



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

**Áreas prioritarias para la conservación de
los carnívoros de Oaxaca**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

ALEJANDRA DE VILLA MEZA

DIRECTOR DE TESIS: DR. VÍCTOR SÁNCHEZ-CORDERO DÁVILA

MÉXICO, D. F.

MAYO, 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis se realizó con el apoyo de una beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y la Dirección General de Estudios de Posgrado (DEGEP), durante el periodo de agosto de 2000 a junio de 2002.

Quiero agradecer a mi tutor, el Dr. Víctor Sánchez-Cordero D. por haberme dado la oportunidad de ingresar a su laboratorio y poder realizar esta tesis, así como el apoyo logístico para concretar mi trabajo. Agradezco también a mis compañeros del laboratorio: Paty, Miguel, Itzel y Francisco, con quienes tuve discusiones interesantes acerca de mi tesis así como apoyo para el trabajo de campo. A Rodrigo Núñez también por su ayuda con el trabajo de campo.

En segundo lugar quiero agradecer al Zoológico de Denver, en particular al Dr. Brian Miller y al Dr. Richard Reading por el financiamiento para la compra de material y equipo para la realización de mi tesis. Asimismo, al Dr. Miguel Angel Briones por su dirección y ayuda en Oaxaca y por su apoyo logístico durante las salidas. Agradezco también la ayuda y entusiasmo de los jóvenes voluntarios del campamento de Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, quienes motivaban en gran medida y hacían más llevadero mi trabajo en campo. A mis amigos con quienes coincidí en alguna salida, Toño Santos y Pepe, también muy buenos tiempos. Gracias también a los "Jorges", un par de voluntarios insoportables que a pesar de todo, facilitaron y aligeraron el trabajo de campo: Jorge J. y Jorge Y.

Agradezco enormemente al Dr. Rodrigo Medellín por su interés en mi trabajo pero sobre todo por el apoyo moral y logístico durante el desarrollo de

mi tesis, disfruté mucho estar en su laboratorio y convivir con los que ahora considero también mis compañeros: Ana, Xoxo, Claudia, Alejandro, Osiris, y si se me olvidó alguien lo lamento pero igual lo estimo y le agradezco. Al Dr. Gerardo Ceballos por su apoyo logístico (del cual tal vez se entere hasta que lea mi tesis), así como a sus estudiantes y colaboradores con quienes pasé eternas y agradables sobremesas platicando de ciencia y otras tantas tonterías, entre ellas, mi tesis, y con quienes las discusiones sobre mi trabajo algunas veces subieron de tono, mil gracias a mis amigos Rurik, Juan, Heliot, Cuauh, Chucho, Bety, Yola. Si alguien se me olvidó, lo siento, igual lo estimo y le agradezco.

A las personas que de una u otra forma tuvieron que ver con mi tesis, como los revisores titulares, Víctor Sánchez-Cordero, Rodrigo Medellín, Luis Bojórquez, Rurik List, Enrique Martínez, Paty Illoldi (qué velocidad!!) y Miguel Briones; a los revisores "cuates" Rafa, Pablo (el Ché) y Heliot. A los que me ayudaron en los trámites Tony y Juan (creo que en realidad a ustedes les debo que me titule!!! Aunque a Juan seguido se le olvidaba).

Finalmente, y no menos importante, a mi familia, mi madre, mis tíos y primos, y mi familia adoptiva (Avila-Flores), a todos ellos gracias por todo y nomás porque sí. A mi compañero de aventuras, Rafa, por su apoyo, cariño y comprensión durante este largo proceso, y por hacer mi vida mucho más feliz e interesante.

El que se me olvidó se me olvidó y espero que no se vaya a sentir!!!!

INDICE

	Página
Agradecimientos	i
Resumen	iii
Abstract	iv
1. Introducción general	1
1.1 Estimación de la distribución geográfica de las especies por medio del modelado de su nicho ecológico	3
1.2 Propuesta de criterios de conservación: los carnívoros de Oaxaca	5
2. Objetivos	10
2.1 Primera parte: Modelado de los nichos ecológicos y criterios de conservación	10
2.2 Segunda parte: Vegetación natural remanente en los criterios de conservación	10
2.3 Tercera parte: Regiones Terrestres Prioritarias y los criterios de conservación	11
3. Métodos	12
3.1 <i>Primera parte: Modelos de nicho ecológico</i>	12
3.1.1 Modelo GARP	13
3.1.2 Criterios para la definición de áreas de conservación	18
3.2 <i>Segunda parte: Vegetación natural remanente</i>	23

3.2.1	Área mínima viable en los criterios de conservación	24
3.3	<i>Tercera parte: Criterios de conservación y las regiones terrestres prioritarias</i>	25
4.	Resultados	27
4.1	<i>Primera parte: Modelado del nicho ecológico</i>	27
4.1.1	Criterios de selección de áreas prioritarias	29
4.2	Segunda parte: Hábitat disponible en los criterios de conservación	33
4.2.1	Elementos del paisaje y requerimientos de las especies	38
4.3	Tercera parte: Criterios de conservación y RTPs	43
5.	Discusión	47
5.1	Distribución potencial de los carnívoros de Oaxaca	47
5.2	Criterios para la selección de áreas de conservación	52
5.3	Vegetación natural en las áreas propuestas para la conservación	58
5.3.1	RTP's y las áreas prioritarias para la conservación de los carnívoros	63
6.	Conclusiones y recomendaciones	65
	Literatura citada	73

Apéndice	82
Modelo para la generación del nicho ecológico fundamental de las especies. Algoritmos genéticos	82
Errores de omisión y comisión. Matriz de confusión	84
 Anexo	 86

Resumen

Los acelerados cambios que ocurren en las poblaciones naturales y su hábitat, como consecuencia de las actividades antropogénicas, demandan estrategias que impidan la extinción de especies y ecosistemas. Dichas estrategias deben comenzar con el adecuado conocimiento de las especies, sobre todo en lo que se refiere a su distribución geográfica, y pueden incluir la identificación de áreas de importancia biológica. En el presente trabajo se proponen áreas prioritarias para la conservación de los carnívoros de Oaxaca, utilizando mapas de distribución potencial de las especies. Los mapas analizados, generados a partir de un algoritmo genético (GARP), son una expresión geográfica del nicho ecológico de las especies. Este modelo utiliza los registros de presencia de las especies y una serie de variables ambientales que son importantes en la delimitación de sus distribuciones, y de esta manera, despliega las áreas potenciales de presencia en un mapa. Los mapas generados por GARP fueron utilizados para identificar áreas de importancia para la conservación de los carnívoros oaxaqueños con base en dos criterios: por un lado, en los sitios con mayor riqueza total de especies y por otro, en la riqueza de especies que enfrentan alguna amenaza según la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL. 2001). Para el primer análisis se utilizaron dos aproximaciones: (1) ubicar áreas de convergencia de las 21 especies de carnívoros y (2) seleccionar áreas complementarias de riqueza. Al no encontrar sitios de convergencia del total de las especies, se dividieron éstas de acuerdo a su afinidad biogeográfica. De esta manera se identificaron dos zonas donde convergen todas las especies de distribución Neártica (noroeste y centro de Oaxaca), y una donde convergen las de distribución Notropical (franja del Pacífico y sureste de Oaxaca). El método de complementariedad indicó que las ecorregiones de los Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre de Chiapas, las Selvas Secas de la Cuenca del Balsas y las Selvas Húmedas Petén-Tehuantepec reunían al total de los carnívoros. El área seleccionada por el criterio de las especies amenazadas, indicó una franja a todo lo largo de la costa del Pacífico, la cual coincide con la ecorregión de las Selvas Secas del Pacífico Sur. Posteriormente se determinó el área natural remanente para cada criterio mediante el conteo de fragmentos naturales y el área de los mismos. Se determinó que todos los criterios contienen áreas adecuadas para conservación tanto por el número de fragmentos como por su tamaño. La elección de los fragmentos útiles para la conservación se basó en la consideración de los carnívoros como especies sombrilla, seleccionando los fragmentos mayores de vegetación remanente de acuerdo a la información obtenida de la literatura de los ámbitos hogareños de las especies más grandes (jaguar y puma), así como a estimaciones de su densidad.

Abstract

The human activities affect the natural species populations and their habitat. For these reason some ecosystem prevention strategies are needed. Such strategies should start with an appropriate knowledge of species, mainly in relation of their geographic distribution. These strategies could include the identification of biologically important areas. Some priority areas for carnivore conservation are proposed in this work by using species potential distribution maps. These maps, generated from a genetic algorithm (GARP), are a geographical expression of the species ecological niche. This model is based on the species presence data and the environmental variables that are important for their distribution and finally displays the potential presence areas map. The maps generated by GARP were used to identify carnivore conservation priority areas in Oaxaca based on two criteria: total species richness and threatened species richness according to the Mexican Government (Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL. 2001). Two assessments were applied on the first analysis: (1) to locate all carnivore species (21 spp) convergence areas and (2) to select complementary areas. Due to no total richness were located the species were divided according to their biogeographic affinity. Thus two convergence zones were located for Nearctic (Northwest and center of Oaxaca) and Neotropical (Pacific stripe and Southeast of Oaxaca) carnivore species. The complementary analysis pointed out that the following ecoregions "Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre de Chiapas", "Selvas Secas de la Cuenca del Balsas" and "Selvas Húmedas Petén-Tehuantepec" include the total of carnivore species. The selected area by the threatened species criterion showed up a stripe along of the Pacific coast, which coincides with the "Selvas Secas del Pacífico Sur ecoregion. Then the natural area was determined for each criterion by natural patches counting and their area. It was determined that all criteria have appropriate conservation areas because of their number of patches as well as their size. The selection of useful patches was made considering the carnivores as umbrella species, selecting the largest natural vegetation patches according to information of the largest species home range (jaguar and cougar), as well as density populations.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La biodiversidad ha sufrido una reducción importante en las últimas décadas debido al incremento de la población y de las actividades humanas (Morrison *et al.* 1992, Ehrlich y Ceballos 1997, Ceballos *et al.* 1998). De esta manera, la agricultura, la deforestación y el sobrepastoreo, por citar algunas causas, han provocado la fragmentación y la disminución acelerada de las zonas naturales disponibles para muchas especies (Ehrlich y Ceballos 1997, Ceballos *et al.* 1998). Por esta razón es indispensable generar adecuadas estrategias de conservación que permitan reducir las tasas de extinción de las especies y sus hábitat, optimizando los recursos para la conservación (Primack 1995, Caughley y Gunn 1996, Ceballos *et al.* 1998, Gaston y Rodrigues 2003). Un ejemplo de esto es la conservación de especies *in situ*, lo cual implica la búsqueda de áreas con cierta importancia para la protección de la biodiversidad. No obstante, esta tarea no es fácil debido a la heterogeneidad en la distribución geográfica de las especies; el conjunto de ciertos elementos favorece la presencia de focos de alta riqueza en zonas muy localizadas (Gaston 2000), en las que generalmente no coincide la biodiversidad total de una región (Prendergast *et al.* 1993, Williams *et al.* 1996).

Con el objeto de que los esfuerzos de conservación sean lo más exitosos posibles, se han empleado algunos métodos para optimizar las acciones de conservación. Un método comúnmente utilizado es la selección de *hotspots* o sitios de alta riqueza de especies que enfrentan grandes presiones de fragmentación y reducción de hábitat (Reid 1998, Tardif y DesGranges 1998), así como la selección de una especie o grupos de especies asociados con sitios de

importancia biológica (Ceballos *et al.* 1998, Howard 1998, Reid 1998, Gaston y Rodrigues 2003). De la misma manera, es factible utilizar especies que enfrentan algún riesgo o amenaza de extinción para delimitar áreas de conservación. Asimismo, algunas especies de notable relevancia ecológica, económica o social son utilizadas para seleccionar áreas de conservación. Este es el caso de las especies clave, que enriquecen de manera única la estructura y funcionamiento del ecosistema, teniendo un impacto que es independiente de su abundancia; las especies sombrilla, que necesitan amplias zonas de hábitat natural para mantener poblaciones viables, incluyendo con esto una gran cantidad de especies con territorios más restringidos; o las especies bandera, que son especies carismáticas, reconocidas por el público en general que suelen utilizarse como representativas de áreas de conservación (Scott 1993, Primack 1995, Noss *et al.* 1996, Simberloff 1998, Miller *et al.* 1999, Foreman *et al.* 2000).

Las estrategias de conservación deben incluir información sobre la distribución geográfica de las especies que se ha decidido proteger, para con ello poder delimitar áreas prioritarias de conservación (Jennings 2000).

Al contar con una aproximación del área de distribución de las especies, es posible entonces decidir apropiadamente qué zonas geográficas proteger basándose tanto en la importancia de éstas (Arita 1993, Howard *et al.* 1998, Tardif y DesGranges 1998, Moore *et al.* 2003) por su función ecológica, económica, o emblemática (Noss *et al.* 1996, Simberloff 1998, Miller *et al.* 1999), como en la importancia de los sitios en los que habitan (Ceballos *et al.* 1998,

Tardif y DesGranges 1998, Myers *et al.* 2000, Gaston *et al.* 2001, Gaston y Rodrigues 2003).

Tradicionalmente, el conocimiento de la distribución geográfica de las especies se ha generado a partir de datos de presencia/ausencia, relacionándolos con factores ambientales predictivos para incorporar la heterogeneidad espacial en la distribución geográfica de las especies (Guisan y Zimmermann 2000). A continuación se mencionan algunos de los métodos que han sido utilizado para modelar la distribución geográfica de las especies.

1.1. Estimación de la distribución geográfica de las especies por medio del modelado de su nicho ecológico

El vasto universo de métodos y modelos utilizados para generar la distribución geográfica de las especies, puede ser dividido en dos grandes grupos: métodos que emplean datos de presencia/ausencia y métodos que emplean datos de sólo presencia (Guisan y Zimmermann 2000, Brotons *et al.* 2004, Segurado y Araújo 2004, Guisan y Thuiller 2005). Un ejemplo de los modelos que emplean registros de presencia/ausencia es la regresión logística, en la cual se relaciona una variable de respuesta binaria con una o varias variables explicativas. En este caso, la variable de respuesta sólo puede presentar una distribución tipo Poisson o binomial, a diferencia de los modelos lineales generalizados (GLM) o los modelos aditivos generalizados (GAM), en los cuales la distribución de la variable de respuesta puede tomar distintas formas (Guisan y Zimmermann 2000, Guisan *et al.* 2002). La regresión logística es el método más ampliamente utilizado en la predicción de la distribución geográfica de las

especies, aunque también han sido utilizados el análisis de componentes principales (Rogers y Randolph 2000), redes neurales (Manel *et al.* 1999), funciones de selección de recursos (Boyce 1999), por citar algunos.

En virtud de la dificultad para obtener datos de ausencia de las especies, otros modelos han sido propuestos con el objeto de predecir incluso su nicho ecológico y/o su distribución geográfica con base únicamente en registros de presencia (Guisan y Zimmermann 2000, Segurado y Araújo 2004, Guisan y Thuiller 2005). Entre estos métodos se encuentran *GAP Analysis* (Scott *et al.* 1993), BIOCLIM (Nix 1986) y análisis del factor de nicho ecológico (ENFA) por ejemplo, los cuales emplean, en términos generales, “envolturas climáticas” alrededor de los puntos de registro y se comparan posteriormente con las características ambientales de sitios elegidos al azar en el resto del área (Brotons *et al.* 2004, Guisan y Zimmermann 2000).

El campo de la inteligencia artificial ha sido incluido también en la solución del problema de la distribución geográfica de las especies, manejando grandes volúmenes de información en un tiempo relativamente reducido, como es el caso de la aplicación de las técnicas basadas en “árboles de decisión” (*decision tree-based methods*, ver Remm 2004) o los algoritmos genéticos (*Genetic algorithms*, Holland 1975, ver apéndice). Un ejemplo de este tipo de modelos es el método de GARP (*Genetic Algorithm for rule-set production*), que se basa en el uso de algoritmos genéticos para determinar áreas geográficas de distribución de las especies a partir de registros de presencia (Stockwell y Noble 1991, Stockwell y Peters 1999), mediante el modelado del nicho ecológico fundamental (sensu Hutchinson 1957). El modelo GARP utiliza un

conjunto de métodos para la caracterización del nicho ecológico el cual despliega en un mapa que puede ser exportado y manejado en un sistema de información geográfica (Anderson *et al.* 2003).

Como se mencionó anteriormente, los modelos de este tipo tienen la ventaja de no requerir datos de la ausencia de las especies, a diferencia de los métodos tradicionales, ya que esto implica hacer grandes esfuerzos para tener un adecuado registro de los ambientes donde se distribuyen las especies, así como de los sitios donde no se encuentran (Peterson y Cohoon 1999, Stockwell y Peters 1999, Segurado y Araújo 2004). Por ello, los modelos del nicho ecológico representan alternativas viables para generar conocimiento de la distribución geográfica de las especies con costos y esfuerzos bajos, al aprovechar, por ejemplo, la gran cantidad de información ya existente como la que se encuentra en las colecciones científicas y museos (Peterson y Cohoon 1999).

1.2. Los carnívoros de Oaxaca: una propuesta de conservación

En zonas de alta diversidad cuyos límites y extensión no se conocen completamente, seleccionar sitios de interés para su conservación representa una difícil empresa (Gaston y Rodrigues 2003). Este es el caso del estado de Oaxaca que, a pesar de contar con diversos inventarios mastofaunísticos desde finales del siglo XIX, incluye regiones para las que no se tiene ningún registro, siendo éstas principalmente las zonas montañosas (Flores y Geréz 1994, Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004).

Oaxaca ostenta el segundo lugar nacional en riqueza mastofaunística y cuenta con la mayor diversidad de carnívoros en el país

(68.75% de las especies mexicanas, Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004), de los cuales aproximadamente la mitad se encuentra bajo algún grado de amenaza según la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL; SEMARNAT 2002). Los carnívoros son especialmente vulnerables a las reducciones poblacionales y a los cambios en el hábitat debido a que presentan tasas de reproducción relativamente bajas, necesitan amplias zonas para mantener sus poblaciones, y presentan una dieta basada en consumidores primarios relativamente grandes y poco abundantes (Kitchener 1991, Sunquist y Sunquist 2001, Daily *et al.* 2003). Por ello, muchas especies de este grupo taxonómico se han visto notablemente afectadas por factores antropogénicos tales como la cacería, el comercio ilegal, así como la degradación, reducción y fragmentación del hábitat (Noss *et al.* 1996, Poiani *et al.* 2001). Por ello, algunos carnívoros (particularmente los de mayor talla) han sido considerados en diversas categorizaciones (p. ej. especies sombrilla, bandera o en alguna categoría de riesgo), con el fin de promover su conservación (Noss 1996).

Estas amenazas afectan también a especies de carnívoros de tallas medianas como los mustélidos y prociónidos, quienes resultan afectados por la disminución de presas, efectos de borde, escasez de refugios, e incluso depredación intra-gremio (Chapin *et al.* 1997, Bright 2000, Linell y Strand 2000, Virgós 2001). Sin embargo algunas especies de estos grupos (p.e. *Procyon lotor*, *Conepatus mesoleucus*, *Mephitis macroura*, *Spilogale putorius*, *Urocyon cinereoargenteus*), pueden verse beneficiadas por ciertos niveles de fragmentación y por el cambio en el uso de suelo (Ceballos *et al.* 1998, Virgós 2001, Daily *et al.* 2003). Sin embargo, muchas de estas especies relativamente

tolerantes pueden ser valiosas desde el punto de vista de la conservación debido a su valor estético (p. ej. especies carismáticas como el mapache o la zorra gris) o cultural (p. ej. especies de uso medicinal como los zorrillos).

Las acciones en favor de la conservación de los carnívoros de Oaxaca se hacen más urgentes ante el desalentador escenario ambiental que enfrenta el estado de Oaxaca. En esta entidad, en donde hay una gran fragmentación y pérdida del hábitat a consecuencia del incremento en las actividades humanas (Flores-Villela y Gerés 1994, Briones-Salas y Sanchez-Cordero 2004), se ha registrado que la deforestación, principal amenaza para la biodiversidad en Oaxaca, registra un avance del 2% anual (Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004).

Con base en todo lo anterior, se decidió utilizar al grupo de los carnívoros bajo el concepto de especies sombrilla para delimitar áreas prioritarias de conservación en Oaxaca. Esto con base en datos de presencia provenientes de colecciones científicas para la generación del nicho ecológico de las especies que conforman a este grupo. Para abordar la situación y problemática de los carnívoros de Oaxaca, se decidió estructurar el presente estudio en tres etapas, las cuales tratan de responder a las siguientes preguntas:

- i. Tomado como base la distribución de los carnívoros registrados para Oaxaca, ¿qué áreas concentran la mayor riqueza total de especies y en dónde concurren las especies más vulnerables? Para responder esta pregunta se propusieron dos criterios generales para la delimitación de áreas prioritarias de conservación en el estado de Oaxaca, tomando como base el modelado

del nicho ecológico del grupo de los carnívoros. Estos criterios son (1) la conservación de áreas de mayor riqueza de carnívoros utilizando dos diferentes aproximaciones, riqueza total o *hotspots* (Reid 1998, Tardif y DesGranges 1998, Harcourt 1999, Myers *et al.* 2000) y complementariedad (Williams *et al.* 1996, Howard *et al.* 1998); y (2) la conservación de áreas donde se encuentran las especies listadas en la NOM-059-ECOL-2002, dentro de las categorías de amenazadas, en peligro o bajo protección especial.

ii. ¿Cuál es el estado de la vegetación en las áreas resultantes de los criterios propuestos en la etapa anterior? En esta etapa se caracterizó y evaluó la vegetación natural remanente bajo los dos criterios de conservación mencionados. Con ello se pretende ofrecer un diagnóstico de la posible situación que enfrentan, en un escenario de gran fragmentación como el que se presenta en el estado de Oaxaca. Se identificaron y seleccionaron los fragmentos de vegetación natural prioritarios para la conservación en cada uno de los dos criterios. La selección de fragmentos se basó en un área mínima establecida por los tamaños de los ámbitos hogareños de los carnívoros de mayor talla. Estos fragmentos fueron seleccionados también con base en la factibilidad de conexión entre ellos (cercanía), ya que a mayor fragmentación mayor es la distancia entre fragmentos y por lo tanto existe una mayor dificultad de movimiento entre ellos, trayendo como consecuencia una mayor probabilidad de extinciones locales (Hanski 1999, Lidicker 1999).

iii. ¿Las áreas resultantes de los criterios propuestos coinciden con las regiones identificadas como prioritarias por las autoridades ambientales

(Regiones Terrestres Prioritarias)? En esta última etapa, se compararon los resultados obtenidos a partir de los dos criterios de conservación propuestos, con las Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) para la conservación propuestas por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Arriaga *et al.* 2000). Aunque existen algunas áreas naturales protegidas a nivel federal en el estado de Oaxaca, éstas son muy escasas y no cumplen de una manera adecuada con los propósitos de conservación (Illoldi 2005). A diferencia de ellas, las RTP son áreas con posibilidades reales de conservación, que fueron seleccionadas por su funcionalidad y riqueza ecosistémica, así como por albergar una alta biodiversidad en comparación con el resto del territorio nacional (Arriaga *et al.* 2000). La comparación entre los nichos ecológicos de los carnívoros de Oaxaca y las RTP permitió determinar el potencial nivel de efectividad de estas regiones en su conservación.

Los resultados de este estudio pueden ser una guía en la toma de decisiones para la delimitación de áreas de conservación tanto para el grupo de los carnívoros, como para muchas de las especies que se encuentran en el estado de Oaxaca.

