MMDM y SECR fueron prácticamente idénticos, y sorpresivamente también similares a la estimación de densidad aparente. En la literatura se ha observado resultados similares, encontrando que las estimaciones de densidad obtenidas con el modelo clásico captura-recaptura, usando MMDM y los SECR son similares, y se cree que sobrestiman menos las abundancias poblacionales de jaguar (Tobler & Powell 2013). En México esta es el tercer estudio en que se emplea SECR para estimar el tamaño poblacional del jaguar, y donde se compara con MMDM (Tabla 3).

En situaciones de baja densidad de jaguar, como la observada en nuestro estudio, se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo incrementando el polígono de fototrampeo y ampliando además el período de muestreo hasta los 100 días (Tobler & Powell, 2013). Ya que la densidad de jaguares para Michoacán de 1.01 ind/100 es baja si consideramos disponibilidad de hábitat y presas, cuyos valores fueron superiores a los reportados en otras regiones de México donde las poblaciones de jaguar son más abundantes.

La importancia de Michoacán para el jaguar en el Pacífico es de tipo funcional, y no como una población fuente. Es posible que la población sea pequeña en Michoacán, pero quizás funcione como un eslabón que mantiene un corredor potencial manteniendo una población pequeña pero estable como puente de las poblaciones de



jaguares en el Pacífico. Durante 6 años de muestreo se ha registrado a la especie, lo que indica una permanencia. Desafortunadamente no se han registrado individuos machos, suponemos que la baja densidad pueda relacionarse con la movilidad en busca de nuevos territorios. Es necesario continuar con el monitoreo de la población de jaguar identificada en este estudio, además de extender el muestreo a zonas aledañas que todavía presentan condiciones propicias. Es clave delimitar las áreas con presencia del jaguar, ya que la zona estudiada representa un porcentaje menor al 10% de la superficie susceptible para la Sierra Madre del Sur. Debemos también identificar las zonas de cruce del jaguar entre Michoacán y sus estados vecinos.

LITERATURA CITADA

- Anaya-Zamora, V., Coronel, H., Espinosa-Flores, M., Gómez-Ramírez, M., Gutiérrez-González, C., Lara-Díaz, N., López-González, C., 2015. Densidad y probabilidad de ocupación de felinos silvestres en la reserva de la biosfera Sierra Gorda, Querétaro, in: Canto-Alarcón, G., Elton-Puente, J. (Eds.), Fortalecimiento de La Investigación En La Facultad de Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, pp. 26–34.
- Aranda, M., 1998. Densidad y estructura de una población del jaguar (*Panthera onca*) en la reserva de la biosfera Calakmul, Campeche, México. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 175, 199–201.
- Aranda, M., 1996. Distribución y abundancia del jaguar, *Panthera onca* (Carnivora; Felidae) en el estado de Chiapas, México. *Acta Zool. Mex.* 68, 45–52.
- Avila-Nájera, D., Chávez, C., Lazcano-Barrero, M., Pérez-Elizalde, S., Alcántara-Carbajal, J., 2015. Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnivora: Felidae) en el norte de Quintana Roo, México. *Rev. Biol. Trop.* 63, 799–813.
- Borches, D., Efford, M., 2008. Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. *Biometrics* 64, 377–385. doi:10.1111/j.1541-0420.2007.00927.x.



- Botello, F., Sánchez-Cordero, V., González, G., 2008. Diversidad de carnívoros en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, in: Monterrubio, C., Espinoza, E., Ortega, J. (Eds.), *Avances En El Estudio de Los Mamíferos En México II*. México, pp. 335–341.
- Brand, D., 1961. Coalcomán and Motines del Oro. An ex-distrito of Michoacán, México. The Hague: Martinus Nijhoff. Institute of Latin American Studies. University of Texas, Austin, Texas.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D., Martyr, D., Mcdougal, C., Nath, L., O'brien, T., Seidensticker, J., Smit, W., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4, 75–79.
- Carrera-Treviño, R., Lira-Torres, I., Martínez-García, L., López-Hernandez, M., 2016. El jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) en la Reserva de la Biosfera “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Rev. Biol. Trop.* 64, 1451–1468.
- Ceballos, G., Chávez, C., Blanco, S., Jiménez, R., López, M., Moctezuma, O., Támez, V., Valdez, M., 2006. Áreas prioritarias para la conservación, in: Chávez, C., Ceballos, G. (Eds.), *Memorias Del Primer Simposio. El Jaguar Mexicano En El Siglo XXI: Situación Actual Y Manejo*. Conabio-Alianza WWF/Telcel- Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 13–19.
- Ceballos, G., Chávez, C., List, R., Zarza, H., 2007. Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas. Conabio-Alianza WWF/Telcel- Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ceballos, G., Chávez, C., Rivera, A., Manterola, C., Wall, B., 2002. Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la reserva de la biosfera Calakmul, Campeche, México, in: Medellín, R., Equihua, C., Chetkiewicz, C., Crawshaw Jr., P., Rabinowitz, A., Redford, K., Robinson, J., Sanderson, E., Taber, A. (Eds.), *El Jaguar En El Nuevo Milenio*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de



- México, Wildlife Conservation Society, México, pp. 403–417.
- Ceballos, G., Zarza, H., Chávez, C., González-Maya, J., 2016. Ecology and consevation of jaguars in Mexico: State of knowledge and future challenges, in: Aguirre, A., Sukumar, R. (Eds.), *Tropical Conservation: Perspectives on Local and Global Priorities*. Oxford University Press, Oxford, pp. 273–289.
- Charre-Medellín, J., 2012. Uso de manantiales por los mamíferos silvestres en bosques tropicales de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Charre-Medellín, J., Monterrubio-Rico, T., Botello, F., León-Paniagua, L., Nuñez, R., 2013. First records of jaguar (*Panthera onca*) from the state of Michoacán, Mexico. *Southwest. Nat.* 58, 268–271.
- Charre-Medellín, J., Monterrubio-Rico, T., Guido-Lemus, D., 2014. Nuevo registro de jaguar (*Panthera onca*), en el centro occidente de México. *Rev. Mex. Biodivers.* 85, 1295–1299.
- Charre-Medellín, J., Monterrubio-Rico, T., Guido-Lemus, D., Mendoza, E., 2015. Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Rev. Biol. Trop.* 63, 783–797.
- Chávez, C., Ceballos, G., Amín, M., 2007. Ecología poblacional del jaguar y sus aplicaciones para la conservación en la Península de Yucatán, in: Ceballos, G., Chávez, C., List, R., Zarza, H. (Eds.), *Conservación Y Manejo Del Jaguar En México: Estudios de Caso Y Perspectivas*. Conabio-Alianza WWF/Telcel- Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 91–100.
- Chávez, C., de la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R., Zarza, H., Ceballos, G., 2013. Manual de fototrampeo para estudios de fauna silvestre: El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), 2009. PROGRAMA DE



ACCIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE: JAGUAR (*Panthera onca*).
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de
Áreas Naturales Protegidas, México.

