



# **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

## **POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**Cuantificación de la disminución de la biodiversidad asociada a la pérdida  
de hábitat natural**

# **TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**DOCTOR EN CIENCIAS**

PRESENTA:

**FRANCISCO JAVIER BOTELLO LÓPEZ**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:**

**DR. VÍCTOR MANUEL G. SÁNCHEZ-CORDERO DÁVILA**  
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

**COMITÉ TUTOR:**

**DRA. ELLA VÁZQUEZ DOMÍNGUEZ**  
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM  
**DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA**  
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

**MÉXICO, D.F.**

**MAYO, 2015.**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

Dr. Isidro Ávila Martínez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 3 de junio de 2013, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de DOCTOR EN CIENCIAS del alumno BOTELLO LÓPEZ FRANCISCO JAVIER con número de cuenta 90359222 con la tesis titulada: "Cuantificación de la disminución de la biodiversidad asociada a la pérdida de hábitat natural", realizada bajo la dirección del DR. VÍCTOR MANUEL G. SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA:

Presidente:	DR. OSWALDO TÉLLEZ VALDÉS
Vocal:	DRA. LUCIANA PORTER BOLLAND
Secretario:	DRA. ELLA GLORIA VÁZQUEZ DOMÍNGUEZ
Suplente:	DR TIBERIO CÉSAR MONTERRUBIO RICO
Suplente	DRA. BERTHA PATRICIA ESCALANTE PLIEGO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Cd. Universitaria, D.F. a 26 de marzo de 2015.

*M. del Coro Arizmendi*  
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA  
COORDINADORA DEL PROGRAMA



## Agradecimientos

Al posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, a través de la beca de doctorado CVU:

47846

### **Al Comité Tutor:**

**Dr. Víctor Manuel G. Sánchez-Cordero Dávila**

**Dra. Ella Gloria Vázquez Domínguez**

**Dr. Miguel Alfonso Ortega Huerta**

## Agradecimientos

Este trabajo está basado en miles de registros de vertebrados terrestres que se encuentran en colecciones científicas nacionales e internacionales. Puesto que la biodiversidad es patrimonio de todos los que habitamos este país y el acervo contenido en las colecciones es indispensable para que se pueda realizar investigación básica y aplicada que sustente las acciones de manejo y conservación en México, la información contenida en las colecciones debe de encontrarse disponible de forma libre, aspecto en el que se ha avanzado enormemente en los últimos años. Por lo anterior es necesario reconocer el enorme esfuerzo de todos los colectores que han trabajado para generar dicha información y agradezco sinceramente a todos los que han enriquecido con sapiencia las colecciones científicas en México.

## Dedicatoria

A mi padre, aguerrido guerrerense que me enseñó el valor de lo que somos y lo que nos rodea; a su esposa Elvira, por su gran cariño y enorme apoyo.

A Emma Villaseñor por su amorosa y enriquecedora compañía.

A mis herman@s; quienes con su enorme diversidad han ayudado a construirme.

A todos los que considero y me consideran su amigo.

A los 43 y muchos más, que sus nombres, su lucha y sus historias hagan presencia en todo nuestro territorio.

¡Muchas gracias!

## Índice

<b>RESUMEN</b>	<b>1</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>4</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>6</b>
<b>CAPÍTULO I.</b>	
<b>Francisco Botello, Víctor Sánchez-Cordero y Miguel A. Ortega-Huerta. 2015. Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). Revista Mexicana de Biodiversidad.</b>	<b>13</b>
<b>CAPÍTULO II.</b>	
<b>Francisco Botello, Sahotra Sarkar y Víctor Sánchez-Cordero. 2015. Impacto de la pérdida de hábitat en la distribución de vertebrados terrestres en una región de elevada biodiversidad en México. Biological Conservattion.</b>	<b>26</b>
<b>CAPÍTULO III.</b>	
<b>Francisco Botello y Víctor Sánchez-Cordero. Los vertebrados terrestres como valores subrogados para la conservación de la biodiversidad.</b>	<b>46</b>
<b>DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES.</b>	<b>69</b>
<b>LITERATURA CITADA.</b>	<b>73</b>

## RESUMEN

De las actividades antrópicas que afectan a la biodiversidad, tienen un impacto particularmente elevado aquellas que están caracterizadas por la pérdida de la vegetación natural original, ya que este proceso implica modificaciones no solamente en la cobertura vegetal sino también en la temperatura, humedad, insolación y otros factores físicos que afectan la presencia de las especies. Aunque la pérdida de vegetación natural en México ocurre a lo largo de todo su territorio, éste no es un proceso homogéneo, por lo que las especies estarían sujetas a distintos riesgos de extinción, dependiendo de su distribución y la escala a la que se analice su situación. Esta afectación podría ser particularmente elevada en regiones con alta biodiversidad y que carecen de instrumentos de conservación. Tal es el caso del estado de Guerrero, que cuenta con menos del 1% de su área decretada como área protegida, a pesar de ser el cuarto estado más biodiverso en el país. En este trabajo se evalúa y analiza i) la afectación de la pérdida de hábitat sobre distintas especies del grupo de mamíferos terrestres para el estado de Guerrero, ii) el efecto diferencial de la pérdida de hábitat sobre distintos grupos de vertebrados terrestres, a dos escalas distintas (estatal y nacional), y iii) bajo un esquema de Planeación Sistemática de la Conservación, la eficiencia de los vertebrados terrestres (anfibios, reptiles, aves y mamíferos), como subrogados de la biodiversidad del estado. Para la consecución de lo anterior, se aplicó el enfoque teórico metodológico de la modelación de la distribución potencial de las especies, así como un novedoso programa computacional de selección de áreas prioritarias (ConsNet). Los resultados (capítulo 2) muestran que las especies de mamíferos terrestres analizadas en el estado de Guerrero aún mantienen en general una proporción importante de



hábitat natural remanente (mediana 83%). Por otro lado, el análisis especie por especie de la relación entre distribución potencial y actual de las 582 especies de vertebrados terrestres (capítulo 3), careció de significancia a escalas tanto estatal como nacional. La ausencia de correlación puede deberse a una elevada varianza provocada por los distintos patrones de distribución de las especies y las distintas tendencias de pérdida de hábitat en ambas escalas. Esto tiene implicaciones importantes para definir el estado de conservación de los vertebrados terrestres en Guerrero, en el sentido de que su nivel de amenaza, debida a la pérdida de vegetación natural, parece no estar determinado por la extensión de su distribución, tampoco por la escala de análisis. Finalmente, en el capítulo cuatro, se encontró que existe una baja coincidencia geográfica, de las soluciones de conservación, realizadas por separado para cuatro grupos de vertebrados terrestres; solo coincidieron 765 km<sup>2</sup>, es decir 1.19% del territorio del estado. Estos resultados ponen de relieve la importancia de incluir como subrogados, a la mayor diversidad posible de grupos taxonómicos, a partir de las etapas iniciales de los procedimientos analíticos de priorización y complementariedad para identificar áreas para la conservación. A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo, se concluye: i) los trabajos cuyo objetivo sea la identificación de áreas para la conservación a escalas determinadas, deben considerar un análisis, al mismo nivel, de los riesgos que muestran las especies, debido a la pérdida de la vegetación natural; ii) definir las metas de conservación, con base en la información del riesgo que tienen las especies a las escalas que se pretenden realizar las acciones de conservación; iii) que los subrogados estimados tengan un origen multi-taxón; iv) que se busque alcanzar metas de conservación elevadas para las especies y ecosistemas con distribución muy restringida, o en su caso incluir como área seleccionada a priori, cierta

proporción de la distribución de esos subrogados verdaderos. Lo anterior subraya así mismo, la necesidad de la colaboración de expertos de distintos taxones, que compartan los mismos objetivos de conservación.

## **ABSTRACT**

Of the human activities that affect the biodiversity, those that have as result the lost one of natural vegetation, have a particularly high impact, since this process not only implies modifications in the vegetal cover, but also in the physical temperature, humidity, insolation, and other factors that affect the occurrence of the species. The loss of natural vegetation in Mexico is not homogenous throughout all its territory, reason why the species could be in different risk from extinction depending on their distribution and the scale to which analyzes its situation. This affectation, could be elevated in regions with high biodiversity that lack instruments of conservation, like is it the state of Guerrero, that counts on less of 1% of its area destined to the conservation in spite of being the fourth state more biologically diverse in the country. In this work we proved i) the affectation of the loss of habitat on different species from the group of terrestrial mammals for the state of Guerrero, ii) the effect differential of the loss of habitat on different classes from terrestrial vertebrates in two different scales (state and national), and finally, iii) under a scheme of Systematic Planning of the Conservation, we evaluated the efficiency of the terrestrial vertebrates like subrogates of the biodiversity for the state. In order to make the previous issue, we used the methodological and theoretical approach of the Potential Distribution Models, and a novel computational program of high-priority areas selection (ConsNet). In chapter two, the results showed that the species of terrestrial mammals analyzed in the state still restricted maintains an important proportion of natural habitat in the state of Guerrero (median 83%). On the other hand, in chapter three, the analysis of the relation between potential and present distribution of 582 species of terrestrial vertebrates, it lacked statistical significance, on state and national scale. The correlation absence could be due to

a high variance caused by the different distribution patterns of the species, and the different tendencies from loss of habitat in both analyzed scales. This has high important implications to define the state of conservation of the terrestrial vertebrates in Guerrero, in the sense that its level of threat due to the loss of natural vegetation, it seems not to be determined by the extension of its distribution, in addition of which it differs between scales. Finally agreed with the previous results, in chapter three, we found a low coincidence at geographic level, of the made solutions of conservation separately for four classes of terrestrial vertebrates (single agreed 765 km<sup>2</sup>; 1.19% of the territory of the state). Reason why the importance is emphasized of including like subrogated the greater possible diversity in the conservation efforts from a beginning. By the previous results one concludes that it is important: i) that the works that look for to make conservation on any scale begin to analyze the risk situation, by loss of natural vegetation, in which is each one of the species, ii) that can be obtained the goal of conservation with base in the information of the risk of each species on the scales which they are tried to conduct the conservation work, iii) that the considered subrogated ones have an origin multi-taxa, iv) that looks for a goal of conservation elevated, for species and ecosystems with distribution very restricted, or in their case, including certain proportion of the distribution of those true subrogated like selected area a priori. The previous consideration emphasizes the necessity of the collaboration of different experts of taxa who look for the same objective of conservation.

## **INTRODUCCIÓN.**

México es un país con elevada diversidad biológica y cuenta con más del 10% de las especies de flora fanerogámica, reptiles, aves y mamíferos del total mundial.

Adicionalmente el nivel de endemismo es elevado en todos los grupos de vertebrados y se calcula que el 50% de los reptiles y el 60% de los anfibios que habitan en México únicamente ocurren dentro de su territorio (CONABIO, 2009).

Sin embargo múltiples actividades antrópicas como el tráfico ilegal de especies, la contaminación, la extracción mal planeada de los recursos naturales y la modificación de ecosistemas ponen en riesgo la diversidad biológica (CONABIO, 2009). Dentro de estas actividades, aquellas que tienen como resultado la pérdida de vegetación natural, tienen un impacto particularmente elevado en la biodiversidad, ya que este proceso implica modificaciones no solamente en la cobertura vegetal sino también en la temperatura, humedad, insolación y otros factores físicos que afectan la presencia de las especies (Egbert et al., 1999; Mendoza et al., 2005; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Peterson et al., 2000).

La pérdida de vegetación natural tiene efectos directos negativos cuantificables en la disminución de la riqueza de especies, su abundancia poblacional, diversidad genética y su distribución (Best et al. 2001; Fahrig 2003; Findlay y Houlihan 1997; Gibbs 1998; 2001; Gurd et al., 2001; Guthery et al., 2001; Hanski et al., 1996; Hargis et al., 1999; Lande 1987; Sánchez-Zapata y Calvo 1999; Steffan-Dewenter et al. 2002; Venier y Fahrig 1996), y también se han demostrado efectos negativos como la reducción en la amplitud de la cadena trófica (Komonen et al. 2000), la alteración de las interacciones específicas (Taylor y Merriam 1995), la reducción del número de especies de gran masa y con requerimientos alimentarios estrictos (Gibbs y Stanton 2001), la disminución de éxito reproductivo (Kurki

et al. 2000), y la interrupción de la dispersión efectiva de semillas (Belisle et al. 2001; Pither y Taylor 1998; With y Crist 1995; With y King 1999).

Tomando en cuenta lo anterior, diversos autores han correlacionado los índices de pérdida de los principales tipos de vegetación con la disminución de la biodiversidad, demostrando que la variabilidad en la presión sobre diferentes tipos de vegetación y especies, determina niveles diferenciales de riesgo para los diversos grupos taxonómicos (Kinnaird et al., 2003; Mace y Balmford 2000; Myers 1998; Sánchez-Cordero, et al., 2005a, b, 2009; Toledo et al. 1989). La pérdida de vegetación natural en México es preocupante. De acuerdo a la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2010), México se encuentra dentro de los diez países que en conjunto acumulan más del 80% de la superficie de bosques primarios en el mundo. Sin embargo, en el periodo de 2000 a 2005, el país perdió el 6% del área forestada, ocupando -en ese grupo de 10 países- el segundo lugar en deforestación después de Indonesia. Respecto a Centro y Sudamérica, y considerando solo formaciones vegetales con predominancia de especies arbóreas, México fue el 5º país con mayor tasa de deforestación. Según la SEMARNAT (2008), en el periodo comprendido entre 1993 y 2002 las formaciones vegetales más afectadas fueron las selvas (se perdieron alrededor de 1.3 millones de hectáreas), seguidas por los matorrales (953 mil hectáreas) y los bosques templados (370 mil hectáreas). La selva alta perenifolia y el bosque mesófilo de montaña, son los biomas (formación vegetal) particularmente afectados y que incluyen elevados niveles de diversidad biológica en México CONABIO (2008). Considerando el panorama anterior, es indispensable realizar acciones que promuevan la protección y conservación de la biodiversidad y los hábitats que la albergan (CONABIO et al. 2007).

Una de las principales acciones para impedir la pérdida de vegetación natural, ha sido el establecimiento de áreas protegidas (Margules y Sarkar, 2009). Recientemente, la visión de redes de áreas protegidas se ha enfocado en representar de la mejor manera posible la diversidad biológica (Margules y Sarkar, 2009). Así mismo, en los últimos años la superficie bajo protección se ha incrementado notablemente, hasta lograr que alrededor del 12% del área del país se encuentre bajo un esquema de protección federal (Bezauri-Creel, 2012). Sin embargo, estudios recientes (CONABIO et al., 2007) indican que para un territorio megadiverso y complejo como lo es México, esa proporción resulta insuficiente para conservar de manera adecuada la diversidad biológica existente.

La Planeación Sistemática de la Conservación es un enfoque desarrollado recientemente que busca diseñar estrategias adecuadas y eficientes para la conservación de la biodiversidad; este es un proceso estructurado en varios pasos para cartografiar sistemas de áreas para la conservación, en las que se busca encontrar la representatividad y persistencia de la biodiversidad a largo plazo (Margules y Pressey, 2000; Sarkar y Margules, 2002; Margules y Sarkar, 2009).

Para lograr lo anterior se utilizan indicadores ó subrogados de la biodiversidad, que entre otros pueden ser elementos de paisajes, tipos de hábitat, especies u otros taxones, siendo el nivel de especie el más comúnmente utilizado para cuantificar la diversidad biológica (Margules y Sarkar, 2009).

Utilizando este enfoque, la Comisión Nacional de Uso y Mantenimiento de la Biodiversidad (CONABIO et al., 2007), analizó a nivel país el estado en el que se encuentra la diversidad biológica con la finalidad de obtener zonas prioritarias de conservación. Como resultado se han propuesto sitios prioritarios de conservación para cada grupo

taxonómico analizado (anfibios, aves, mamíferos, reptiles y flora fanerogámica). Sus resultados muestran un gran número de sitios prioritarios que se encuentran fuera de Áreas Naturales Protegidas decretadas y una de las conclusiones del trabajo es que son necesarios análisis regionales a escala más fina.