2. OBJETIVOS

Con base en los antecedentes expuestos, se propone como objetivo general el delimitar áreas prioritarias de conservación para el orden Carnivora en Oaxaca, cumpliendo con cada uno de los siguientes objetivos particulares para cada etapa:

2.1. Primera parte: Modelado de los nichos ecológicos y criterios de conservación

- Obtener una aproximación de las áreas de distribución geográfica de los carnívoros reportados para el estado de Oaxaca mediante el modelado de sus nichos ecológicos
- Establecer criterios de conservación con base en la riqueza total y en las especies bajo algún riesgo (NOM-059-ECOL. 2001), con el fin de proponer áreas prioritarias para la conservación de los carnívoros de este estado

2.2. Segunda parte: Vegetación natural remanente en los criterios de conservación

- Determinar el área que se encuentra ocupada por vegetación natural remanente, dentro de las áreas prioritarias de conservación seleccionadas bajo los criterios establecidos
- Evaluar las propuestas de conservación de los dos criterios manejados, con base tanto en el número y tamaño de los fragmentos de vegetación natural remanente, como en información ecológica (ámbito hogareño y densidad) de las especies de carnívoros de mayor talla

2.3. Tercera parte: Regiones Terrestres Prioritarias y los criterios de conservación

- Determinar el grado de coincidencia entre los criterios de conservación propuesto y las "Regiones Terrestres Prioritarias" para la conservación, definidas por la CONABIO

3. MÉTODOS

3.1. Primera parte: Modelos de nicho ecológico

La base de datos de los carnívoros que se utilizó para el modelado del nicho ecológico se obtuvo a partir de una base de datos de mamíferos de Oaxaca elaborada para la CONABIO (Proyecto L047, CONABIO, 2000). Esta base de datos fue depurada mediante la revisión y la corrección de las referencias geográficas de las localidades de recolecta. Contiene información de 21 especies de carnívoros (Cuadro 1), recopilada de ejemplares de museo de las siguientes colecciones: Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología (CNM, IBUNAM), Colección de Mamíferos del Centro Interdisciplinario de Investigación y Desarrollo Integral Regional (CIIDIR Unidad Oaxaca), National Museum of Natural History (USNM), American Museum of Natural History (AMNH), Los Angeles County Museum (LACM), Texas Cooperative Wildlife Collections (TCWC) y la colección de mamíferos del Instituto Politécnico Nacional (IPN-ENCB).

La base de datos está conformada tanto por registros de Oaxaca, como de todo el país, con el fin de tener representada la mayor cantidad de condiciones ambientales en las que se han recolectado las especies. Por otro lado, la escasez de registros en el estado para algunas especies como el grisón (*Galictis vittata*) o el jaguar (*Panthera onca*, ver Cuadro 1) no permite que se haga una correcta evaluación de los sitios donde pueden estar presentes, siendo necesario contar con una mayor cantidad de puntos geográficos para generar los modelos (Sánchez-Cordero *et al.* 2000, Peterson *et al.* 2002a, Stockwell y Peterson 2002b, Anderson 2003).

Las coordenadas geográficas de los registros de captura fueron ingresadas en el programa GARP, en el cual se estableció el número de repeticiones a realizar, que en este caso fue de 100, produciendo igual número de mapas de nicho ecológico para cada especie. Las cartas temáticas utilizadas para generar los modelos, obtenidas de la CONABIO, fueron aspecto, elevación, isothermas, isoyetas, pendiente, temperatura máxima diaria, temperatura mínima diaria, temperatura máxima, temperatura mínima y vegetación potencial (Rzedowski 1986). A continuación se explica brevemente el método de GARP empleado para obtener la distribución potencial del nicho ecológico de los carnívoros.

3.1.1. Modelo GARP

GARP es un programa que incluye varios métodos que relacionan los puntos geográficos de las especies con las variables ambientales (Stockwell y Noble, 1991, Stockwell y Peters 1999), generando una serie de reglas condicionales que describen los estados ambientales que caracterizan la presencia y la ausencia de la especie; este conjunto de reglas es propiamente el modelo de nicho ecológico (Stockwell y Noble 1991, Stockwell y Peters 1999, Sánchez-Cordero *et al.* 2000). El modelo de nicho inicial (semilla), es alterado bajo reglas genéticas, siendo ésta una analogía con la evolución natural de los organismos, en la que el azar es la fuerza principal de cambios en una población. En el caso particular de GARP, el algoritmo genético actúa sobre las reglas individuales modificando el modelo en su conjunto (ver Apéndice).

El proceso de la generación de modelos en GARP consiste, en primer lugar, en dividir el total de las localidades de registro en dos grupos. El primer grupo es utilizado para la generación del modelo, y la validación interna; para ello, los datos de presencia son re-muestreados con reemplazo hasta producir un total de 1250 registros; asimismo, del resto del área de estudio son seleccionados otros 1250 puntos de "pseudo-ausencia", conformándose un conjunto de datos de 2500 registros. Posteriormente, el conjunto de 2500 puntos es dividido en dos partes iguales y una mitad (datos de entrenamiento) es utilizada para generar reglas (o modelos individuales) semilla bajo 4 técnicas: regresión logística, envoltura climática (Bioclim o *Range rules*), envoltura climática inversa (*Negated range rules*) y reglas atómicas. Estas reglas individuales son evaluadas con la mitad de los 2500 datos que no se usaron para generar los modelos (datos de validación). Con los datos de validación se calcula una matriz de confusión que permite obtener los errores de *omisión* o *subestimación* y *comisión* o *sobreestimación* (Peterson *et al.* 2002b, Anderson *et al.* 2003, ver apéndice) para cada regla individual, y a partir de ésta se estima una chi-cuadrada y un valor de precisión de predicción (% de aciertos). Estos valores son usados para asignarle una calificación a cada regla individual. Las reglas individuales son ordenadas conforme esa calificación y las que tienen una calificación por debajo de un cierto límite son desechadas. Este conjunto de reglas es el modelo de nicho semilla, que posteriormente es alterado genéticamente; es decir, mediante mutaciones puntuales y translocaciones de los valores en las reglas individuales. Las reglas individuales son nuevamente evaluadas con los datos de validación y si su calificación es mejor que la regla

original, ésta es reemplazada, si no es el caso, entonces la regla original se mantiene. Este proceso de alteración y validación se detiene hasta un cierto número de iteraciones (1000 en este caso) o hasta que el conjunto de reglas no mejoran en 1% (convergen). Una vez que el mejor modelo posible es obtenido, las reglas son aplicadas a cada píxel en el orden jerárquico; es decir, cada píxel es analizado para ver si cumple con las condiciones de la primera regla, si es el caso se aplica el resultado de esa regla (presente o ausente); si no es el caso, entonces pasa a la segunda regla y así sucesivamente hasta que alguna de las reglas aplica para ese píxel. En caso de que ninguna regla aplique a las condiciones de algún píxel, esa celda es reclasificada al valor de 'ausente' (Stockwell y Peters 1999). El producto final es un mapa binario que muestra las zonas en las que se predice la presencia potencial de la especie, o más correctamente, las zonas que reúnen las condiciones ambientales para que la especie esté presente.

Debido a que GARP es un modelo estocástico (es decir, los datos incluidos en el modelo son elegidos al azar y por lo tanto pueden tomar cualquier valor dentro de cierto rango determinado por la naturaleza de las variables), los mapas resultantes de cada especie no son iguales entre sí (Stockwell y Noble 1991, Anderson *et al.* 2002, Anderson *et al.* 2003). Esta variación está calculada por los errores de omisión y comisión representados en la matriz de confusión con la que se calcula la precisión del modelo. Estos errores presentan una relación inversa (aunque no complementaria) entre sí, y se refieren al valor calculado que tiene el modelo (o mapa), en cuanto a la probabilidad de indicar la presencia de una especie en un lugar donde podría

estar ausente (comisión), y la probabilidad de indicar la ausencia de una especie en donde pudiera estar presente (omisión) (Peterson *et al.* 2002b). Como se mencionó, el valor de los errores descritos determina la exactitud con la que el modelo predijo la distribución, por lo que suele considerárseles en cualquier modelo de este tipo para evaluar los resultados (Brito *et al.* 1999, Rogers y Randolph 2000, falso positivo y falso negativo, Peterson y Kluza 2003, valor de “k”).

Para controlar la variación resultante de la estocasticidad, algunos autores que han manejado el modelo GARP han sugerido que, dentro de la variedad de mapas obtenidos por este método, los mejores modelos de distribución potencial son los que tienen los valores menores de omisión y valores moderados de comisión (Peterson *et al.* 2002b, Anderson y Laverde 2002, Anderson *et al.* 2003). Debido a esto, conviene generar varias repeticiones o mapas de distribución de las especies de interés para tener una amplia gama de posibilidades, y seleccionar de ella los modelos que mejor representen la distribución de la(s) especie(s), considerando los errores mencionados (Anderson *et al.* 2002, Anderson *et al.* 2003, ver método de selección).

Método de selección de mapas. Este método consiste en la selección de los modelos con valores específicos del error de omisión y comisión (Anderson *et al.* 2003). En este caso se generaron 100 modelos para cada especie de los cuales se seleccionaron los mejores 10 mapas con base en los errores.

Se presentaron algunos casos (*Puma concolor*, *Lynx rufus*, *Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Conepatus mesoleucus*, *Mephitis macroura*, *Spilogale putorius* y *Procyon lotor*) en los que fue necesario realizar más

repeticiones (1000) para aumentar la exactitud de los modelos, mediante el aumento del universo de mapas generados (Anderson *et al.* 2003). Estos casos corresponden principalmente a especies generalistas y de amplia distribución por lo que resulta difícil asociarlos con características o aspectos muy particulares de los sitios donde habitan (Peterson *com. pers.*, Anderson *et al.* 2002, Brotons *et al.* 2004, Anderson *et al.* 2003).

Para el caso del error de omisión, se seleccionaron los modelos o mapas que tuvieron los valores más bajos (hasta un 10% de error de omisión), asegurando así la inclusión de los hábitat en los que la presencia de la especie está comprobada (localidades de colecta). En cuanto al error de comisión o sobrepredicción, siguiendo las recomendaciones de Anderson *et al.* (2003), se seleccionaron los modelos con valores alrededor de la mediana del total de los mapas obtenidos por especie cuando su distribución fuera no normal, y se utilizaron los valores alrededor de la media, cuando su distribución fuera normal. Con esto se evita elegir mapas que cubran un área muy pequeña de la distribución potencial (valores menores del error de comisión) y mapas con sobrepredicciones (valores mayores del error de comisión) (Anderson *et al.* 2003, Peterson y Robins 2003). Se observó que, para el caso de los modelos aquí generados, en el límite de 10 mapas se obtienen los valores menores de omisión y medianos de comisión, por lo que los mapas seleccionados del total para cada especie, se estandarizó en 10. Los 10 mejores mapas seleccionados por especie fueron "sumados" o sobrepuestos, para obtener un único mapa consenso (Anderson 2003). El área que se incluyó en el resto de los análisis

corresponde a aquélla en donde coincidían los 10 mapas seleccionados para cada especie.

3.1.2. Criterios para la definición de áreas de conservación

1) Riqueza de especies en riesgo

De los 21 carnívoros registrados para Oaxaca, se seleccionaron aquellos que se encuentran en algún grado de riesgo, según la NOM-059-ECOL. 2002 (Cuadro 1). Los mapas consenso de cada una de las diez especies seleccionadas fueron sobrepuestos mediante el programa ArcView 3.1 para detectar los sitios de convergencia de todas estas especies. Las áreas de convergencia resultantes se sobrepusieron en el mapa de las ecorregiones reconocidas para Oaxaca (Fig. 1), con el fin de presentar una referencia geográfica con base en unidades naturales de hábitat.

2) Riqueza total de especies

Para ubicar las áreas donde se encuentra la totalidad de carnívoros en Oaxaca se llevaron a cabo dos aproximaciones: a) Riqueza total. En esta parte los mapas consenso de nicho ecológico de las 21 especies fueron sobrepuestos para detectar las zonas en las que convergen todos los carnívoros. b) Complementariedad. Este método se basa en la selección de áreas que en conjunto contienen la riqueza total o la mayor riqueza de especies de alguna región en particular (Williams *et al.* 1996). Las áreas complementarias de la riqueza total de los carnívoros se obtuvieron tomando como unidades de selección a las ecorregiones, de manera que las áreas de importancia correspondieran a sistemas naturalmente integrados, los cuales contienen

diversos tipos de hábitat (Cuadro 2). El análisis de complementariedad se llevó a cabo mediante la construcción de una matriz en la que se incluyeron las ecorregiones y las especies que se encuentran presentes en al menos 20% del área total de cada ecorregión, según los mapas consenso obtenidos a partir del modelo GARP. El primer paso fue seleccionar la ecorregión con la mayor cantidad de especies de carnívoros; esta ecorregión junto con sus especies fue excluida del siguiente paso del análisis en el cual se seleccionó la siguiente ecorregión con la mayor cantidad de especies. Estos pasos se repitieron hasta que todas las especies de carnívoros registradas para Oaxaca quedaron incluidas en un cierto número de ecorregiones.

Como estrategia alternativa, se realizó otro análisis de complementariedad con 11 especies, en el que se excluyeron los carnívoros de amplia distribución mencionados en el apartado “Métodos de selección de mapas” y que no presentan ningún estatus de conservación, considerando por un lado el riesgo de que los modelos de estas especies pudieran no ser confiables por las razones que se expusieron en el apartado 3.1.1; por otro lado, verificar el posible cambio del escenario de conservación en el caso de no incluir especies que no son prioritarias.

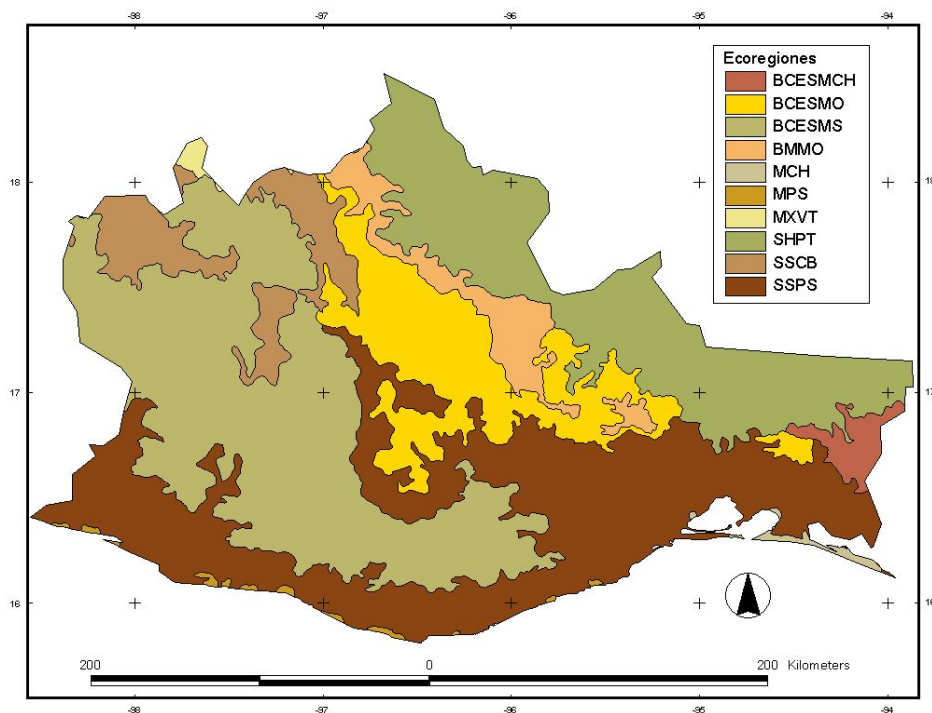


Fig. 1. Ecoregiones en el estado de Oaxaca. BCESMCH-Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas, BCESMO- Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Oaxaca, BCESMS- Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre del Sur, BMMO-Bosques mesófilos de montaña de Oaxaca, MCH-Manglares de Chiapas, MPS-Manglares del Pacífico Sur, MXVT-Matorrales xerófilos del Valle de Tehuacán, SHPT-Selvas húmedas Petén-Tehuantepec, SSCB-Selvas secas de la Cuencadel Balsas y SSPS-Selvas secas del Pacífico Sur.

Cuadro 1. Especies de carnívoros reportados para Oaxaca. Se menciona la categoría de riesgo de cada especie de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana 059 (SEMARNAT 2001) y el número de registros total empleado en la generación de los modelos (RT).

Familia	Especie	Categoría de riesgo	RT
Canidae	<i>Canis latrans</i> *	Extirpado	114
	<i>Canis lupus</i> *		
	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> *		
Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i> *	Protección especial	144
	<i>Bassariscus sumichrasti</i> **		
	<i>Procyon lotor</i> *		
	<i>Nasua narica</i> **		
	<i>Potos flavus</i> **		
Mustelidae	<i>Mustela frenata</i> *	Protección especial	141
	<i>Eira barbara</i> **		
	<i>Galictis vittata</i> **		
	<i>Spilogale pygmaea</i> **		
	<i>Spilogale putorius</i> *		

Felidae	<i>Mephitis macroura</i> *		136
	<i>Conepatus mesoleucus</i> *		153
	<i>Lontra longicaudis</i> **	Amenazada	342
	<i>Puma concolor</i> *		62
	<i>Panthera onca</i> **	Peligro de extinción	52
	<i>Lynx rufus</i> *		97
	<i>Leopardus pardalis</i> **	Peligro de extinción	54
	<i>Leopardus wiedii</i> **	Peligro de extinción	24
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> **	Amenazada	45

* Especies de origen biogeográfico neártico

** Especies de origen biogeográfico neotropical

Cuadro 2. Tipos de vegetación natural remanente incluida en las ecoregiones de Oaxaca. Inventario Forestal Nacional (IFN, SEMARNAP 2000). Ver figura 1 para ubicación geográfica.

Ecoregión	Tipo de vegetación
Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Oaxaca	bosques de pino, encino, pino-encino, oyamel, mesófilo de montaña, pradera de alta montaña, selva alta y mediana perennifolia, selva alta y mediana subperennifolia, selva baja caducifolia y subcaducifolia
Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre del Sur	bosques de pino, encino, pino-encino, oyamel, mesófilo de montaña, pradera de alta montaña, selva alta y mediana perennifolia, selva alta y mediana subperennifolia, selva baja caducifolia y subcaducifolia, bosque de tascate, pastizal, sabana, palmar y matorral.
Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas	bosques de pino, encino, pino-encino, mesófilo de montaña, selva alta y mediana subperennifolia y selva baja caducifolia y subcaducifolia
Bosques mesófilos de Oaxaca	bosques de pino, encino, pino-encino, mesófilo de montaña, selva alta y mediana subperennifolia y selva baja caducifolia y subcaducifolia
Manglares de Chiapas	Manglares, popal-tular, selva baja caducifolia y subcaducifolia, selva baja espinosa y vegetación halófila y gipsófila
Manglares del Pacífico Sur	Manglares, popal-tular, selva baja caducifolia y subcaducifolia, selva baja espinosa y vegetación halófila y gipsófila, selva alta y mediana subperennifolia, selva mediana caducifolia y subcaducifolia y vegetación de dunas costeras
Matorrales xerófilos del Valle de Tehuacan	Matorrales, bosque de tascate, chaparral, selva baja caducifolia y subcaducifolia
Selvas húmedas Petén-Tehuantepec	bosques de pino, encino, pino-encino, mesófilo de montaña, selva alta y mediana subperennifolia y selva baja caducifolia y subcaducifolia
Selvas secas de la Cuenca del Balsas	bosques de pino, encino, pino-encino, bosque de tascate, chaparral, matorral, palmar, pastizal, selva baja caducifolia y subcaducifolia y vegetación de galería
Selvas secas del Pacífico Sur	bosques de pino, encino, pino-encino, mesófilo de montaña, manglar, palmar, popal-tular, sabana, selva alta y mediana subperennifolia, selva baja caducifolia y subcaducifolia, selva baja espinosa y selva mediana caducifolia y subcaducifolia, vegetación de dunas costeras, halófila, gipsófila y de galería

3.2. Segunda parte: Vegetación natural remanente

La categorización del Inventario Forestal Nacional (SEMARNAT 2001) fue utilizada para determinar el área de vegetación natural remanente en Oaxaca, la cual es considerada en este estudio como viable para una propuesta de conservación. La categorización empleada incluye tres grupos generales de vegetación: las áreas que cuentan con vegetación 100% natural, las áreas naturales con signos de perturbación (vegetación secundaria arbustiva y herbácea) y las áreas que corresponden a hábitat alterados y con cambio de uso de suelo, como por ejemplo los agrosistemas y las zonas habitadas (fig. 2).

En primer lugar se depuró el mapa del inventario dejando sólo áreas de vegetación natural. Esto se hizo mediante la eliminación en el sistema de información geográfica, de los polígonos correspondientes al grupo de las áreas naturales con signos de perturbación y al grupo de hábitat alterados y con cambio de uso de suelo, quedando únicamente aquéllas áreas que presentaban vegetación natural no perturbada. Posteriormente, este mapa fue sobrepuesto en el mapa resultante de cada uno de los criterios de conservación propuestos. En esta etapa se calculó la cantidad de hábitat disponible en cada criterio determinando el número de fragmentos total de vegetación natural remanente en las áreas de convergencia de las especies. Se determinó también el área de los fragmentos del hábitat viable, y se identificaron los tipos de vegetación con la mayor cobertura.

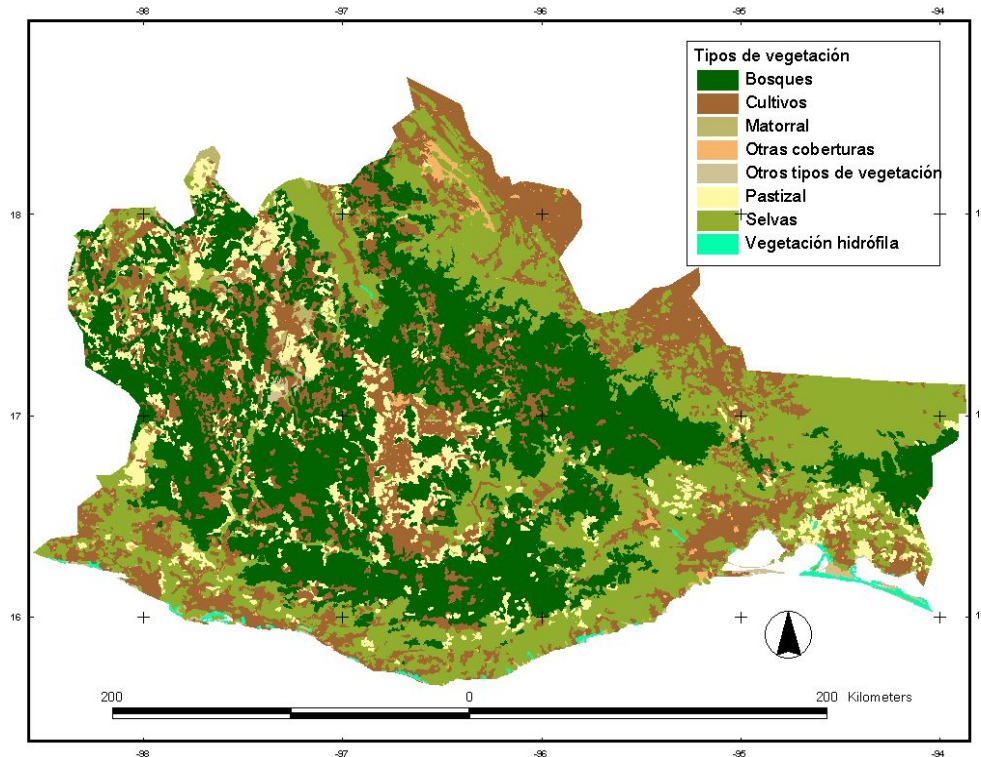


Fig. 2. Tipos de vegetación en Oaxaca. Esta representación incluye los tres grupos generales de vegetación mencionados en el texto

3.2.1. Área mínima viable en los criterios de conservación

Un elemento importante en la delimitación de áreas de conservación para cualquier especie o grupo de especies es el tamaño. En este caso, se decidió utilizar a la especie de mayor talla para definir la amplitud de las áreas prioritarias de conservación. El jaguar es un carnívoro que, aunque ya ha sido estudiado en México, aún se desconocen muchos aspectos sobre todo de sus poblaciones en ciertas regiones y tipos de hábitat (Sanderson *et al.* 2002). Algunos estudios han registrado que el ámbito hogareño del jaguar en la reserva de la biósfera de Calakmul en Campeche, es de 41 Km² en promedio y que la densidad es de un jaguar por cada 15 a 30 Km² (Ceballos *et al.* 2002). En dicho estudio se sugiere que reservas de poco más de 7,000 Km², son capaces de mantener poblaciones de jaguares de más de 400 individuos, como es el

caso de la reserva de Calakmul en México y la de Carmelita-Uaxatún-Melchor en Guatemala. Además, reservas de entre 1,500 y 5,200 Km² podrían mantener al menos 50 jaguares (Ceballos *et al.* 2002).