Coronel, H., López-González, C., Lorenzana, G., Ortega, A., 2008. El Jaguar (*Panthera onca*) en Querétaro. *Extensión Nuevos Tiempos* 2, 29–34.

De la Torre, J., Medellín, R., 2011. Jaguars *Panthera onca* in the greater Lacandona ecosystem, Chiapas, Mexico: population estimates and future prospects. *Oryx* 45, 546–553.

Development Core Team, R., 2016. R: A language and environment for statistical computing [WWW Document]. URL <http://www.r-project.org> (accessed 1.1.16).

Dillon, A., Kelly, M., 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *J. Zool.* 275, 391–398.

Durán, E., Figel, J., Bray, D., 2010. Una coexistencia incierta: los jaguares y las comunidades de las montañas boscosas de México. *Unasyuva* 61.

Efford, M., 2004. Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106, 598–610. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13043.x

Faller, J., Chávez, C., Johnson, S., Ceballos, G., 2007. Densidad y tamaño de la población de jaguar en el noreste de la Península de Yucatán, in: Ceballos, G., Chávez, C., List, R., Zarza, H. (Eds.), *Conservación Y Manejo Del Jaguar En México: Estudios de Caso Y perspectivas* 2. Conabio-Alianza WWF/Telcel- Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 111–122.

Figel, J., Ruíz-Gutiérrez, F., Brown, D., 2016. Densities and perceptions of jaguars in coastal Nayarit, Mexico. *Wildl. Soc. Bull.* 40, 506–513.

Foster, R., Harmsen, B., 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *J. Wildl. Manage.* 76, 224–236. doi:10.1002/jwmg.275



- Gardner, B., Royle, J., Wegan, M., 2009. Hierarchical models for estimating density from DNA mark-recapture studies. *Ecology* 90, 1106–1115.
- Gutiérrez-González, C., Gómez-Ramírez, M., López-González, C., 2012. Estimation of the density of the Near Threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* 46, 431–437.
- Gutiérrez-González, C., Gómez-Ramírez, M., López-González, C., Doherty, P., 2015. Are private reserves effective for jaguar conservation? *PLoS One* 10, e0137541.
- Jiménez-Valverde, J., 2011. Relationship between local population density and environmental suitability estimated from occurrence data. *Front. Biogeogr.* 3.
- Karanth, K., Nichols, J., 1998. Estimation of Tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79, 2852–2862.
- Long, R., MacKay, P., Ray, J., Zielinski, W., 2008. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington.
- Maffei, L., Noss, A., Silver, S., Kelly, M., 2011. Abundance/density case study: Jaguars in the Americas, in: O’Connell, A., Nichols, J., Karanth, K. (Eds.), *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, pp. 163–190.
- Mas, J., Lemoine, R., González, R., 2016. Monitoreo de la cubierta del suelo y la deforestación en el estado de Michoacán: un análisis de cambios mediante sensores remotos a escala regional. Michoacán, México.
- Medellín, R., Equihua, C., Chetkiewicz, C., Crawshaw Jr., P., Rabinowitz, A., Redford, K., Robinson, J., Sanderson, E., Taber, A., 2002. *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., Urios, V., 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Rev. Biol. Trop.* 59, 373–383.



- NIMBLE Development Team, R., 2015. NIMBLE: An R Package for Programming with BUGS models, Version 0.4 [WWW Document]. URL <http://r-nimble.org> (accessed 4.5.15).
- Noss, A., Gardner, B., Maffei, L., Cuéllar, E., Montaña, R., Romero-Muñoz, A., Sollmann, R., O'Connell, A., 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Anim. Conserv.* 15, 527–535.
- Núñez, R., 2012. The status of jaguars in Michoacán, Mexico. *Wild Felid Monit.* 5, 18.
- Núñez, R., 2011. Estimating jaguar population density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. *J. Zool.* 285, 39–45.
- Núñez, R., 2007. Distribución y situación del jaguar en el occidente de México, in: Ceballos, G., Chávez, C., List, R., Zarza, H. (Eds.), *Conservación Y Manejo Del Jaguar En México: Estudios de Caso Y Perspectivas*. Conabio-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 27–40.
- Núñez, R., Miller, B., Lindzey, F., 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México, in: Medellín, R., Equihua, C., Chetkiewicz, C., Crawshaw Jr., P., Rabinowitz, A., Redford, K., Robinson, J., Sanderson, E., Taber, A. (Eds.), *El Jaguar En El Nuevo Milenio*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, México, pp. 107–126.
- O'Brien, T., Kinnaird, M., Wibisono, H., 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Anim. Conserv.* 6, 131–139.
- Olsoy, P., Zeller, K., Hicke, J., Quigley, H., Rabinowitz, A., Thornton, D., 2016. Quantifying the effects of deforestation and fragmentation on a range-wide conservation plan for jaguars. *Biol. Conserv.* 208, 8–16.
- Rabinowitz, A., Zeller, K., 2010. A range-wide model of landscape connectivity and



- conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biol. Conserv.* 143, 939–945.
- RBMN, (Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales), 2011. Monitoreo de Jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales. México.
- Rexstad, E., Burnham, K., 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Colorado State University, Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado, E.U.A.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J., Briones, M., Nuñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G., Falcucci, A., 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Divers. Distrib.* 17, 350–361.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., 2013. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *J. Nat. Conserv.* 21, 438–443.
- Rosas-Rosas, O., Bender, L., 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zool. Mex.* 86.
- Rovero, F., Marshall, A., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecol.* 46, 1011–1017.
- Royle, J., Chandler, R., Sollmann, R., Gardner, B., 2014. Spatial capture-recapture. Elsevier, Academic Press, Waltham, Massachusetts. doi:10.1016/B978-0-12-405939-9.00020-7
- Royle, J., Young, K., 2008. A hierarchical model for spatial capture-recapture data. *Ecology* 89, 2281–2289. doi:10.1890/07-0601.1
- 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. Ciudad de México, México.