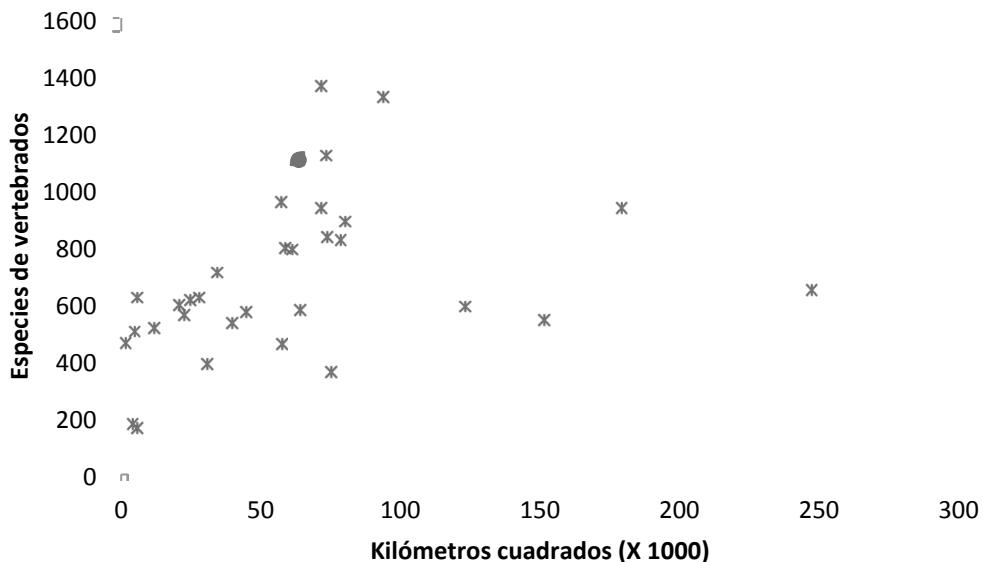
### *El estado de Guerrero*

El oeste de México está considerado como una región con altos niveles de riqueza y endemismo para distintos grupos taxonómicos (Ceballos et al. 1998; Fa y Morales 1993; Flores-Villela 1993; García-Trejo y Navarro 2004; Peterson y Navarro 2000; Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Múltiples estudios han demostrado la importancia de esta región y en particular del estado de Guerrero. Por ejemplo García-Marmolejo et al. (2008) propusieron 16 nodos potencialmente prioritarios de conservación de mamíferos terrestres neotropicales en el país, caracterizados por la riqueza relativa de especies y por la riqueza biótica. De estos nodos, los autores proponen seis prioritarios de los cuales dos se encuentran en Chiapas, dos en Oaxaca, uno en Guerrero y uno en Veracruz. Por otro lado Álvarez-Mondragón y Morrone (2004) proponen con la misma metodología 15 nodos como zonas para la conservación de aves en México, de los cuales, las cinco con mayor prioridad se encuentran en el oeste de México (este de Oaxaca, sur de Sinaloa, centro de Guerrero, sur de Baja y suroeste de Chiapas). García-Trejo y Navarro (2004) realizaron un análisis de zonas prioritarias para conservación de aves en el oeste de México, en el cual proponen los patrones de riqueza y endemismo, basados en el concepto evolutivo de especie; “se evita la subestimación de la riqueza de especies por la aplicación del concepto biológico de especie” (García-Trejo y Navarro, 2004). Sus resultados indican que el estado de Guerrero



tiene una especial importancia con cuatro sitios de alto recambio de especies, dos de los cuales son sitios de recambio de especies endémicas.

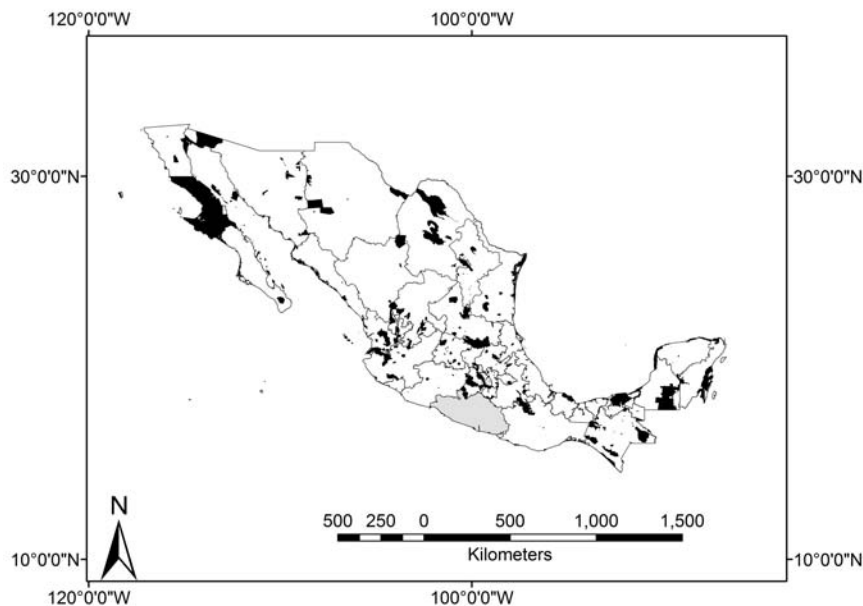
En cifras, el estado de Guerrero es el cuarto estado con mayor diversidad en México, incluyendo 139 especies de peces, 270 especies de anfibios y reptiles (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006), 545 de aves (Navarro, 1998; Almazán-Nuñez y Navarro, 2000) y 149 especies de mamíferos (Almazán-Catalán et al., 2005) (Figura 1). Adicionalmente, Guerrero cuenta con una amplia superficie con elevado índice de importancia biológica (índice construido con base en 47 variables como cobertura vegetal, tipos de vegetación, especies incluidas en la NOM-ECOL-059-2001, especies con distribución restringida, entre otras; CONABIO et al., 2009).



**Figura 1.** Número de especies de vertebrados para cada entidad federativa en México, de acuerdo con su tamaño. El punto representa al estado de Guerrero con 1,103 especies de vertebrados incluyendo peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (construida con base en datos de: CONABIO, 2011; Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008).

La superficie actualmente protegida en el estado de Guerrero corresponde apenas al 0.1% del área estatal (Bezauri-Creel et al., 2012) (Figura 2) mientras que alrededor del 32% del área con vegetación natural se ha perdido. Del 68% remanente, una elevada proporción se encuentra en condición de vegetación secundaria con alto grado de antropización, y menos del 30% se puede considerar como vegetación primaria (SEMARNAT 2009).

Anualmente en Guerrero se pierde entre el 0.5 y 0.7% de la cobertura de bosques y tiene entre 2.4 y 2.7% de pérdida anual de selvas (SEMARNAT, 2008). Además, se encuentra entre los estados con mayor fragmentación de bosques y selvas en México (22 – 24%), con una tasa anual entre 23.7 y 36.3 % de sobre-pastoreo (SEMARNAT, 2008). Guerrero se ubica como uno de los estados con mayor marginación social y pobreza en México. Ello resulta en una presión para cambiar el uso de suelo de áreas con vegetación natural remanente hacia sistemas agropecuarios (Figueroa et al., 2009; Deininger y Minten, 1999).



**Figura 2.** Distribución de las áreas naturales protegidas decretadas en México en negro (Con base en: Bezauri-Creel, 2012). El estado de Guerrero en gris. Menos del 1% del área estatal cuenta con protección legal.

Considerando así la elevada diversidad biológica, la elevada tasa de deforestación anual y las casi inexistentes áreas para la conservación, hace del estado una región idónea para probar hipótesis sobre el efecto que tiene la pérdida de hábitat sobre la biodiversidad. Adicionalmente la información generada por este estudio, constituirá una base de la cual partir para realizar acciones de conservación en el estado. En específico, el capítulo dos de este trabajo “Impacto de la pérdida de hábitat natural en la distribución y conservación de mamíferos en Guerrero, México”, evalúa la afectación de la pérdida de hábitat sobre distintas especies de mamíferos terrestres; con el capítulo tres “Impacto diferencial de la pérdida de hábitat natural en la distribución de los vertebrados en Guerrero, México” se evalúa el efecto diferencial de la pérdida de hábitat sobre distintos grupos de vertebrados terrestres en dos escalas distintas (estatal y nacional); finalmente, en el capítulo cuatro “Los vertebrados terrestres como valores subrogados para la conservación de la biodiversidad” se prueba la eficiencia de los vertebrados terrestres como subrogados de la biodiversidad para el estado de Guerrero (Margules y Pressey 2000).

CAPÍTULO I. Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México).

Francisco Botello, Víctor Sánchez-Cordero y Miguel A. Ortega-Huerta.



Conservación

Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos  
a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México)

*Suitable habitat availability for mammals at regional (State of Guerrero)  
and national (Mexico) scales*

Francisco Botello<sup>a,b,\*</sup>, Víctor Sánchez-Cordero<sup>a</sup> y Miguel A. Ortega-Huerta<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-153, 04510 México, D. F., México

<sup>b</sup> Departamento de Monitoreo Biológico y Planeación de Conservación, Conservación Biológica y Desarrollo Social, A. C. Calle Nueve, Núm. 52, Int. 4, Colonia Espartaco, 04870 Coyoacán, México, D. F., México.

<sup>c</sup> Estación de Biología Chamela, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 21, 48980 San Patricio, Jalisco, México

Recibido el 12 de noviembre de 2013; aceptado el 18 de enero de 2014

Resumen

Guerrero es el cuarto estado más biodiverso en México, incluyendo 930 especies de vertebrados en su territorio. Sin embargo, ha mostrado una pérdida significativa de hábitats naturales originales. Se hace evidente la necesidad de generar información sobre los procesos involucrados en pérdida de hábitats naturales, así como identificar los impactos que tienen tales pérdidas sobre la distribución de especies. Se generaron modelos de la distribución potencial del hábitat adecuado para 47 especies, mediante la aplicación del método MaxEnt para la predicción de su distribución geográfica y se refinaron, a su vez, a modelos de la distribución actual de hábitats adecuados. Se analizó la relación entre la amplitud de la distribución potencial de hábitats adecuados y la proporción de hábitat natural remanente para cada especie, tanto a nivel estatal (Guerrero) como nacional (México), y se identificaron zonas de Guerrero necesarias para alcanzar metas fijas de conservación de las especies. Los resultados no mostraron una correlación significativa entre la amplitud de la distribución potencial de hábitats adecuados de las especies y las áreas remanentes de hábitats originales a nivel estatal o nacional. De hecho, existen diferencias significativas en las proporciones de hábitat remanente entre ambas escalas. Esto sugiere que la escala es un factor importante para establecer estrategias de conservación para las mismas especies a nivel local, regional o nacional. Derechos Reservados © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0.

*Palabras clave:* Conservación; Biodiversidad; Distribución potencial; Riqueza específica

Abstract

The State of Guerrero is ranked fourth in terms of biodiversity in Mexico, including 930 vertebrate species in its territory. However, Guerrero shows significant loss of its original natural habitats. It is evident the need to generate information on the processes involved in loss of natural habitats and to identify the impact on the distribution of species. We modeled the potential distribution of suitable habitat for 47 species of mammals using MaxEnt, and those were further refined to produce models of the current distribution of suitable habitats. The relationship between the amplitude of the potential distribution of suitable habitats and the proportion of remaining natural habitat for each species were examined, both at the state (Guerrero) and nationwide levels (Mexico), and there were identified areas of Guerrero needed to achieve fixed conservation goals. The results showed no significant correlation between the amplitude of species potential distribution of suitable habitats and species distributions of remaining areas of original habitat, neither at the state or national scales. In fact, there are significant differences in the proportions of remaining habitat between the 2 scales, suggesting that scale is an important factor in establishing conservation strategies for the same species at local, regional or national scales. All Rights Reserved © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access item distributed under the Creative Commons CC License BY-NC-ND 4.0.

*Keywords:* Conservation; Biodiversity; Potential distribution; Species richness

\* Autor para correspondencia.  
Correo electrónico: franciscobotello@conbiodes.com (F. Botello).

## Introducción

Guerrero es el cuarto estado con mayor diversidad biológica en México, incluyendo 270 especies de anfibios y reptiles (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006), 545 de aves (Almazán-Núñez y Navarro, 2000; Navarro, 1998) y 115 de mamíferos terrestres (Almazán-Catalán, Sánchez-Hernández y Romero-Almaraz, 2005). Sin embargo, a pesar de la elevada diversidad biológica del estado, existen pocos trabajos publicados sobre la distribución e historia natural de los mamíferos (Almazán-Catalán et al., 2005; Almazán-Catalán et al., 2009; Cervantes-Reza, Ramírez-Vite, Ramírez-Vite y Ballesteros, 2004; Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis, 2012; Jiménez-Almaraz, Juárez-Gómez y León-Paniagua, 1993; León-Paniagua y Romo-Vázquez, 1993; Ramírez-Pulido y Armella, 1987; Ramírez-Pulido, Armella y Castro-Campillo, 1993).

En contraste con su elevada biodiversidad, Guerrero cuenta con menos del 0.1% de su territorio decretado como área protegida (Bezauri-Creel, Torres, Ochoa y Castro-Campos, 2012) y se calcula que, a la fecha, ha perdido alrededor del 32% de su hábitat natural (Semarnat, 2009) y, menos del 30% de los hábitats naturales actuales pueden ser identificados como vegetación primaria (Semarnat, 2008). Anualmente, se pierde entre el 0.5 y 0.7% de la cobertura de bosques y 2.4 y 2.7% de selvas tropicales, además de encontrarse entre los estados con mayor fragmentación de bosques y selvas en México (22-24%), con una tasa anual entre 23.7 y 36.3% de sobre-pastoreo (Semarnat, 2008). Guerrero se ubica como uno de los estados con mayor marginación social y pobreza en México, situación que se traduce en fuertes presiones socioeconómicas para cambiar el uso de suelo de áreas con vegetación natural remanente a sistemas agropecuarios (Deininger y Minten, 1999; Figueroa, Sánchez-Cordero, Meave y Trejo, 2009).

En este escenario, la pérdida de hábitats naturales que impacta negativamente a la biodiversidad puede concebirse como un proceso cuantificable de disminución y modificaciones de la riqueza de especies, sus abundancias poblacionales, diversidad genética y sus patrones de distribución (Best, Bergin y Freemark, 2001; Challenger y Dirzo, 2009; Fahrig, 2003; Steffan-Dewenter, Munzenberg, Burger, Thies y Tschamtkke, 2002; Venier y Fahrig, 1996). Diversos estudios han relacionado índices de pérdida de hábitats—representados por los principales tipos de vegetación—con la pérdida de la diversidad biológica (Kinnaid, Sanderson, O'Brien, Wibisono y Woolmer, 2003; Myers, 1998; Toledo, Carabias y González-Pacheco, 1989). Estos estudios establecen tendencias de riesgo de los tipos de vegetación, pero no permiten discernir el impacto de la pérdida de hábitat sobre la fauna a nivel de especie (Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel, Linaje, Sahotra y Peterson, 2005; Sánchez-Cordero, Munguía y Peterson, 2005), que es una de las mayores amenazas a las que está expuesta la biodiversidad, al asociarse con la disminución en la abundancia poblacional, diversidad genética y extensión en la distribución de las especies (Best et al., 2001; Fahrig, 2003; Steffan-Dewenter et al., 2002; Venier y Fahrig, 1996). Adicionalmente, se tiene que considerar que en México el grado de conservación de una especie de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (Nom-Ecol-059-2010), considera el riesgo en el que

se encuentra la especie tomando en cuenta criterios a escala nacional, en algunos de los casos criterios numéricos incluidos en el método de evaluación de riesgo, que considera variables a esa misma escala (MER: Sánchez et al., 2007). Con este método, se evalúa el riesgo de extinción de las especies utilizando 4 criterios: 1) la amplitud de su distribución geográfica respecto al área total del país; 2) la calidad del hábitat en el que la especie se distribuye respecto a los requerimientos; 3) la vulnerabilidad intrínseca del taxón; 4) el impacto negativo de las actividades humanas sobre la especie (Sánchez et al., 2007). Sin embargo, estos criterios usualmente se consideran a nivel país y se ha demostrado que la pérdida de hábitat, uno de los impactos negativos provocado por las actividades humanas sobre las especies, difiere dependiendo de la región en donde estas se distribuyen (Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía et al., 2005). Por tanto, la escala a la que se determina este impacto podría modificar la medida de intensidad del mismo.

Tomando en consideración lo anterior, el modelado de nicho ecológico o modelado de la distribución potencial de especies, es un enfoque teórico-metodológico útil para determinar el impacto de la pérdida de hábitat, a nivel de especie por especie, a distintas escalas de análisis (Elith y Leathwick, 2009; Mendoza, Fay y Dirzo, 2005; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Peterson, Egbert, Sánchez-Cordero y Price, 2000; Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía et al., 2005). Durante las últimas décadas, ha aparecido una amplia variedad de enfoques similares, para generar modelos de distribución de especies (MDE): modelos bioclimáticos, proyecciones climáticas, modelos de hábitats adecuados/selección de hábitat, modelos de distribución de especies/hábitats, funciones de selección de recursos, modelos del nicho ecológico de las especies (MNE), análisis de gradientes, entre otros (Elith y Leathwick, 2009; Hirzel y Lay, 2008). Todos estos enfoques de modelado pueden definirse como modelos empíricos que relacionan observaciones de campo con variables ambientales de predicción, con base en superficies estadísticas o de respuesta esperada (i. e., derivada teóricamente) (Guisan y Zimmermann, 2000). Este enfoque de modelado predictivo de la distribución de especies o hábitats, se ha convertido en un método muy poderoso para probar hipótesis ecológicas sobre la distribución de las especies y para evaluar los posibles impactos de los cambios ambientales sobre tales distribuciones (Guisan y Hofer, 2003).

El modelado de nicho ecológico (MNE) es la denominación más comúnmente utilizada para referirse al marco conceptual que sustenta la aplicación de tales enfoques. En la definición de nicho existen 2 enfoques contrastantes propuestos por Leibold (1995) y que se relacionan con: 1) los requerimientos ambientales de las especies (Grinnell, 1917; Hutchinson, 1957) y 2) los impactos o función que las especies tienen en sus ambientes (Elton, MacArthur o Levins) (Guisan y Thuiller, 2005).