Por otro lado, en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, se determinó que el ámbito hogareño de jaguares hembra durante la temporada de lluvias es de 60 Km² (Núñez *et al.* 2002). En este estudio se obtuvo una densidad de 1.7 jaguares por 100 Km².

Basado en los estudios anteriores, se decidió utilizar el mayor ámbito hogareño reportado que es de 60 Km² como área mínima para seleccionar los fragmentos de vegetación remanente, que debieran ser incluidos en cada criterio de conservación propuesto en el presente estudio.

3.3. Tercera parte: Criterios de conservación y las regiones terrestres prioritarias

En esta última etapa, se sobrepusieron las regiones terrestres prioritarias propuestas por la CONABIO (RTP's, Fig. 3) a las áreas seleccionadas con base en los mapas del nicho ecológico y la vegetación natural remanente de cada uno de los criterios de conservación propuestos. Estas regiones se obtuvieron a partir de talleres realizados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), en los que varios investigadores seleccionaron por consenso, las zonas de mayor importancia a nivel nacional para la conservación de diversos taxa, teniendo como premisas tanto la riqueza del sitio como las posibilidades reales de conservación (Arriaga *et al.* 2000).

Con esta sobreposición se contabilizó el área compartida, haciendo posible una rápida evaluación del posible desempeño de las RTP's en relación a

la conservación de los carnívoros. Esta evaluación con el grupo de los carnívoros es importante debido a que los valores de conservación de estas regiones fueron determinados con base en el conocimiento sobre todo del medio físico y la vegetación (Arriaga *et al.* 2000).

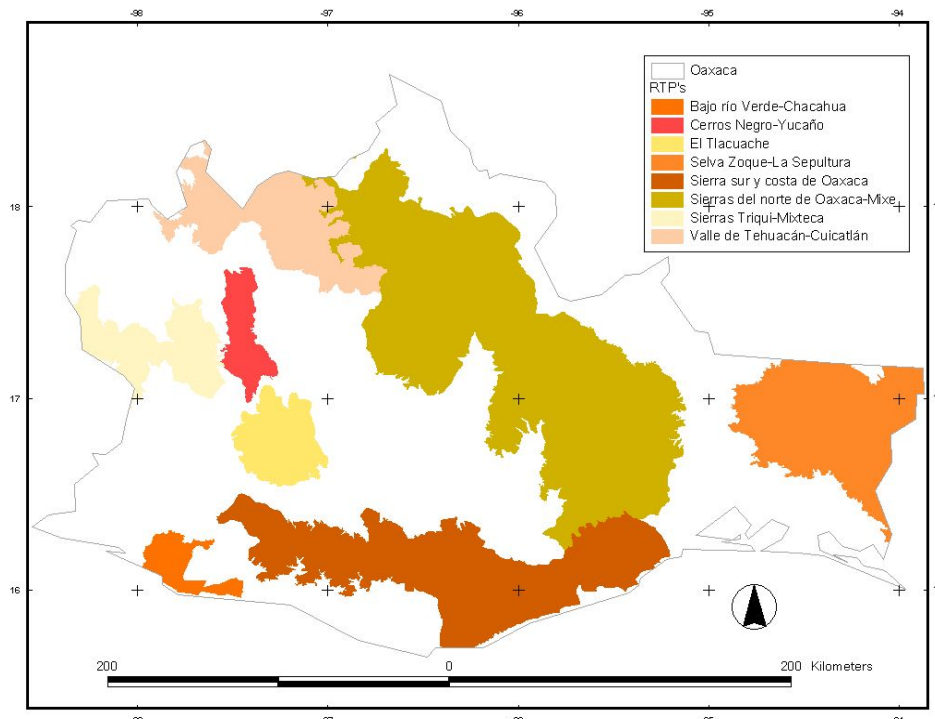


Fig. 3. Regiones terrestres prioritarias reconocidas por la CONABIO

4. RESULTADOS

4.1. Primera parte: Modelado del nicho ecológico

Los resultados de los análisis de GARP referidos en un anexo al final de este texto, se presentan en 21 mapas (M1 a M21) correspondientes a las 21 especies de carnívoros de Oaxaca. Los mapas fueron sobrepuestos en las ecorregiones de Oaxaca con el fin de contar con una referencia geográfica.

Los mapas consenso del nicho ecológico de las 21 especies están representados por un gradiente de color indicando el valor de convergencia o sobreposición de los 10 mejores mapas, de tal forma que el color más oscuro corresponde a las áreas de convergencia de 10 mapas y el tono del color disminuye hasta el más claro que indica la predicción de presencia de un solo mapa del nicho ecológico.

Para algunas especies se cuenta con registros de recientes muestreos (2004-2005) en algunas zonas del estado (Lira, datos no publicados), con estos datos totalmente independientes es posible evaluar, de manera sencilla, el grado de exactitud de los modelos generados (Cuadro 3).

Cuadro 3. Especies de carnívoros registrados durante el 2004-2005 en algunas localidades del estado de Oaxaca (l. Lira datos no publicados). Se indica el número de registros obtenidos para cada especie durante los muestreos, así como el número de ellos que se encuentran dentro de los nichos ecológicos modelados.

Espece	No. de Registros	Registros en mapas
<i>L. wiedii</i>	2	1
<i>L. pardalis</i>	2	2
<i>N. narica</i>	2	2
<i>H. yagouaroundi</i>	1	1
<i>L. longicaudis</i>	1	1
<i>C. latrans</i>	1	1
<i>U. cinereoargenteus</i>	1	1
<i>P. lotor</i>	1	1

Al revisar las áreas generadas por el modelo como potenciales nichos ecológicos, destaca el caso del zorrillo pigmeo (*Spilogale pygmaea*) el cual es endémico de México, presente en una delgada franja de la Costa del Pacífico, abarcando los estados de Jalisco, Michoacán y Oaxaca; el modelo incluye a la región del Golfo de México (Anexo, M11), donde el zorrillo pigmeo no se encuentra. Otro caso particular es el de la especie *G. vittata* (Anexo, M 12), de la que se sabe se encuentra principalmente en la franja de Oaxaca que colinda con Veracruz y en las zonas tropicales húmedas de las selvas altas (Aranda 2000). Además de éstas el modelo incluyó una zona en la costa del Pacífico de Oaxaca, donde la vegetación predominante son las selvas secas. Es importante aclarar que de esta especie aún se desconoce mucho de su biología, ecología y distribución, lo cual se ve reflejado en la escasa cantidad de registros. En este contexto, hay que recordar que el método GARP modela las áreas donde existen las condiciones ambientales adecuadas para la presencia de la especie (nicho ecológico) aunque ésta puede no ocuparlas realmente. La particularidad de estos dos casos será discutida en detalle más adelante.

En general, el modelo resultó relativamente exacto con respecto al conocimiento previo que se tiene de las especies de carnívoros, incluso resaltó algunos aspectos particulares que se indican en la literatura, como fue el caso de *B. sumichrasti* y *N. narica* (Anexo, M4 y M5), cuya distribución se bifurca en Oaxaca hacia el norte para alcanzar la zona del Golfo, por el este y la zona del Pacífico por el oeste (Aranda 2000).

4.1.1. Criterios de selección de áreas prioritarias

Especies en riesgo

El nicho ecológico de los carnívoros que enfrentan algún tipo de riesgo en México (Cuadro 1) según el método GARP, se localiza principalmente en las zonas tropicales húmedas y secas del estado de Oaxaca (Cuadro 4). Las ecoregiones en las que se encuentran estas áreas son las Selvas Secas del Pacífico Sur, Selvas Húmedas Petén-Tehuantepec y Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre de Chiapas (Fig. 4).

Riqueza total de especies

No se detectaron áreas de convergencia del total de las especies de carnívoros en el estado de Oaxaca, debido a las diferencias en sus requerimientos de hábitat. Para ubicar las áreas de mayor concentración de especies de acuerdo a estos requerimientos, se decidió representar la riqueza total de especies en dos grupos establecidos con base en su afinidad biogeográfica: especies de origen neártico y especies de origen neotropical (Cuadro 1). A partir de esta división se localizaron las áreas de mayor riqueza de especies de carnívoros.

El nicho ecológico potencial de las especies de origen neártico se localizó, principalmente, en la zona norte y centro del estado (Cuadro 4), en las ecoregiones de las Selvas Secas del Pacífico Sur, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre del Sur, Selvas Secas de la Cuenca del Balsas y Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre de Chiapas (Fig. 5); mientras que el nicho ecológico de las especies de origen neotropical se localiza principalmente en la zona sur y costa del estado (Cuadro 4), en las ecoregiones de las Selvas Secas

del Pacífico Sur, Selvas Húmedas Petén-Tehuantepec y Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre de Chiapas (Fig. 6).

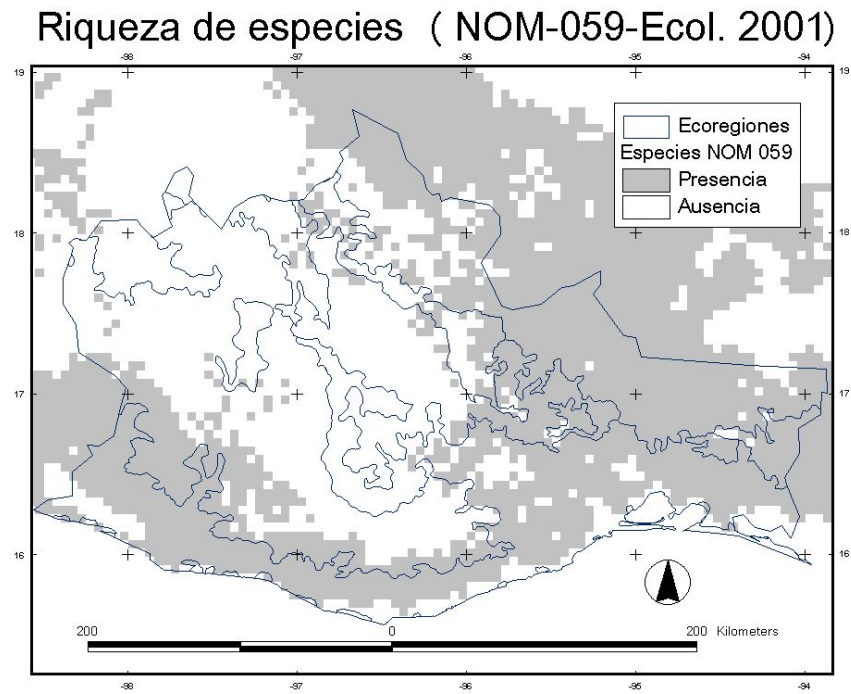


Fig. 4. Nicho ecológico de las especies de carnívoros listados en la NOM-059-Ecol. 2001

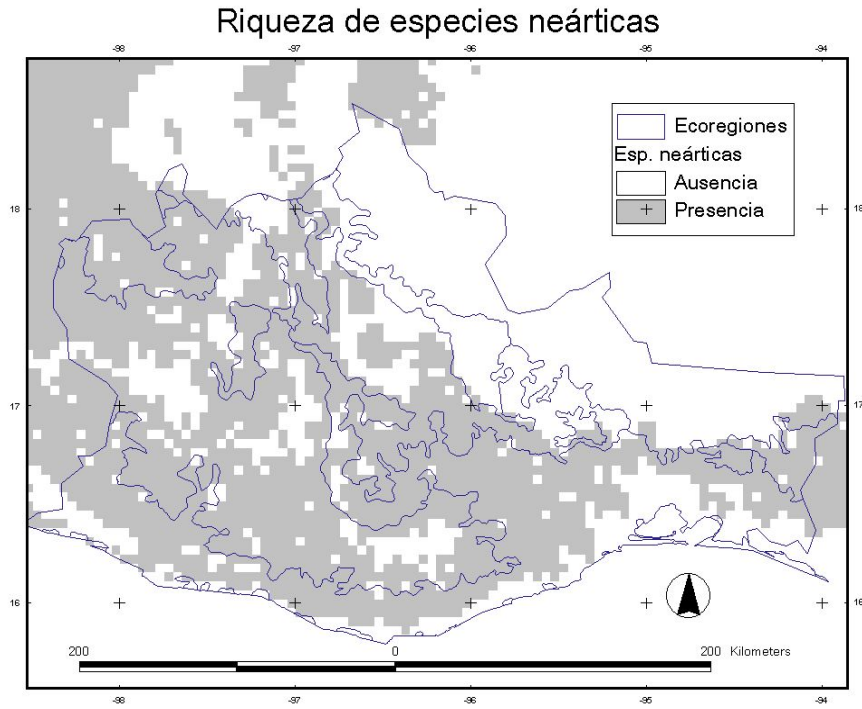


Fig. 5. Nicho ecológico de las 11 especies de carnívoros de origen neártico

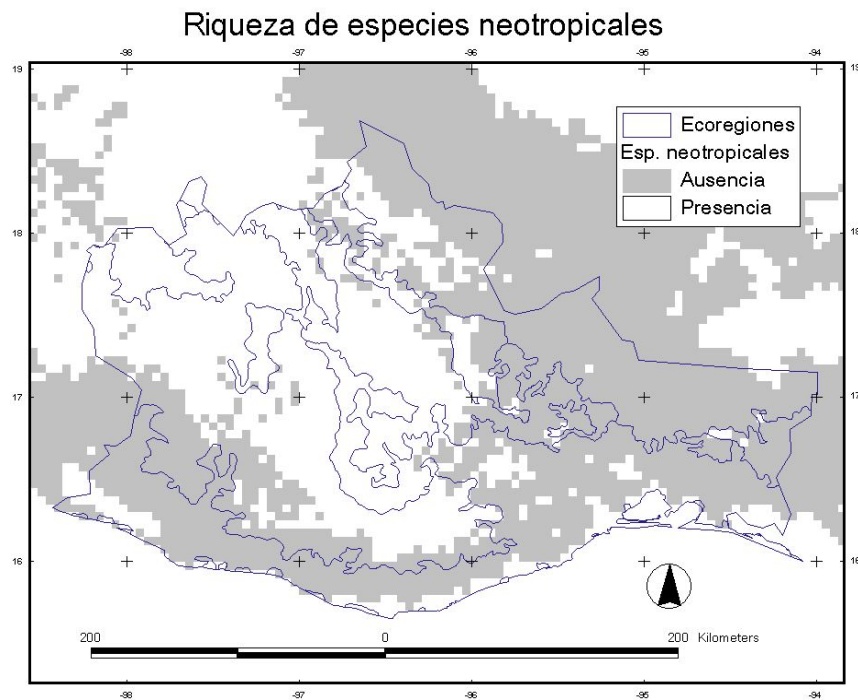


Fig. 6. Nicho ecológico de las 10 especies de carnívoros de origen neotropical

Cuadro 4. Ecoregiones incluidas en cada uno de los criterios de conservación propuestos

Criterios de conservación	Ecoregiones
Especies NOM-059-Ecol. 2000	Selvas secas del Pacífico Sur, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas, Selvas húmedas Petén-Tehuantepec
Riqueza de especies neárticas	Selvas secas del Pacífico Sur, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre del Sur, Selvas secas de la Cuenca del Balsas, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas
Riqueza de especies neotropicales	Selvas secas del Pacífico Sur, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas, Selvas húmedas Petén-Tehuantepec, Manglares de Chiapas, Manglares del Pacífico Sur
Complementariedad con especies generalistas	Selvas húmedas Petén-Tehuantepec, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas, Selvas secas de la Cuenca del Balsas
Complementariedad sin especies generalistas	Selvas húmedas Petén-Tehuantepec, Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas

Complementariedad

El análisis de complementariedad mostró que 3 ecoregiones contienen el total de las especies de carnívoros de Oaxaca (Cuadro 4). En los análisis de complementariedad realizados, se determinó que la ecoregión de las selvas secas de la Cuenca del Balsas contienen 17 de las 21 especies del estado, las selvas húmedas Petén-Tehuantepec contiene 3 especies diferentes a las que se encuentran en la ecoregión anterior, y los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas tienen la última especie de carnívoros de Oaxaca.

En el segundo análisis de complementariedad que se realizó sin las especies listadas en la NOM, se encontró que dos de las tres ecoregiones resultantes del análisis anterior contienen a estas 13 especies (Cuadro 4). En los

bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas se encuentran 11 especies y en las selvas húmedas Petén-Tehuantepec, dos especies.

4.2. Segunda parte: Hábitat disponible en los criterios de conservación

De acuerdo a la categorización del Inventario Forestal Nacional (IFN, SEMARNAT 2001), Oaxaca presenta varios tipos de agricultura, áreas sin vegetación aparente y asentamientos humanos, los cuales en conjunto representan alrededor de 20,777 Km². Hay 24 tipos de vegetación natural remanente con un área total de 41,812 Km², repartidos en 1,245 fragmentos, con un área promedio de 33 Km². La vegetación natural con signos de perturbación está formada por 15 categorías las cuales representan 28,868 Km², repartidas en 1,776 fragmentos con un área promedio de 1.2 Km² (Fig. 2). En el Cuadro 2 se presentan los tipos de vegetación que se encuentran en cada ecorregión, de acuerdo al IFN 2000.

El mapa depurado del IFN 2000 fue sobrepuesto en los mapas de cada uno de los criterios propuestos. Mediante este proceso se contabilizó la cantidad de hábitat disponible (fragmentos de vegetación natural remanente) con el que cuenta cada criterio. Parte de esta información se resume en el cuadro 5, en el que se presenta el número de fragmentos de área natural en cada criterio, así como el área promedio de éstos y los fragmentos de vegetación natural máximos y mínimos para cada criterio.

Las áreas de convergencia del nicho ecológico de las especies en alguna categoría de riesgo, cuentan con un área de vegetación natural remanente de 22, 216 Km² (Fig. 8). Este criterio mostró una gran similitud con el

criterio de las especies neotropicales. Como se puede observar en el cuadro 5, las áreas totales, así como el número de fragmentos y el tamaño promedio de los fragmentos es muy parecida en ambos criterios, esto es debido a que la mayoría de las especies neotropicales se encuentran listadas en la NOM-059. El criterio de las especies neárticas (Fig. 9 A) es el que cuenta con la mayor área de vegetación natural, aunque presenta la mayor cantidad de fragmentos de vegetación natural (Cuadro 5).

En el caso de las áreas complementarias se consideró el total de la vegetación natural remanente presente en las ecorregiones, debido a que fueron las unidades de selección con base en las cuales se llevó a cabo el análisis. Estas áreas en conjunto proporcionarían un área de vegetación natural total de más de 10,000 Km² (Cuadro 5). Los resultados presentados a continuación corresponden a las 3 ecorregiones que contienen al total de las especies de carnívoros del estado.

De las tres ecorregiones complementarias, las selvas slevas húmedas Petén-Tehuantepec fueron las que presentaron los fragmentos mayores de vegetación natural (Cuadro 5, Fig. 10). Debido a que los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas es la ecorregión más pequeña, contiene la menor cantidad de fragmentos y éstos fragmentos en general son menores (Cuadro 5).

Para la segunda opción de complementariedad con 11 especies, simplemente se eliminó el área aportada por la ecorregión menor quedando un área de más de 7,500 Km² (Cuadro 5).

Cuadro 5. Hábitat disponible en cada uno de los criterios propuestos. Se presenta el área total de vegetación natural remanente para cada criterio, así como el número de fragmentos que componen a esa área, el tamaño promedio de los mismos y los fragmentos máximos y mínimos. Se presenta además la aportación de hábitat de cada ecoregión por separado y en conjunto.

Criterio	Area natural total (Km ²)	No. fragmentos	Tamaño promedio (Km ²)	Tamaño mín-máx (Km ²)
Especies NOM	22,216	915	24	1.7 – 3,183
Especies neárticas	24,715	1,121	22	1.7 – 2,162
Especies neotropicales	22,238	923	24	1.7 – 3,183
Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas *	1,080	62	17	0.654 – 651
Selvas secas de la Cuenca del Balsas *	2,582	161	16	0.48 – 1,461
Selvas húmedas Petén-Tehuantepec *	6,497	303	21	174 – 3,154
Area total para el criterio de complementariedad (21 spp)	10,161	526	18	0.48 – 3,164
Area total para el criterio de complementariedad (11 spp)	7,578	365	19	0.150 – 3,164