- Silver, S., 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. Wildlife Conservation Society, New York, E.U.A.
- Silver, S., Ostro, E., Marsh, L., Maffei, L., Noss, A, Kelly, M., Wallace, R., Gomez, H., Ayala, G., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38, 1–7.
- Soisalo, M., Cavalcanti, S., 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biol. Conserv.* 129, 487–496.
- Tobler, M., Powell, G., 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biol. Conserv.* 159, 109–118.
- Urrea-Galeano, L., Rojas-López, M., Sánchez-Sánchez, L., Ibarra-Manríquez, G., 2016. Registros de Puma *yaguaroundi* en la reserva de la biosfera Zicuiran-Infiernillo, Michoacán. *Rev. Mex. Biodiversidad* 2 87, 548–551.



CONCLUSIONES

- 🐾 El conocimiento sobre la presencia de felinos silvestres en el estado de Michoacán, México paso de 29 registros históricos a 672 registros durante el trabajo de campo realizado entre el 2003-2013, a partir de la combinación de metodologías, donde el uso de cámaras trampa fue el método más eficiente para registrar a las seis especies de felinos.
- 🐾 A excepción del *Lynx rufus*, las otras cinco especies de felinos muestran una afinidad tropical en el estado de Michoacán, con un amplio intervalo altitudinal (desde el nivel del mar hasta los 1 760 msnm) y de diversos tipos de vegetación (bosques tropicales caducifolios y subcaducifolios, bosques de pino, bosques de encino y bosques templados mixtos). Sin embargo, cantidad de registros entre hábitats por especie no fue homogénea.
- 🐾 El jaguarundi presenta la variación climática más amplia en el estado de Michoacán, a pesar de presentar un número reducido de registros. En contraste el ocelote, fue la especie con el mayor número de registros, presentó una concentración de los mismos en un intervalo climático muy reducido. Por otra parte, algunos de los registros de jaguarundi, tigrillo y ocelote obtenidos en este estudio corresponden a las localidades más áridas y calientes en las que se ha registrado la presencia de poblaciones de esas especies de felinos en México.
- 🐾 Este estudio representa la primera estimación de las abundancias potenciales a nivel regional de de los felinos silvestres que habitan en México, a partir de la correlación con la aptitud ecológica con las abundancias observadas.
- 🐾 La relación entre las abundancias y la aptitud ambiental de los felinos presenta una relación triangular, donde los valores altos de abundancia coinciden con valores altos de la aptitud ecológica de los felinos, pero donde los valores de abundancia son bajos pueden presentarse tanto en valores altos como bajos de aptitud ecológica.



- 🐾 El mejor ajuste entre la abundancia observada y la aptitud ambiental de los felinos se observó en los modelos generados a partir de los GLM's y Maxent, usando solamente variables climáticas.
- 🐾 Las áreas del estado de Michoacán que presentan las mejores condiciones ambientales para albergar las abundancias más altas de los felinos silvestres son las encontradas a lo largo de la costa y en la zona de transición entre la Sierra Madre del Sur con la cuenca del Bajo Balsas y la costa de Michoacán.
- 🐾 El uso de modelos que permitan relacionar las abundancias observadas con los valores de aptitud ecológica de los felinos todavía debe refinarse, incluyendo variables a nivel local asociadas a la historia de vida de los felinos, como disponibilidad de presas, competidores, porcentaje de cobertura y distancia entre parches de vegetación.
- 🐾 Los resultados obtenidos a partir de los modelos de abundancias potenciales de los felinos para el centro-occidente de México pueden utilizarse para identificar áreas prioritarias para su conservación, que permitan conectar las poblaciones de felinos a lo largo del Pacífico de México a partir de corredores biológicos.
- 🐾 Los resultados de este estudio contribuyen en los planes de conservación de una de las especies de felino más amenazado a nivel mundial como el jaguar, confirmando la presencia en el estado de Michoacán, de una población estable con baja abundancia, pero dentro de valores esperados para los tipos de vegetación correspondientes y fuera de alguna área natural protegida.
- 🐾 La densidad promedio de jaguares estimada en este estudio (1.01 ind/100 km²) es de las menores reportadas para México, a pesar de presentar una disponibilidad de hábitat y de presas superior a las reportadas en regiones del sur de México donde se localizan las densidades más altas del país.
- 🐾 En situaciones de baja densidad de jaguar, como la observada en nuestro estudio, se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo incrementando el área efectiva de



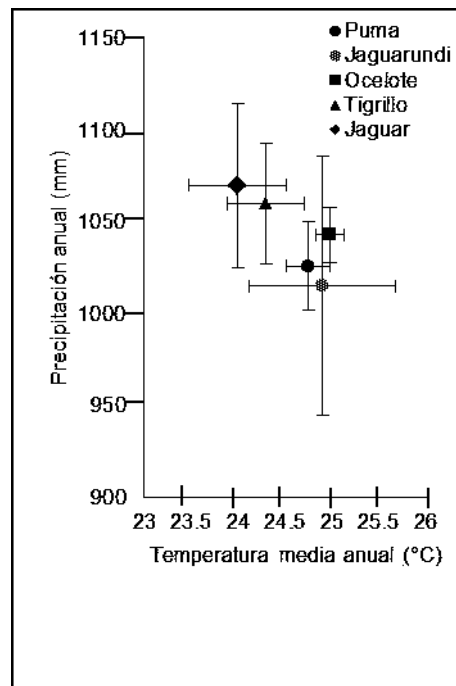
muestreo y el período de muestreo, además de considerar todos los individuos identificados en el área de estudio desde el 2010.