La definición de nicho propuesta por Chase y Leibold (2003)—en el sentido que el nicho de las especies está determinado por las condiciones ambientales que permiten a las especies satisfacer sus requerimientos mínimos para que las tasa de nacimientos de poblaciones locales sea igual o mayor a la de su tasa de muertes—parece ser la traducción moderna de la formulación original

de Grinnell (Araujo y Guisan, 2006). Al mismo tiempo, existe el consenso que el modelado de nicho tiene como base conceptual las definiciones de Hutchinson de nicho fundamental y nicho realizado, aunque persisten las diferencias entre autores para interpretar si los modelos de nicho generados corresponden a alguna de tales versiones de nicho (Araujo y Guisan, 2006).

Los conceptos de nicho fundamental y nicho realizado nos ayudan a diferenciar si una predicción es resultado de restricciones fisiológicas teóricas, o si bien, es una simulación derivada de datos recabados en campo; en el caso de este último tipo de modelos –modelos estáticos de distribución derivados de superficies de respuesta– se considera que muy probablemente están prediciendo el nicho realizado o ecológico de las especies (Austin, 2002; Guisan y Zimmermann, 2000). En contraste, Peterson (2001) consideró que el nicho fundamental puede ser modelado mediante el examen del intervalo completo de la distribución de las especies (por ejemplo, abarcando la multiplicidad de comunidades en las que se encuentran las especies). Zaniewski, Lehmann y Overton (2002) también consideraron que los métodos de predicción basados solamente en presencias predicen distribuciones de especies, parecidas más a su nicho fundamental, mientras que los modelos basados en datos de presencia y ausencia reflejarían la distribución actual que se deriva del nicho realizado. Brotons, Thuiller, Araujo y Hirzel (2004), por su parte, consideran que ambos métodos proveen diferentes estimaciones del nicho realizado.

La discusión de la relación entre los modelos de nicho y la distribución de las especies ha estado caracterizada por dificultades semánticas, conceptuales y técnicas; algunos autores (Pearman, Guisan, Broennimann y Randin, 2008; Peterson, 2006; Soberón, 2007) sugieren que los modelos de nicho ecológico se aproximan más al modelado del nicho fundamental. Sin embargo, no queda clara la manera en que los métodos llamados “modelado del nicho ecológico” manejan las dificultades para describir ese nicho fundamental, a partir de la utilización de observaciones del paisaje asociadas a la presencia de las especies (Elith y Leathwick, 2009). De acuerdo con Pulliam (2000), la aplicación del enfoque MNE debe tomar en cuenta, no solamente las bases conceptuales de nicho fundamental y realizado, sino también la dinámica “fuente-sumidero” y las situaciones de dispersión limitada, que se tendría que analizar con características intrínsecas de las especies, como su vagilidad y variables relacionadas con el tamaño, forma y cercanía de fragmentos de hábitats naturales.

Después de hacer algunas consideraciones conceptuales en torno a la definición de nicho fundamental *versus* el realizado, Araujo y Guisan (2006) cuestionan la pertinencia de hacer tal diferenciación, y proponen la posibilidad de ignorar tales conceptos para aceptar que cualquier caracterización de nicho será una descripción incompleta de los factores bióticos y abióticos, que posibilitan a las especies satisfacer sus requerimientos ecológicos. Jiménez-Valverde, Lobo y Hortal (2008) proponen un modelo conceptual a manera de gradiente, en cual se describe la dependencia que tienen los enfoques de distribución “potencial” o “realizada”, en la aplicación de marcos analíticos diferentes, así como la utilización y aplicación de datos de calibración y validación adecuados a cada enfoque.

En este estudio se adopta el enfoque de modelar los hábitats adecuados potenciales de las especies a partir del modelado de su distribución potencial (Guisan y Zimmermann, 2000). Una de las caracterizaciones del modelado del nicho ecológico de las especies, consiste en generar modelos sobre lo adecuado o idóneo de sus hábitats. Por ejemplo, Hirzel, Helfer y Metral (2001), mediante el modelado del nicho fundamental de una especie virtual, determinaron la idoneidad del hábitat bajo diferentes escenarios históricos de colonización; con dispersión y poco abundante, en equilibrio y muy abundante. Si los modelos de nicho ecológico relacionan un conjunto de variables ambientales con la aptitud de las especies, los modelos de idoneidad del hábitat pueden ser considerados como aplicaciones operativas de los primeros, ya que las variables ambientales se relacionan con la probabilidad de presencia de las especies (Hirzel y Lay, 2008). Los objetivos para obtener modelos de idoneidad del hábitat, descansan en la reconstrucción del nicho realizado (Grinnell, 1917) y su predicción derivada (Guisan y Zimmermann, 2000). La consideración de los modelos de distribución de especies como modelos de distribución de hábitats específicos, resulta pertinente si consideramos la concepción de nicho de Grinnell (1917), en el sentido de que este consiste básicamente en la subdivisión de su hábitat, en la cual la especie encuentra aquellas condiciones que le posibilitan su sobrevivencia y reproducción (Wiens, Stralberg, Jongsomjita, Howell y Snyder, 2009).

Aplicando un procedimiento mediante el cual, modelos de distribución de especies llamados “potenciales” son reducidos espacialmente a los hábitats naturales remanentes, Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al. (2005) concluyeron que más de una cuarta parte de las especies endémicas de mamíferos terrestres de México, perdieron >50% de su distribución potencial debido a pérdida de hábitat. Además, no observaron una relación entre esta tendencia y el estatus de riesgo asignado por la Norma Oficial Mexicana Nom-059-Ecol-2001; la pérdida de hábitat natural se relaciona más con la región del país en la que se distribuyen, que con la amplitud de su distribución. Estos estudios sugieren la necesidad de realizar análisis de los impactos de la pérdida de hábitats naturales a nivel de especie por especie y, a escalas regionales, no solamente la escala de país, que permitan anticipar los riesgos de las extinciones locales, así como el diseño e implementación de acciones de conservación local. Adicionalmente, es necesario considerar que el costo de conservación se incrementa conforme avanza el proceso de pérdida de hábitat natural (Fuller, Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel, Linaje y Sarkar, 2006). La planeación sistemática de la conservación es un enfoque estructurado, en varios pasos, para cartografiar sistemas de áreas para la conservación en las que se busca representatividad, complementariedad y persistencia de la biodiversidad (Margules y Pressey, 2000; Margules y Sarkar, 2009; Sarkar y Margules, 2002). Este trabajo aplica el sistema ConsNet (Ciarleglio, Barnes y Sarkar, 2009; Ciarleglio, Sarkar y Barnes, 2008), el cual permite analizar información sobre la distribución de múltiples especies en un contexto geográfico y también permite buscar soluciones de conservación que incluyan criterios de representatividad y complementariedad.

El objetivo general de este trabajo es cuantificar, a escala estatal (Guerrero) y nacional (México), la disponibilidad de hábitats

adecuados asociados a la distribución de especies de mamíferos terrestres y se evalúa la manera en la que este factor afecta la selección de áreas de conservación para mamíferos en Guerrero.

## Materiales y métodos

### Sitios de presencia de las especies (recolectas científicas)

Considerando que la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) lleva a cabo controles de la calidad de las bases de datos que se integran al Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (Snib [http://www.conabio.gob.mx/biotica5/documents/cursosMarzo2013/Control%20de%20Calidad%20SIB\\_2013.pdf](http://www.conabio.gob.mx/biotica5/documents/cursosMarzo2013/Control%20de%20Calidad%20SIB_2013.pdf)), se solicitó a dicha comisión datos sobre localidades de colecta de mamíferos terrestres a nivel nacional (proyectos de origen de los registros: Altamirano-González, Guzmán-Hernández, Luna-Reyes, Riechers-Pérez y Vidal-López, 2007; Álvarez-Solórzano y López-Vidal, 1998; Briones-Salas, 2006; Ceballos, 2006; Cervantes-Reza, 2005; León-Paniagua, 1999; León-Paniagua, Rojas-Soto y Ortiz, 2001; López-Vidal, 2006; López-Vidal et al., 2008; López-Wilchis, 1998; Lorenzo-Monterrubio, Bolaños-Citalán y Barragán-Torres, 2005; Martínez-Vázquez, 2001; Miranda, 1997; Morales-Pérez, 2005; Pozo de la Tijera, 1997; Ramírez-Pulido, 1999; Ramírez-Pulido, 2007; Sánchez-Cordero, 2006). A pesar de la rigurosa revisión que realiza la Conabio para incluir los datos en el SNIB, se identificaron algunas inconsistencias taxonómicas y geográficas, por lo que se revisó la taxonomía con base en Wilson y Reeder (2005) y la congruencia geográfica de los registros (Patterson et al., 2007), excluyéndose o modificándose todas aquellas especies o registros que: *i*) fueran sinonimias; *ii*) que no tuvieran datos de referencia geográfica (longitud y latitud) con una resolución mayor a 2 decimales de grado; *iii*) que la especie no hubiera sido registrada previamente para el estado de Guerrero; *iv*) que no fuera nativa de México; *v*) que los registros no coincidieran con la distribu-

ción actualmente reconocida de la especie; *vi*) que tuvieran menos de 10 registros, y *vii*) que fueran registros duplicados, es decir, múltiples registros para una misma localidad (Elith et al., 2011). La depuración de datos de presencia de las especies resultó en 9 324 registros que fueron utilizados para modelar la distribución del hábitat potencial de 47 especies de mamíferos terrestres documentados en Guerrero; esta cifra representa el 40% de las 115 especies de mamíferos terrestres que se distribuyen en el estado.

### Variables ambientales de predicción

Las coberturas utilizadas para modelar la distribución de los hábitats potenciales de las especies, consistieron en 19 variables bioclimáticas del proyecto WorldClim, construidas con base en la interpolación del promedio mensual de datos de estaciones climáticas, obtenidos del periodo de 1950-2000 (<http://www.worldclim.org/current>), y 4 variables topográficas del proyecto Hydro1k (<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/>), con una resolución de  $\approx 1 \text{ km}^2$  (tabla 1).

La preparación y el procesamiento de los modelos de distribución se llevaron a cabo con el software ArcGis 9.3 (Esri). De acuerdo con Elith et al. (2011), es recomendable restringir el área de modelado a aquella que se considere como accesible para la especie (M). Tomando lo anterior en consideración, cuando es factible es importante utilizar como límite de modelado para cada especie áreas que incluyan condiciones geográficas y ecosistemas que se puedan considerar como unidades que no contienen barreras que impidan su dispersión. Puesto que las Ecorregiones Terrestres de México (Inegi, Conabio, INE, 2008), son el resultado de un análisis reciente que incluye una serie de esfuerzos de análisis de expertos sobre trazos y límites correspondientes a unidades geográficas con flora, fauna y ecosistemas característicos, se utilizaron estos atributos para intersectarse con la distribución conocida (registros) de cada una de las 47 especies de mamíferos que cumplieron con el criterio de contar al menos con 10 registros en su distribución reconocida (Patterson et al., 2007); el resultado fue un grupo de

Tabla 1  
Variables bioclimáticas y topográficas utilizadas para realizar los modelos de distribución potencial

Variabes bioclimáticas	Variabes topográficas
1. Temperatura media anual	20. Aspecto
2. Rango de temperatura media diaria	21. Elevación
3. Isotermalidad	22. Pendiente
4. Estacionalidad de temperatura (desviación estándar *100)	23. Índice topográfico compuesto
5. Temperatura máxima del mes más cálido	
6. Temperatura mínima del mes más frío	
7. Rango de temperatura anual	
8. Temperatura media del trimestre más húmedo	
9. Temperatura media del trimestre más seco	
10. Temperatura media del trimestre más cálido	
11. Temperatura media del trimestre más frío	
12. Precipitación anual	
13. Precipitación del mes más húmedo	
14. Precipitación del mes más seco	
15. Estacionalidad de precipitaciones	
16. Precipitación del trimestre más húmedo	
17. Precipitación del trimestre más seco	
18. Precipitación del trimestre más cálido	
19. Precipitación del trimestre más frío	



47 máscaras que representan la extensión accesible para cada una de las especies (Barve et al., 2011). Con cada una de estas máscaras, se extrajeron las 23 variables de predicción, obteniéndose un grupo de variables con distinta extensión, para cada una de las especies a modelar.

#### Modelado de distribución de especies

El software MaxEnt (Phillips, Anderson y Schapire, 2006), versión 3.3.1 k, fue el sistema de cómputo utilizado para producir la predicción de distribuciones de especies incluidas (tabla 2). Este programa utiliza el principio de máxima entropía, estimando la distribución a lo largo de un espacio geográfico. Elith et al. (2011) hacen una caracterización de la manera que MaxEnt opera, con base en la comparación de densidades de

probabilidades en el espacio de covariables; si se conoce la densidad condicional de covariables en sitios de presencia de determinada especie ( $f_j[z]$ ), la densidad marginal de covariables a lo largo del área de estudio ( $f[z]$ ) y la prevalencia, entendida como la proporción de presencias en el total de la muestra ( $\text{Pr}[y=1]$ ), es posible calcular la probabilidad condicional de la presencia. Sin embargo, como MaxEnt trabaja solo con datos de presencia, primero realiza transformaciones de las covariables: lineal, cuadrática, bisagra y de producto; con valores comprendidos entre 0 y 1. Con estas transformaciones se estima la relación de la densidad condicional de "características" en sitios de presencia ( $f_j[z]$ ), dividido entre la densidad marginal de características a lo largo del área de estudio ( $f[z]$ ), es decir ( $f_j[z]/f[z]$ ), lo que se considera el núcleo de los modelos que produce MaxEnt y se le conoce como salida de tipo "raw", en las cuales se estima la

Tabla 2

Información sobre las especies de mamíferos incluidas en los análisis: (1) categoría de riesgo de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (Nom-Ecol-059-2010); donde A= Especie amenazada y Pr= Especie en peligro de extinción; (2) total de registros; (3) número de registros utilizados para generar los modelos de distribución; (4) número de registros utilizados para validación de modelos; (5) área bajo la curva del análisis "ROC"; (6) proporción distribución potencial/área total para Guerrero; (7) proporción distribución actual/ distribución potencial para Guerrero; (8) proporción distribución potencial/ área total para México; (9) proporción distribución actual/ distribución potencial para México. La lista de especies aparece en orden ascendente respecto a la columna (7)

Especie	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
<i>Pipistrellus hesperus</i>	-	184	138	46	0.892	0.06	0.59	0.27	0.81
<i>Peromyscus gratus</i>	-	407	306	101	0.913	0.01	0.68	0.11	0.57
<i>Micronycteris microtis</i>	-	30	23	7	0.916	0.17	0.69	0.07	0.44
<i>Molossus rufus</i>	-	225	169	56	0.909	0.19	0.7	0.11	0.55
<i>Peromyscus perfulvus</i>	-	32	24	8	0.904	0.24	0.75	0.03	0.62
<i>Canis latrans</i>	-	302	227	75	0.856	0.13	0.75	0.36	0.66
<i>Lasiurus ega</i>	-	57	43	14	0.876	0.33	0.76	0.15	0.55
<i>Sylvilagus cunicularius</i>	-	182	137	45	0.912	0.57	0.76	0.08	0.53
<i>Balantiopteryx plicata</i>	-	302	227	75	0.921	0.7	0.78	0.11	0.57
<i>Lepus callotis</i>	-	76	57	19	0.894	0.37	0.79	0.16	0.53
<i>Spermophilus adocetus</i>	-	65	49	16	0.933	0.37	0.79	0.03	0.63
<i>Myotis fortidens</i>	-	16	12	4	0.92	0.46	0.79	0.14	0.57
<i>Procyon lotor</i>	-	345	261	84	0.832	0.67	0.8	0.41	0.6
<i>Eumops glaucinus</i>	-	33	25	8	0.944	0.14	0.8	0.04	0.52
<i>Pteronotus personatus</i>	-	149	112	37	0.934	0.56	0.8	0.1	0.56
<i>Rhogeessa parvula</i>	-	134	101	33	0.948	0.29	0.82	0.07	0.61
<i>Spilogale pygmaea</i>	A	58	44	14	0.959	0.38	0.82	0.03	0.67
<i>Eumops underwoodi</i>	-	28	21	7	0.92	0.91	0.82	0.17	0.6
<i>Pteronotus parnellii</i>	-	556	418	138	0.858	0.9	0.83	0.26	0.65
<i>Lasiurus intermedius</i>	-	118	89	29	0.924	0.53	0.83	0.11	0.6
<i>Lasiurus blossevillii</i>	-	96	72	24	0.892	0.83	0.83	0.32	0.62
<i>Sciurus aureogaster</i>	-	607	457	150	0.834	0.51	0.83	0.17	0.5
<i>Spermophilus variegatus</i>	-	397	298	99	0.835	0.13	0.83	0.32	0.67
<i>Pteronotus davyi</i>	-	294	222	72	0.902	0.71	0.83	0.2	0.62
<i>Choeromys godmani</i>	-	35	27	8	0.95	0.24	0.83	0.06	0.56
<i>Neotoma mexicana</i>	-	403	303	100	0.846	0.28	0.84	0.28	0.67
<i>Choeronycteris mexicana</i>	A	294	221	73	0.899	0.25	0.84	0.24	0.62
<i>Molossus sinaloae</i>	-	212	159	53	0.901	0.44	0.84	0.08	0.54
<i>Nyctinomops macrotis</i>	-	68	51	17	0.894	0.21	0.84	0.3	0.59
<i>Nasua narica</i>	-	360	270	90	0.888	0.58	0.84	0.27	0.64
<i>Peromyscus melanophrys</i>	-	314	236	78	0.951	0.2	0.85	0.13	0.53
<i>Anoura geoffroyi</i>	-	370	278	92	0.9	0.61	0.85	0.14	0.61
<i>Potos flavus</i>	Pr	191	144	47	0.9	0.28	0.86	0.09	0.56
<i>Sigmodon leucotis</i>	-	72	54	18	0.902	0.04	0.86	0.13	0.65
<i>Corynorhinus townsendii</i>	-	96	72	24	0.943	0.23	0.87	0.27	0.73
<i>Peromyscus beatae</i>	-	39	30	9	0.912	0.21	0.87	0.05	0.63
<i>Sorex saussurei</i>	-	56	42	14	0.981	0.06	0.87	0.03	0.53
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	A	89	67	22	0.885	0.37	0.88	0.09	0.64
<i>Mustela frenata</i>	-	87	66	21	0.909	0.31	0.88	0.25	0.55
<i>Lasiurus cinereus</i>	-	189	142	47	0.925	0.04	0.88	0.2	0.7
<i>Peromyscus mexicanus</i>	-	622	468	154	0.91	0.1	0.89	0.06	0.59
<i>Peromyscus megalops</i>	-	62	47	15	0.979	0.07	0.9	0.01	0.69
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	-	695	522	173	0.889	0.09	0.9	0.24	0.63
<i>Myotis thysanodes</i>	-	81	61	20	0.85	0.22	0.9	0.29	0.74
<i>Centurio senex</i>	-	211	159	52	0.993	0.26	0.91	0.11	0.63
<i>Megadontomys thomasi</i>	Pr	45	34	11	0.981	0.12	0.93	0	0.85
<i>Cryptotis goldmani</i>	Pr	42	32	10	0.966	0.09	0.95	0.01	0.82