- Ecoregiones que contienen la riqueza total de carnívoros en conjunto

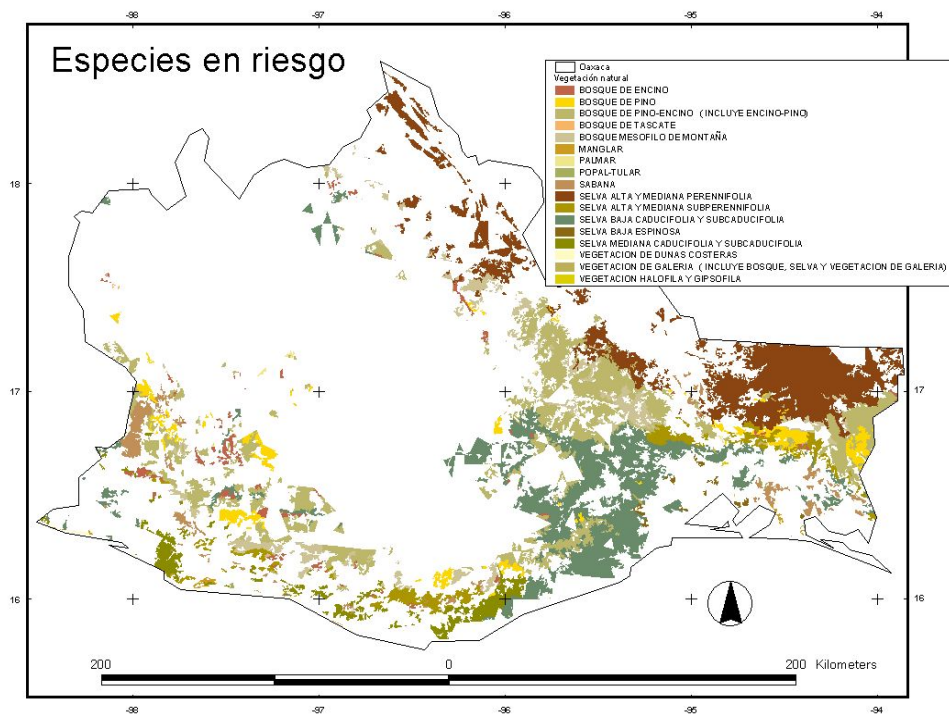
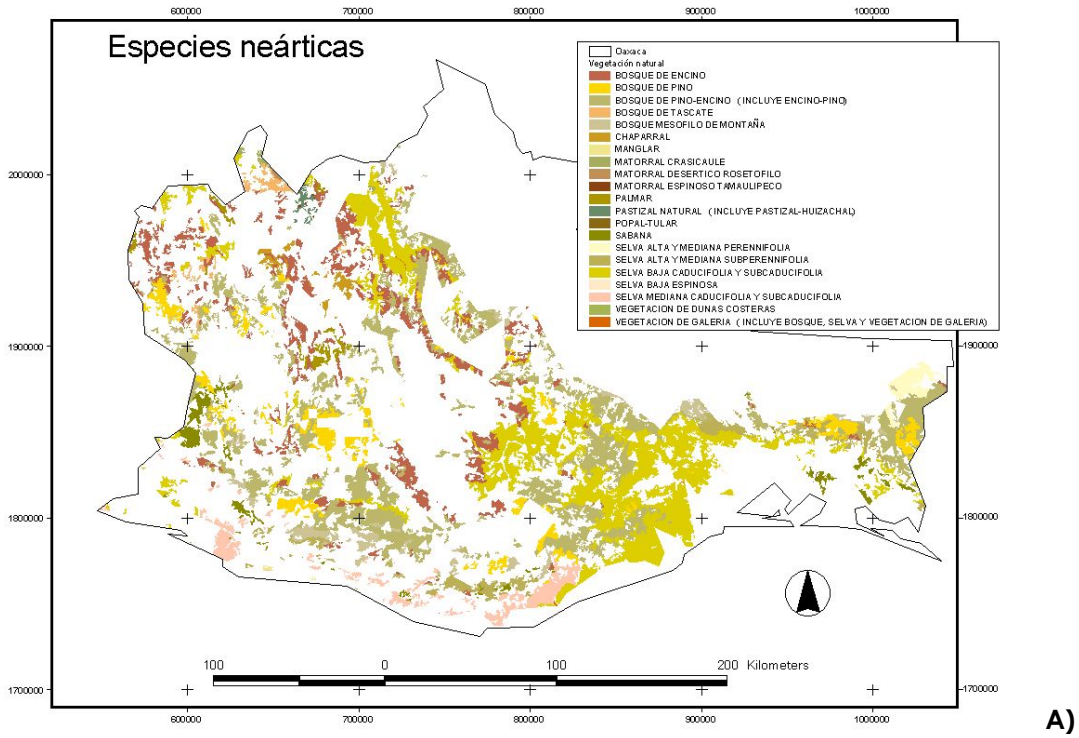
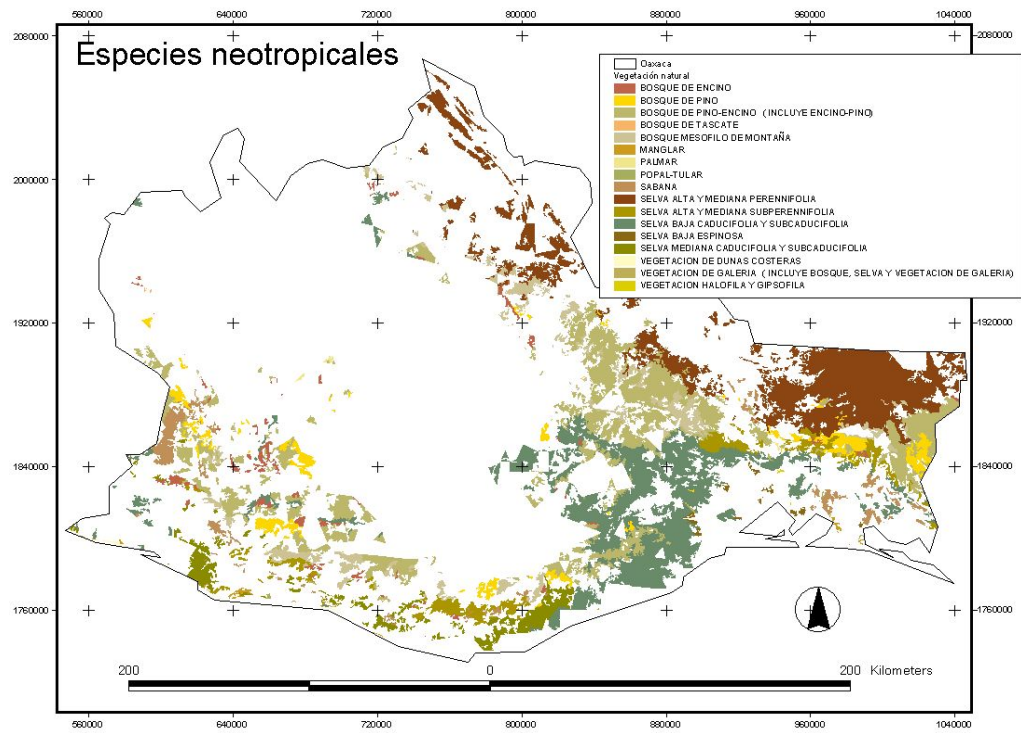


Fig. 7. Vegetación natural remanente en el criterio de especies bajo algún riesgo (NOM-059-Ecol. 2001)



A)



B)

Fig. 8. Vegetación natural remanente en los criterios A) especies neárticas y B) especies neotropicales

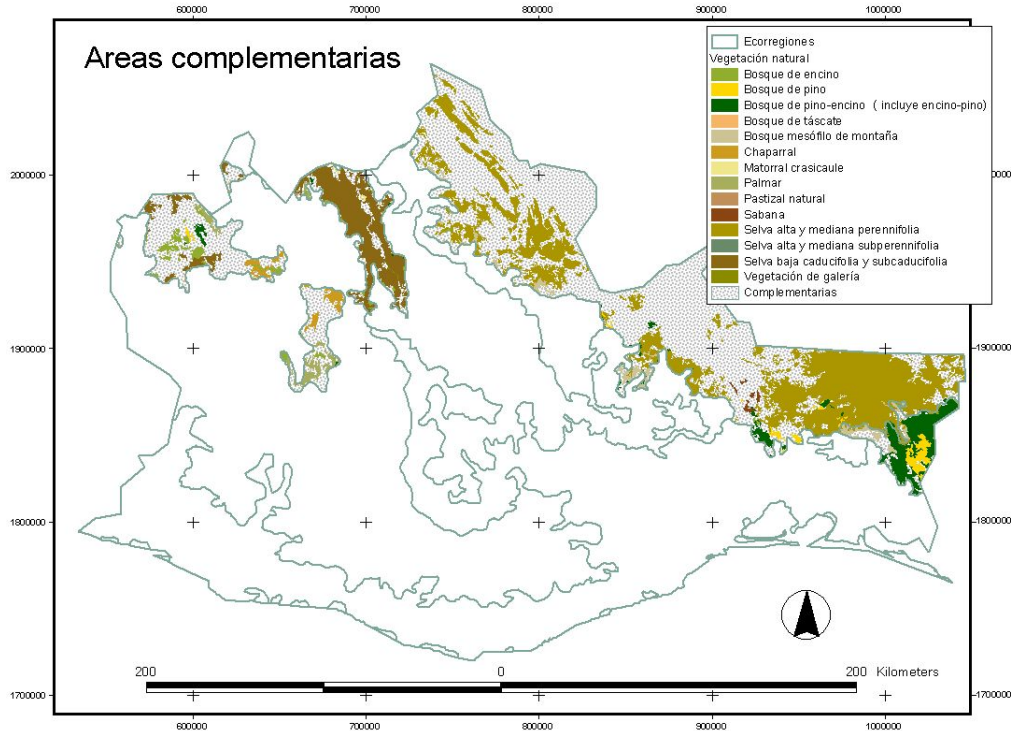


Fig. 9. Vegetación natural en el criterio de áreas complementarias para la riqueza total de especies. Este mapa muestra las 3 ecorregiones en las que se encuentran las 21 especies de carnívoros. La segunda propuesta de complementariedad para 11 especies, no incluye la ecorregión de la Cuenca del Balsas, que son los 4 polígonos que se encuentran al norte del estado

En términos del hábitat, se esperaría que una propuesta de conservación adecuada fuera aquella que presenta una mayor cantidad de vegetación natural, poco fragmentada, cuyo tamaño de los fragmentos sea lo suficientemente grande como para albergar a las especies de interés (Noss 1996). Sin embargo, hallar un área que conjunte todas las características anteriores es complicado. Los resultados muestran que el criterio que presenta la mayor área de vegetación natural remanente es el de las especies de origen neártico, ofreciendo un área de cerca de 25,000 Km² (Cuadro 5). Sin embargo presenta la mayor cantidad de fragmentos de vegetación natural (Cuadro 5).

Los criterios de las especies listadas en la NOM-ECOL-059-2000 y la riqueza de especies neotropicales, presentan una cantidad de fragmentos moderada, en comparación con el resto de los criterios, y un área promedio de los fragmentos mayor (Cuadro 5).

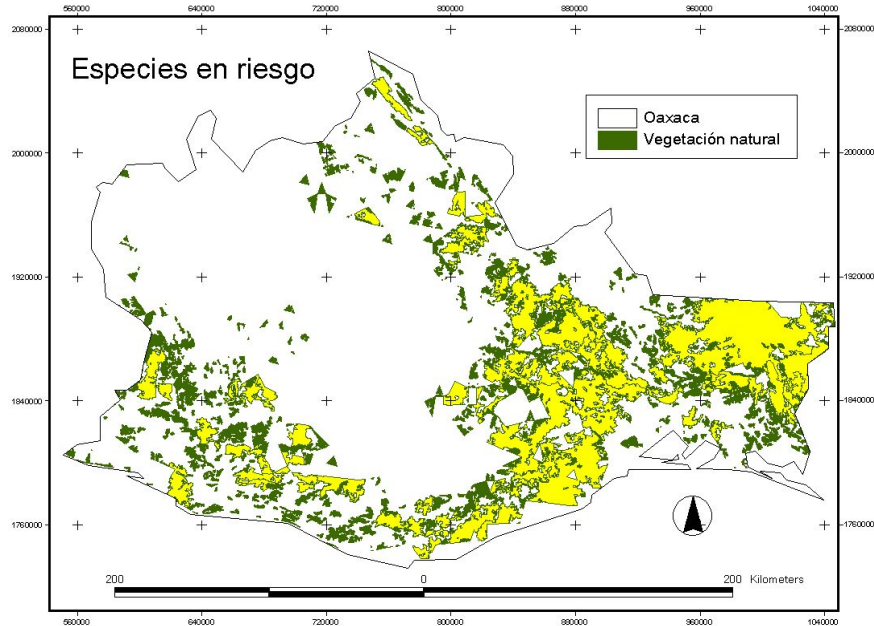
Por último, el criterio de complementariedad (ambas propuestas) presenta la menor cantidad de vegetación natural total con respecto al resto de los criterios, también tiene una baja cantidad de fragmentos de vegetación y en promedio tiene los fragmentos más pequeños (Cuadro 5).

En la siguiente sección, estos resultados serán confrontados con la información obtenida de requerimientos de hábitat de las especies de carnívoros de mayor talla en Oaxaca.

4.2.1. Elementos del paisaje y requerimientos de las especies

Una vez caracterizado el hábitat para cada criterio de conservación evaluado, se llevó a cabo la selección de fragmentos de vegetación que son prioritarios para la conservación de carnívoros en el estado. Tomando como base 60 Km² como ámbito hogareño del jaguar, se encontraron 55 fragmentos de vegetación natural mayores a esta área en el criterio de las especies bajo algún riesgo (Fig. 10). Estos fragmentos se encuentran distribuidos principalmente en la región de Los Chimalapas (en donde se ubica el mayor fragmento de vegetación), al sureste del estado, así como una franja en la parte baja de las costas del Pacífico y varios fragmentos de vegetación natural en las partes altas al sur de la Sierra Mixe. Se incluye en ellos vegetación de selvas bajas, medianas y altas, bosques de coníferas y encinos y bosque mesófilo, principalmente. El

área total que suman estos 55 fragmentos es de 15,518 Km², cuyo fragmento de mayor aporte se presenta en la selva alta y mediana perennifolia con 3,183 Km².



En cuanto al criterio de la riqueza total de especies, se tuvo que tomar en cuenta información del ámbito hogareño y densidad poblacional del puma, ya que al dividir este criterio en regiones biogeográficas, era necesario incluir a la especie representativa de la neártica. Para el puma, se ha estimado que el tamaño máximo de su ámbito hogareño en la costa de Jalisco es de 90 Km² (lo que ocurre durante la época de lluvias), siendo la densidad promedio de un puma por cada 28.6 Km² (Núñez *et al.* 2002). Con base en estos datos, se determinó que el criterio de conservación de las especies de origen neártico, cuenta con 45 fragmentos mayores a 90 Km², que suman un área de 13,871 Km², siendo el fragmento mayor de selva baja caducifolia y subcaducifolia (2,162 Km², Fig. 12 A). Estos fragmentos se distribuyen en las sierra y valles

centrales y en las sierras orientales de Oaxaca, en la cordillera del sur y algunos fragmentos al este de la zona de los Chimalapas. Estos fragmentos incluyen tanto selvas altas, medianas y bajas como bosques de coníferas y encinos, mesófilo, táscate y chaparrales.

Bajo el criterio de las especies neotropicales, se cuenta con 55 fragmentos de vegetación natural mayores a 60 Km², que es el área promedio del jaguar (Fig. 12 B). Estos fragmentos representan un total de 15,518 Km², de los cuales el fragmento mayor lo aporta la selva alta y mediana perennifolia con 3,183 Km². La distribución y el tipo de vegetación de estos fragmentos es similar a la descrita para el criterio de las especies de la NOM-059.

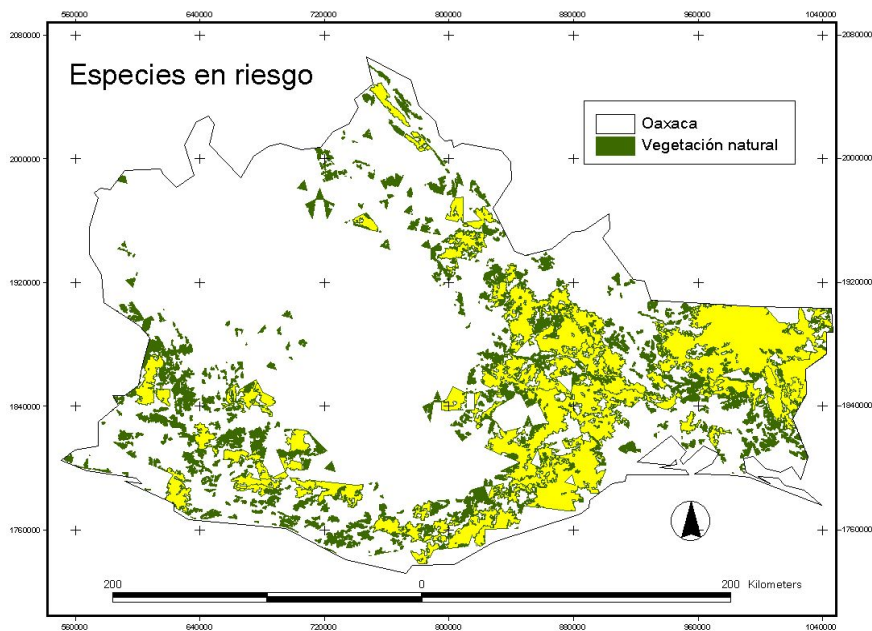
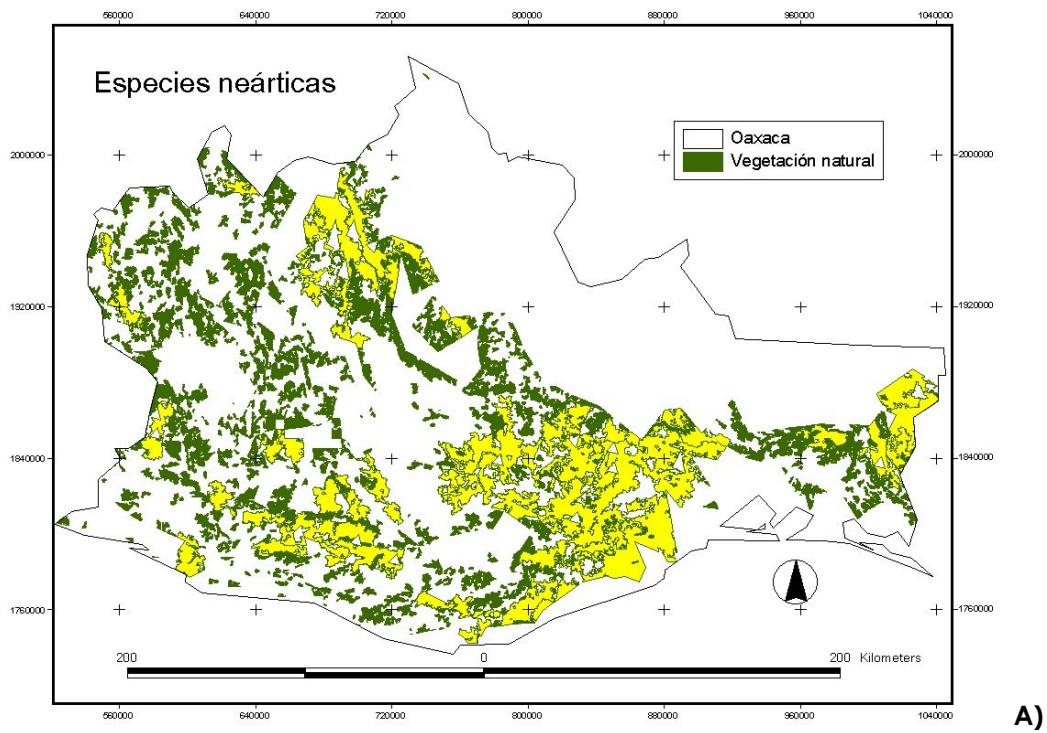
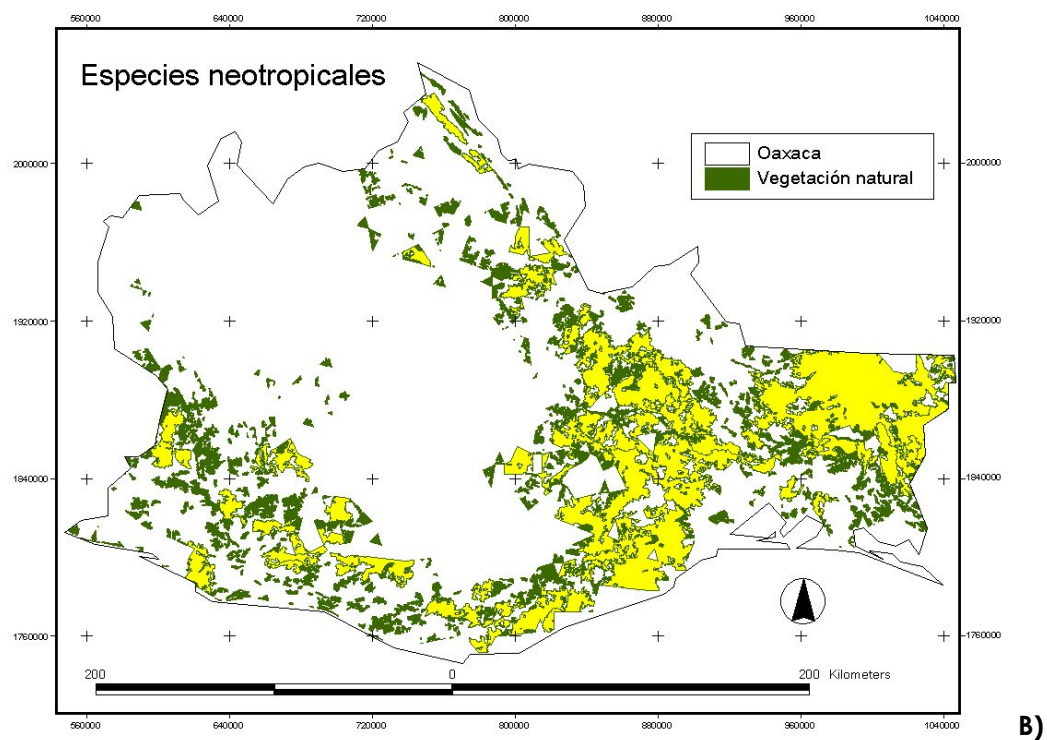


Fig. 10. Fragmentos de vegetación natural en el criterio de especies en riesgo. Los fragmentos resaltados en amarillo corresponden a aquéllos que tienen un área mayor a los 60 Km², considerados para el ámbito hogareño promedio del jaguar (ver texto)

Por último, bajo el criterio de las áreas complementarias, se decidió tomar como base el ámbito hogareño del puma dado que es mayor que el del jaguar, para asegurar la mayor inclusión de vegetación en la propuesta de conservación. De este modo, las áreas del análisis que contienen las 21 especies aportarían en conjunto 12 fragmentos en un área de 7,074 Km². El área complementaria mayor corresponde a la ecorregión de las selvas húmedas Petén-Tehuantepec, cuyo aporte de vegetación natural lo proporciona un fragmento de selva alta y mediana subperennifolia de 3,164 Km² (Fig. 13). En el caso del análisis de complementariedad sin las especies de amplia distribución, el aporte de áreas de vegetación natural total mayores a 90 Km² es de 5,613 Km² con 11 fragmentos de vegetación, de los cuales, al igual que en la propuesta anterior, el mayor aporte es de las selvas altas y medianas subperennifolias en la ecorregión de las selvas húmedas Petén-Tehuantepec (Fig. 13).



A)



B)

Fig. 11. Fragmentos de vegetación natural mayores a 90Km² (puma), en el criterio de especies neárticas (A), y mayores a 60 Km² (jaguar), en el criterio de especies neotropicales (B) (fragmentos resaltados en amarillo)

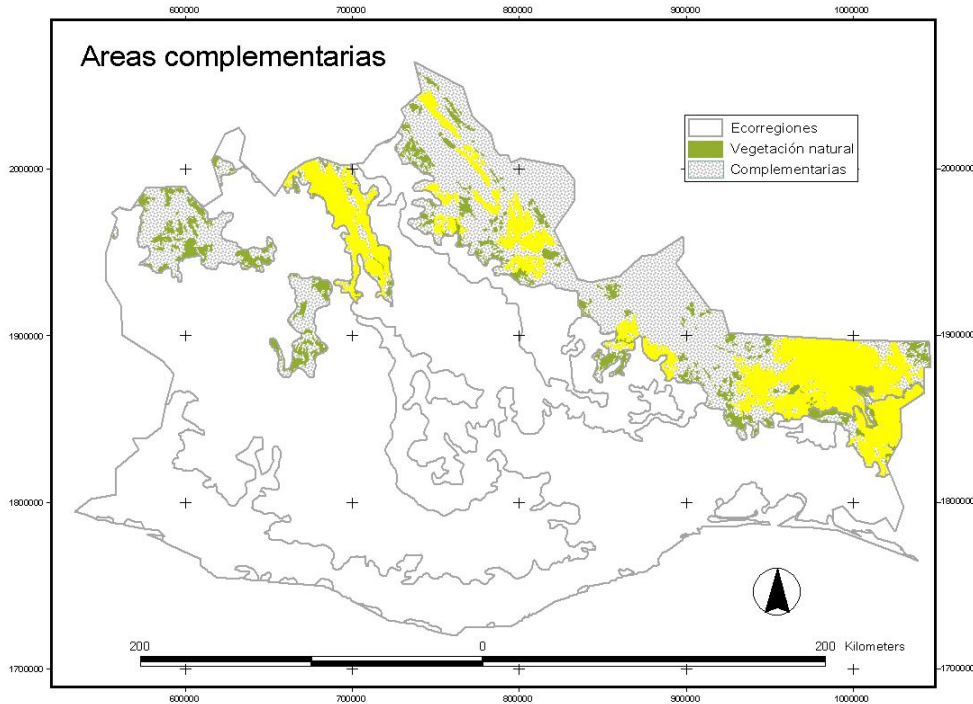


Fig. 12. Fragmentos de vegetación natural mayores a 90Km², en el criterio de áreas complementarias de conservación para el total de las especies de carnívoros (fragmentos resaltados en amarillo). Para la segunda propuesta de especies complementarias, no se toman en cuenta los fragmentos seleccionados de la ecorregión de las selvas secas de la Cuenca del Balsas al norte del estado

4.3. Tercera parte: Criterios de conservación y RTPs

Al sobreponer el mapa de las regiones terrestres prioritarias en cada uno de los mapas de los criterios, se determinó el área compartida por estas regiones y los fragmentos de vegetación natural prioritarios en cada uno de los criterios. De esta manera, los fragmentos de vegetación mayores del criterio de las especies en riesgo se encuentran principalmente en la parte sur de la RTP de las Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe, en la RTP Sierra Sur y Costa de Oaxaca y en la totalidad de la RTP Selva Zoque-La Sepultura (Cuadro 6, Fig. 13 A).