- 🐾 La importancia de Michoacán para el jaguar en el Pacífico es de tipo funcional, y no como una población fuente. Es posible que la población sea pequeña en Michoacán, pero quizás funcione como un eslabón que mantiene un corredor biológico potencial entre las poblaciones de jaguares en el Pacífico.
- 🐾 Es necesario continuar con el monitoreo de las poblaciones no solamente de jaguares sino también de las otras cinco especies de felinos presentes en Michoacán, extendiendo el muestreo a otras regiones del estado que todavía presentan condiciones ecológicas propicias para su permanencia.

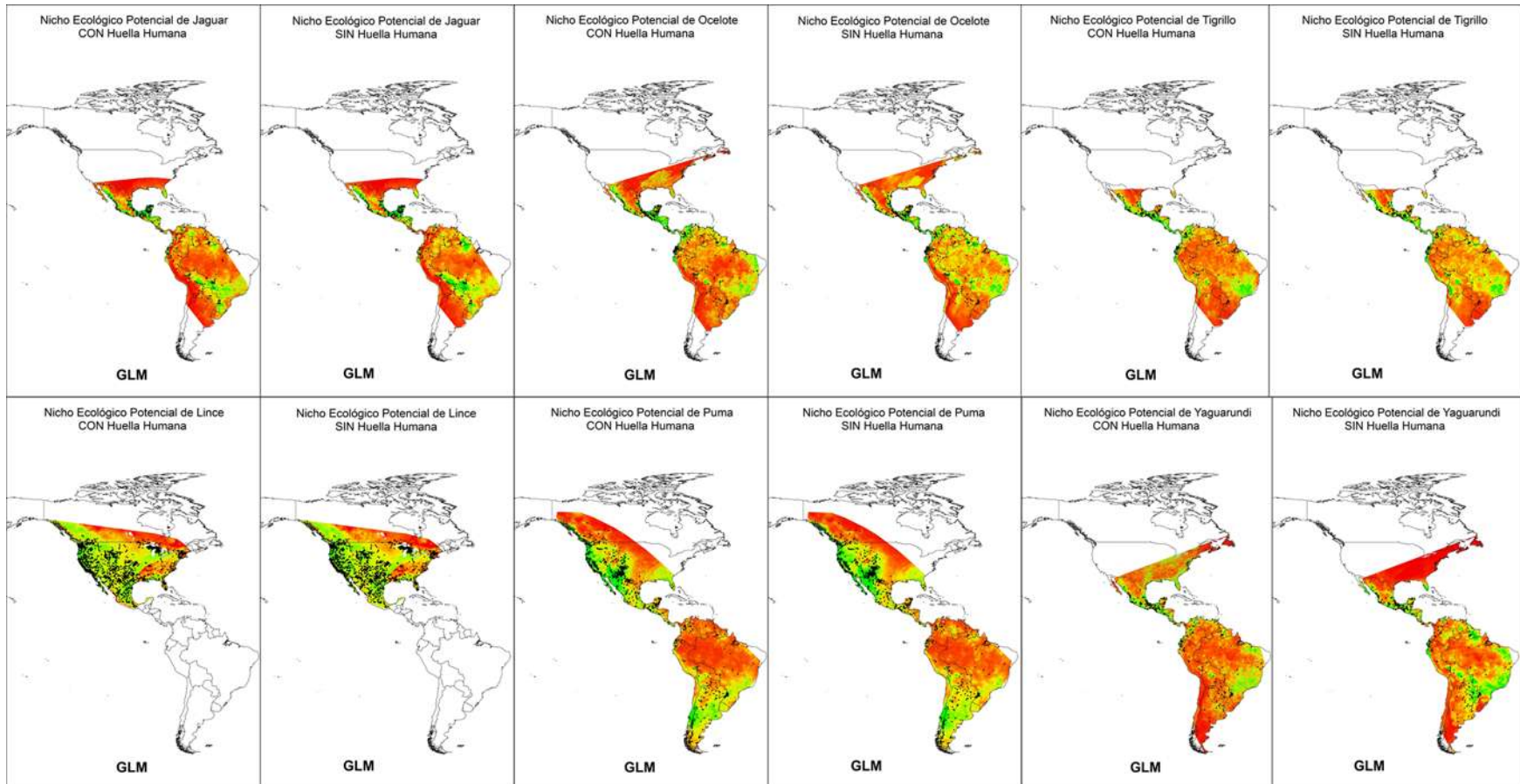


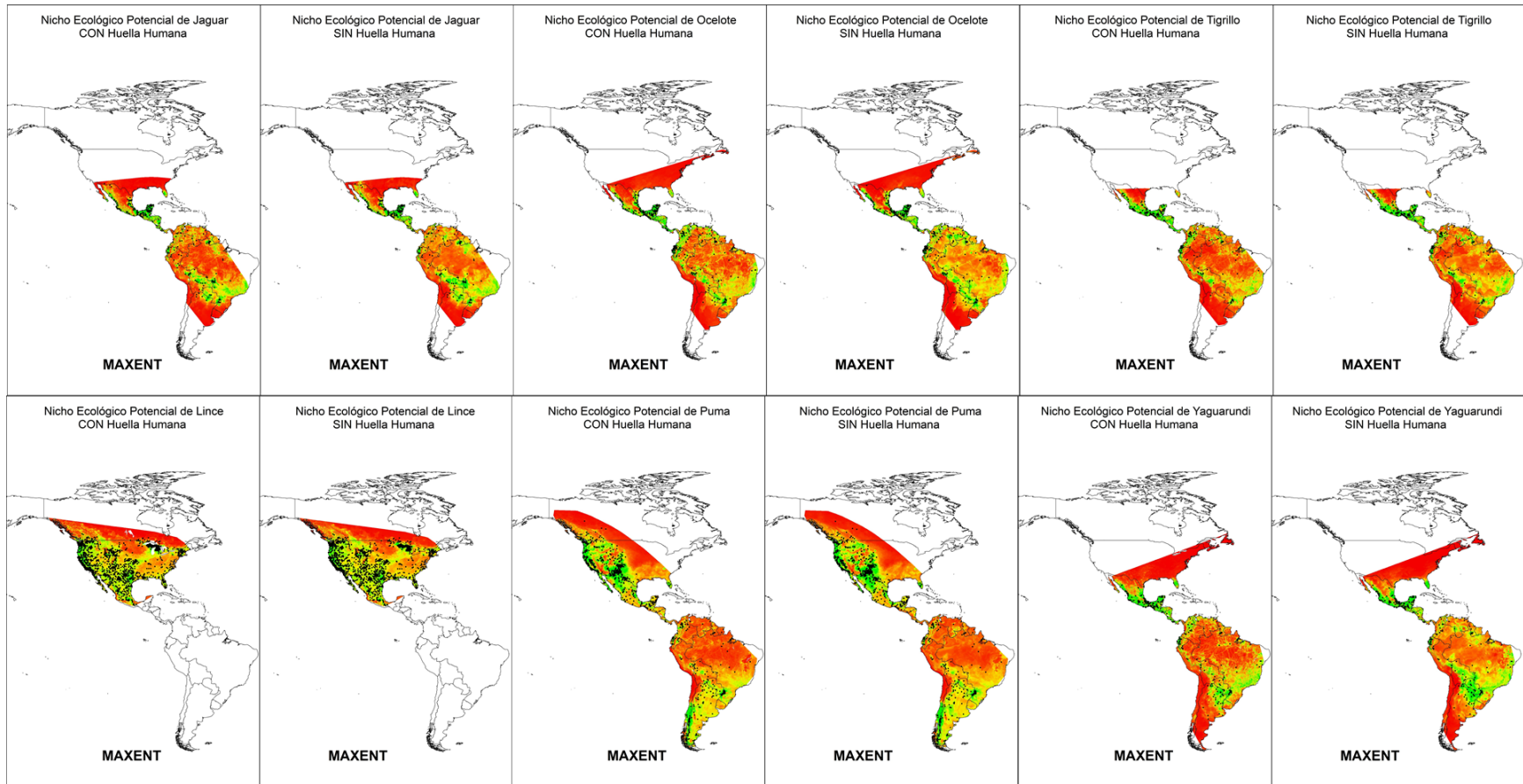
APÉNDICES

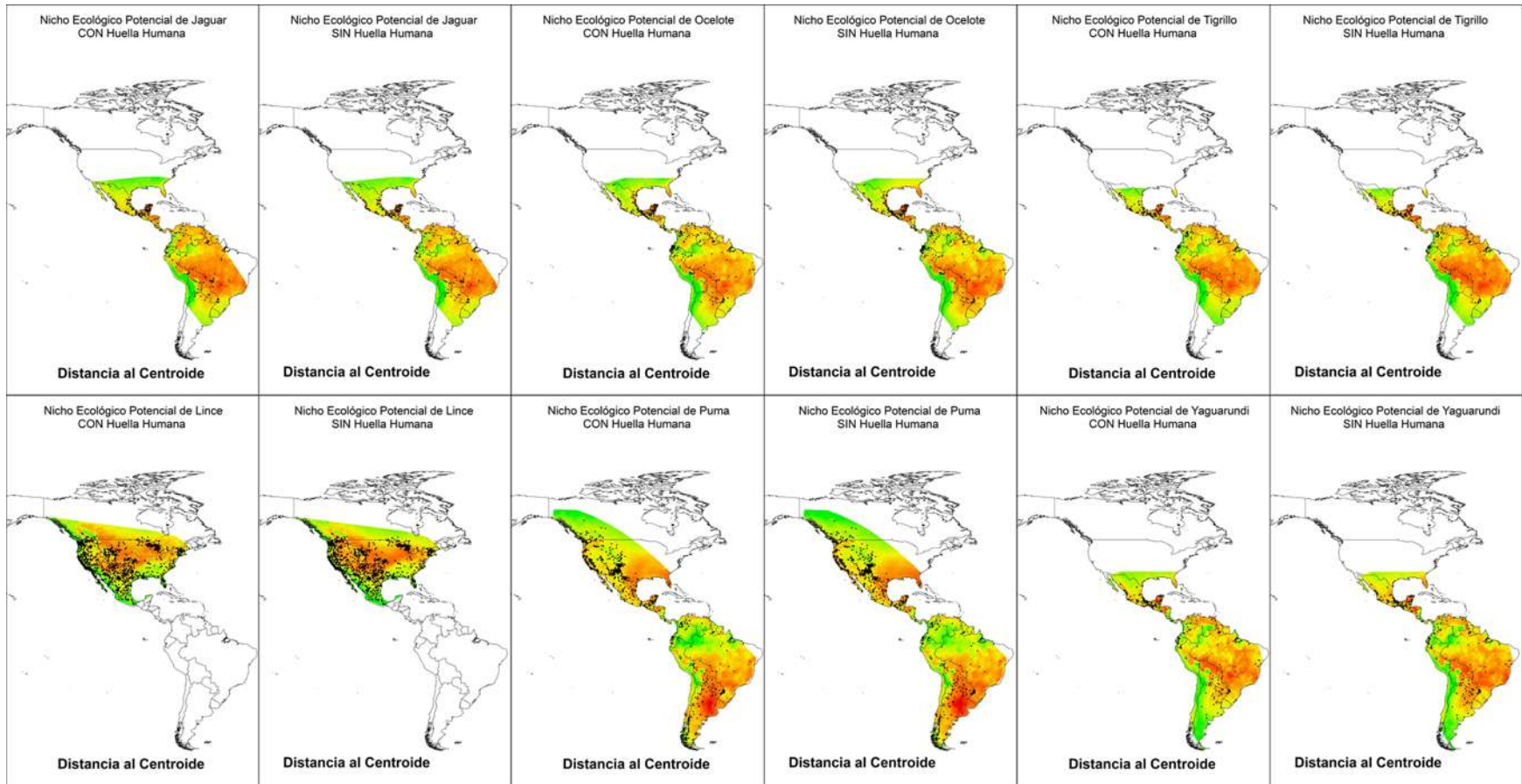
APÉNDICE 1. Distribución de los registros de presencia de felinos en relación a los gradientes de temperatura media anual y precipitación anual presentes en área de estudio. Los valores mostrados corresponden a los promedios de cada especie y las barras de error corresponden a sus intervalos de confianza del 95%.