relativa idoneidad de un sitio respecto a otro. Una vez que se tiene esta información, se utiliza una función logarítmica [ $n(z) = \log(f_i(z)/(f(z))$ ; "logistic output"], que permite tener un acercamiento a la probabilidad de presencia en sitios con las condiciones "típicas" para la especie, el cual es conocido como el parámetro  $\tau$ . De esta manera, la probabilidad de presencia presentada para cada una de las celdas del espacio geográfico en la salida logarítmica de MaxEnt, o modelo de distribución potencial de las especies, está dada por:  $\Pr(y=1/z) = (\tau e^{n(z)}) / (1 + \tau e^{n(z)})$ , en donde  $\tau$  es la probabilidad de presencia en sitios con condiciones típicas,  $e^{n(z)}$  es la relación de  $f_i(z)/(f(z))$ ,  $r$  es la entropía relativa del estimado de MaxEnt de  $f_i(z)$  con respecto a  $f(z)$ .

**Parametrización y evaluación de modelos.** Para la generación de los modelos se utilizó el 75% de los registros de 47 especies de mamíferos como puntos de entrenamiento o calibración, mientras que el 25% restante de los registros fueron utilizados como puntos de prueba independientes para validar los modelos de distribución (Pawar et al., 2007). Se utilizó MaxEnt con las especificaciones o características estándar de modelado, las cuales han demostrado producir resultados robustos (Elith et al., 2011; Elith y Leathwick, 2009; Morueta-Holme, Flojgaard y Svenning, 2010; Phillips y Dudík, 2008). Al no contar con un criterio robusto para definir sesgos de colecta, no se incluyó dicha variable en la generación de los modelos. Sin embargo, todos los modelos se validaron utilizando el análisis incluido en MaxEnt, correspondiente al área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés) de la característica de receptor operativo (ROC, por sus siglas en inglés). Los modelos que obtuvieron  $AUC > 0.75$ , fueron considerados como significativamente robustos (Morueta-Holme et al., 2010; Pawar et al., 2007). MaxEnt también provee análisis estadísticos básicos, con base en un porcentaje de datos de presencia que se asigna, para utilizarse como puntos de prueba para el modelo. Estos análisis proporcionan umbrales potenciales para ser utilizados en la transformación de los modelos continuos a modelos binarios (presencia/ausencia). En este trabajo se aplicó el umbral del décimo percentil de los puntos de entrenamiento, que se basa en el intervalo de valores que incluye al 90% de los registros de presencia y excluye al 10% restante, como fuera del intervalo (Morueta-Holme et al., 2010). Este criterio permite excluir valores que hayan sido mal referenciados, mal identificados, o en nuestro caso, registros que no fueron filtrados por la fecha de colecta, es decir, aquellos que no correspondieron a las condiciones actuales en el modelado (Liu, Berry, Dawson y Pearson, 2005; Morueta-Holme et al., 2010).

#### *Postprocesamiento de modelos*

Los modelos de distribución de especies generados por MaxEnt, cuya extensión corresponde a su área accesible delimitada por las ecorregiones de México, en donde la especie tiene representación, fueron acotados espacialmente a la extensión geográfica de Guerrero, mediante el polígono correspondiente a ese estado (Conabio, 2011). Se generaron 2 archivos, 1 para cada escala, mediante el programa Maxent to Consnet, para ser analizados mediante el programa computacional de planeación sistemática de la conservación ConsNet. Este programa fue se-

leccionado porque permite incluir información espacial, a cualquier escala, sobre la distribución de especies, hacer análisis del área de "distribución potencial" y de "distribución actual" (Sánchez-Cordero, Iloldi-Rangel et al., 2005), además de poseer algoritmos con los que se pueden buscar soluciones de representación de metas definidas de distribución especie por especie (Ciarleglio et al., 2008; Ciarleglio et al., 2009).

#### *Modelos de distribución de hábitats adecuados a las especies (potencial versus actual)*

Este estudio considera a los modelos generados por MaxEnt, como modelos de la distribución de hábitats adecuados de las especies. Tomando como base conceptual el modelo de nicho ecológico de las especies propuesto por Grinnell (1917), en una primera aproximación de modelado y mediante la utilización de variables bioclimáticas y topográficas, se generaron modelos de la distribución potencial de hábitats adecuados para las especies. Sin embargo, en una segunda aproximación, las distribuciones potenciales de hábitats obtenidos se restringieron (espacialmente), a aquellas áreas que, por la cobertura del terreno, se ajustaran mejor la idoneidad de los hábitats para cada especie. Es decir, se utilizó la capa de uso de suelo y vegetación a nivel nacional disponible más actualizada para México, la Carta digital de uso de suelo y vegetación 1:250,000, Serie IV (Inegi, 2009), como información base, para crear una máscara utilizada para excluir de los modelos de distribución potencial, todos aquellos píxeles coincidentes con coberturas del terreno, con poca o nula idoneidad de hábitat para las especies: agricultura de humedad, agricultura de riego, agricultura de temporal, asentamientos humanos, zonas desprovistas de vegetación, el palmar inducido, pastizal cultivado, pastizal inducido y las zonas urbanas. Aunque este procedimiento apunta al modelado de los hábitats relacionados con el nicho realizado de las especies, lo cierto es que los modelos finales continúan relacionándose con el modelado de una parte del nicho fundamental de las especies, sobre todo, porque no se incluyen las interacciones bióticas y los procesos de dispersión y dinámica de meta-poblaciones. La consideración de los modelos de distribución de hábitat adecuados resuelve, por lo menos en parte, el dilema de referirnos a distribuciones de especies potenciales *versus* actuales, ya que los hábitats son intrínsecamente áreas o lugares que potencialmente pueden estar ocupados o desocupados por las especies. Por lo tanto, aquí nos referimos a la "distribución potencial" de hábitats adecuados a aquellos modelos obtenidos mediante la predicción de variables ambientales climáticas y topográficas (hábitats potenciales), mientras que la "distribución actual" de hábitats adecuados, son los mismos modelos, aunque reducidos a aquellas áreas que aún presentan la cubierta del terreno correspondiente a los hábitats adecuados a las especies (hábitats actuales).

#### *Correlación entre distribuciones potenciales versus actuales de hábitats adecuados*

Basados en la propuesta de Sánchez-Cordero, Iloldi-Rangel et al. (2005) y Sánchez-Cordero, Munguía et al. (2005), y una

vez obtenida la proporción de hábitat remanente dentro de la distribución potencial de hábitat de las especies, tanto para México como para Guerrero (Conabio, 2011), se evaluó la correlación entre el área correspondiente a la distribución potencial del hábitat respecto al área de la distribución actual del hábitat de las especies. Se utilizó una prueba de correlación de Spearman porque los datos no cumplieron con la normalidad, definiendo  $p=0.05$  como nivel de significancia (Wilson et al., 2005; Zar, 1999), mediante el programa Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011). Finalmente, se realizó una comparación entre las proporciones de hábitats (potenciales) adecuados de las especies, para México versus Guerrero, utilizando una prueba de Wilcoxon (Zar, 1999), mediante el programa Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011).

#### Identificación de áreas de conservación

Mediante ConsNet, se hizo un análisis de prioridades de conservación utilizando una meta de conservación del 20% de la distribución de los hábitats de las especies bajo 2 escenarios; el primero, considerando la pérdida de hábitat en el estado (hábitats actuales), y el segundo, sin considerar este factor (hábitats potenciales) (Fuller et al., 2006). Para ambos escenarios, se buscó una solución óptima de conservación, utilizándose como objetivo de conservación la selección de la menor cantidad de área posible y la menor relación entre perímetro y área de las zonas seleccionadas (Ciarleglio et al., 2009), corriéndose tantas iteraciones como fueron necesarias, para llegar a una asíntota en la que no se encontraron nuevas soluciones óptimas, en cuanto a los criterios considerados (área y relación perímetro/área). Para determinar la diferencia a nivel geopolítico, usualmente el considerado para realizar acciones de manejo y conservación, de las áreas seleccionadas. La mejor solución para cada uno de los 2 escenarios se superpuso a la capa de municipios de Guerrero y se cuantificó el número de píxeles seleccionados para cada uno de ellos. Para comparar ambas soluciones, realizamos una prueba de Wilcoxon (Zar, 1999), mediante el programa Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011).

## Resultados

#### Distribución actual del hábitat adecuado de las especies

De acuerdo con la Carta digital de uso de suelo y vegetación 1:250 000, Serie IV (Inegi, 2009), se observó que el 68% del área del estado cuenta con hábitat natural remanente. Para México, se observó una tendencia positiva no significativa entre la amplitud de la distribución potencial de los hábitats adecuados de las especies y sus distribuciones actuales ( $r_s=0.184$ ,  $p=0.216$ ). También en la escala del país, 20 especies conservaron menos del 60% de vegetación natural respecto a su distribución potencial, 22 especies conservaron entre el 60 y 70%, 2 especies entre el 70 y 80% y, 3 especies conservaron entre el 80 y 90% (tabla 2); la mediana fue del 61%.

Se observó una tendencia negativa no significativa, entre la amplitud de la distribución potencial de los hábitats adecuados

de las especies y sus distribuciones actuales en Guerrero ( $r_s=-0.254$ ,  $p=0.08$ ). Dentro del mismo ámbito estatal, de las 47 especies, solo 1 especie conservó menos del 60% de su distribución potencial, 2 especies conservaron entre el 60 y 70%, 10 especies entre el 70 y 80%, 31 especies entre el 80 y 90% y, 3 especies conservaron más del 90% de hábitat natural remanente en la distribución potencial de sus hábitats adecuados (ver tabla 2; columna (7)); la mediana fue de 83%. Adicionalmente, se encontraron diferencias significativas, al comparar la proporción de hábitats naturales que se conservan en la distribución potencial de los hábitats adecuados de las especies, entre México y Guerrero ( $N=47$ ,  $T=26$ ,  $Z=5.6$ ,  $p<0.01$ ).

#### Áreas de conservación

La mejor solución de conservación obtenida, sin considerar la exclusión de áreas cuyos hábitats naturales se han transformado (hábitats adecuados potenciales), requirió de 11 549 km<sup>2</sup> para representar el 20% de la distribución potencial de los hábitats adecuados para las 47 especies, seleccionándose 135 áreas con un perímetro de 5445 kilómetros y una relación perímetro/área de 0.47 (fig. 1A). La mejor solución de áreas de conservación obtenida considerando la exclusión de áreas transformadas (hábitats adecuados actuales), requirió de la misma área seleccionada, para representar el 20% de la distribución de los hábitats adecuados actuales para las 47 especies (11 549 km<sup>2</sup>). Sin embargo, el número de áreas seleccionadas se incrementó a 1 212 con un perímetro de 15 599 km y una relación perímetro/área de 1.35 (fig. 1B).

La solución de conservación en el escenario de la distribución de hábitats adecuados actuales incluyó áreas pertenecientes a 70 de los 81 municipios del estado; no se encontraron diferencias significativas al comparar la localización, de acuerdo con el municipio, de las áreas seleccionadas en ambos escenarios ( $N=69$ ,  $T=1163.5$ ,  $Z=0.263$ ,  $p=0.79$ ). Los municipios con mayor proporción de área seleccionada fueron: Chilpancingo de Los Bravo, La Unión de Isidoro Montes de Oca, General Heliodoro Castillo, San Miguel Totolapan, Leonardo Bravo, Eduardo Neri, Teloloapan, Ajuchitlán del Progreso, Josué Azueta, Coyuca de Catalán, Coahuayutla de José María Izazaga, Petatlán, Coyuca de Benítez, Chilapa de Álvarez y Acapulco de Juárez (ver tabla 3).

## Discusión

La base conceptual del presente estudio parte del reconocimiento de que existen varias formas para referirse al objeto y tipo de modelos, que tienen como meta predecir la probabilidad de presencia de las especies, a partir de variables ambientales (Guisan y Zimmermann, 2000). Tales enfoques incluyen al "modelado de la distribución de las especies", el "modelado del nicho ecológico de las especies" y "modelado de la idoneidad del hábitat", para mencionar los más reconocidos (Elith y Leathwick, 2009). Este estudio adopta las definiciones como la de Whittaker y Likens (1973), quienes consideraban que el concepto propuesto por Grinnell (1917) enfatizaba al hábitat de las

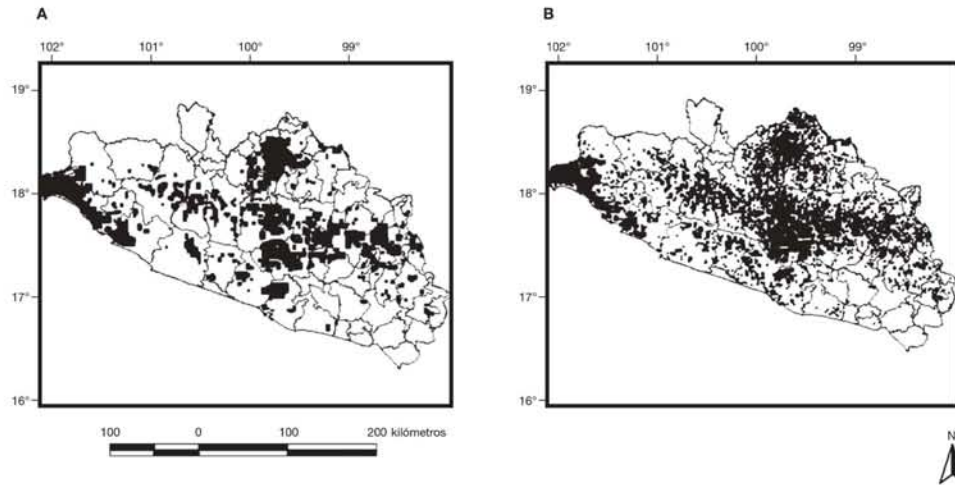


Figura 1. Áreas de conservación seleccionadas en Guerrero sin considerar pérdida de hábitat natural (A) y áreas de conservación seleccionadas considerando pérdida de hábitat natural (B).

especies, razón por la cual se hablaba de un “nicho de lugar” o “nicho de hábitat”. De manera particular, se considera que los modelos propuestos en este estudio se ajustan mejor a las características de los modelos del hábitat adecuado de las especies (Hirzel y Lay, 2008), debido a la naturaleza de las variables de predicción utilizadas, las escalas de análisis abordadas, así como el algoritmo de predicción aplicado. De esta manera, utilizamos las categorías “potencial” y “actual” para diferenciar la idoneidad predicha de los hábitats de las especies, dados los cambios en las condiciones históricas de la cobertura vegetal (Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía et al., 2005). La utilización de la categoría “hábitat adecuado”, en lugar de “distribución de las especies” es específica, se adapta a los análisis de selección de sitios para la conservación y tiene conceptualmente una rigurosidad científica dados los alcances de los análisis presentados.