Los fragmentos de vegetación prioritarios bajo el criterio de especies neárticas se encuentran en la parte noroeste y suroeste de las Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe, en la Sierra Sur y Costa de Oaxaca, en una pequeña porción

en el sureste de la Selva Zoque-La Sepultura y en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Cuadro 6, Fig. 13 B). En el criterio de las especies neotropicales, los fragmentos prioritarios se encuentran en la Selva Zoque-La Sepultura, la Sierra Sur y Costa de Oaxaca y Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe (Cuadro 6, Fig. 13 C).

Finalmente, los fragmentos mayores en el criterio de las áreas complementarias se encuentran en la Selva Zoque-La Sepultura, las Sierras Norte de Oaxaca-Mixe y en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Cuadro 6, Fig. 13 D). Esta última región queda excluida en el criterio de complementariedad de las especies que se encuentran listadas en la NOM-059-2000.

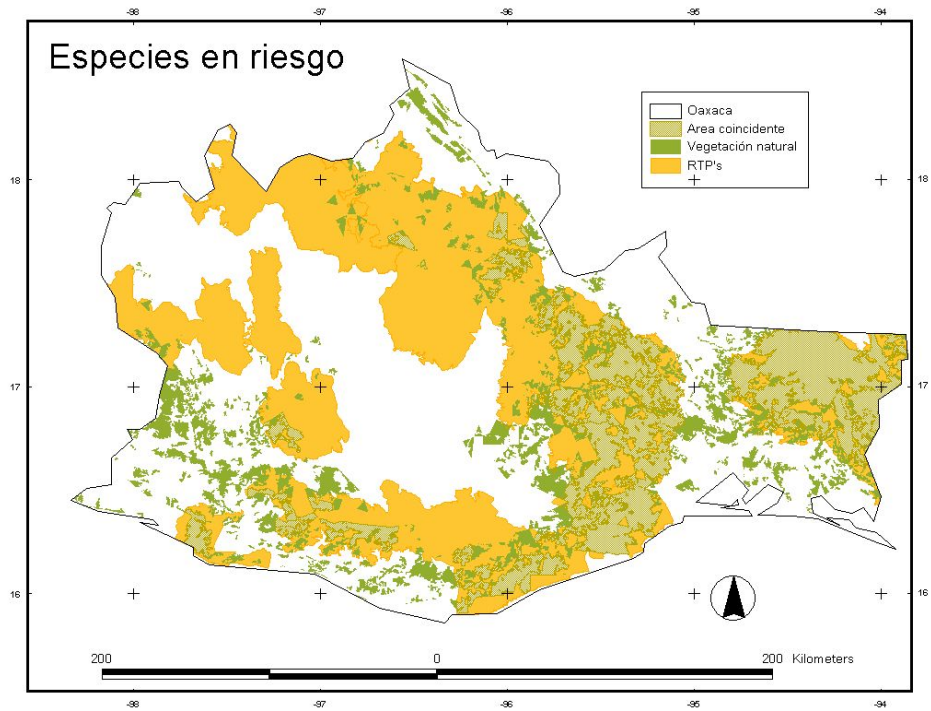
Cabe señalar que únicamente la RTP Cerros Negro-Yucaño, no incluyó fragmentos de vegetación natural del tamaño establecido para la conservación de carnívoros (Cuadro 6).

Cuadro 6. Sobreposición de la vegetación natural incluida en cada criterio de conservación en las Regiones Terrestres Prioritarias propuestas por la CONABIO. Se presenta el área total de vegetación incluida en la RTP y el número de fragmentos

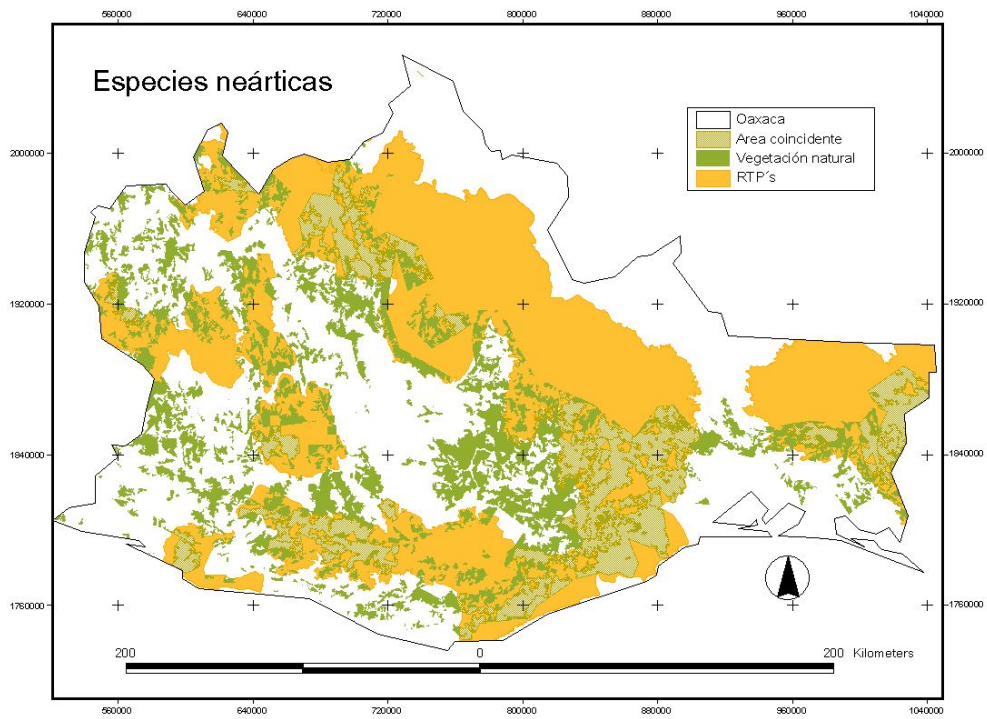
Regiones Terrestres Prioritarias	Criterios de conservación					
	Especies en la NOM ¹		Especies neárticas		Áreas complementarias	
	Área (Km ²)	Fr.	Área (Km ²)	Fr.	Área (Km ²)	Fr.
Bajo río Verde-Chacahua	248	1	225	1		
Cerros Negro-Yucaño	0	0	0	0	0	0
El Tlacuache	200	3	236	2		
Selva Zoque-La Sepultura	4,244	7	1,283	4	3,788	3
Sierra sur y costa de Oaxaca	2,991	18	3,208	13	0	0
Sierras del norte de Oaxaca-Mixe	5,004	19	3,179	13	77	7
Sierras Triqui-Mixteca	0	0	122	1	0	0
Valle de Tehuacán-Cuicatlán	0	0	1,221	5	1,270 *	1 *

¹ El criterio de las especies neotropicales presenta los mismos valores que las especies de la NOM-059-2000

* Para el criterio de complementariedad sin especies de amplia distribución, restar el área de este fragmento



(A)



(B)

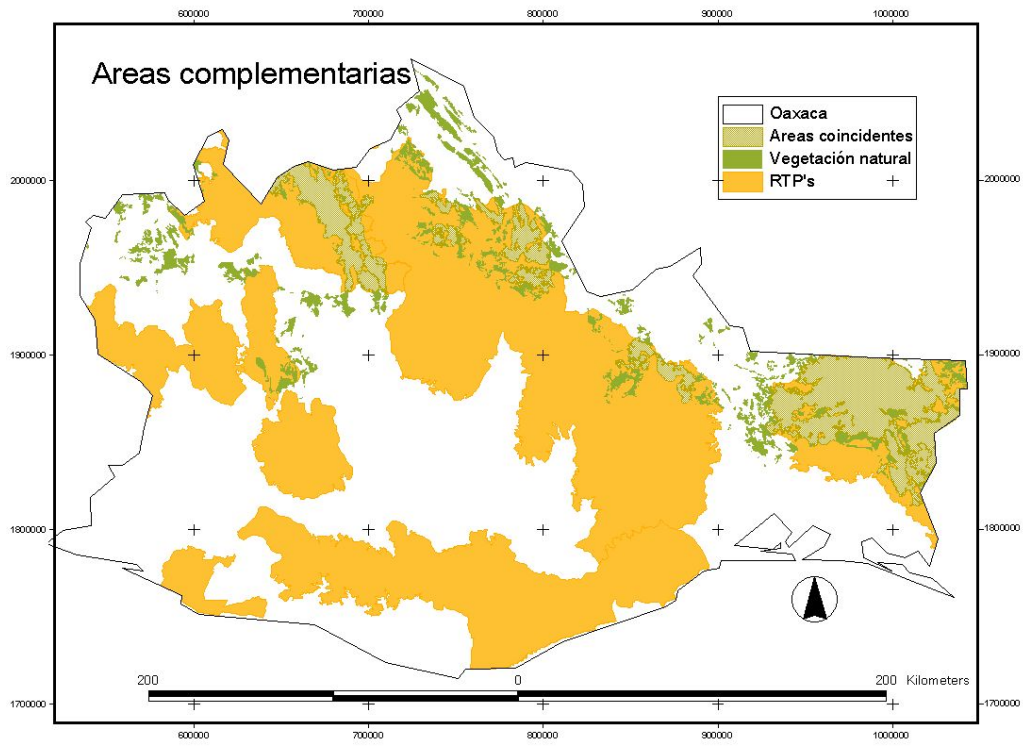
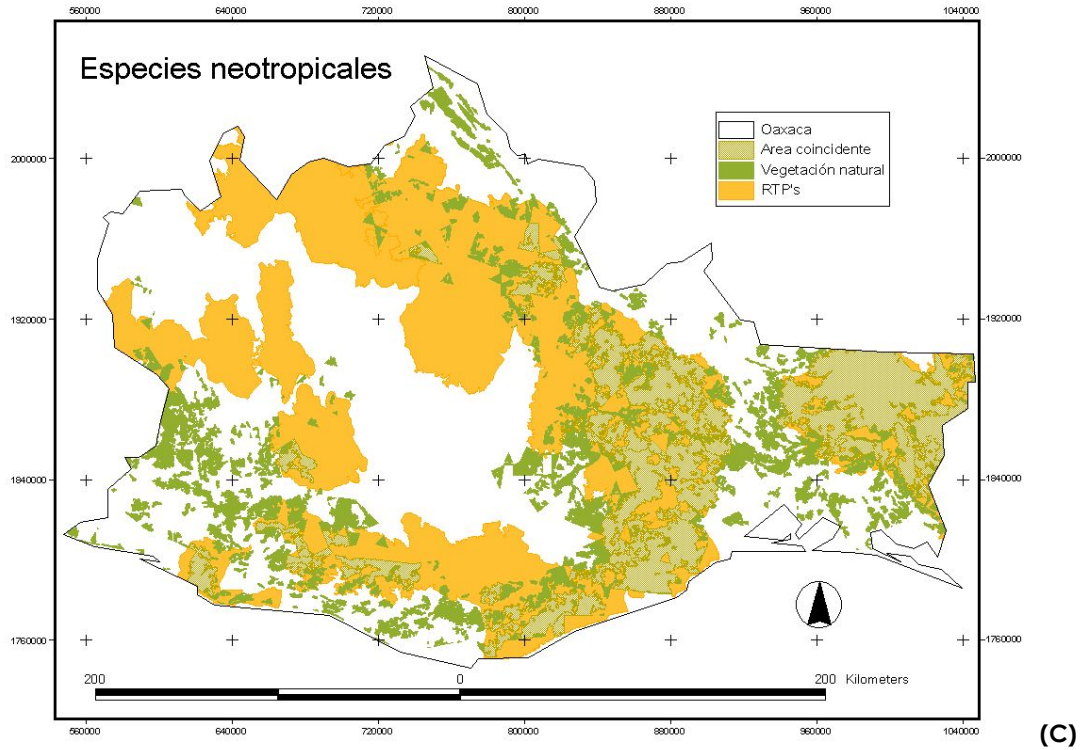


Fig. 13. Áreas de coincidencia de las Regiones Terrestres Prioritarias propuestas por la CONABIO y la vegetación natural remanente en el nicho ecológico de las especies listadas en la NOM-059-2000, para las especies de la NOM (A), especies neárticas (B), especies neotropicales (C) y áreas complementarias (D).

5. DISCUSIÓN

5.1. Distribución potencial de los carnívoros de Oaxaca

Las colecciones científicas y los inventarios biológicos son una fuente importante para la generación de información sobre el nicho ecológico de las especies, así como sobre su distribución geográfica (Austin *et al.* 1990, Loiselle *et al.* 2002). Dada la naturaleza de estos datos, es necesario tener en cuenta la existencia de varios sesgos *a priori*. Al elaborar un inventario, por ejemplo, se registran únicamente los datos de presencia ya que generalmente no es posible verificar también la ausencia de ciertas especies. La abundancia diferencial de las especies en los sitios de muestreo determina también que algunas sean capturadas con cierta rapidez y frecuencia, mientras que las menos abundantes probablemente no son registradas en estudios a corto plazo (Brito *et al.* 1999). Por último, los sitios en los que se llevan a cabo los inventarios generalmente se encuentran en zonas de fácil acceso (caminos, senderos, carreteras o poblados), lo que significa que no son representativos de la distribución real de las especies (Peterjohn 2001).

Idealmente, los modelos de distribución deberían generarse con datos libres de los sesgos mencionados. Sin embargo, esto es prácticamente imposible dadas las circunstancias en la obtención de dicha información, por lo que en GARP se ha tratado de controlar o disminuir los sesgos en el modelo mediante algunos métodos, una vez que han sido obtenidos los datos, como es la creación de datos de pseudo-ausencia (Stockwell y Peterson 2002a).

De acuerdo a trabajos previos en los cuales se ha comparado GARP con algunos otros modelos estadísticos multivariados, se ha concluido que éste

último reduce algunos de los sesgos antes mencionados (Stockwell y Peterson 2002a, Stockwell y Peterson 2002b, Peterson y Kluza 2003), además de ser uno de los modelos que reduce el error en la generación de los nichos ecológicos, maximizando la exactitud predictiva (Anderson *et al.* 2003). Asimismo, incluye más factores o variables ambientales, lo cual influye en el mejoramiento de los resultados de los modelos de distribución (Austin *et al.* 1999, Peterson y Cohoon 1999). Peterson y Cohoon (1999) determinaron el número de variables mínimas necesarias con las que se obtiene un modelo aceptable de GARP, así como cuáles de dichas variables son las que principalmente podrían determinar la distribución de las especies (temperatura y humedad). En el caso del presente trabajo fueron 10 variables ambientales las utilizadas para la obtención de la distribución de los carnívoros, incluyendo la temperatura y la humedad consideradas por Peterson y Cohoon (1999). Se consideró que las variables ambientales utilizadas en este trabajo son las variables explicativas adecuadas para modelar el nicho ecológico de los carnívoros a nivel regional.

En cualquier método utilizado para la generación tanto de distribuciones potenciales como de nichos ecológicos, puede ser benéfico contar con un grupo con la mayor cantidad de variables ambientales posibles, así como de registros de especies para que haya una mayor tendencia a ser más exacto (Peterson y Cohoon 1999). Sin embargo, no hay que olvidar que lo que se obtiene son escenarios estáticos y que hay probabilidades de que la realidad no se apegue por completo al modelo, ya que la presencia de una especie depende de su historia, factores que afectan sus poblaciones y finalmente del tiempo y condiciones de su entorno, sin pasar por alto los sesgos en la toma de

datos con los que elabora el modelo (Guisan y Zimmerman 2000, Peterjohn 2001). En lo que se refiere al modelado de los carnívoros de Oaxaca, un elemento que merece atención es la estocasticidad inherente al tipo de modelo que se está utilizando (Stockwell 1999), así como la manera en que se trata esta estocasticidad, permitiendo seleccionar a partir de un universo de posibilidades, los modelos que del conjunto sean los más exactos (Anderson *et al.* 2003). Los modelos manejados en este trabajo, presentaron en su mayoría una alta consistencia, indicando repetidamente casi las mismas áreas de presencia potencial de la especie en cada modelo. Sin embargo hubo casos en los que podría pensarse que el error de comisión (sobrepredicción) fue muy alto. Por ejemplo, el modelado del nicho ecológico del zorrillo pigmeo (*S. pygmaea*) presentó áreas en el Golfo de México en las que se sabe que no se encuentra esta especie. Como se mencionó anteriormente, esto puede ser debido a que en dicha área se encuentran condiciones similares a la de los sitios donde se registró al zorrillo, sin embargo pueden ser áreas a las que históricamente no pudo acceder (Anderson *et al.* 2003). Es decir, el modelo ubica las áreas donde se encuentra el nicho ecológico de la especie de interés, y no su distribución geográfica propiamente dicha. Otro ejemplo es el del grisón (*G. vittata*), cuyo nicho ecológico se extendió a la zona costera del Pacífico del estado de Oaxaca en donde no se han obtenido registros. Además de la razón ya explicada, en este caso hay que considerar también la escasez de datos para esta especie (15 registros). El tamaño de muestra es importante, ya que al dividir la base de datos original en dos grupos, se reduce la posibilidad de

selección de más puntos que pueden formar parte del nicho ecológico en el espacio ecológico de búsqueda (Guisan y Zimmermann 2000).

En general, los registros recientes con los que se evaluó de manera sencilla algunos de los modelos (I. Lira datos no publicados), son muy escasos para poder validar estadísticamente su exactitud, por lo que es necesario compararlos con una mayor cantidad de datos recientes. Esto resalta la importancia de generar nuevos inventarios con el objeto de complementar la información que se tiene de muchas especies.

Como ocurre en cualquier modelo, GARP presenta algunos problemas en los que es importante poner atención. En primer lugar, aunque muestra un cuadro resumiendo las operaciones realizadas, se desconoce por completo el criterio en el cual se basa para utilizar uno o todos los métodos que contiene, y cómo utiliza o combina los resultados de estos métodos para llegar al final a un mapa de presencia-ausencia (falta de valores de probabilidades en la distribución generada, Loiselle *et al.* 2002). Es por eso que algunos investigadores consideran el modelo GARP como una "caja negra" (S. Randolph y B. McCormick com. pers.). Consideran también que no es un modelo útil si lo que se desea saber son las causas de la presencia de una especie en cierta zona, ya que no proporciona pesos diferenciales entre las variables ambientales, y no es posible determinar qué factor determina la presencia o ausencia de la especie, a menos que se pruebe la importancia de cada variable, mediante su inclusión o exclusión del análisis en cada modelado para detectar cambios en los nichos, tal como Peterson y Cohoon (1999) recomiendan. A este respecto, debido a que el objetivo del presente trabajo no fue identificar aquéllas

variables que determinan la presencia de los carnívoros sino conocer el nicho ecológico basado en el conjunto de las variables utilizadas, el modelo GARP resulta útil para este propósito.

Por otro lado, un sesgo importante en el uso de modelos del nicho ecológico, incluyendo GARP son los datos de pseudoausencia, ya que éstos podrían estar disfrazando algunas áreas de hábitat que son escasamente utilizadas por las especies, o que simplemente no se han dirigido colectas a esos sitios en particular. Sin embargo, en los casos en los que esta información no se puede obtener (lo que es común), los datos de pseudoausencia son un buen método para generar modelos de nicho ecológico. Por estas razones, se recomienda que cualquier modelo utilizado sea comprobado en campo para tener la seguridad de contar con una buena representación de lo que ocurre en la naturaleza. A este respecto, es necesario comprobar los resultados de este trabajo en campo para verificar que las áreas propuestas son en verdad importantes para la conservación del grupo Carnivora.

Se considera que los mapas del nicho ecológico obtenidos en la presente aportación son muy útiles de acuerdo a los objetivos planteados, ya que a pesar de las carencias de información, así como de los sesgos mencionados del método, los resultados proporcionan una guía de los sitios de potencial presencia de los carnívoros basándose en su nicho ecológico. Por otro lado se ha descrito el escenario en el que potencialmente podrían encontrarse los carnívoros (fragmentos de vegetación natural), lo cual es muy importante para cuestiones de conservación.

5.2 Criterios para la selección de áreas de conservación

En el presente trabajo se proponen dos estrategias alternativas para la conservación de los carnívoros del estado de Oaxaca. En una se da preferencia a las especies bajo alguna categoría de riesgo en México, y en la otra se da preferencia a las zonas que contienen la mayor riqueza de especies. En cuanto a la primer estrategia las zonas importantes se localizan principalmente en la costa del estado, así como en la franja este que colinda con los estados de Veracruz y Chiapas. Las áreas localizadas bajo este criterio incluyen a la especie endémica de México *S. pygmaea*, que se distribuye en una franja de la costa del Pacífico, y a la especie con una distribución restringida *G. vittata* (Aranda 2000), la cual se distribuye principalmente en la ecorregión de las Selvas Húmedas Petén-Tehuantepec (Fig. 4).

Con respecto a las áreas de mayor riqueza total de especies (*hotspots*), éstas tienen la ventaja de facilitar las medidas de protección de las especies enfocándose sólo en un área en particular, asegurando la protección de una gran proporción de especies (Myers *et al.* 2000). Sin embargo, se ha visto que no es la mejor estrategia para delimitar redes de zonas prioritarias de conservación (Prendergast *et al.* 1993, Williams *et al.* 1996, van Jaarsveld *et al.* 1998). Generalmente, las zonas consideradas como *hotspots* se han ubicado a grandes escalas. Por otro lado, son áreas muy grandes que disminuyen la potencialidad de un manejo adecuado por resultar costosas y difíciles de mantener. Por último, *hotspots* de diferentes taxa suelen no coincidir unos con otros, por lo que lo hace una estrategia poco óptima (Prendergast *et al.* 1993, Williams *et al.* 1996, van Jaarsveld *et al.* 1998).

Algunos de los argumentos referidos en cuanto a las fallas que presentan los *hotspots* fueron comprobados al tratar de ubicar las áreas de convergencia del total de los carnívoros en el estado de Oaxaca, lo cual no fue posible debido a la confluencia de dos regiones biogeográficas (Arita 1993) que contienen distintos ensamblajes de especies. La baja probabilidad de encontrar a especies como el lince (*Lynx rufus*), por ejemplo, en un hábitat netamente tropical o muy sureño en el cual se presentan el resto de las especies de carnívoros registrados para Oaxaca, impide la posibilidad de ubicar áreas donde se encuentren todas las especies reunidas. Estos aspectos surgen como consecuencia de analizar los datos a una escala menor, en la que únicamente se considera un estado, lo cual permite observar más finamente la distribución de cualquier especie. Claramente, el lince presenta las mayores densidades de sus poblaciones en la parte central y norteña del país por su afinidad neártica (Williams *et al.* 1996).

Con base en estos resultados, la propuesta tradicional de los *hotspots* para la conservación de los carnívoros de Oaxaca fue modificada para poder incluir a la totalidad de especies del estado. Por este motivo se dividió a los carnívoros en dos grupos determinados por la afinidad biogeográfica de las especies, y como era de esperarse, se localizó un área de convergencia para las especies de distribución neotropical ubicada en una delgada franja en la costa de Oaxaca, así como en la región noreste colindante con los estados de Veracruz y Chiapas, en la que predominan las características tropicales secas en el ambiente (Fig. 6). El área de convergencia determinada para las especies de afinidad neártica cubre una vasta zona del estado, desde el noroeste,

extendiéndose por el centro y hasta la región sureste de Oaxaca (Fig. 5). La región que esta distribución no incluye es la correspondiente a la ecorregión de las selvas húmedas Petén-Tehuantepec. Aunque ambas regiones de convergencia de los nichos de las especies neárticas y neotropicales se traslapan sobre todo en la región tropical de la costa de Oaxaca, se marca una diferencia clara de las zonas en donde se encuentran las condiciones apropiadas para la presencia de las especies de uno y otro grupo.