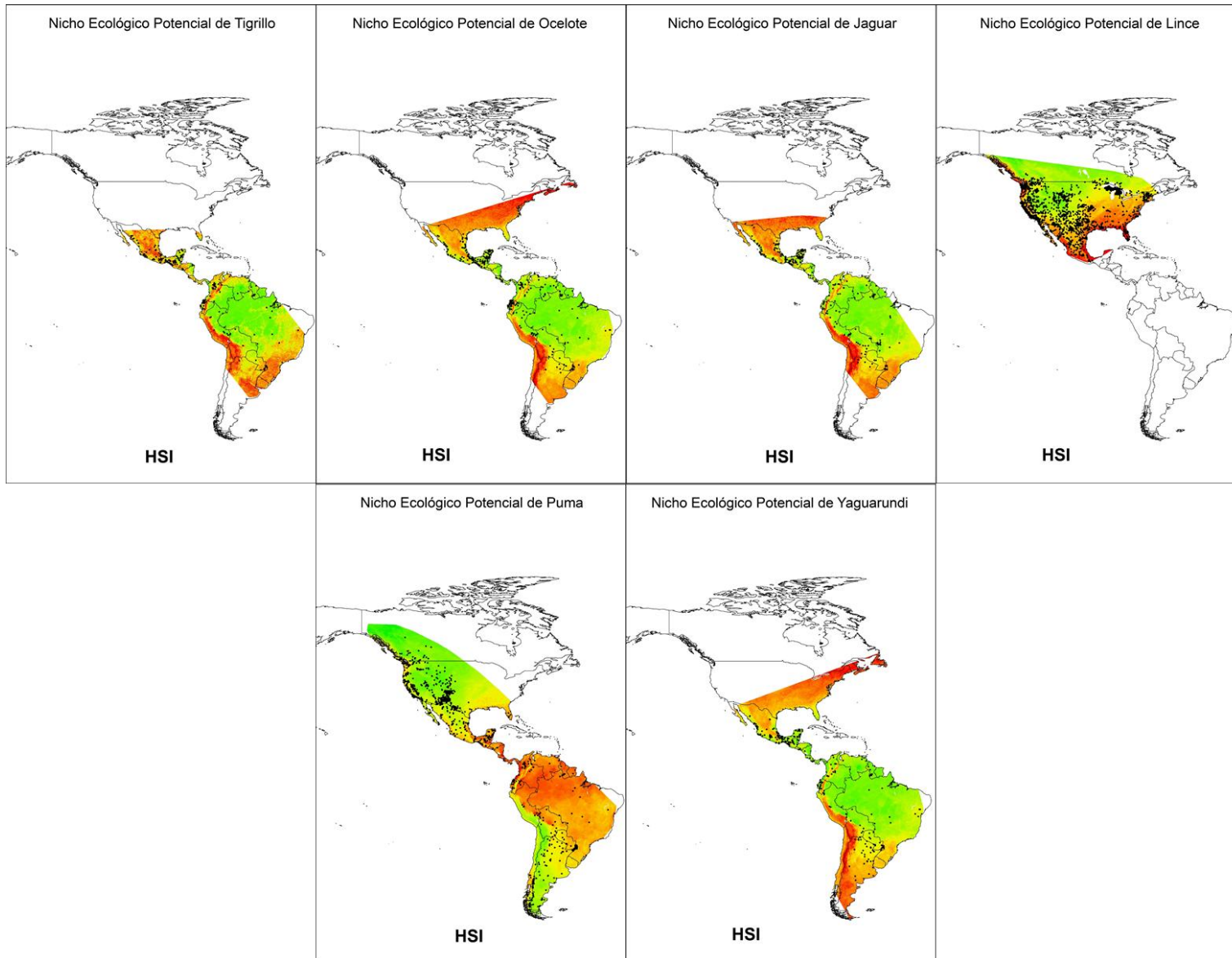


APÉNDICE 2. Distribución potencial de seis especies de felinos silvestres para toda su área de distribución conocida TSA, a partir de cuatro aproximaciones diferentes (GLM's, Maxent, distancias al centroide y HSI) y dos escenarios (con huella humana y sin huella humana).