Guerrero se caracteriza por ser uno de los estados más biodiversos en México. Sin embargo, los cambios de uso de suelo y vegetación han resultado en una pérdida significativa del 32% de hábitats naturales originales, respecto al 28.2% a nivel nacional. Asumiendo que la pérdida del hábitat natural en la distribución de las especies es una de las causas documentadas con mayor efecto negativo en su supervivencia (Best et al., 2001; Challenger y Dirzo, 2009; Fahrig, 2003; Kinnaird et al., 2003; Mendoza et al., 2005; Steffan-Dewenter et al., 2002; Venier y Fahrig, 1996), es importante notar algunos patrones espaciales en la distribución de las especies, sobre todo, aquellas consideradas como vulnerables. A la escala de Guerrero, mientras especies como *Cryptotis goldmani*—cuya distribución de sus hábitats adecuados potenciales está restringida a <1% de la superficie del estado— se estima han perdido apenas el 5% de la cobertura vegetal original, otras especies con distribuciones

potenciales igualmente restringidas en el estado, como *Pipistrellus hesperus*, se estima han perdido hasta del 41% de la vegetación original de sus hábitats adecuados potenciales (tabla 1). Esto pone en evidencia que existen diferencias notables en cómo son afectados, de distinta manera, los hábitats adecuados potenciales, aún para el caso de especies con distribución restringida, a una porción pequeña a escala estatal. Esta tendencia y la falta de correlación significativa observada tanto a nivel nacional como a nivel estatal, entre la amplitud de la distribución de hábitats adecuados potenciales y el porcentaje de estos que aún conservan su vegetación natural original, sugiere que es indispensable considerar el nivel de afectación de especie por especie y la escala en la que se pretenden realizar acciones de conservación.

Tomando en consideración estimados globales obtenidos de todas las especies, tal como la mediana, es evidente que el porcentaje de hábitats adecuados actuales (naturales) en Guerrero (83%), es mucho mayor a ese mismo porcentaje a nivel nacional (61%). De hecho, se encontraron diferencias significativas al analizar la proporción de hábitats naturales que conservan las especies a nivel estatal, en relación con lo que sucede a nivel nacional. Esto podría sugerir escenarios favorables para la conservación de las especies de mamíferos terrestres en Guerrero.

Por otro lado, dentro de los criterios de inclusión de especies en la Norma Oficial Ecológica Mexicana, usualmente se considera a la amplitud de la distribución de la especie como un factor clave y relevante (Feria, Olson, García-Mendoza y Solano, 2009; Sánchez et al., 2007); las especies de distribución restringida son presumiblemente más vulnerables a impactos de pérdida de hábitat, tales como extirpaciones poblacionales o extinciones locales, en relación con especies que muestran distribuciones amplias (Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía

Tabla 3  
Número de celdas seleccionadas en municipios del estado de Guerrero. El Escenario 1 corresponde a los modelos de distribución del hábitat adecuado potencial, sin considerar pérdida de hábitat natural; mientras que el Escenario 2 corresponde al modelado del hábitat adecuado actual, considerando pérdida de hábitat natural. El orden de la tabla es descendente de acuerdo con la columna del Escenario 1

Municipio	Escenario 1	Escenario 2
Chilpancingo de Los Bravo	995	913
La Unión de Isidoro Montes	969	1 122
General Heliodoro Castillo	464	363
San Miguel Totolapan	461	326
Leonardo Bravo	375	329
Eduardo Neri	360	340
Teloloapan	357	508
Ajuchitlán del Progreso	354	322
Zihuatanejo de Azueta	328	449
Coyuca de Catalán	314	364
Coahuayutla de José María Izazaga	290	156
Petalán	253	335
Coyuca de Benítez	242	189
Chilapa de Álvarez	229	276
Acapulco de Juárez	221	304
Técpan de Galeana	197	204
Atlixac	193	283
Atoyac de Álvarez	187	92
Tixtla de Guerrero	179	232
Apaxtla de Castrejón	176	239
Taxco de Alarcón	160	53
Tlapa de Comonfort	147	237
Ahuacuotzingo	145	104
Huitzaco de Los Figueroa	143	90
Cuetzala del Progreso	129	173
Iscateopan de Cuauhtémoc	121	170
Iguala de la Independencia	114	150
Metlatónoc	107	77
Mochitlán	106	126
Tepecoacuilco de Trujano	100	28
Quechultenango	92	135
Tetipac	87	0
Zirándaro de Los Chávez	86	48
Cocula	85	79
Pedro Ascencio Alquisiras	77	84
Alcozauca de Guerrero	74	77
Mártir de Cuilapan	66	58
Zitlala	66	96
Tlacoachistlahuaca	62	39
Arceles	55	10
Malinaltepec	49	65
Buenavista de Cuéllar	48	33
Copanoyac	44	92
Zapotitlán Tablas	40	58
Pilcaya	38	7
Tlacoapa	38	61
Ojinálá	32	13
Xalpatláhuac	32	50
Cualác	30	42
San Marcos	30	23
Acatepec	19	17
Huamuxtitlán	19	10
Juan R. Escudero	19	0
Tlalixtaquilla de Maldonado	19	38
San Luis Acatlán	18	18
Ayutla de los Libres	16	17
Xochistlahuaca	16	10
Xochihuehuatlán	15	12
Atlamajalcingo del Monte	14	8
Alpoyeca	13	12
Copalillo	13	2
Cutzamala de Pinzón	10	10
General Camuto A. Neri	10	0
Tecoanapa	8	0
Atenango del Río	7	0
Cuajinicuilapa	3	0
Tlalchapa	3	1
Benito Juárez	2	0
Copala	2	0
Pungarabato	2	0
Florencio Villarreal	0	8

et al., 2005). En el presente estudio, las 6 especies incluidas en alguna de las categorías de riesgo de la Norma Oficial Ecológica Mexicana (Nom-059-Semarnat-2010 [Semarnat, 2010]) se encuentran entre las que mostraron un porcentaje significativo de sus hábitats adecuados actuales, respecto a la distribución de sus hábitats adecuados potenciales (>80%; ver tabla 2). De acuerdo con nuestros resultados, este grupo de especies podrían mostrar un estado de conservación mucho más favorable en Guerrero, que a nivel nacional, en donde los rangos se encuentran entre el 56 y 85%, lo cual podría explicarse por la proporción elevada de hábitats originales que se han perdido en otros estados, como Veracruz y Tabasco. Por tanto, es necesario impulsar, a corto plazo, acciones en Guerrero que promuevan las condiciones de conservación actuales.

Los resultados de este estudio nos permiten confirmar que la escala de análisis puede marcar tendencias del estado de conservación de una especie en ambos sentidos; una especie puede mostrar una categoría de amenaza o riesgo de extinción local, sin mostrar un estado de conservación desfavorable a nivel nacional y viceversa (Sánchez-Cordero et al., 2009). Dentro del proceso de planificación de conservación local y regional, o al medir el impacto de actividades productivas, mediante estudios de impacto ambiental, se hace necesario utilizar algún índice de riesgo específico a nivel de especie, que considere el estado de conservación estatal o regional, además de observar la categoría de riesgo según la Norma Oficial Ecológica Mexicana. Feria et al. (2009) resaltan el uso de los sistemas de información geográfica para establecer criterios de riesgo de conservación de especies. Este trabajo pone de relieve la necesidad de considerar análisis a escalas múltiples: nacional, regional, estatal, local; para definir el estado de conservación de una especie (Margules y Sarkar, 2009; Sánchez-Cordero et al., 2009).

Este enfoque teórico-metodológico deberá considerar requerimientos más específicos de hábitat que los considerados en este trabajo. Por ejemplo, se estima que *Spermophilus adocetus* ha perdido alrededor del 21% de hábitat adecuado en su distribución potencial para Guerrero y, aproximadamente, el 37% para México. Aun cuando esta es una especie endémica y, por tanto, de distribución restringida, podría no verse drásticamente afectada por los cambios de uso de suelo, puesto que se ha descrito como una especie que puede incrementar sus poblaciones ante el avance de la frontera agrícola (Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005). En contraste, *Spilogale pygmaea*, también endémica e incluida en la Norma Oficial Mexicana como especie "amenazada" y como especie "vulnerable" dentro de la Lista Roja de la International Union for Conservation of Nature (IUCN) de Especies Amenazadas (IUCN, 2013), ha perdido 18 y 28% de la cubierta vegetal original dentro de su distribución potencial en Guerrero y el país, respectivamente. Sin embargo, aun siendo capaz de invadir zonas agrícolas y pastizales, esta especie depende de su hábitat natural en buen estado para mantener poblaciones a largo plazo (Cuarón y Helgen, 2008). Por otro lado, *Choeronycteris mexicana*, incluida como especie "amenazada" en la Norma Oficial Mexicana y como "casi amenazada" por la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2013), ha perdido aparentemente solo el 16% de la cubierta vegetal en sus hábitats adecuados potenciales en el estado, pero depende

de un nivel alto de calidad de hábitat (primario) y se estima que sus poblaciones han disminuido un 30% a nivel nacional (Arroyo-Cabrales y Pérez, 2008).

Respecto a las áreas de conservación seleccionadas, en contraste con el análisis de conservación realizado recientemente en el estado que se concentra en una sola especie (Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis, 2012), el ejercicio aquí realizado para identificar soluciones de conservación para distintas especies, coinciden con sitios anteriormente identificados como prioritarios para la conservación de vertebrados en Guerrero (Álvarez-Mondragón y Morrone, 2004; García-Marmolejo, Escalante y Morrone, 2008; García-Trejo y Navarro, 2004; Ruiz-Gutiérrez, 2012). Es interesante notar que la cantidad de área seleccionada coincide bajo los 2 escenarios en los que se realizó el análisis (hábitats adecuados potenciales *versus* hábitats adecuados actuales) y que no existieron diferencias significativas entre las áreas seleccionadas a nivel municipal. Fuller et al. (2006) demostraron que en el caso de las especies endémicas de mamíferos de México, el costo de conservación se incrementa conforme el proceso de pérdida de hábitat natural avanza. Es más complicado alcanzar metas realistas de conservación de biodiversidad, a partir de una matriz de hábitat natural conservado, que a partir de un hábitat natural fragmentado. Sin embargo, para el grupo de especies de mamíferos incluidas, aparentemente la pérdida de hábitat aún no reduce en mayores requerimientos de áreas para proteger el 20% de la distribución de las especies. Esta situación podría modificarse si se buscara una meta de representación más elevada.

Al analizar el sistema de áreas seleccionadas, resulta preocupante que la solución de conservación entre ambos escenarios fue radicalmente distinta, respecto al número de áreas seleccionadas (135 para hábitats adecuados potenciales *versus* 1,212 para hábitats adecuados actuales) y, también, en cuanto al perímetro (5,445 para hábitats adecuados potenciales *versus* 15,599 para hábitats adecuados actuales) factores que, debido a su repercusión crítica en la conservación de la biodiversidad (Fahrig, 2003), requieren ser investigados de manera específica, mediante trabajos enfocados a realizar propuestas de conservación.

Considerando la ausencia de áreas de conservación en el estado de Guerrero, identificamos como prioridad, a corto plazo, el inicio de estrategias significativas de conservación de la biodiversidad estatal. Se recomienda la aplicación de los siguientes enfoques: 1) expandir nuestro análisis a otros grupos taxonómicos, para establecer una plataforma de información indispensable que sirva para elaborar propuestas integrales de conservación; 2) incluir metas variables de conservación de acuerdo con modelos refinados de la distribución actual de las especies y estimados de sus niveles de vulnerabilidad intrínseca y 3) buscar un objetivo de conservación multicriterio que promueva mayor conectividad entre las zonas seleccionadas en el estado.

#### Agradecimientos

F. Botello agradece el apoyo del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México y del

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt; CVU 48454). Los autores agradecen a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad por proporcionar los puntos de colecta (oficio: DTAP/096/2012). Asimismo, agradecen las sugerencias de 2 revisores anónimos que ayudaron a aclarar conceptos y a mejorar significativamente la presentación del manuscrito.