Se llevó a cabo otra aproximación para la ubicación de zonas de mayor riqueza de especies, conocida como método de complementariedad, el cual parece ser adecuado y flexible para localizar redes de áreas de conservación (Williams *et al.* 1996). Con este método se determinó que las zonas más grandes de vegetación natural presentes en las 3 ecorregiones seleccionadas pueden formar parte de una estrategia de conservación para los carnívoros. Como se puede observar en los mapas de vegetación natural (Fig. 10), el criterio de complementariedad permite que se preserven también varios tipos de ambientes o hábitat, representados en este caso, por la gran diversidad de tipos de vegetación que incluyen las ecorregiones (Cuadro 2; Williams *et al.* 1996, Gaston *et al.* 2001, Cabral 2004). En este caso, se encuentran incluidos en las ecorregiones seleccionadas bosques de pino, encino, pino-encino, oyamel, bosque mesófilo de montaña, manglar, palmar, popal-tular, sabana, selva alta y mediana subperennifolia, selva baja caducifolia y subcaducifolia, selva baja espinosa y selva mediana caducifolia y subcaducifolia, vegetación de dunas costeras, halófila, gipsófila y de galería, pradera de alta montaña, bosque de tascate, pastizal, sabana, palmar y matorral (Cuadro 2).

Al evaluar la eficacia de los *hotspots*, el uso de especies raras, endémicas y el método de complementariedad, suelen utilizarse retículas en las que se calcula la riqueza de especies que hay en cada cuadro o celda (Prendergast *et al.* 1993, Williams *et al.* 1996, Kerr 1996, van Jaarsveld *et al.* 1998, Gaston *et al.* 2001). Algunos de estos resultados han indicado como desventaja que, al utilizar la complementariedad en áreas geográficamente pequeñas como una celda, es posible seleccionar sitios de transición ecológica en donde se encuentran los límites de la distribución de especies comunes que se presentan en bajas abundancias (Williams *et al.* 1996, Gaston *et al.* 2002, Loiselle *et al.* 2002). Para evitar esto, se decidió utilizar en el análisis de complementariedad unidades biológicas naturales como elementos de selección, tal como se ha hecho en la priorización de áreas para ciertas especies de felinos grandes (p. e. tigre, Wikramanayake *et al.* 1998, y jaguar, Sanderson *et al.* 2002). De esta forma, se evita seleccionar pequeñas zonas de transición, puesto que se están considerando unidades naturales completas. De cualquier manera, pueden quedar incluidas algunas zonas de transición si las unidades naturales seleccionadas son contiguas ya que también contienen una alta cantidad de especies por ser zonas de convergencia de varios tipos de vegetación y hábitat (Gaston *et al.* 2001). Asimismo, con el método de complementariedad aquí utilizado se incluye a la mayor cantidad de ambientes (tipos de vegetación) del estado de Oaxaca, lo cual es recomendable en este tipo de análisis (Williams *et al.* 1996).

Por otro lado, los estudios de comparación mencionados han sido realizados a niveles de país o incluso continente, por lo que algunas

percepciones acerca de las áreas de mayor riqueza de especies o de coincidencia de *hotspots* o de sitios seleccionados para la protección de la mayoría de las especies pueden variar dependiendo de la escala (Williams *et al.* 1996, Kerr 1996, Reid 1998, Moore *et al.* 2003). En el caso de Oaxaca, por tratarse de un análisis a nivel regional, las zonas ubicadas como prioritarias tienen grandes posibilidades de proteger a varios grupos debido a la cantidad y diversidad de hábitat incluidos.

El método de complementariedad es flexible en cuanto a que es posible anexar más áreas a las ya seleccionadas si se verifica la falta de especies en la red de protección (Williams *et al.* 1996). Si se comprobara, por ejemplo, que otras áreas seleccionadas en Oaxaca con el uso de otros criterios son necesarias para la conservación de los carnívoros en general, o de una mayor cantidad de especies, entonces debe ser posible su inclusión dentro de la red de áreas propuestas en primera instancia por el método de complementariedad (Moore *et al.* 2002). Asimismo, si se registraran nuevas especies que no estuvieran incluidas dentro de las áreas complementarias, deberían poderse sumar a la propuesta. En este sentido, las áreas complementarias propuestas incluyeron a una nueva especie registrada recientemente para Oaxaca. Esta especie es el zorrillo *Conepatus semistriatus*, que fue registrado durante algunos muestreos realizados en el 2004 en dos localidades, Tuza de Monroy, Municipio de Jaltepec en la costa oeste de Oaxaca, y en La Fortaleza, Municipio de Santa María Chimalapa (Lira y Sánchez-Cordero 2005).

En cuanto al grupo de especies empleado para la propuesta de áreas de conservación, se ha documentado que el delimitar áreas complementarias de conservación utilizando al grupo de los carnívoros bajo el concepto de especie sombrilla, no garantiza una protección adecuada para algunas especies de invertebrados (Kerr 1996). No obstante, se ha visto que considerando altas jerarquías taxonómicas (géneros, familias) aumenta la correlación con sitios de mayor riqueza de otros grupos taxonómicos (Reid 1998, Moore *et al.* 2003). En el presente trabajo, se utilizaron todas las especies de cuatro familias del orden Carnivora por lo que se esperaría que se encontrara una alta riqueza incluida dentro de las áreas de conservación seleccionadas. De esta manera se apoya el concepto de especie sombrilla para el grupo de los carnívoros, como una vía para una conservación más inclusiva (riqueza específica, riqueza de ambientes o hábitat).

Tradicionalmente, se ha utilizado a los carnívoros de gran talla como es el caso de pumas, jaguares, osos, entre otros, bajo el concepto de especies sombrilla (Noss *et al.* 1996). En este caso, además de los carnívoros grandes, se beneficia indirectamente a carnívoros de talla mediana y pequeña que requieren de menos área pero dependen de la presencia de ciertos elementos específicos en el ambiente, como puede ser el caso del zorrillo pigmeo (*S. pygmaea*) y del grisón (*G. vittata*). El uso de todas las especies de carnívoros, en combinación con el manejo de una escala menor (estatal), permite que las áreas seleccionadas incluyan una gran diversidad de ambientes aumentando así las probabilidades de representar a muchos otros grupos de especies animales y vegetales.

Asegurar el mantenimiento de varias especies, relativamente comunes, en sus hábitat naturales resulta menos costoso que llevar a cabo grandes esfuerzos de conservación para especies cuyas poblaciones han disminuido rápidamente por el cambio en el uso del suelo y actividades humanas (Scott *et al.* 1993, Tear *et al.* 1993), y menos costoso que desarrollar acciones de restauración ecológica en sitios muy alterados. Es por eso que proponer soluciones proactivas (como lo fue incluir a especies comunes que no se encuentran bajo algún riesgo y el utilizar áreas de nicho ecológico) en las que se protejan las especies y sus poblaciones en sus hábitat naturales remanentes, antes de que se encuentren en situaciones de riesgo, es una medida necesaria que resulta más económica y exitosa (Scott *et al.* 1993, Tear *et al.* 1993). En el caso de Oaxaca, si se toman los fragmentos mayores de vegetación dentro de las ecorregiones seleccionadas, en donde se encuentran los carnívoros (que incluyen especies comunes, amenazadas y en peligro) es posible que logren implementarse estrategias proactivas exitosas de protección.

5.3. Vegetación natural en las áreas propuestas para la conservación

En términos del hábitat, se esperaría que una propuesta de conservación adecuada fuera aquella que presenta una mayor cantidad de vegetación natural, poco fragmentada, cuyo tamaño promedio de los fragmentos sea lo suficientemente grande como para albergar a las especies de interés (ver Shafer 2001, Daily *et al.* 2003). Esto bajo el supuesto de que a mayor fragmentación, los efectos de borde (inclusión de especies exóticas, competencia, transmisión de enfermedades etc.) ponen en riesgo a las

poblaciones, por lo que se requiere poner más atención en estudios encaminados a la comprensión de la dinámica en sitios fragmentados (Lomolino y Perault 2001). Hallar un área que conjunte todas las características anteriores es una tarea difícil. Debido a ello, cada propuesta de conservación para Oaxaca fue analizada en función de los elementos del paisaje mencionados, para determinar si al menos cumplían con alguno de ellos y de esta forma seleccionar la mejor propuesta de conservación, en términos del hábitat.

Se ha visto que tanto el seleccionar fragmentos grandes de vegetación remanente como seleccionar una especie sombrilla pueden igualmente funcionar en un sitio determinado para proteger su diversidad, sobre todo si se trata de un hábitat altamente fragmentado y de la conservación de especies como los carnívoros (Poiani *et al.* 2000). Debido a que se buscan áreas de conservación para el grupo de los carnívoros, en el entendido de que podrían fungir como especies sombrilla, lo ideal es buscar los fragmentos con el tamaño mínimo para albergar poblaciones viables de las especies más grandes como el jaguar, el puma, el coyote o el lince, los cuales requieren de áreas más grandes con respecto al resto de los carnívoros (Noss *et al.* 1996, Lovallo y Anderson 1996, Ferreras 2001, Palomares 2001, Sweanor *et al.* 1999, Dickson y Beier 2002, Ceballos *et al.* 2002). A este respecto, se seleccionaron los fragmentos mayores de cada criterio analizado, tomando como base estudios previos de tamaños poblacionales y datos de ámbitos hogareños de las especies de mayor tamaño, que en este caso resultaron ser el jaguar, para los criterios de especies en riesgo

y de especies neotropicales, y el puma para el criterio de especies neárticas y el método de complementariedad.

Se han recomendado algunos métodos para delimitar el tamaño de las áreas de conservación, uno de los cuales consiste en establecer las áreas dinámicas mínimas de las poblaciones mínimas viables, lo cual puede delimitarse con ayuda del ámbito hogareño de los individuos (Primack 1995). Si los fragmentos de vegetación promedio calculados en el presente estudio, pueden contener al menos el ámbito hogareño de los carnívoros más grandes, considerados como especies sombrilla, entonces serán incluidos en las áreas prioritarias de conservación, ya que no se cuenta con información a nivel poblacional de los carnívoros en Oaxaca. Sin embargo, está bien documentado que por lo general los ámbitos hogareños de los machos de estas especies se sobrelapan con uno o varios ámbitos hogareños de hembras que tienden a ser más pequeños (Lovallo y Anderson 1996, Ceballos *et al.* 2002, Dickson y Beier 2002, Servín *et al.* 2003, Riley *et al.* 2003, Hidalgo-Mihart *et al.* 2004, Núñez *et al.* 2002).

Ceballos *et al.* 2002, mencionan que reservas de poco más de 7,000 Km², son capaces de mantener poblaciones de jaguares de más de 400 individuos. En este trabajo, todos los criterios de conservación analizados cuentan con un área mayor a la referida si se toman en cuenta todos los fragmentos resultantes, por lo que cualquiera puede ser una buena opción para la conservación de jaguares, según la información aportada por Ceballos *et al.* (2002). Esto supone, sin embargo, que los fragmentos tienen un aceptable grado de conectividad,

ya sea porque la distancia entre parches es corta y/o porque el hábitat de la matriz favorece la dispersión de individuos.

Para el puma, se estimó que el tamaño máximo de su ámbito hogareño en la costa de Jalisco es de 90 Km² (lo que ocurre durante la época de lluvias), siendo la densidad promedio de un puma por cada 28.6 Km² (Núñez *et al.* 2002). Basándose en estos datos, es posible inferir que cualquiera de las tres aproximaciones planteadas sería capaz de albergar a una población de al menos 250 pumas. Antes de tomar como ciertos estos cálculos, convendría hacer una comparación de las condiciones ambientales donde se hizo el estudio del ámbito hogareño y densidad tanto del jaguar como del puma, y las condiciones ambientales que permean en Oaxaca.

En el caso del coyote en México, se ha determinado que su ámbito hogareño es de entre 10.9 Km² y 43.7 Km² en un ambiente tropical seco (Hidalgo-Mihart *et al.* 2004). Un estudio reciente en el sur de California indicó que el promedio del ámbito hogareño de coyotes machos adultos fue de 6.17 Km² y para los lince 3.21 Km². Sin embargo este estudio fue realizado en una zona con importantes desarrollos urbanos mezclados con grandes áreas naturales (Riley *et al.* 2003). Se menciona también, que en fragmentos pequeños de entre 3 y 4.5 Km² pueden habitar hasta tres hembras de lince y que esta especie puede utilizar fragmentos de vegetación de 0.4 Km² en esa zona (Riley *et al.* 2003). En otro estudio del ámbito hogareño de los lince, se determinó que un área entre 60 y 65 Km² era ocupada por cada macho y entre 28 y 32 Km² por cada hembra, en el noroeste de Wisconsin (Lovallo y Anderson 1996). Siendo estas cuatro especies las de mayor talla dentro del grupo de los

carnívoros registrados para Oaxaca, pueden ser tomadas como base para calcular los tamaños mínimos para las áreas de conservación, y las cuatro podrían mantener tamaños poblacionales viables dentro de cualquier criterio de conservación propuesto.

Por otro lado, se ha sugerido que la mejor reserva no es necesariamente la que tenga la mayor cantidad de especies, sino la combinación de ciertas especies (Margules *et al.* 1994, Caughley y Gunn 1996). A este respecto, si lo que se pretende proteger en este caso es únicamente al conjunto de especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo, entonces se debe considerar el ámbito hogareño del jaguar para delimitar las áreas prioritarias. Este criterio ofrece una de las áreas más extensas a partir de la cual se pueden seleccionar sitios de protección específicos, ya que el tamaño promedio de los fragmentos de vegetación natural es mayor con respecto a las demás propuestas (Fig. 11).

En cuanto al criterio de la máxima riqueza de especies de distribución neártica y neotropical para la conservación de los carnívoros, se observa que el criterio de las especies neotropicales tiene casi los mismos valores de los elementos del paisaje analizados que la propuesta de especies en riesgo. Esto es debido a que la mayoría de las especies de origen neotropical se encuentran en alguna categoría de riesgo (Cuadro 1). Así que en términos generales esta también podría ser un área suficiente para la conservación (Fig. 11). La importancia en términos de áreas de conservación de la región biogeográfica neártica, radica en los tamaños promedio de los fragmentos de vegetación natural, los cuales presentan amplias áreas, haciendo posible incluir el ámbito hogareño de los carnívoros más grandes (Fig. 11).

El criterio de la complementariedad es el que aparentemente menos cumple con los requerimientos planteados. Entre las tres ecorregiones seleccionadas (selvas secas de la Cuenca del Balsas, selvas húmedas Petén-Tehuantepec y bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre de Chiapas), se conjunta la menor área total de vegetación natural comparada con el resto de los criterios y el tamaño promedio de los fragmentos es menor que en los demás criterios (Fig. 11). Sin embargo, considerando que se encuentra el total de los carnívoros representados en este criterio, y de que algunos de ellos cuentan con pocos registros, es posible que en términos de manejo y costos, lo más conveniente sea conformar una red de reservas con la menor cantidad de fragmentos (Gaston y Rodrigues 2003).

Finalmente, cabe señalar que la vegetación remanente considerada en los resultados de complementariedad corresponde a la ecorregión completa y no sólo a las áreas de convergencia del nicho ecológico de los carnívoros. Dado que la distribución obtenida a través del modelo utilizado es potencial, las áreas complementarias se tomaron completas suponiendo que es factible que las especies utilicen en un momento dado toda el área con vegetación natural.

5.3.1. RTP's y las áreas prioritarias para la conservación de los carnívoros

De las ocho regiones terrestres prioritarias seleccionados por la CONABIO debido a su alta riqueza tanto de especies como de hábitat y tipos de vegetación, siete contienen fragmentos de vegetación natural prioritarios para la conservación de los carnívoros (Cuadro 6). La única RTP que no resultó importante por no incluir fragmentos mayores a las áreas mínimas de

vegetación propuestos en este trabajo fue la de Cerros Negro-Yucaño, en la parte oeste del estado de Oaxaca (Fig. 13, Cuadro 6).

La RTP de Selva Zoque-La Sepultura, así como las Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe resultaron ser las regiones más importantes ya que contienen los mayores fragmentos de vegetación conservada detectados bajo los criterios de especies en riesgo, especies neotropicales y complementariedad. Debido a la alta importancia de estas zonas para la conservación por la gran cantidad de especies que se presentan en ellas, es factible pensar que la información de los carnívoros aquí presentada puede ser anexada a las fichas de estas regiones, para de esta manera resaltar su importancia como áreas prioritarias de conservación.

Cabe destacar por último el caso de la RTP del Valle de Tehuacán-Cuicatlán que aunque contiene áreas menores de vegetación natural con respecto a las que se encuentran en las otras regiones, es un área fundamental reconocida por su gran cantidad de endemismos en especies vegetales y diversidad de hábitat que conforman una alta presencia de ecotonos (Arriaga *et al.* 2005), lo cual puede favorecer la presencia de varias especies de carnívoros.

En conjunto, el que estudios más detallados indiquen que varios de los fragmentos de vegetación natural importantes o áreas prioritarias para la conservación de los carnívoros se encuentren dentro de las áreas de las RTP's reconocidas por CONABIO para Oaxaca, les da un valor agregado, ya que precisamente por falta de datos, estas regiones han sido seleccionadas con base sobre todo en especies de plantas y algunos grupos de animales. Por otro

lado, además de que las RTP's mencionadas representan oportunidades reales de conservación, tienen también una función reconocida como corredores ecológicos, además de presentar una baja fragmentación (RTP's 121, 125, 126, 127, 128,129, 130, 132, anexar rtps Arriaga *et al.* 2005).

6. Conclusiones y recomendaciones

El primer paso antes de delimitar los bordes de un área destinada a la conservación es determinar sus objetivos. Se debe establecer si lo que se desea proteger es una especie o especies en particular o la biodiversidad de un hábitat determinado (Caughley y Gunn 1996).

En este trabajo se analizan ambas aproximaciones, utilizando como grupo focal a los carnívoros reportados para Oaxaca. Se proponen por un lado ciertas regiones para proteger al conjunto de especies que enfrentan algún grado de riesgo, y por otro se localizan áreas en donde se encuentra el total de las especies de carnívoros, en las que se busca además tener la mayor representatividad de tipos de vegetación para conservar el mosaico de paisajes y ecosistemas lo más completo posible.

Cuando se tienen definidos los objetivos de las áreas destinadas a la conservación, es necesario contar con inventarios completos y confiables que cubran la totalidad de la región evaluada para identificar zonas de alta riqueza de especies o la presencia de especies de interés para la conservación (Howard *et al.* 1998, Reid 1998, Gaston y Rodrigues 2003). Cuando esto no es posible, debido a la dificultad en obtener esta información en el corto plazo para la mayor parte de los grupos biológicos, como lo es en particular el caso

de los carnívoros, es muy común utilizar modelos que representen las distribuciones geográficas potenciales de las especies (Peterson *et al.* 2000). El método de GARP ha sido utilizado recientemente, al igual que otros modelos similares, como herramienta para conocer la distribución potencial de las especies de las cuales no es posible obtener datos de ausencia, mediante el modelado de los nichos ecológicos (Feria y Peterson 2002, Illoldi-Rangel *et al.* 2004). En este trabajo se utilizó el método GARP para modelar la distribución de carnívoros en el estado de Oaxaca, y con ello delimitar áreas prioritarias para su conservación.

En este sentido, debido a que no se cuentan con registros de ausencia de los carnívoros sino que el modelo genera datos de pseudoausencia, es recomendable verificar mediante muestreos en campo, la presencia y la ausencia de estas especies en las zonas señaladas. De esta manera es posible, por un lado, revisar de una manera real la exactitud de los modelos generados, y por otro, la utilidad de las zonas propuestas como prioritarias para los carnívoros.

El siguiente paso, una vez que se cuenta con la información básica (ya sea recolectada o generada) sobre la distribución de las especies en la región de interés, es necesario definir el tamaño de las áreas prioritarias, y decidir entre seleccionar sólo un área de conservación muy extensa o varias zonas de menor tamaño pero conectadas entre sí (Caughley y Gunn 1996). Estos aspectos son difíciles de conciliar, sobre todo cuando lo que se busca es proteger el paisaje.

Para resolver el problema del tamaño, se han propuesto algunos métodos para determinar "el tamaño ideal" de una reserva. Una forma es

tomando como base el tamaño del ámbito hogareño de las especies más grandes (usualmente con mayores requerimientos de espacio) para establecer un área mínima de protección (Primack 1995). Otra es tomando en cuenta el tamaño promedio poblacional que permitirá la existencia de los individuos a largo plazo, relacionándolo con el promedio de la densidad de la especie (Caughley y Gunn 1996).

Acerca de la reserva grande y las pequeñas reservas conectadas, aún no hay un punto de acuerdo, aunque en este trabajo se apoya la propuesta de conectar varias reservas pequeñas. Esto es basado en el auge de los estudios a nivel metapoblacional cuyos resultados hacen suponer que un arreglo de multi-áreas conectadas obedece a un patrón más natural de poblaciones locales de la misma especie (Morrison *et al.* 1992, Hanski 1999). La dinámica de las metapoblaciones puede operar de dos maneras, una es mediante procesos sucesivos de extinción y recolonización de las zonas o fragmentos de hábitat, y la otra es en la que algunas poblaciones locales con altas tasas de crecimiento proveen de individuos a otras poblaciones que tienden a la extinción por encontrarse en hábitat menos favorables (Hanski 1999). Para ambos casos la propuesta de la conexión de varias reservas pequeñas es la más adecuada dado que permite la migración de los individuos a otras poblaciones locales o parches de hábitat disponible (Caughley y Gunn 1996, Hanski 1999).

A este respecto, aunque se utilizó información de los ámbitos hogareños de las especies más grandes obtenidas de trabajos hechos en México, es necesario conocer el estado real y el arreglo de las poblaciones de estas especies para estar seguros que las propuestas aquí planteadas son factibles. El

contar con una aproximación de los nichos ecológicos de las especies de interés, facilita la planeación de muestreos para detectar los aspectos poblacionales más importantes que permitan delimitar áreas prioritarias, con base en las necesidades de las especies que se interesa conservar.

En resumen, los elementos para la selección de áreas de conservación referidos se encuentran considerados en las diferentes propuestas planteadas en la presente aportación. Por un lado, se hizo el ejercicio de buscar las áreas convenientes para proteger tanto a la riqueza total de carnívoros como a aquéllos que se encuentran en alguna categoría de amenaza según la NOM-059-ECOL (SEMARNAT 2002). Por otro lado para cada propuesta se determinó el tamaño mínimo indispensable que deben cubrir los fragmentos de vegetación natural bajo el criterio de especies sombrilla (Miller 1999, Noss *et al.* 1996, Caughley y Gunn 1996), asegurando con esto que las especies de carnívoros de menor tamaño así como, probablemente, muchas otras especies de flora y fauna se encontrarán incluidas en estas áreas.

Existen otros componentes que es necesario considerar en la planeación de áreas de conservación, éstos son la forma de las áreas y su conectividad. Se observa que existe un consenso en cuanto a que las áreas de conservación, en este caso fragmentos de vegetación natural, son más efectivas si tienden a la forma circular (Primack 1995, Caughley y Gunn 1996, Noss *et al.* 1996). Una figura circular disminuye la relación perímetro/área, lo cual reduce los efectos negativos del exterior (efectos de borde) en las especies que se encuentran en el interior del círculo (Primack 1995, Caughley y Gunn 1996).

En cuanto a la conectividad, se ha planteado la importancia de que los fragmentos de vegetación conservada se encuentren conectados por áreas de baja calidad (desde el punto de vista de las especies) para favorecer el flujo de individuos dentro de una misma población o de una población a otra (Morrison *et al.* 1992, Noss *et al.* 1996, Palomares 2001, Ferreras 2001, Tigas *et al.* 2002). Esto es particularmente importante en el caso de carnívoros medianos y grandes, ya que en muchos casos el área contenida dentro de un fragmento de vegetación remanente no es suficiente para mantener poblaciones viables y a veces ni siquiera un sólo individuo (Noss *et al.* 1996, Palomares 2001, Ferreras 2001). La idea de estas zonas de conexión es que los individuos sólo las utilicen para transportarse entre hábitat favorables, siendo los mejores corredores aquellos que minimizan el tiempo de tránsito (Lidicker 1999).