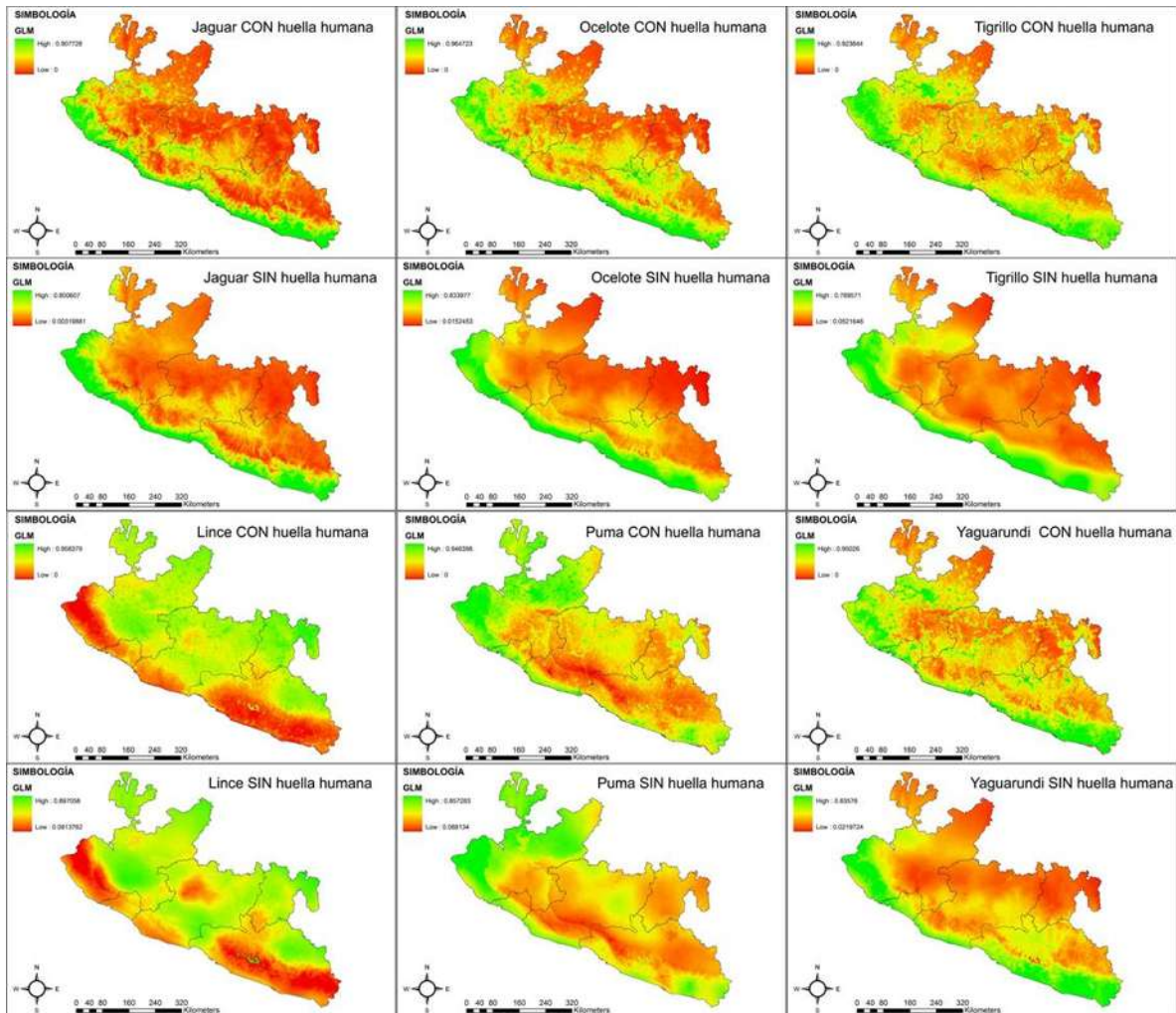


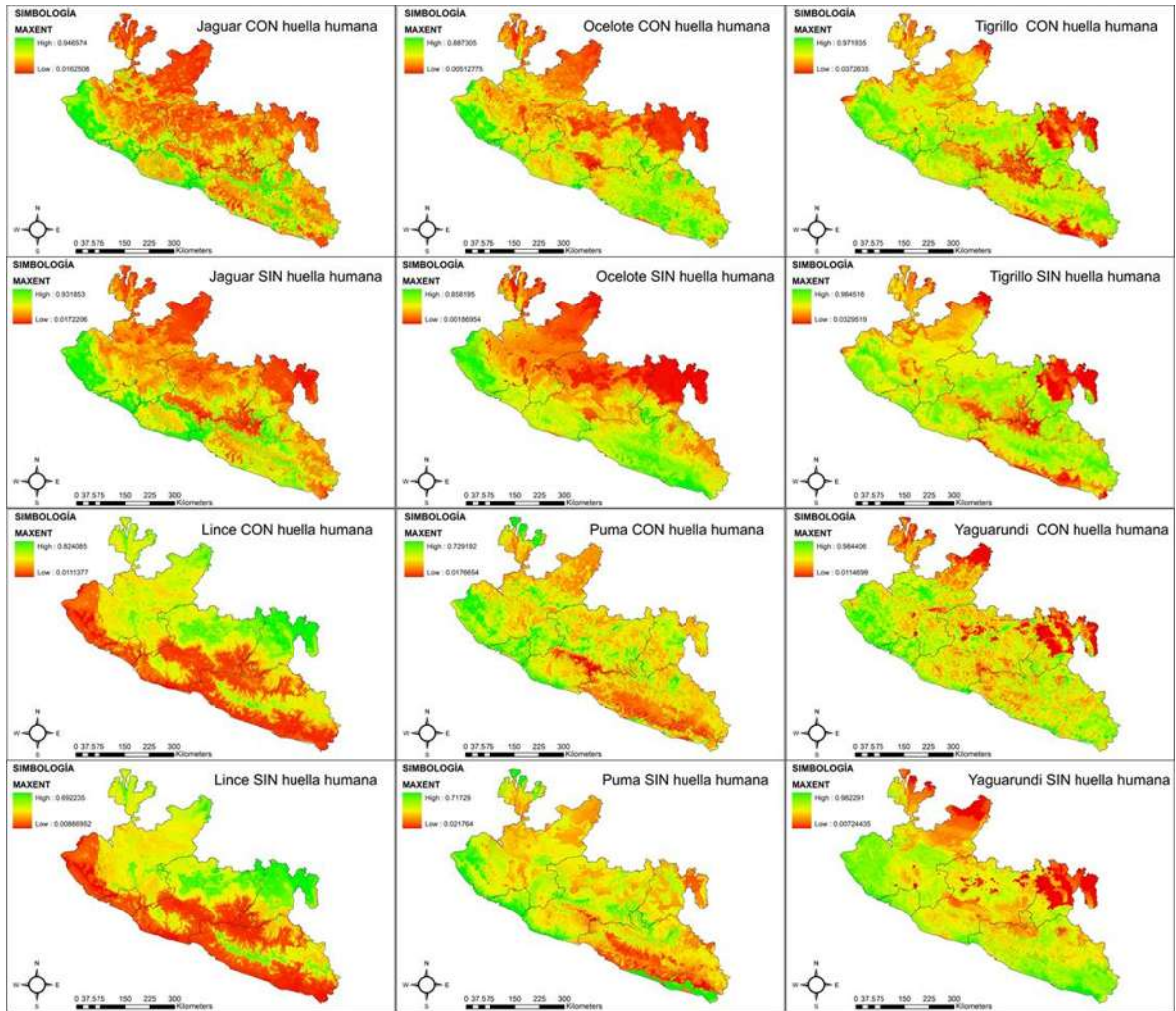


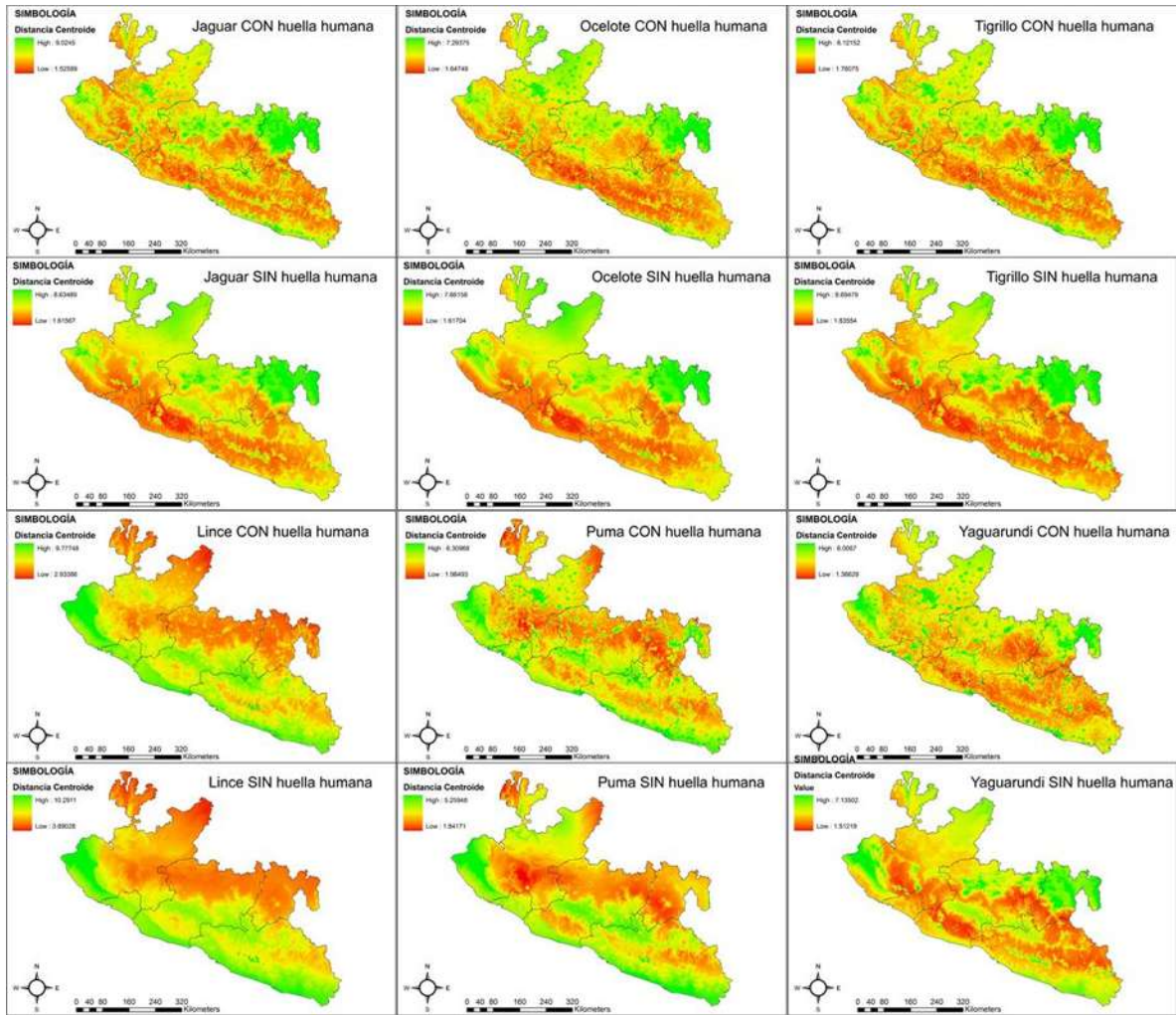


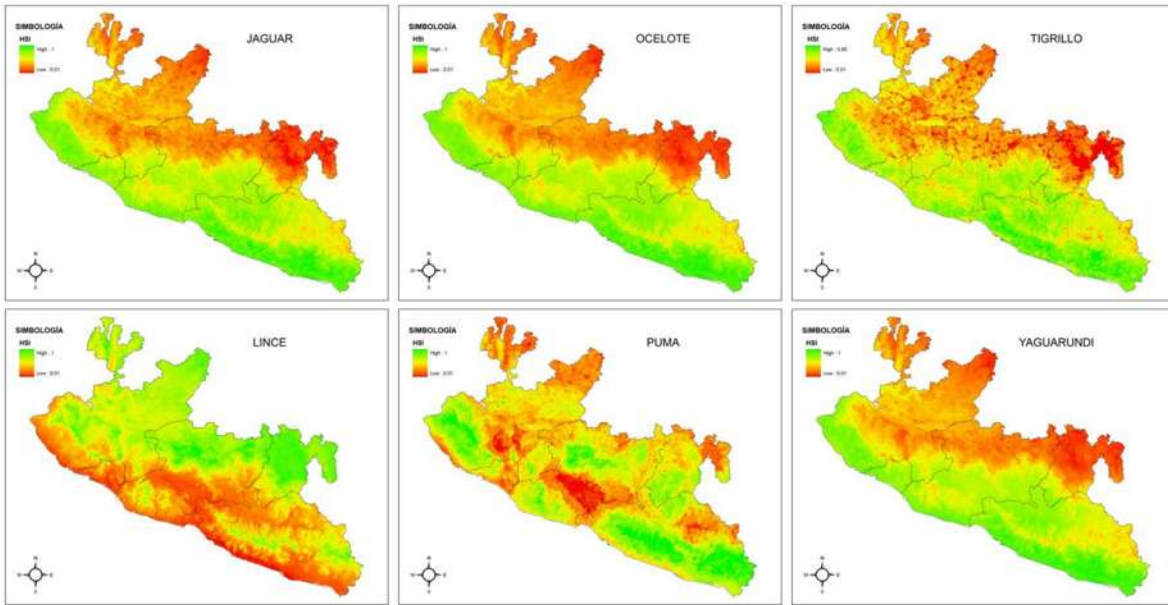


APÉNDICE 3. Distribución potencial de seis especies de felinos silvestres para el Centro-Occidente de México, a partir de cuatro aproximaciones diferentes (GLM's, Maxent, distancias al centroide y HSI) y dos escenarios (con huella humana y sin huella humana).









APÉNDICE 4. Correlaciones de las abundancias observadas vs idoneidad de hábitat de los modelos de distribución potencial para cinco especies de felinos silvestres del Centro-Occidente de México, a partir de cuatro aproximaciones diferentes (GLM's, Maxent, distancias al centroide y HSI) y dos escenarios (con huella humana y sin huella humana).