#### Referencias

- Almazán-Catalán, J. A., Sánchez-Hernández, C. y Romero-Almaraz, M. (2005). Registros sobresalientes de mamíferos del estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 21, 155–157.
- Almazán-Catalán, J. A., Taboada-Salgado, A., Sánchez-Hernández, C., Romero-Almaraz, M. L., Jiménez-Salmerón, Y. Q., y Guerrero-Ibarra, E. (2009). Registros de murciélagos para el estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 25, 177–185.
- Almazán-Núñez, R. C. y Navarro, A. (2000). Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77, 103–114.
- Altamirano-González, M. A., Guzmán-Hernández, J., Luna-Reyes, R., Riechers-Pérez, A. y Vidal-López, R. (2007). *Vertebrados terrestres del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México*. Bases de Datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. BK003, México, D. F.: Dirección de Investigación, Instituto de Historia Natural y Ecología.
- Álvarez-Mondragón, E. y Morrone, J. J. (2004). Propuesta de áreas para la conservación de aves de México, empleando herramientas panbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia*, 3, 112–120.
- Álvarez-Solórzano, T. y López-Vidal, J. C. (1998). *Biodiversidad de los mamíferos en el estado de Michoacán*. Base de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. P020, México, D. F.: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional.
- Araujo, M. B. y Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677–1688.
- Arroyo-Cabrales, J. y Pérez, S. (2008). *Choeronycteris mexicana*. En IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Recuperado el 29 noviembre 2012, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Austin, M. P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101–118.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., et al. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222, 1810–1819.
- Best, L. B., Bergin, T. M. y Freemark, K. E. (2001). Influence of landscape composition on bird use of row crop fields. *Journal of Wildlife Management*, 65, 442–449.
- Bezauri-Creel, J. E., Torres, J. F., Ochoa, L. M. y Castro-Campos, M. (2012). *Áreas naturales protegidas y otros espacios dedicados a la conservación, restauración y uso sustentable de la biodiversidad en México*. Capas ArcGis [CD-ROM]. México, D. F.: The Nature Conservancy.
- Briones-Salas, M. A. (2006). *Incorporación de nuevos registros de mamíferos de la región Sierra Norte de Oaxaca*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyectos núm. BA009 y R104, México, D. F.: Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional.
- Brotans, L., Thuiller, W., Araujo, M. B. y Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27, 437–448.
- Ceballos, G. (2006). *Actualización de la base de datos del Atlas Mastozoológico de México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyectos núm. T009 y A003, México, D. F.: Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cervantes-Reza, F. A. (2005). *Computarización de la colección nacional de mamíferos del Instituto de Biología*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. V043, México, D. F.: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Cervantes-Reza, F. A., Ramírez-Vite, J. N., Ramírez-Vite, S. y Ballesteros, C. (2004). New records of mammals from Hidalgo and Guerrero, Mexico. *Southwestern Naturalist*, 49, 122–124.
- Challenger, A. y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (Ed.), *Capital natural de México, vol. II: estado de conservación y tendencias de cambio*. (pp. 37–73). México, D. F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Chase, J. M. y Leibold, M. A. (2003). *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago: University of Chicago Press.
- Ciarleglio, M., Barnes, J. M. y Sarkar, S. (2009). ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography*, 32, 205–209.
- Ciarleglio, M., Sarkar, S. y Barnes, J. W. (2008). *ConsNet manual. Version 1.0*. Austin: University of Texas. Recuperado el 08 mayo 2009, de [http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet\\_home](http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet_home)
- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2011). División Política Estatal. Versión 4, Escala 1:250 000. *Modificado de conjunto de datos vectoriales y toponimia de la carta topográfica. Serie III*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2003-2004). Y Áreas geoestadísticas estatales, del marco geoestadístico 2010. Versión 5.0. Escala 1:250 000. México, D. F.: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Cuarón, A. D. y Helgen, H. (2008). *Spilogale pygmaea*. En IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Recuperado el 26 noviembre 2012, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Cuervo-Robayo, A. P. y Monroy-Vilchis, O. (2012). Potential distribution of jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) in Guerrero, Mexico: persistence of areas for its conservation. *Revista de Biología Tropical*, 60, 1357–1367.
- Deininger, K. W. y Minten, B. (1999). Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. *Economic Development and Cultural Change*, 47, 313–344.
- Elith, J. y Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 667–697.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. y Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487–515.
- Feria, A., Olson, M. E., García-Mendoza, A. y Solano, E. (2009). A GIS-based comparison of the Mexican national and IUCN criteria for determining extinction risk. *Conservation Biology*, 23, 1156–1166.
- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J. A. y Trejo, I. (2009). Socioeconomic context land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation*, 36, 180–191.
- Fuller, T., Sánchez-Cordero, V., Iloldi-Rangel, P., Linaje, M. y Sarkar, S. (2006). The cost of postponding biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134, 593–600.
- García-Marmolejo, G., Escalante, T. y Morrone, J. J. (2008). Establecimiento de prioridades para la conservación de mamíferos terrestres neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical*, 15, 41–65.
- García-Trejo, E. A. y Navarro, A. G. (2004). Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20, 167–185.
- Grinnell, J. (1917). The niche-relations of the California Thrasher. *Auk*, 34, 427–433.
- Guisan, A. y Hofer, U. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30, 1233–1243.
- Guisan, A. y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Hirzel, A. H., Helfer, V. y Metral, F. (2001). Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 145, 111–121.
- Hirzel, A. y Lay, G. L. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1372–1381.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. *Quantitative Biology*, 22, 415–427.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2009). Carta de uso del suelo y vegetación. Serie IV. Escala 1:250 000. Conjunto de Datos Vectoriales. Aguascalientes, Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), INE (Instituto Nacional de Ecología) (2008). Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1 000 000. México, D. F.: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2013). *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. Recuperado el 6 noviembre 2013, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Jiménez-Almaraz, T., Juárez-Gómez, J. y León-Paniagua, L. (1993). Mamíferos. En I. Luna-Vega y J. Llorente-Bousquets (Eds.), *Historia Natural del Parque Ecológico Estatal Omiltemi. Chilpancingo, Guerrero, México* (pp. 503–552). México, D. F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M. y Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14, 885–890.
- Kinnaird, F. M., Sanderson, E. W., O'Brien, T. G., Wibisono, H. T. y Woolmer, G. (2003). Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, 17, 245–257.
- Leibold, M. A. (1995). The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76, 1371–1382.
- León-Paniagua, L. (1999). *Distribución geográfica de las aves y los mamíferos del estado de Querétaro*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. H160. México, D. F.: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- León-Paniagua, L., Rojas-Soto, O. R. y Ortiz, D. (2001). *Distribución geográfica de las aves y los mamíferos de las zonas montañosas de los estados de San Luis Potosí e Hidalgo circundantes de la sierra Gorda*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. L176. México, D. F.: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- León-Paniagua, L. y Romo-Vázquez, E. (1993). Mastofauna de la sierra de Taxco, Guerrero. En R. A. Medellín y G. Ceballos (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (pp. 45–64). México, D. F.: Publicaciones Especiales, Volumen 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P. y Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28, 385–393.
- López-Vidal, J. C. (2006). *Computarización de las colecciones de vertebrados terrestres de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. Fase I: Estado de México, Hidalgo, San Luis Potosí y Tlaxcala*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. BC004. México, D. F.: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.
- López-Vidal, J. C., Elizalde-Arellano, C., Campos-Rodríguez, J. I., Matías-Ferrer, N., González, N. y Murillo-Jiménez, S. (2008). *Computarización de las colecciones de vertebrados terrestres de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Fases 2 y 3*. Informe final SNIB-Conabio, proyecto núm. CC002. México, D. F.: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.
- López-Wilchis, R. (1998). *Base de datos de mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá*. Bases de datos SNIB-Conabio, proyecto núm. P130. México, D. F.: Unidad Iztapalapa. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Lorenzo-Monterrubio, A. M. C., Bolaños-Citalán, J. E. y Barragán-Torres, F. (2005). *Actualización de la base de datos de la colección mastozoológica de El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. AA003. México, D. F.: El Colegio de la Frontera Sur.
- Margules, C. R. y Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253.
- Margules, C. R. y Sarkar, S. (2009). *Planeación sistemática de la conservación*. (V. Sánchez-Cordero y F. Figueroa, trad.). México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- Martínez-Vázquez, J. (2001). *Mastofauna de la vertiente occidental (oeste) del Parque Nacional Pico de Orizaba, Puebla. Fase I*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. R044. México, D. F.: Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Mendoza, E., Fay, J. y Dirzo, R. (2005). A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78, 451–467.
- Miranda, A. (1997). *Deforestación y fragmentación del hábitat: consecuencias ecológicas sobre la fauna de mamíferos de la selva tropical estacional*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. B033. México, D. F.: Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Morales-Pérez, J. E. (2005). *Vertebrados terrestres del corredor biológico sierra Madre del Sur, Chiapas, México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. Y021. México, D. F.: Dirección de Investigación Miguel Álvarez del Toro. Instituto de Historia Natural y Ecología.
- Morua-Holme, N., Floggaard, C. y Svenning, J. C. (2010). Climate change risk and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *PLoS ONE*, 5, e10360. doi:10.1371/journal.pone.0010360.
- Myers, N. (1998). Global biodiversity priorities and expanded conservation policies. En G. Mace, A. Balmford y J. Ginberg (Eds.), *Conservation in a changing world* (pp. 273–285). Cambridge: Cambridge University Press.
- Navarro, A. G. (1998). *Distribución geográfica y ecológica de la avifauna del estado de Guerrero, México*. Tesis doctoral. México, D. F.: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y Flores-Villela, O. (2006). *Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana*. México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ortega-Huerta, M. y Peterson, A. T. (2004). Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10, 39–54.
- Patterson, B. D., Ceballos, G., Sechrest, W., Tognelli, M. F., Brooks, T., Luna, L., et al. (2007). *Digital distribution maps of the mammals of the Western Hemisphere. Version 3.0*. Arlington, Virginia: NatureServe.
- Pawar, S., Koo, M. S., Kelleys, C., Ahmed, M. F., Chaudhuri, S. y Sarkar, S. (2007). Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 136, 346–361.
- Pearman, P. B., Guisan, A., Broennimann, O. y Randin, C. F. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 149–158.
- Peterson, A. T. (2001). Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103, 599–605.
- Peterson, A. T. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3, 56–72.
- Peterson, A. T., Egbert, S. L., Sánchez-Cordero, V. y Price, K. P. (2000). Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 93, 85–94.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Phillips, S. J. y Dudík, M. (2008). Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.
- Pozo de la Tijera, M. C. (1997). *Formación de las colecciones de referencia de aves y mamíferos de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. B114. México, D. F.: El Colegio de la Frontera Sur.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 2, 349–361.
- Ramírez-Pulido, J. (1999). *Biodiversidad mastozoológica del Eje Volcánico Transversal*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. J121. México, D. F.: Unidad Iztapalapa. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Ramírez-Pulido, J. (2007). *Diversidad de los mamíferos de la Reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. BK022. México, D. F.: Unidad Iztapalapa. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Ramírez-Pulido, J. y Armella, M. A. (1987). Activity patterns of frugivorous bats in Guerrero, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 32, 363–370.
- Ramírez-Pulido, J., Armella, M. A. y Castro-Campillo, A. (1993). Reproductive patterns of three Neotropical bats (Chiroptera Phyllostomatidae) in Guerrero, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 38, 24–29.
- Ruiz-Gutiérrez, F. (2012). *Situación actual y conservación de los felinos silvestres (Carnivora: Felidae) y sus presas en la sierra del municipio de Petatlán, estado de Guerrero, México*. Tesis de Maestría. Área Académica de Biología. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Sánchez, O., Medellín, R., Aldama, A., Goettsch, B., Soberón, J. y Tambutti, M. (2007). *Método de evaluación de riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER)*. México, D. F.: INE-Semarnat, Conabio.
- Sánchez-Cordero, V. (2006). *Estado actual del conocimiento biológico de algunas especies de roedores de las familias Muridae, Geomyidae, Heteromyidae y Scuridae (Rodentia: Mammalia) incluidas en el PROY-NOM-059-ECOL-2000*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyectos núm. W036, L047 y A026. México, D. F.: Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Escalante, T., Figueroa, F., Rodríguez, G., Linaje, M., et al. (2009). Deforestation and biodiversity conservation in Mexico. En A. Columbus y L. Kuznetsov (Eds.), *Endangered species: new research* (pp. 279–298). New Haven: Nova Science Publishers.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sahotra, S. y Peterson, A. T. (2005). Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, 126, 465–473.
- Sánchez-Cordero, V., Munguía, M. y Peterson, A. T. (2005). GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. En M. V. Lomolino y L. R. Heaney (Eds.), *Frontiers of biogeography: new directions in the geography of the nature* (pp. 311–324). Sunderland, Massachusetts: Sinauer.
- Sarkar, S. y Margules, C. R. (2002). Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences*, 27, 299–308.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2008). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Edición 2008*. México, D. F.: Compendio de Estadísticas Ambientales.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2009). *El Medio Ambiente en México, 2009: en resumen*. México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2010). Norma Oficial Mexicana (NOMECOL-059-2010). Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección., México.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123.
- StatSoft, Inc. (2011). STATISTICA (data analysis software system), version 10. CD.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C. y Tscharnkte, T. (2002). Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83, 1421–1432.
- Toledo, V. M., Carabias, J. y González-Pacheco, C. (1989). La producción rural en México. Alternativas ecológicas. México, D. F.: Editorial Universo Siglo 21.
- Venier, L. y Fahrig, L. (1996). Habitat availability causes the species abundance distribution relationship. *Oikos*, 76, 564–570.
- Whittaker, R. H. y Likens, G. E. (1973). Primary production: the biosphere and man. *Human Ecology*, 1, 357–369.
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A. y Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 19729–19736.
- Wilson, D. E. y Reeder, D. M. (2005). *Mammal species of the world. A Taxonomic and Geographic Reference*. 3<sup>a</sup> ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. y Monserrat, V. J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 11, 1138–1146.
- Zaniewski, A. E., Lehmann, A. y Overton, J. M. (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157, 261–280.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall.



CAPÍTULO II. Impacto de la pérdida de hábitat en la distribución de vertebrados terrestres en una región de elevada biodiversidad en México.

Francisco Botello, Sahotra Sarkar y Víctor Sánchez-Cordero



Contents lists available at ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/biocon](http://www.elsevier.com/locate/biocon)

## Impact of habitat loss on distributions of terrestrial vertebrates in a high-biodiversity region in Mexico

Francisco Botello<sup>a</sup>, Sahotra Sarkar<sup>b</sup>, Víctor Sánchez-Cordero<sup>a,\*</sup><sup>a</sup>Departamento de Zoología, Instituto de Biología UNAM, Circuito Exterior s/n, C.P. 04510, Ciudad Universitaria, México DF, México<sup>b</sup>Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, Department of Integrative Biology, University of Texas, Austin, 1 University Station, C3500, Austin, TX 78712–1180, United States

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 23 April 2014

Received in revised form 11 November 2014

Accepted 19 November 2014

#### Keywords:

Biodiversity

Protected areas

Guerrero

Distribution

Deforestation

Maximum entropy modeling

### ABSTRACT

Mexico is considered a country of biological megadiversity because of its exceptional species richness and endemism. However, much of Mexico's biodiversity is under threat due to a variety of factors, in particular, habitat loss. The Mexican legal standard (Norma Oficial Mexicana; NOM-ECOL-059-2010) uses four criteria to analyze species' extinction risk at a national scale. However, when prioritizing areas for biodiversity conservation it is also important to incorporate knowledge of the conservation status of species at a more localized scale (regional, state, or municipal levels) for identifying possible risks associated with population declines. This paper focuses on Guerrero, which is the fourth most biologically diverse state in Mexico. The total extent of the conservation areas in Guerrero is low, amounting to 0.09% of its total area. We analyzed data for 582 terrestrial vertebrate species in Guerrero (53 amphibians, 115 reptiles, 334 birds and 80 mammals), modeling their potential distribution using a maximum entropy algorithm, and 114,555 occurrence records, and 23 predictive environmental (19 climatic and four topographical) variables. The portion of the potential distribution for each species including only remnant natural habitat was designated as its predicted distribution. The area of the predicted distribution was used to compute the fraction of natural habitat remaining for each species overlapping within decreed protected areas at the state and national levels, that is, for Guerrero and all of Mexico. Results show significant differences in the fraction of species' predicted distribution and species' potential distribution at different scales (state and national) and differences between the vertebrate groups analyzed. Because quantitative conservation targets are typically set for individual species, this exercise enables an analysis of the impact of the habitat lost on each species' distribution by assessing the fraction of its predicted distribution that coincides with protected areas. We conclude that this must be part of systematic conservation planning to prioritize areas for potential conservation in Guerrero.

© 2015 Published by Elsevier Ltd.

### 1. Introduction

Mexico is considered a country of biological megadiversity because of its exceptional species richness and endemism (Sarukhán et al., 2009). Western Mexico exhibits complex topography and habitat diversity (García-Trejo and Navarro, 2004) resulting in high species richness and endemism for various taxa (García-Trejo and Navarro, 2004; Peterson and Navarro, 2000). For example, the state of Guerrero, located in the southwest of Mexico (Fig. 1), ranks fourth in biodiversity nationwide, including 139 species of fish, 270 species of amphibians and reptiles (Ochoa-Ochoa and Flores-Villela, 2006), 545 species of birds

(Almazán-Núñez and Navarro, 2000; Navarro, 1998), and 149 of mammals (Almazán-Catalán et al., 2005) (Fig. 2). However, a high deforestation rate (1% annually) resulting in significant habitat loss threatens the future of its biodiversity (Fuller et al., 2007; Sarukhán et al., 2009). Further, Guerrero ranks last nationwide among states in decreed protected areas with only 0.09% of its territory dedicated towards biodiversity conservation.

The purpose of this study was to analyze and quantify the impact of high habitat loss on species distributions at the national and state levels (the latter for Guerrero) including the differential impacts across vertebrate groups. The results are intended to facilitate future analyses dedicated towards the urgent task of designing an adequate conservation area network for the representation of biodiversity so as to enable its future persistence with as much spatial economy and coherence as possible (Margules and Pressey, 2000; Margules and Sarkar, 2007; Sarkar et al., 2002, 2006).

\* Corresponding author.

E-mail address: [victor@ib.unam.mx](mailto:victor@ib.unam.mx) (V. Sánchez-Cordero).<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.035>

0006-3207/© 2015 Published by Elsevier Ltd.

Habitat loss impacts biodiversity through of decreases in species richness, population abundance, genetic diversity, and species range size (e.g., Best et al., 2001; Fahrig, 2003; Schmiegelow and Mönkkönen, 2002). Several studies analyzing reductions of vegetation types have correlated habitat loss with biodiversity loss (Kinnaird et al., 2003; Mace and Balmford, 2000; Myers, 1998; Toledo et al., 1989). Habitat loss of vegetation types does not allow direct discrimination and analysis of biodiversity loss at the species level (Sánchez-Cordero et al., 2004, 2005). However, demonstrating a robust relationship between habitat loss and predicted species distributions makes it possible to suggest a likely mechanism of biodiversity loss at the species level which, in turn, helps analyze the conservation status of each species (Mendoza et al., 2005; Ortega-Huerta and Peterson, 2004; Peterson et al., 2000; Sánchez-Cordero et al., 2004, 2005, 2009).

In Mexico, the conservation status of species according to the Mexican legal standard (SEMARNAT, 2010) is based on numerical scores evaluating extinction risk (Sánchez et al., 2007). This method considers a species nationwide extinction risk using four criteria: (i) geographical distribution assessed with respect to the total area of Mexico (criterion A); (ii) habitat condition assessed with respect to the natural requirements of the target taxon (criterion B); (iii) "intrinsic biological vulnerability" of a species (criterion C); and (iv) negative impact of human activity on the species (criterion D) (see Sánchez et al., 2007). However, in the context of prioritizing areas for biodiversity conservation, it is also important to determine the conservation status of a species at a finer resolution (regional, state, or municipal) to identify possible risks associated with population declines (Iloldi-Rangel et al., 2008; Sánchez-Cordero et al., 2004, 2005, 2009).

Recent developments in species distribution modeling (SDM), provide possible methods for addressing these challenges. By integrating georeferenced known occurrence points with environmental and topographic variables using a GIS platform, areas suitable for species can be identified as potential distributions (Guisan and Thuiller, 2005; Merlow et al., 2013). These SDM, can subsequently be further refined in order to obtain predicted species distributions by restricting the potential distributions to remnant

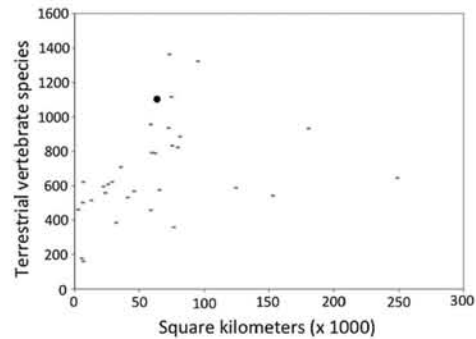


Fig. 2. Number of terrestrial vertebrate species per state in Mexico. The black dot represents Guerrero with 1,103 vertebrate species (including amphibians, reptiles, birds and mammals).

natural habitat, under the assumption that habitat loss imperils population persistence without immigrational subsidy (Fuller et al., 2008; Iloldi-Rangel et al., 2008; Ortega-Huerta and Peterson, 2004; Sánchez-Cordero et al., 2009).

Here we used this technique to quantify the impact of habitat loss on terrestrial vertebrate species for distributions of amphibians, reptiles, birds, and mammals occurring in Guerrero. Specifically, we (1) produced species' predicted distribution models and determined their geographic overlap with decreed protected areas, and (2) tested the hypothesis that different terrestrial vertebrate groups had different percent of protected area at a regional and national scales. The results will serve as a basis for further exploration and analyses of potentially conservation status for terrestrial vertebrates in the region, and also provide a framework for establishing a systematic conservation plan for this high biodiversity region of Mexico (Margules and Pressey, 2000; Margules and Sarkar, 2007).

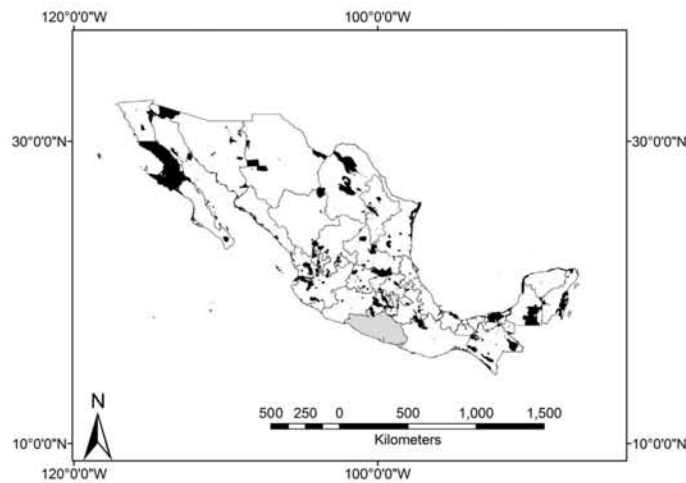


Fig. 1. Location of the State of Guerrero (grey) in southeast Mexico. Decreed protected areas are depicted by black polygons. Less than 0.1% of the area in Guerrero is dedicated to conservation.