Con respecto a este último punto, se han generado controversias acerca del papel que desempeñan los corredores dentro de las áreas de conservación, ya que las poblaciones de las especies podrían verse dañadas (Noss *et al.* 1996). Entre los elementos que se han mencionado como potenciales efectos negativos a las poblaciones de las especies está el aumento en las probabilidades de ingerencia de factores externos tales como actividades humanas, fauna feral o doméstica, infecciones y enfermedades, que pueden permear en el número de individuos que se encuentran migrando entre fragmentos de vegetación donde se encuentran las poblaciones "sanas" (Beier y Noss 1998, Shafer 2001, Riley *et al.* 2002, Tigas *et al.* 2002, Dickson y Beier 2002). En algunas ocasiones, las áreas que ocupan los individuos para transportarse de un fragmento de vegetación natural a otro se encuentran incluso dentro de

asentamientos humanos, y en esas zonas los individuos pueden llevar a cabo una importante actividad de forrajeo, lo cual aumenta su exposición (Riley *et al.* 2001, Tigas *et al.* 2002).

Sin embargo, muchos autores insisten en que la mejor opción, sobre todo para los grandes carnívoros, es la conexión de amplios fragmentos de vegetación conservada. Incluso se ha documentado que los corredores son la única alternativa para mantener poblaciones de algunos carnívoros (Sweaner *et al.* 1999, Tigas *et al.* 2002, Palomares 2001, Ferreras 2001), insistiendo en que sean lo mejor planeado posible para que no reduzcan la viabilidad de las poblaciones (Palomares 2001, Ferreras 2001). En este sentido, el elemento fundamental de las áreas de conservación no es en esencia su tamaño, sino el disminuir en la medida de lo posible la mortalidad de las especies en los bordes (Riley *et al.* 2001), lo cual necesariamente tiene que ser considerado en la planeación de los corredores.

Aunque en la presente aportación se ha hecho hincapié en la búsqueda de zonas conservadas, esto no significa que los carnívoros utilicen únicamente el área en la que se encuentra la vegetación natural, o ambientes no alterados, sino que también pueden explotar ambientes modificados por actividades humanas (Daily *et al.* 2003). Mientras existan fragmentos grandes de vegetación conservada con presas suficientes (ya que también se ven afectadas por la fragmentación, Scheneider 2001), hay especies que pueden subsistir a ciertas actividades humanas (Chapin *et al.* 1998). Incluso hay especies que se ven beneficiadas por estos cambios, tal es el caso de especies como los zorrillos (*C. mesoleucus*, *M. macroura* y *S. putorius*), la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) y el

coyote (*C. latrans*) (Sheffield y Thomas 1997, Aranda 2000, Kuehl y Clark 2002, Tigas *et al.* 2002), los cuales en este caso tuvieron un manejo diferente considerando las razones expuestas.

Se recomienda que en la planeación de áreas prioritarias para la conservación de carnívoros en Oaxaca, intervenga un análisis tanto de la forma como del arreglo de fragmentos de vegetación que más convenga a la protección de las poblaciones de especies de interés. Para ello, existe información o propuestas que pueden ser una importante guía, como por ejemplo el tipo de arreglo que Noss *et al.* (1996) dan a conocer para la conservación de grandes carnívoros: áreas núcleo donde se encuentren la o las poblaciones de los carnívoros focales, las cuales preferentemente no deben presentar asentamientos humanos ni actividades antropogénicas; áreas circundantes o de amortiguamiento que son utilizadas tanto por la fauna silvestre como por poblaciones humanas; y finalmente zonas de corredores que conecten las zonas núcleo, en donde se debe asegurar que los riesgos de los carnívoros tales como cacería o muerte por atropellamientos sean reducidos al mínimo (Fig. 14). Asimismo, se sugiere considerar además la factibilidad de manejo y mantenimiento de estas áreas. A este respecto, resulta útil el análisis realizado en este trabajo de verificar qué fragmentos de vegetación conservada y en qué proporción, se encuentran contenidos en ciertas regiones que ya son reconocidas como prioritarias.

Las Regiones Terrestres Prioritarias han sido principalmente delimitadas con base en especies de plantas, fisiografía y oportunidades reales de conservación (Arriaga *et al.* 2000). Se propone que se hagan revisiones de estas

regiones prioritarias incluyendo datos de estudios como el presente, en el que se considera otro tipo de especies que resultan también muy importantes para planear áreas de conservación.

Tomando en cuenta una baja fragmentación natural, así como el número de fragmentos que pueden contener al menos el ámbito hogareño de la especie más vágil y la variedad en los tipos de vegetación, de los criterios planteados en este estudio se sugiere que el criterio de las áreas complementarias podría ser el más adecuado para llevar a cabo la conservación de carnívoros en Oaxaca. La ventaja principal de este criterio es la inclusión del total de las especies de carnívoros registradas para Oaxaca. En este sentido, esta propuesta puede corresponder a la conservación desde el punto de vista proactivo discutido anteriormente (Scott *et al.* 1993, Tear *et al.* 1993). La respuesta final al tipo de áreas de conservación que se delimitarían recae en los tomadores de decisiones quienes evaluarán las diversas propuestas considerando los recursos económicos para conformarlas y mantenerlas, el personal necesario para manejarlas, así como acuerdos con los propietarios de los terrenos adyacentes para que las áreas seleccionadas sean respetadas. La consideración de múltiples factores de tipo social, cultural, económico y administrativo en la toma de decisiones es otro reto importante al que se enfrentan los conservacionistas y los organismos gubernamentales, y el caso de la conservación de los carnívoros de Oaxaca no es la excepción.

Literatura citada

- Anderson, R., M. Gómez-Laverde y T. Peterson. 2002. Geographical distributions of sipiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*. 11:131-141.
- Anderson R.P. 2003. Real vs. artefactual absences in species distributions: tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 30: 591-605.
- Anderson, P.A., D. Lew y T. A. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models.
- Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A.C. Jalapa, Veracruz. 212 Pp.
- Araújo, M.B y P.H. Williams. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331-345.
- Arita, H. 1993. Riqueza de especies de la Mastofauna de Mexico. Pp. 109-128. En: *Avances en el estudio de los mamíferos de Mexico* (R. Medellín y G. Ceballos, eds.). Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozoología. Vol. 1. Mexico, D.F. Mexico.
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Austin, M.P., A.O. Nicholls y C.R. Margules. 1999. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five *Eucalyptus* species. *Ecological Monographs*. 60: 161-177.
- Beier, P. y R. Noss. 1998. Do corridors provide connectivity? *Conservation Biology*. 12: 1241-1252.
- Boyce, M.S, L.L. McDonald. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology and Evolution*. 14: 268-272.
- Bright, P. 2000. Lessons from lean beasts: conservation biology of the mustelids. *Mammal Review*. 30: 217-226.
- Briones-Salas, M.A. 1988. Análisis de la distribución geográfica de los mamíferos comprendidos en la zona norte del estado de Oaxaca. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. Mexico. 167 Pp.
- Briones-Salas, M. y V. Sánchez-Cordero. 2004. Los Mamíferos. En: *La Biodiversidad de Oaxaca*. A. García, M. J. Ordoñez y M. Briones-Salas (Eds.). Instituto de Biología, UNAM-Gobierno del estado de Oaxaca. Pp.

- Brito, J.C., E.G. Crespo y O.S. Paulo. 1999. Modelling wildlife distributions: logistic multiple regression vs overlap analysis. *Ecography*. 22: 251-260.
- Brotons, L., W. Thuiller, M. B. Araujo, and A. H. Hirzel. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27:437-448.
- Cabral, C. M. . 2004. Áreas prioritarias de conservación para la provincia de Salta: una evaluación con base en los mamíferos. Tesis de licenciatura Pp.
- Carroll, C., R.F. Noss y P. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications*. 11(4): 961-980.
- Caughley, G. y A. Gunn. 1996. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science, Inc. USA. 459 Pp.
- Ceballos G., Rodríguez, P. y Medellín R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammals diversity, endemism and endangerment. *Ecological Applications* 8: 8-17.
- Ceballos, G., C. Chávez, A. Rivera, C. Manterola y B. Wall. 2002. Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la Reserva de la Biósfera de Calakmul, Campeche, México. Pp. 403-417. *En: El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su condición actual, historia natural y prioridades para su conservación* (R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewics, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson y A. Taber, eds.). Fondo de Cultura/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, México, D. F.
- Chapin, T.G., D.J. Harrison and D.D. Katnik. 1997. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology*. 12(6): 1327-1333.
- Daily, G.C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzán y A. Sánchez-Azofeifa. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*. 17: 1814-1826.
- Dickson, B.G. y P. Beier. 2002. Home-range and hábitat selection by adult cougars in Southern California. *Journal of Wildlife Management*. 66(4): 1235-1245.
- Erlich, P. y G. Ceballos. 1997. Población y medio ambiente. ¿qué nos espera? *Revista Ciencia*. 48(4): 19-30.
- ESRI. 1997. Arc View v. 3.1. Redlands, California, USA.

- Feria, P. y T. Peterson. 2002. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions*. 8:49-56.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*. 100: 125-136.
- Flores-Villela, O. y P. Geréz. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Conabio, UNAM, Mexico D.F. 439 pp.
- Foreman, D., B. Dugelby, J. Humprey, B. Howard y A. Holdsworth. 2000. The elements of a wildlands network conservation plan. An example from the Sky Islands. *Wild Earth*. Special issue. The Wildlands Projects. 10:17-30.
- Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Gaston, K.J., A.S.L. Rodrigues, B.J. van Resburg, P. Koleff y S.L. Chown. 2001. Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters*. 4: 4-9.
- Gaston K.J. y A.S.L. Rodrigues. 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology*. 17(1): 188-195.
- Goodwin, G.G. 1969. Mammals from the State of Oaxaca, Mexico, in the American Museum of Natural History. *Bulletin American Museum Natural History* 141: 1-269.
- Guisan, A. y N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 135: 147-186.
- Guisan, A., T. C. Edwards Jr. y T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*. 157: 89-100.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. 313 Pp.
- Harcourt, A.H. 2000 ó 1999. Coincidence and mismatch of biodiversity hotspots: a global survey for the order, primates. *Conservation Biology*. 93: 163-175.
- Hidalgo-Mihart, M.G., L. Cantú-Salazar, C.A. López-González, E.C. Fernández y A. González-Romero. 2004. Effect of a landfill on the home range and group of coyotes (*Canis latrans*) in a deciduous forest. *Journal of Zoology*. 263: 55-63.
- Hirzel, A.H., J. Hausser, D. Chessel y N. Perrin. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83: 2027-2036.

- Holland, J. H. 1975. Adaptation in natural and artificial system; an introductory analysis with applications to biology, control and artificial intelligence. University of Michigan Press. 183 Pp.
- Howard, P.C., P. Viskanic, T.R.B. Davenport, F.W. Kigenyi, M. Baltzer, C.J. Dickinson, J.S. Lwanga, R.A. Matthews y A. Balmford. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*. 394: 472-475.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22: 415-427.
- Iloldi-Rangel, P., V. Sánchez-Cordero y T. Peterson. 2004. Predicting distributions of Mexican mammals using ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy*, 85: 658-662.
- Iloldi-Rangel, P. 2005. Análisis de los patrones de distribución geográfica de los mamíferos del estado de Oaxaca, México. Tesis de Doctorado. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Jennings, M. D. 2000. Gapanalysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20.
- Kerr, J.T. 1996. Species richness, endemism, and the choice of áreas for conservation. *Conservation Biology*. 11(5): 1094-1100.
- Kitchener, A. 1991. The natural history of the wild cats. Cornell University Press. 280 Pp.
- Kuehl, A. y W.R. Clark. 2002. Predator activity related to landscape features in Northern Iowa. *Journal of Wildlife Management*. 66:1224-1234.
- Lidicker, Jr. W. Z. 1999. Responses of mammals to habitat edges:an overview. *Landscape Ecology* 14: 333-343.
- Linnell, J.D.C. y O. Strand. 2000. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distributions* 6:169-176.
- Lira, I., L. Mora, M.A. Camacho y R.E. Galindo. 2005. Mastofauna del cerro de la Tuza. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 9: 6-20.
- Loiselle, B. A., C. A. Howell, C. H. Graham, J. M. Goerck, T. Brooks, K. G. Smith y P. H. Williams. 2002. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*. 17: 1591-1600.
- Lomolino M.V. y D.R. Perault. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global Ecology and Biogeography* 10: 113-132.
- Lovallo, M.J. y E.M. Anderson. 1996. Bobcat (*Lynx rufus*) home range size and hábitat use in Northwest Wisconsin. *American Midland Naturalist*. 135: 241-252.

- Manel, S., J.M. Dias y S.J. Ormerod. 1999. Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling*. 120: 337-347.
- Margules, C.R. y K.J. Gaston. 1994. Biological diversity and agriculture. *Science*. 265: 457-457.
- Meffe, G.K. y C.R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer. Sunderland, MA, USA. 729 Pp.
- Miller, B., R. Reader, J. Strittholt, C. Carroll, R. Noss, M. Soulé, O. Sánchez, J. Terborgh, D. BrightSmith, T. Cheeseman y D. Foreman. 1999. Using focal species in the design of nature reserve networks. *Wild Earth*. 8(4):81-92.
- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen, C. Rahbek and P. Williams. 2003. Performance of Sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation biology* 17 (1): 207-208.
- Morrison, M., B. Marcot y W. Mannan. 1992. *Wildlife-Habitat relationships. Concepts and applications*. The University of Wisconsin Press. 343Pp.
- Myers N., R. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853-858.
- Nix, H.A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elaphid snakes. *Atlas of Australian elaphid snakes* (Ed. R. Longmore) Págs: 4-15. Bureau of Flora and Fauna, Canberra, Australia.
- Noss, R.F., H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill y P.C. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:949-963.
- Noss, R.F. y P. Beier. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Núñez, R. B. Miller y F. Lindzey. Enviado. *Ecología del jaguar en la Reserva de la Biósfera de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México*. Checar (2002)
- Palomares, F. 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38:9-18.
- Peterjohn, B.G. 2001. Some considerations on the use of ecological models to predict species' geographic distributions. *The Condor*. 103: 661-663.
- Peterson, A. T. y Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological Modeling*. 117: 159-164.

- Peterson, A. T., D. Stockwell y D. Kluza. 2002a. Distributional prediction based on ecological niche modeling of primary occurrence data. Págs. 617-623 En: J. Scott, P. Heglund y M. Morrison, Eds. Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy. Island Press, Washington, D.C.
- Peterson, A. T., J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*. 285: 1265-1267
- Peterson, A. T., S. Egbert, V. Sánchez-Cordero y K. Price. 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93: 85-94.
- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, B. Beard y J. Ramsey. 2002b. Ecologic niche modeling and potential reservoirs for chagas disease, Mexico. *Emerging Infectious Diseases*. 8: 662-667.
- Peterson, A. T. y C. R. Robins. 2003. Using ecological-niche modeling to predict barred owl invasions with implications for spotted owl conservation. *Conservation Biology*, 17: 1161-1165.
- Peterson, A.T. y D.A. Kluza. 2003. New distributional modelling approaches for gap analysis. *Animal Conservation* 6: 47-54.
- Poiani, K.A., M.D. Merrill y K.A. Chapman. 2001. Identifying conservation-priority áreas in a fragmented Minnesota landscape based on the umbrella species concept and selection of large patches of natural vegetation. *Conservation Biology* 15(2): 513-522.
- Prendergast, L.R., R.M. Quinn, J.H. Lawton, E.C. Eversham y D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*. 365: 335-337.
- Primack, R.B. 1995. A primer of conservation biology. Sinauer Associates, Inc. Sunderland Massachusetts, USA. 277 Pp.
- Reid, W.V. 1998. Biodiversity hotspots. *Tree*. 13(7): 275-280.
- Remm, K. 2004. Case-based predictions for species and habitat mapping. *Ecological Modelling*.
- Riley, S.P.D., R.M. Sauvajot, T.K. Fuller, E.C. York, D.A. Kamradt, C. Bromley y R.K. Wayne. 2003. Effects of urbanization and hábitat fragmentation on bobcats and coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, 17(2): 566-576.
- Rogers, D.J. y S.F. Randolph. 2000. The global spread of malaria in a future, warmer world. *Science*. 289: 1763-1766
- Rzedowski, J. 1987. Vegetación de México. Ed. Limusa

- Sánchez-Cordero, V., A. T. Peterson, & P. Pliego-Escalante. 2000. Modelado de la distribución de especies y conservación de la diversidad biológica. Pp. 359-379. In: Enfoques Contemporáneos en el Estudio de la Diversidad Biológica. Instituto de Biología, UNAM y Academia Mexicana de Ciencias, A.C. México, D.F.
- Sanderson, E., Ch-L. B. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, A. B. Taber. 2002. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución. In: Medellín,R.A., C. Equihua, Ch-L. B. Chetkiewicz, P.G. Crashaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, Sanderson, E., A.B. Taber (comp.) El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society. México, 647 Pp.
- Schneider, M.F. 2002. Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology*. 38: 720-735.
- Scott, M.L. 1993. The keystone –species concept in ecology and conservation. *Bioscience*. 43: 219-228.
- Segurado, P. y M.B. Araújo. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 2001. "Inventario Forestal Nacional 2000-2001". Escala 1: 250000. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-ECOL. Protección ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión y cambio- Lista de especies en riesgo. México.
- Servín, J, V. Sánchez-Cordero y S. Gallina. 2003. Distances traveled daily by coyotes *Canis latrans* in a pine-oak forest in Durango, Mexico. *Journal of Mammalogy*. 8(42):547-552.
- Shafer, C.L. 2001. Distance inter-reserve. *Biological Conservation*. 100: 215-227.
- Sheffield, S. R. y H. H. Thomas. 1997. *Mustela frenata*. *Mammalian Species*. American Society of Mammalogists. 570: 1-9.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*. 83(3): 247-257.

- Sweanor, L.L., K.A. Logan, M.G. Hornocker. 1999. Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*. 14(3): 798-808 pp.
- Soulé, M. y R. Noss. 1998. Rewilding and biodiversity as complementary goals for continental conservation. *Wild Earth*. 8: 18-28.
- Stockwell, D. R. 1999. Genetic Algorithms II. En: A. H. Fielding (Ed.). *Machine learning methods for ecological applications*. 123-144. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA.
- Stockwell, D. y T. Peterson. 2002a. Controlling bias in biodiversity data. En: *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*. J. Scott, P. Heglund y M. Morrison, (Eds.). Págs: 537-546. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Stockwell, D. y T. Peterson. 2002b. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.
- Stockwell, D., and D. Peters. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *International Geographic Information Science* 13: 143-158.
- Stockwell, D., and I. R. Noble. 1991. Induction of set rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis: *Mathematical and Computer Simulation* 32: 249-254.
- Tardif, B. y J.L. DesGranges. 1998. Correspondence between bird and plant hotspots of the St. Lawrence river and influence of scale on their location. *Biological Conservation*. 84: 53-63.
- Tear, T.H., J.M. Scott y P.H. Hayward. 1993. Status and prospects for success of the endangered species act, a look at recovery plans. *Science*. 262: 976-977.
- Tigas, L.A., D.H. Van Vuren y R.M. Sauvajot. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*. 108: 299-306 Pp.
- van Jaarsveld, A.S., S. Freitag, S.L. Chown, C. Muller, S. Koch, H. Hull, C. Bellamy, M. Kruger, S. Endrody-Younga, M.W. Mansell, C.H. Scholtz. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science*. 279. 2106-2108.
- Virgós, E. 2001. Are habitat generalists affected by forest fragmentation? A test with Eurasian badgers (*Meles meles*) in coarse-grained fragmented landscapes of central Spain. *Journal of Zoology*. 258: 313-318.
- Weaver, J., P.C. Paquet y L.F. Ruggiero. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation biology* 10(4): 964-976.

- Wikramanayake, E.D., E. Dinerstein, J.G. Robinson, U. Karanth, A. Rabinowitz, D. Olson, T. Mathew, P. Hedao, M. Conner, G. Hemley y D. Bolze. 1998. An ecology-based method for defining priorities for large mammal conservation: The tiger as case study. *Conservation Biology*: 865-878.
- Williams, P.L., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humpries y R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary áreas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*. 10(1): 155-174.
- Williams, P.H., N.D. Burgess y C. Rahbek. 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*. 3: 249-260.
- Yensen E. y T. Tariffa. 2003. *Galictis vittata*. *Mammalian Species*. American Society of Mammalogists. 727: 1-8.

APÉNDICE

Modelo para la generación del nicho ecológico fundamental de las especies

Algoritmos genéticos

Los algoritmos genéticos fueron introducidos por Holland en los años setentas y son métodos computacionales utilizados para resolver problemas considerados de difícil solución, los cuales involucran la búsqueda de varias soluciones óptimas dentro de un amplio universo de posibles soluciones (Reeves y Rowe 2003, Anderson *et al.* 2003).

Los algoritmos genéticos están basados en la generación de reglas, las cuales representan las soluciones al problema. Estos algoritmos, están inspirados en el principio de la evolución de los organismos, por lo que actúan iterativamente en poblaciones de individuos que equivalen a conjuntos de reglas. Cada individuo o regla está formado por cromosomas (variables), éstos a su vez están formados por genes (rangos o valores de las variables) que están representados por valores binarios (0,1, Reeves y Rowe 2003). En el modelo GARP, una "población" está representada por el conjunto de reglas o condicionantes ambientales ("individuos": **Si** (temp. [15° C-18° C] + hum. [20%-23%] + prec. [10 mm.-13 mm-] + ...) **entonces la especie está presente/ausente**). Cada individuo está conformado por "cromosomas" (temperatura + humedad + precipitación + ...), los cuales están compuestos por "genes" (temp. [15° C-18° C] + hum. [20%-23%] + prec. [10 mm.-13 mm-] + ...)

Los algoritmos genéticos incluyen tres procesos, de acuerdo a la analogía con la evolución. Los individuos que presenten las mejores características para la resolución del problema (individuos progenitores) tendrán más probabilidades de ser seleccionados para "reproducirse" y dar lugar a la nueva generación de soluciones factibles (Holland 1975, Reeves y Rowe 2003). Al llevarse a cabo la reproducción, los valores binarios se combinan para formar nuevos conjuntos de individuos mejor adaptados (1ª. generación

de descendientes (Holland 1975). En los algoritmos genéticos además de darse los procesos de *selección* y *reproducción* (entrecruzamiento) se presenta también la *mutación*, en la cual se dan ciertos cambios en los individuos que podrían favorecer su adaptación a un problema determinado (Holland 1975, Reeves y Rowe 2003). Este proceso se repite n cantidad de veces hasta que las soluciones encontradas en el universo de búsqueda ya no pueden mejorarse (Stockwell 1999, Stockwell y Peters 1999). Es importante señalar que si bien hay un criterio de selección de los individuos que se van a reproducir para mejorar la siguiente generación, el elemento que impera en los procesos de solución mediante los algoritmos genéticos es el azar (Anderson *et al.* 2002, Anderson *et al.* 2003). En otros términos, los algoritmos genéticos son métodos estocásticos para la solución de problemas complejos.