## 2. Methods

### 2.1. Study site

Guerrero, located in southwest Mexico, shows a highly complex topography defined by the Sierra Madre del Sur, covering approximately 80% of its area. This complex topography results in a wide range of vegetation types, including tropical dry forest, oak forest, pine forest and cloud forest, and holds high species richness and endemicity of many groups of flora and fauna (SEMARNAT, 2002; Sánchez et al., 2007).

### 2.2. Point occurrence data

Point occurrence data for amphibian, reptile, bird and mammal species were obtained from databases in national and international scientific collections, including Colección Nacional de Aves, and Colección Nacional de Mamíferos (CNAV, and CNMA-IBUNAM), and Colección de Anfibios y Reptiles, Aves y Mamíferos de la Facultad de Ciencias (MZFC). The following websites were consulted: Global Biodiversity Information Facility (GBIF; <http://www.gbif.org/>; last accessed, October 2013), Mammal Network Information System (MANIS; <http://manisnet.org/>; last accessed, October 2013), and the Unidad de Informática para la Biodiversidad (UNIBIO; [www.unibio.ib.unam.mx/](http://www.unibio.ib.unam.mx/); last accessed, October 2013).

We obtained records for 899 species of terrestrial vertebrates. The taxonomy and georeferencing of each record was checked and species were subsequently excluded if (1) the names were synonyms, (2) there were not geo-referenced records in Mexico, (3) the species had not been previously reported for the state of Guerrero, (4) they were non-native to Mexico, or (5) there were less than 5 records (except for two micro-endemic species of amphibians occurring in Guerrero, which had 4 records each). We used this threshold as it has been demonstrated that 5 or more unique localities produce significant predictive ability for Maxent models (Pearson et al., 2007). This process yielded a list of 139,519 records corresponding to 847 species (70 amphibians, 217 reptiles, 418 birds, and 142 mammals) (Supplemental Material 1).

### 2.3. Species potential distributions

Species potential distributions were modeled using the Maxent software package (Ver. 3.1.0) (Phillips et al., 2004, 2006; Phillips and Dudík, 2008). Maxent is a widely used algorithm that calculates the distribution with the maximum entropy using the observed association between a species geographical location (usually point localities from museum specimens), and environmental layers for the region. The resulting output is a probability distribution over the cells that constitute a species potential distribution (Pawar et al., 2007; Phillips et al., 2004, 2006; Phillips and Dudík, 2008).

The environmental variables used to construct species potential distributions were nineteen climatic variables from the WorldClim database (<http://www.worldclim.org/>; last accessed October 2012 (Hijmans et al., 2005) and four topographical variables from the U.S. Geological Surveys Hydro-1K Elevation Derivative Database (<http://eros.usgs.gov/>; last accessed, October 2010). Each layer had a resolution of 30 arc minutes ( $\approx 1.17 \text{ km}^2$  in Guerrero; Table 1, Supplemental Material 2).

For all 847 terrestrial vertebrate species, 75% of the point localities were used to develop the species potential distributions (104,951 point localities), and 25% of the point localities were selected as test points for the models (34,568 point localities) (see Supplemental Material 1). Following published recommendations, linear and product quadratic tests were used; the

**Table 1**

Environmental and geographic variables used to generate species potential distribution models. Names with an asterisk (\*) come from the U.S. Geological Surveys Hydro-1K Elevation Derivative Database ([http://eros.usgs.gov/#/Find\\_Data/Products\\_and\\_Data\\_Available/topo30/hydro/america](http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/topo30/hydro/america)); the remainder come from the WorldClim project (<http://www.worldclim.org/>).

Environmental variables	Geographic variables
Annual mean temperature	Aspect*
Mean diurnal temperature range	Altitude*
Isothermality	Slope*
Temperature seasonality	Topographic index*
Max temperature of warmest month	
Min temperature of coldest month	
Temperature annual range	
Annual precipitation	
Precipitation of wettest month	
Precipitation of driest month	
Precipitation seasonality	
Precipitation of wettest quarter	
Precipitation of driest quarter	
Precipitation of warmest quarter	
Precipitation of coldest quarter	

convergence threshold was set to  $10^{-5}$ , and the maximum iteration per species was 500 iterations; one species potential distribution model was produced for each species (Pawar et al., 2007; Phillips et al., 2004, 2006; Phillips and Dudík, 2008).

Species potential distributions showing an area under the curve (AUC) greater than 0.75 (from the ROC, that is, the Receiver Operating Characteristic curve), and a  $p$ -value  $< 0.05$  for at least one of Maxent internal statistical tests, were retained as adequate for this analysis (Pawar et al., 2007). Additionally, each model was checked, and we excluded SDMs not coinciding with Guerrero, even if these models were statistically robust.

### 2.4. Species predicted distributions

We defined the potential distribution models as predicted distributions by retaining only those areas that had remnant natural habitat within the species potential distributions (Fig. 1 in Supplemental Material 2). We assumed that habitat transformed into agrosystems and rural or urban settlements constitutes unsuitable habitat for the terrestrial species included in this study (see Sánchez-Cordero et al., 2004, 2005, 2009) (Supplemental Materials 1 and 2). Remnant natural habitat included primary and secondary vegetation, based on digital maps of land use and vegetation (Carta Digital de Uso de Suelo y Vegetación 1:250,000, Serie III) constructed from 2002 Landsat images, with 2002–2003 ground-truthing (INEGI, 2005). The species predicted distributions were superimposed with municipal, state, and national decreed protected areas of Mexico for our analyses (Bezaury-Creel et al., 2007) (see Supplemental Material 2 for details).

### 2.5. Statistical analysis

The correlation (Spearman,  $p = 0.05$ ) between the predicted distribution and the potential distribution was determined using the statistical package SPSS 13.0 (Pardo and Ruiz, 2002; Zar, 1994). The proportion of the predicted distribution for each species was compared at the state and national levels and among taxa (amphibians, reptiles, birds, mammals), using a two-way analysis of variance (ANOVA). A one-way ANOVA was used to determine differences within each level (e.g., Guerrero and Mexico), and a multiple comparison test (Turkey's HSD) was used to determine differences between pairs of groups of terrestrial vertebrates (SPSS 13.0 statistical program; Pardo and Ruiz, 2002; Zar, 1994). An ANOVA was performed for comparing the fractions of species

predicted distributions occurring within decreed protected areas between taxa. A multiple comparison test (Turkey's HSD) was used to determine differences between pairs of vertebrate groups (SPSS 13.0 statistical program; Pardo and Ruiz, 2002; Zar, 1994).

### 3. Results

For 847 species of terrestrial vertebrates in Guerrero, there were 139,519 occurrence data points for all of Mexico. Robust species potential distributions that satisfied our criteria were obtained for 582 species using 86,125 training data points and 28,430 test data points. Robust species potential distributions were obtained for 53 of 70 amphibian species, and 115 of 217 reptile species; 334 of 418 bird species, and 80 of 142 mammal species (Supplemental Material 1).

For all of Mexico, using a criterion that >60% of the species potential distribution was in areas with remnant natural habitat, that is, formed the species predicted distribution, the percentage of robust distribution models were 49% for amphibian, 52% for reptile, 75% for bird, and 80% for mammal species. In contrast, for Guerrero, the corresponding numbers were 79% for amphibian, 80% for reptile, 86% for bird, and 88% for mammal species. The proportion of predicted distribution (compared to the potential distribution) and the potential distribution of species did not showed a

significant correlation in any of the groups except for the birds, and the coefficient was very low at both levels even for bird species (for Mexico:  $r_s = 0.15$ ,  $p = 0.005$ ; Guerrero:  $r_s = 0.18$ ,  $p = 0.001$ ).

On the other hand, the proportion of the species' predicted distribution for Guerrero was significantly greater than that for all of Mexico for all vertebrate groups ( $F = 66.84$ ;  $df = 1, 1163$ ;  $p < 0.001$ ) (Fig. 3). For Guerrero, this proportion of the species predicted distribution was significantly different between taxa ( $F = 5.48$ ;  $df = 3, 1163$ ;  $p = 0.001$ ). For all of Mexico, the same result was also obtained ( $F = 5.92$ ;  $df = 3, 581$ ;  $p = 0.001$ ). The proportion of the species predicted distribution for amphibians was significantly lower than for birds and mammals (HSD;  $p = 0.007$ , and  $p = 0.003$ , respectively). This proportion for bird species was significantly higher than for reptile species (HSD;  $p = 0.003$ ), and that for mammal species was significantly higher than for reptile species (HSD;  $p = 0.002$ ) (Fig. 3).

The proportion of the species predicted distribution occurring in decreed protected areas for all of Mexico varied from 0 to 0.39 with the mean being 0.12 for amphibian species ( $n = 53$ ), from 0 to 0.44 with a mean of 0.10 for reptile species ( $n = 115$ ), from 0 to 0.27 with a mean of 0.12 of bird species ( $n = 334$ ), and from 0.01 to 0.20 with a mean of 0.10 for mammal species ( $n = 80$ ) (Supplemental Materials 1 and 2). On average, there was a higher proportion of the predicted distribution in decreed protected areas for birds and amphibians compared to other taxa, followed by reptiles,

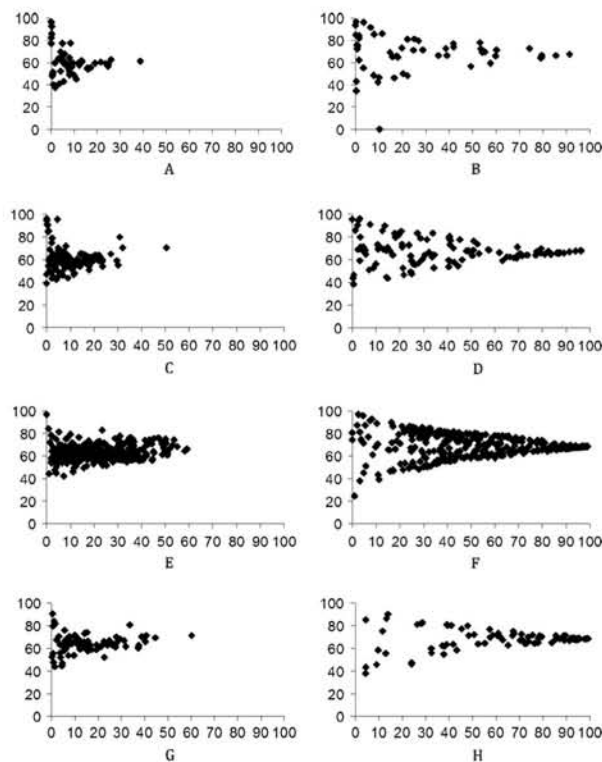


Fig. 3. Proportion of potential distribution of species (species distribution models; X-axis) compared to proportion of distribution of remnant natural habitat (species predicted distributions; Y-axis). Amphibians (A Mexico, B Guerrero); Reptiles (C Mexico, D Guerrero); Birds (E Mexico, F Guerrero); Mammals (G Mexico, H Guerrero).

and mammals. The proportion of the species predicted distribution in decreed protected areas varied significantly between taxa ( $F = 6.837$ ;  $df = 3$ ;  $p < 0.001$ ); significant differences were observed between amphibian and mammal species (HSD;  $p = 0.04$ ), between bird and mammal species (HSD;  $p = 0.001$ ), and between bird and reptile species (HSD;  $p < 0.001$ ).

#### 4. Discussion

There was no significant correlation between the fraction of the predicted distribution and the potential distribution of species across all groups of terrestrial vertebrates (Fig. 3). These results have important implications for the conservation status of terrestrial vertebrate species in Guerrero, since their risk level appears not to be influenced by the extent of species' predicted distribution. This result is similar to those obtained by other studies that show a similar lack of correlation between the fraction of the remaining predicted species' distribution compared to the potential distribution for endemic mammal species at regional and national levels in Mexico (Sánchez-Cordero et al., 2004, 2005, 2009).

Some significant differences were observed between the fractions of species' predicted distributions compared to the potential distribution at the state and national levels. Although the fraction of species' predicted distribution is similar between Guerrero and all of Mexico (68% in Guerrero; 65% at national level; INEGI, 2005; Sánchez-Cordero et al., 2005) in all vertebrate groups, species showed a significantly higher fraction of their predicted distribution compared to the potential distribution at the state level than at the national level (Fig. 3). This difference was particularly noticeable for amphibian and reptile species, with approximately half the species having the relevant proportion to be around 60% at the national level. In contrast, for Guerrero, the corresponding proportion is approximately 80%. This result suggests that the amphibian and reptile species that were analyzed exhibit a more favorable conservation status at the state level of Guerrero than at the national level. The trends were equally favorable for bird species (Mexico 60%; Guerrero 80%) and mammals (Mexico 75%; Guerrero 86%) (Fig. 3). We feel that our analyses considering the predicted distribution of species (remnant natural habitat that included primary and secondary vegetation) for inferring their conservation status at the state and national levels are adequate. It is likely that many terrestrial vertebrate species occur in transformed habitats, as agro-systems and/or even urban settlements. Our approach does not harm conservation actions undertaken in remnant natural habitats for a species also occurring in transformed habitats. Further, we do not know for certain how many terrestrial vertebrate species occur and have resident and reproductive populations in transformed habitats to undertake conservation actions there.

It is important to note that Guerrero ranks sixth in southern region of Mexico with respect to the proportion of deforested area, compared to Veracruz (ranked 1st), Tabasco (ranked 2nd), Puebla (ranked 3rd), Chiapas (ranked 4th), Oaxaca (ranked 5th) Yucatan (ranked 7th), Campeche (ranked 8th), and Quintana Roo (ranked 9th) (INEGI, 2005). This may reflect a relatively positive situation in Guerrero, which has a relatively lower fraction of deforested area compared to the other states in this region. In the future, it will be interesting to expand this study to include these other states so as to compare the conservation status of those terrestrial vertebrates that Guerrero has in common with them. It is likely that the common vertebrate species have a less favorable conservation status in most of these southern states of Mexico compared to Guerrero because of a smaller fraction of remaining natural habitat, that is, their predicted distributions compared to their potential distributions. This emphasizes the need for multi-scale studies

that carefully evaluate the conservation status of terrestrial vertebrate species at the national, regional, and state levels (Sánchez-Cordero et al., 2005, 2009).

Guerrero still retains more than 60% of its natural vegetation; though most of it is secondary vegetation with a high degree of human impact, at least 30% of it can be classified as primary vegetation (SEMARNAT, 2009). However, Guerrero is one of the states with the highest deforestation rates in the country; it loses 0.5–0.7% of its total forests and 2.4–2.7% of its tropical forests annually (SEMARNAT, 2002). It is also one of the states with the highest degree of forest and tropical forest fragmentation in Mexico (22–24%), and the over-grazing rate by cattle is between 23.7–36.3% (SEMARNAT, 2008). It also ranks as one of the states with the highest social marginalization and poverty in Mexico, which intensifies the pressure to convert the remaining natural vegetation to agricultural systems (Deininger and Minten, 1999; Figueroa et al., 2009). Considering the fact that Guerrero's protected areas form less than 0.1% of the total area, it is clear that this percentage is insufficient to conserve the biodiversity of terrestrial vertebrate species in Guerrero. This scenario underscores the urgency of developing biodiversity conservation programs in the state, since the currently acceptable conservation status of many vertebrates could decline in the near future. Furthermore, it has been shown that delaying conservation action carries a cost related to the need for increasing the area set aside for conservation. This has been shown in Mexico using the same species representation targets as deforestation and natural habitat fragmentation increases (Fuller et al., 2006, 2007, 2008). The reason for this is that some of the most important areas for biodiversity representation are being preferentially degraded compared to less important ones (Bezaury-Creel et al., 2007). Therefore, it has become urgent to select and establish priority areas for conservation in Guerrero before the state's biodiversity prognosis becomes more problematic.

Guerrero has been the object of many studies that focus on identifying priority areas for conservation, since it is one of the states of Mexico with the least area dedicated to biodiversity conservation, with just 0.09% of its territory set aside for conservation (Bezaury-Creel et al., 2007). Studies have identified priority areas for conserving bird species (Alvarez-Mondragón and Morrone, 2004; García-Trejo and Navarro, 2004; Peterson and Navarro, 2000), mammal species (Ceballos et al., 1998; Fa and Morales, 1993; García-Marmolejo et al., 2008), and reptile species (Flores-Villela, 1993; García, 2006). However, the priority sites that were selected for these vertebrate groups do not coincide geographically, and the sum of all the chosen priority sites covers a very high proportion of the state (>40%), which makes their conservation unviable (Margules and Sarkar, 2007). Part of the serious problems with these is that they selected priority areas based on high species richness, and it has been repeatedly demonstrated that selection based on species richness is an inefficient method to establish priority areas for biodiversity conservation, especially when compared to the use of complementarity (Justus and Sarkar, 2002; Margules and Sarkar, 2007). The well-known alternative is to use the selection criteria of rarity and complementarity for the prioritization areas for conservation; first, one selects areas with geographically rare species and then breaks ties using species which are not yet represented at least up to their intended target (Sarkar et al., 2002; Margules and Sarkar, 2007). Initial results already show that such an algorithm makes possible a higher representation of the diversity of terrestrial vertebrate species in a significantly smaller area for Guerrero (Sarkar et al., unpublished data).