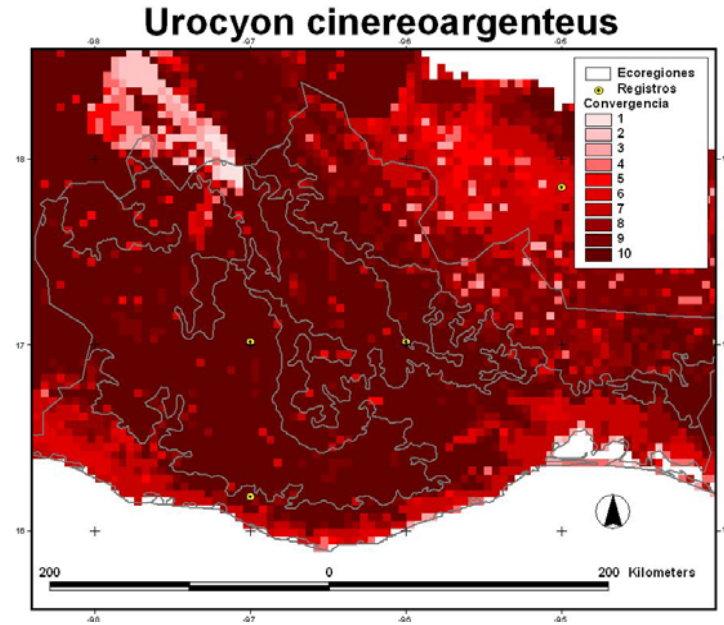
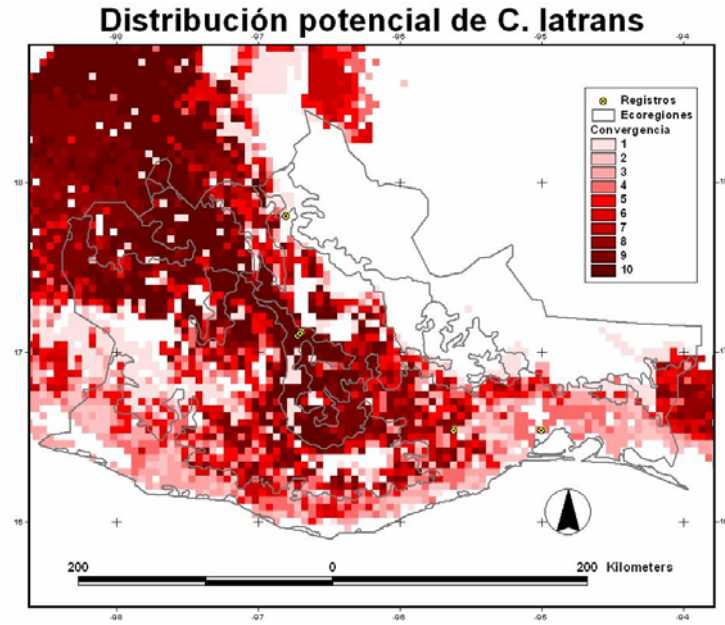
Errores de omisión y comisión

Matriz de confusión

El modelo GARP genera una matriz de confusión en la que se presentan las proporciones relativas de los errores de omisión y comisión (Anderson *et al.* 2003). En la figura de abajo, se indican los elementos de la matriz. Se grafican los valores de las celdas en las que se encuentran los registros geográficos de las especies (presencia, ausencia reales), contra los valores de las celdas de la distribución predicha (presencia, ausencia). En esta matriz el valor de "a" corresponde a las celdas de presencia conocida de la especie que fueron correctamente predichas como presentes. El valor de "d" se refiere a las celdas de ausencia de la especie correctamente predichas como ausentes. El valor de "b" representa las celdas predichas como presentes cuando la especie realmente se encuentra ausente (datos de pseudoausencia, ver texto), y corresponde al error de comisión. El valor de "c" significa que las celdas han sido predichas como ausentes cuando la especie en realidad se encuentra presente (error de omisión). El error de comisión es el valor que tiene que manejarse con más cuidado, ya que conjunta dos elementos tales como el error real y el error aparente. El error de comisión real es el verdadero valor de las celdas que resultaron presentes cuando se sabe que la especie no se encuentra en esos sitios; por el contrario, el error de comisión aparente corresponde a las celdas que fueron denotadas como presencia de la especie, pero que por falta de datos de ausencia no es posible comprobar si realmente la especie no se encuentra en esos sitios o no ha sido colectada aunque se encuentre presente. La diferencia entre estos errores es casi imposible de conocer, sobre todo cuando no se tienen datos reales de ausencia (Anderson *et al.* 2003). Por esta razón se ha propuesto que el valor del error de comisión que se busca seleccionar es aquel que se encuentra alrededor de la mediana del total de valores para este error. Si se desea trabajar con un mapa consenso que contenga varios modelos óptimos, Anderson *et al.*

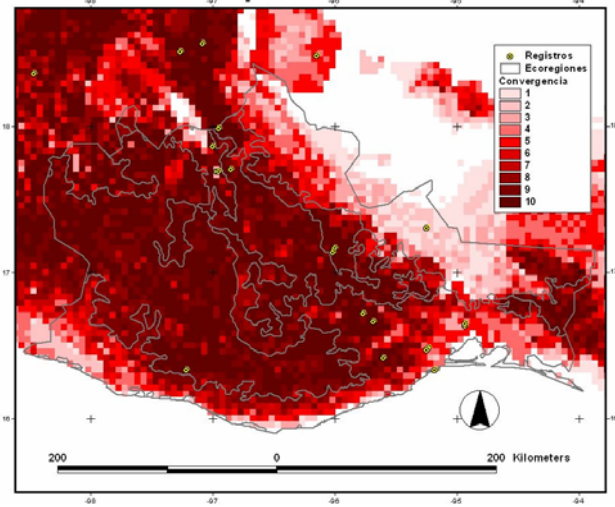
(2003) sugieren utilizar una desviación de un orden de magnitud alrededor del valor medio (promedio en una distribución normal, mediana en una distribución no normal).

ANEXO. Nicho ecológico de las 21 especies de carnívoros de Oaxaca



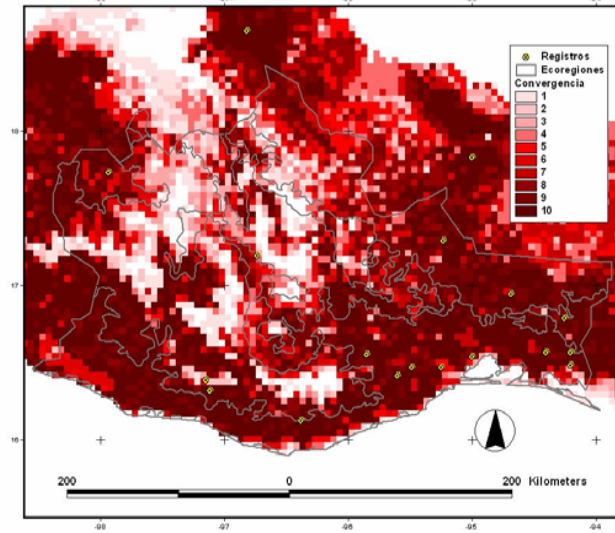
Familia Canidae. Los puntos amarillos representan las coordenadas de los registros tomados de las colecciones científicas (ver texto). El gradiente de color corresponde a la cantidad de mapas que coinciden en las mismas celdas (convergencia)

Distribución potencial de *B. astutus*



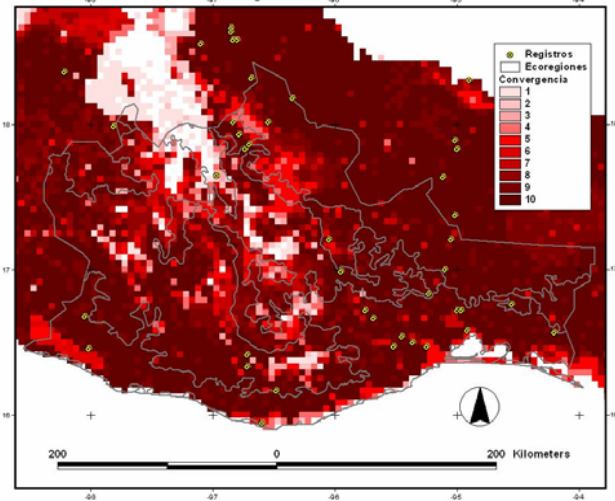
M3

Distribución potencial de *B. sumichrasti*



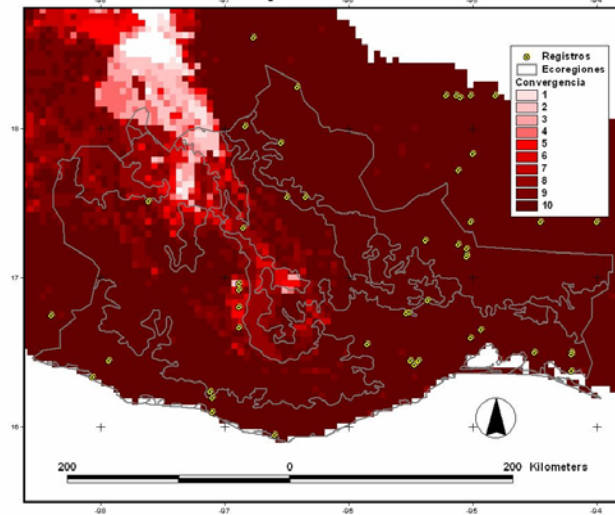
M4

Distribución potencial de *N. narica*



M5

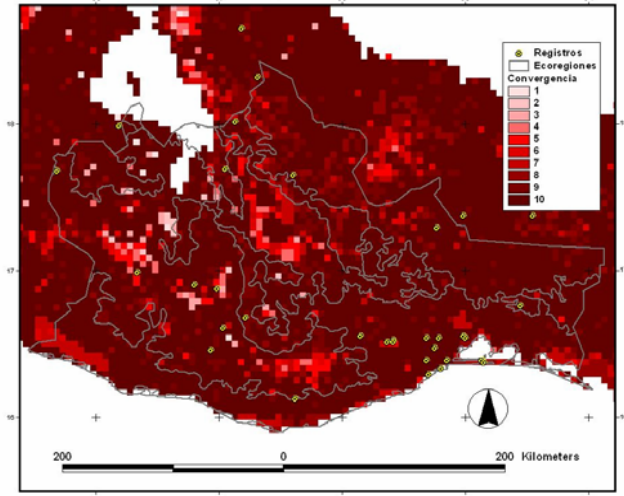
Distribución potencial de *P. flavus*



M6

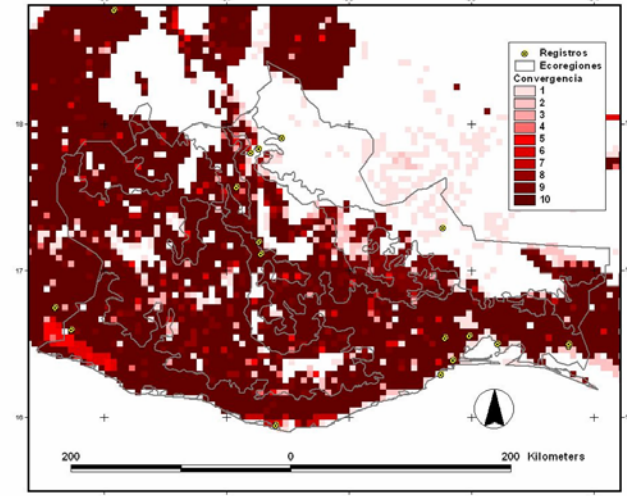
Familia Procyonidae. Los puntos amarillos representan las coordenadas de los registros tomados de las colecciones científicas (ver texto). El gradiente de color corresponde a la cantidad de mapas que coinciden en las mismas celdas (convergencia)

Distribución potencial de *P. lotor*



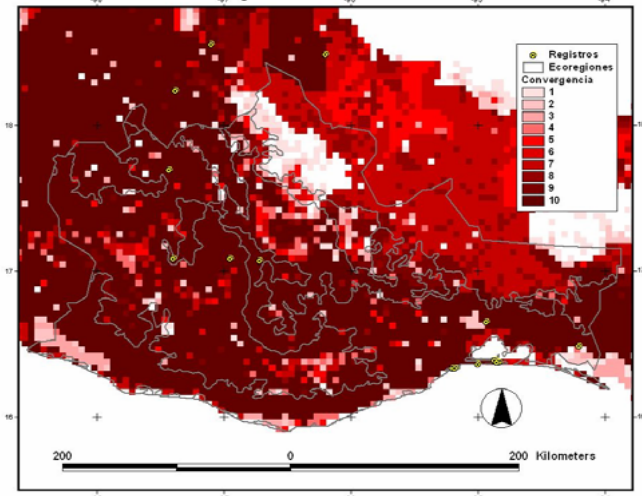
M7

Distribución potencial de *C. mesoleucus*



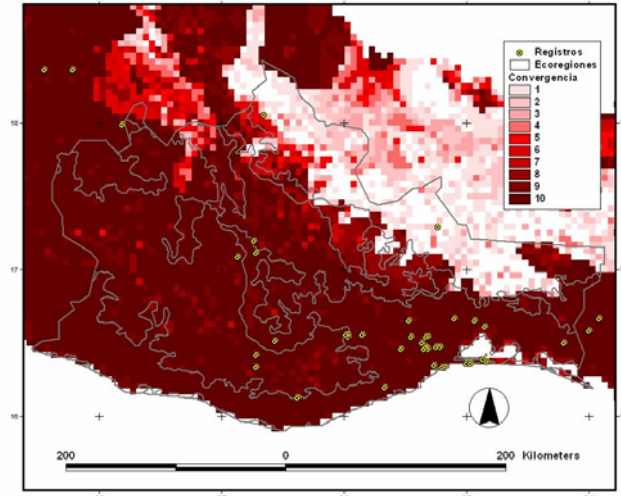
M8

Distribución potencial de *M. macroura*



M9

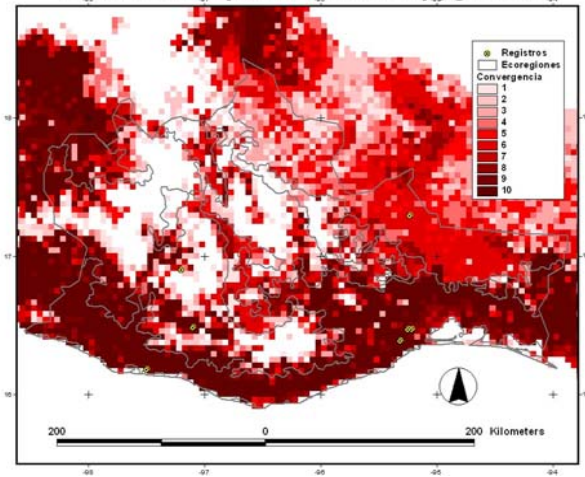
Distribución potencial de *S. putorius*



M10

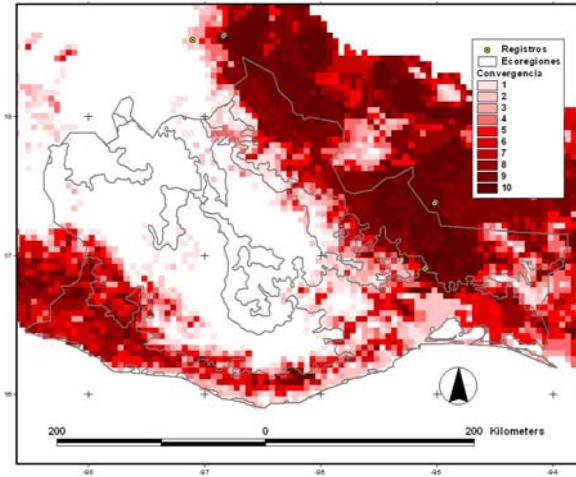
Familia Procyonidae (cont. *Procyon lotor*). Familia Mustelidae

Distribución potencial de *S. pygmaea*



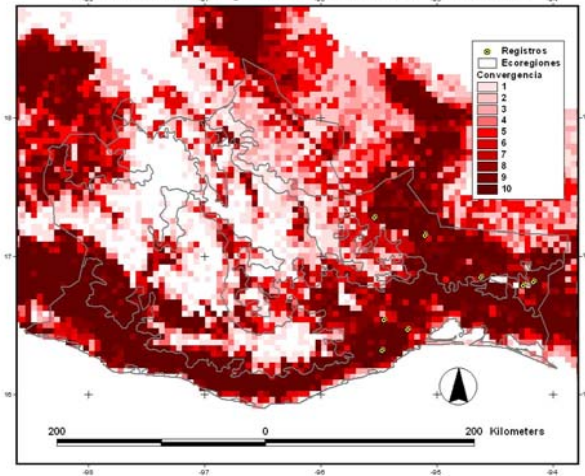
M11

Distribución potencial de *G. vittata*



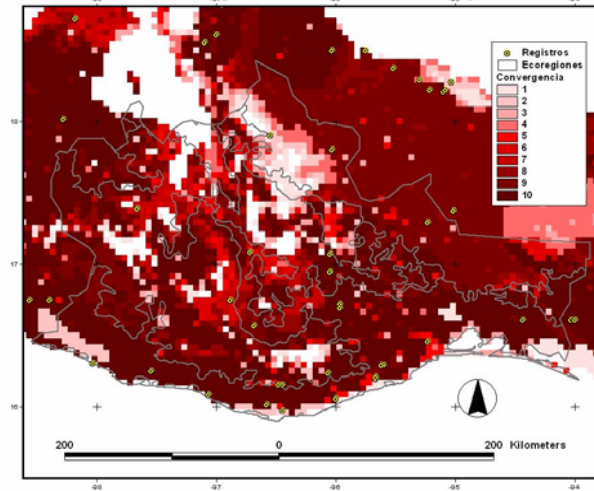
M12

Distribución potencial de *E. barbara*



M13

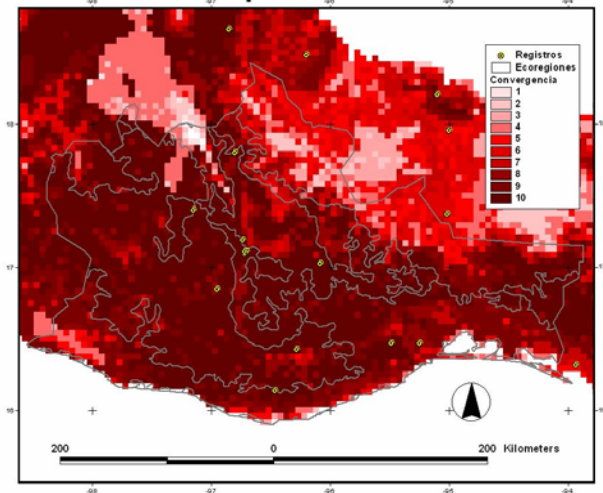
Distribución potencial de *L. longicaudis*



M 14

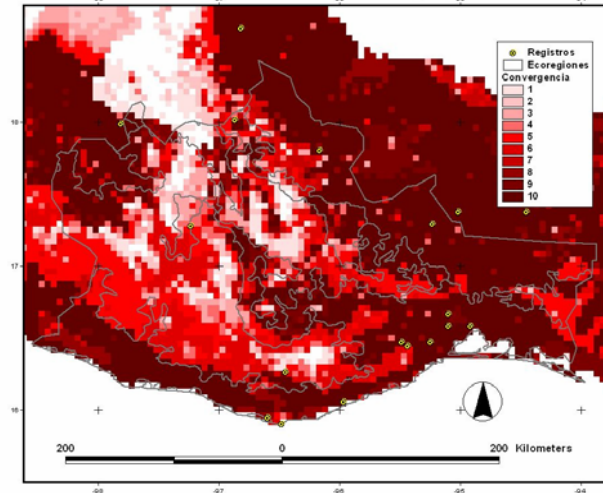
Familia Mustelidae (cont.)

Distribución potencial de *M. frenata*



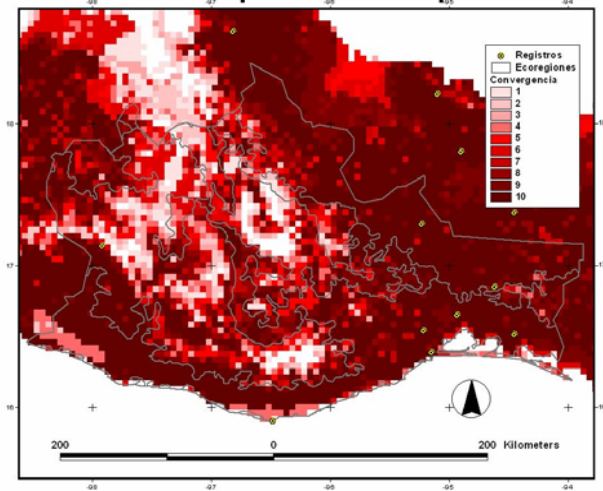
M15

Distribución potencial de *H. yagouaroundi*



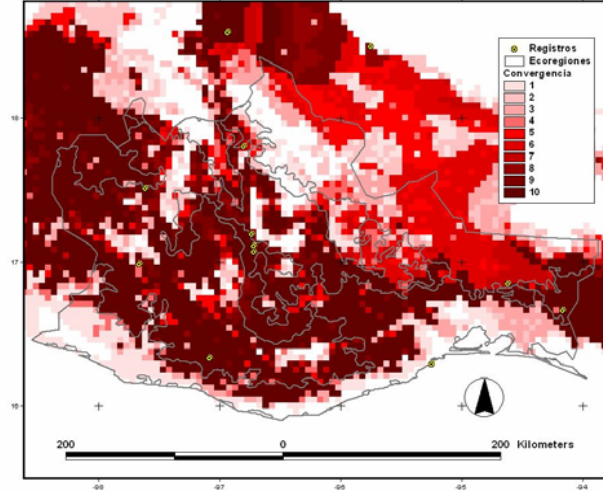
M16

Distribución potencial de *L. pardalis*



M17

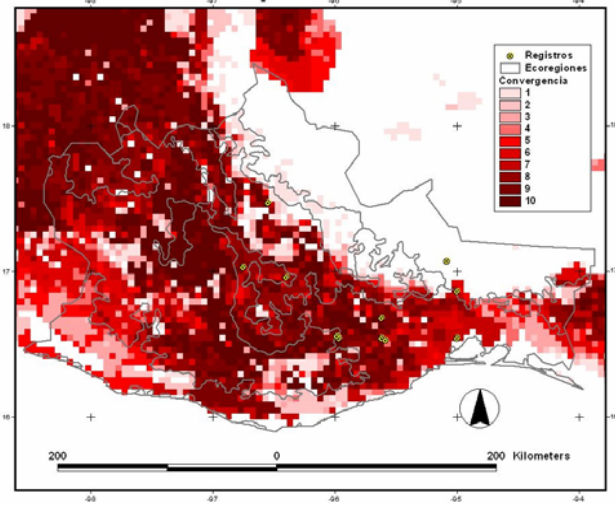
Distribución potencial de *L. wiedii*



M18

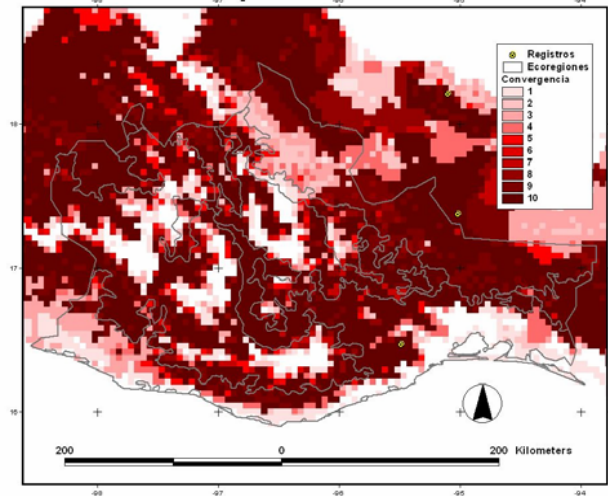
Familia Mustelidae (cont. *M. frenata*). Familia Felidae

Distribución potencial de *L. rufus*



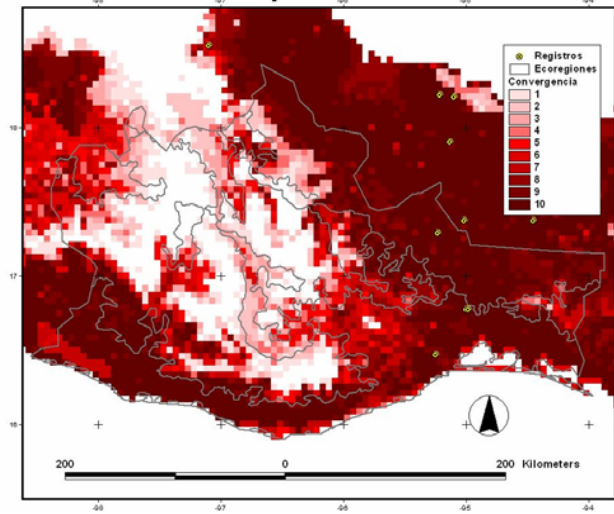
M19

Distribución potencial de *P. concolor*



M20

Distribución potencial de *P. onca*



M21

Familia Felidae (cont.)