Our results with respect to the representation of terrestrial vertebrate species occurring in Mexican federally protected areas show that the geographic concordance with decreed protected

areas was significantly different between groups of terrestrial vertebrates. We also observed a high variation of representation within each group. Therefore, it is necessary to set conservation targets at the species level, at which level quantifiable criteria such as the impact of habitat loss on each species' distribution (Feria et al., 2009; Iloldi-Rangel et al., 2008; Sánchez et al., 2007; Sánchez-Cordero et al., 2005, 2009) and the fraction of the distribution coinciding with protected areas can be estimated and integrated into conservation goals with relative ease (Margules and Sarkar, 2007). Our approach of refining species potential distribution by including only remnant natural habitat into predicted species distributions provides a methodological framework that can be expanded to other high biodiversity hotspots worldwide, where limited information on species conservation exists (Guisan and Thuiller, 2005; Rodríguez et al., 2007). Further, species conservation status can be inferred based on species predicted distribution and the fraction overlapping with decreed protected areas, as well as identifying new conservation priority areas (Rodríguez et al., 2007; Merlow et al., 2013).

The selection of new conservation areas ideally seeks to complement areas that already exist under some conservation scheme in order to reach adequate levels of biodiversity (Margules and Sarkar, 2007). As far as existing protected areas are concerned, Guerrero ranks last among Mexican states. Therefore, it is a matter of urgency to identify and establish priority sites for conservation that include multi-taxa surrogates of biodiversity such as all terrestrial vertebrate species, to then establish spatially coherent conservation area networks that coincide geographically for all the relevant taxonomic groups (Fuller et al., 2006, 2007; Sánchez-Cordero et al., 2009).

For some areas of temperate forest in the state, such as the *ejido* or land tenure system, "El Balcón", it has been demonstrated that community forest management effectively and economically prevents land degradation and often assists restoration (Durán et al., 2007). The existence of *ejidos* and communities that use their forest resources in a sustainable way in Guerrero may be exerting a positive influence in the protection of biodiversity. Therefore, it is desirable to recognize their role when designing an efficient conservation area network. These areas should be mapped and inventoried so that they can be efficiently included in the process of assigning specific conservation targets for biodiversity surrogates and implementing conservation plans.

To conclude, this study demonstrates that no significant positive correlation exists between the extent of the potential distribution of vertebrate species and the percent of their predicted distributions. The fraction that constitutes species predicted distributions differs significantly between spatial extents and between taxa. In addition, there are significant differences in the proportion of the predicted distributions that coincide with federally decreed protected areas. The differences observed between taxa signal the need to utilize consistent methodologies between taxonomic groups and include information at regional levels about the predicted distribution and the proportion of it for all species. Carrying out conservation plans that incorporate data from community conservation areas in Guerrero is also a priority. We think this study provides the basis to establish concrete goals and recommendations with a framework of systematic conservation planning for the rich biodiversity of Guerrero, as well as other biodiversity hotspots worldwide.

#### Acknowledgments

L. Treviño helped with the preparation of this manuscript. We thank the numerous suggestions made by three reviewers that greatly improved the quality of this manuscript. F. Botello was supported by a scholarship (Posgrado en Ciencias Biológicas of

Universidad Nacional Autónoma de México and CONACyT (CVU 48454). V. Sánchez-Cordero was partially funded by the Mexican Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT Project 51562/25048).

#### Appendix A. Supplementary material

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.035>.

#### References

- Almazán-Catalán, J.A., Sánchez-Hernández, C., Romero-Almaraz, M., 2005. Registros sobresalientes de mamíferos del estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana* 21, 155–157.
- Almazán-Núñez, R.C., Navarro, A., 2000. Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77, 103–114.
- Alvarez-Mondragón, E., Morrone, J.J., 2004. Propuesta de áreas para la conservación de aves de México, empleando herramientas pánbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia* 29, 112–120.
- Best, L.B., Bergin, T.M., Freemark, K.E., 2001. Influence of landscape composition on bird use of row crop fields. *J. Wildl. Manage.* 65, 442–449.
- Bezaury-Creel, J.E., Torres, J.F., Moreno, N., Ochoa-Ochoa, L.M., 2007. Base de Datos Geográfica de Áreas Naturales Protegidas Estatales, del Distrito Federal y Municipales de México para Análisis Espaciales. The Nature Conservancy, PRONATURA A.C., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas 3 Capas ArcGIS 9.2 + 1 Archivo de Metadatos Word.
- Ceballos, G., Medellín, R., Rodríguez, P., 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse México: mammalian diversity, endemism and endangerment. *Ecol. Appl.* 8, 8–17.
- Deininger, K.W., Minten, B., 1999. Poverty, Policies, and Deforestation: The Case of Mexico. *Econ. Dev. Cult. Change* 47, 313–344.
- Durán, E., Mas, J.F., Velázquez, A., 2007. Cambios en las coberturas de vegetación y usos del suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México. In: Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Barry, D. (Eds.), *Los Bosques Comunitarios de México. Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 267–302.
- Fa, J.E., Morales, L., 1993. Patterns of mammalian diversity in México. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, USA, pp. 319–361.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34, 487–515.
- Feria, A., Olson, M.E., García-Mendoza, A., Solano, E., 2009. A GIS-based comparison of the Mexican national and IUCN criteria for determining extinction risk. *Conserv. Biol.* 23, 1156–1166.
- Figuerola, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J.A., Trejo, L., 2009. Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environ. Conserv.* 36, 180–191.
- Flores-Villela, O., 1993. Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, USA, pp. 253–279.
- Fuller, T., Munguia, M., Mayfield, M., et al., 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biol. Conserv.* 133, 131–142.
- Fuller, T., Sánchez-Cordero, V., Iloldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S., 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biol. Conserv.* 134, 593–600.
- Fuller, T., Morton, D.P., Sarkar, S., 2008. Incorporating uncertainty about species' potential distributions under climate change into the selection of conservation areas with a case study from the Arctic coastal plain of Alaska. *Biol. Conserv.* 141, 1547–1559.
- García, A., 2006. Using ecological niche modeling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biol. Conserv.* 130, 25–46.
- García-Marmolejo, G., Escalante, T., Morrone, J.J., 2008. Establecimiento de prioridades para la conservación de mamíferos terrestres Neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical* 15, 41–65.
- García-Trejo, E.A., Navarro, A.C., 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana* 20, 167–185.
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., et al., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climat.* 25, 1965–1978.
- Iloldi-Rangel, P., Fuller, T., Linaje, M., et al., 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Divers. Distrib.* 14, 493–508.
- INEGI, 2005. Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie III. Escala 1:250,000. Conjunto de Datos Vectoriales. Aguascalientes, Ags. México.

- Justus, J., Sarkar, S., 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *J. Biosci.* 27 (52), 421–435.
- Kinnaird, F.M., Sanderson, E.W., O'Brien, T.G., et al., 2003. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conserv. Biol.* 17, 245–257.
- Mace, G., Balmford, A., 2000. Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. Priorities for the conservation of mammalian diversity. In: Entwistle, A., Dunstone, N. (Eds.), *Has the Panda Had its Day?* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 27–52.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- Margules, C.R., Sarkar, S., 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mendoza, E., Fayj, Dirzo R., 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 78, 451–467.
- Merlow, C., Smith, M.J., Silander, J.A., 2013. A practical guide to MaxEnt for modelling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36, 1058–1069.
- Myers, N., 1998. Global biodiversity priorities and expanded conservation policies. In: Mace, G., Balmford, A., Ginberg, J. (Eds.), *Conservation in a Changing World*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 273–285.
- Navarro, A.G., 1998. *Distribución geográfica y ecológica de la avifauna del estado de Guerrero, México*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ochoa-Ochoa, I.M., Flores-Villela, O., 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. Universidad Nacional Autónoma de México-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Ortega-Huerta, M., Peterson, A.T., 2004. Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Divers. Distrib.* 10, 39–54.
- Pardo, A., Ruiz, M.M., 2002. SPSS 11. Guía Para el análisis de datos. McGraw Hill, Madrid, España.
- Pawar, S., Koo, M.S., Kelleys, C., et al., 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 136, 346–361.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using crypting geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102–117.
- Peterson, A.T., Navarro, A.G., 2000. Western Mexico: a significant center of avian endemism and challenge for conservation action. *Cotinga* 14, 42–46.
- Peterson, A.T., Egbert, S.L., Sánchez-Cordero, V., Price, K.P., 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, México. *Biol. Conserv.* 93, 85–94.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161–175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Brodley, C.E. (Ed.), *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*. ACM Press, New York, pp. 655–662.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231–259.
- Rodríguez, J.P., Li, Brotons, Bustamante, J., Seoane, J., 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Divers. Distrib.* 13, 243–251.
- Sánchez O., Medellín R, Aldama A., et al. (2007) *Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER)*. INE-SEMARNAT, CONABIO, México.
- Sánchez-Cordero, V., Munguía, M., Peterson, A.T., 2004. GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. In: Lomolino, M., Heaney, L. (Eds.), *Frontiers in Biogeography*. Sinauer Press, pp. 311–323.
- Sánchez-Cordero, V., Iloldi-Rangel, P., Linaje, M., et al., 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biol. Conserv.* 126, 465–473.
- Sánchez-Cordero, V., Iloldi-Rangel, P., Linaje, M., et al., 2009. Deforestation and biodiversity conservation in Mexico. In: Columbus, A., Kuznetsov, L. (Eds.), *Endangered Species: New Research*. Nova Science Publishers, New Haven, USA, pp. 279–298.
- Sarkar, S., Aggarwal, A., Garson, J., et al., 2002. Place prioritization for biodiversity content. *J. Biosci.* 27, 339–346.
- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K., Williams, K.J., Williams, P.H., Andelman, S., 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Ann. Rev. Environ. Resources* 31, 123–159.
- Sarukhán, J., Halffter, G., Koleff, P., et al., 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Schmiegelow, F.K.A., Mönkkönen, M., 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecol. Appl.* 12, 375–389.
- SEMARNAT, 2002. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT, 2008. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT, 2009. *El Medio Ambiente en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT, 2010. *Norma Oficial Mexicana (NOM-ECOL-059-2010). Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación, México.
- Toledo, V.M., Carabias, J., González-Pacheco, C., 1989. *La Producción rural en México. Alternativas ecológicas*. Universo Siglo 21, Mexico.
- Zar, J., 1994. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New York, USA.



## MATERIAL COMPLEMENTARIO 1.

*List of terrestrial vertebrate species included in this analysis. Species are in ascending order according to the value in the tenth column PPD Guerrero (see below). Columns (in bold):*

**NOM-ECOL-2010:** Risk category according to Mexican Official Standards – Ecology (NOM-ECOL-2010). A: Amenazada (*threatened*); Pr: Protección especial (*special protection*); P: Peligro (*endangered*).

**IUCN:** Risk category according to IUCN: CR: en peligro crítico (*critically endangered*); EN: Amenazada (*threatened*); VU: vulnerable; NT: Casi amenazada (*near threatened*); LC: Preocupación menor (*least concern*); DD: Datos Insuficientes (*data deficient*).

**Endemicity:** Type of distribution for Mexico, E: Endemic to Mexico; EG: Endemic to Guerrero.

**Training samples:** Training samples used to model the distribution of each species.

**Test samples:** Test samples used to model the distribution of each species.

**Training AUC:** Value of AUC from the ROC analysis of training samples.

**Test AUC:** Value of AUC from the ROC analysis of test samples.

**PPD Mexico:** Proportion of species potential distribution with remnant natural habitat (predicted distribution) for Mexico.

**PPD Guerrero:** Proportion of species potential distribution with remnant natural habitat (predicted distribution) for Guerrero.

**PPDPA:** Proportion of species potential with remnant natural habitat (predicted distribution) in decreed protected areas.

















## Supplemental Material 2

### *Worked example of the Mexican opossum*

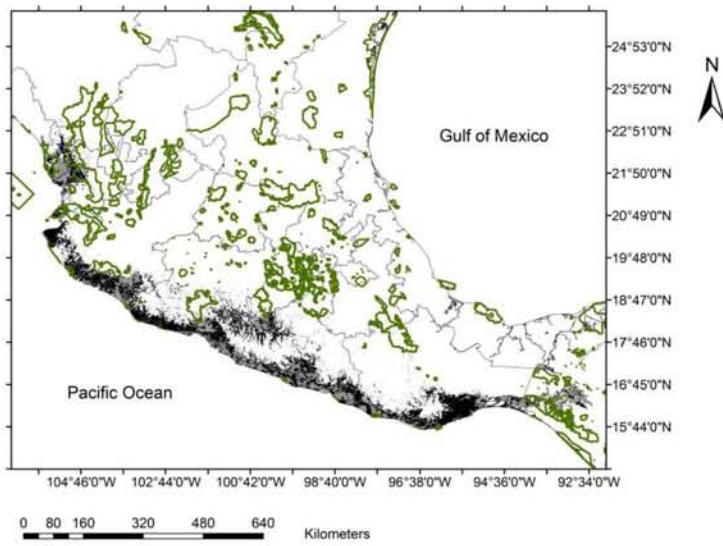
We provide a worked example of our conceptual and methodological approach used for all terrestrial vertebrates included in this study. We used the endemic Mexican opossum *Tlacuatzin canescens*, as an example for describing the methods using MaxEnt to produce the species potential distribution and its refinement of including only remnant natural habitat into a species predicted distribution. Finally, we superimposed the species predicted distribution on decreed protected areas to estimate the fraction of remnant natural habitat overlapping with these areas nationwide and in the State of Guerrero.

The species potential distribution model was produced using Maxent software package (Ver. 3.1.0) (Phillips et al. 2004, 2006, 2008). Specifically, for the Mexican opossum, 21 point localities were used to develop the model (75%), and 7 point localities were selected as test points for the models (25%). Following published recommendations, linear and product quadratic tests were used; the convergence threshold was set to  $10^{-5}$ . The algorithm converged after 300 iterations (maximum iteration per species was 500 iterations) (Pawar et al., 2007; Phillips et al., 2004, 2006, 2008). The output format was “logistic”, so the result is a float model, and we used the 10-percentile training presence threshold (in the Mexican opossum case: 0.495 logistic threshold) to reclassify the float format, to one presence-absence format (see Liu et al., 2005; Morueta-Holme et al., 2010).

Figure 1 depicts the species potential distribution (grey) of the Mexican opossum nationwide (A) and in Guerrero (B). We then refined the species potential distribution (black) by including only remnant natural habitat (primary and secondary vegetation) on the species potential distribution, and excluding transformed habitat as

agrosystems and urban settlements, using the land use and vegetation map from (INEGI 2005). Finally, we superimposed the species predicted distribution of the Mexican opossum with decreed protected areas (green polygons), to estimate the fraction of remnant natural habitat occurring in these areas nationwide (A) and in Guerrero (B).

**A**



**B**

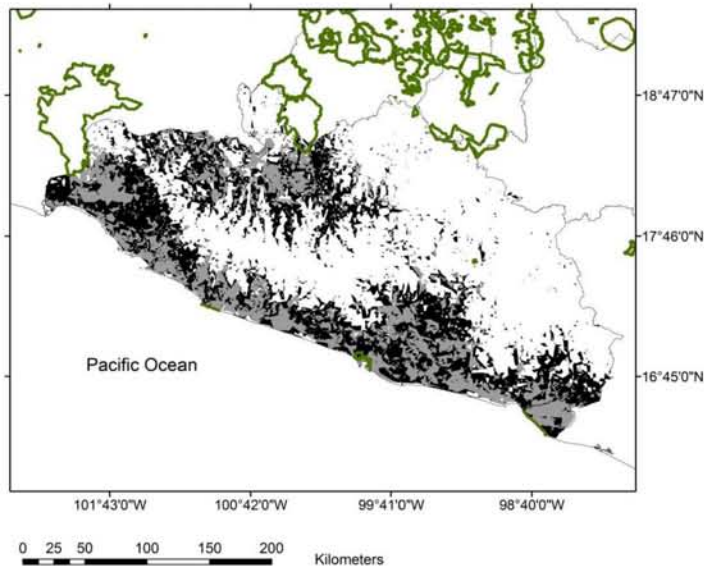


Figure 1. The species potential distribution (grey) and species predicted distribution (black) of the endemic Mexican opossum *Tlacuatzin canescens*, nationwide (A) and in Guerrero (B). The overlapping of species predicted distribution with decreed protected areas (green polygons) is depicted nationwide (A) and in Guerrero (B).

#### LITERATURE CITED

INEGI (2005) Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie III. Escala 1:250 000.

Conjunto de Datos Vectoriales. Aguascalientes, Ags. México.

Liu, C, Berry PM, Dawson TP, and Pearson RG (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28:385-393.

Morueta-Holme N, Flojgaard C and Svenning J-C 2010. Climate Change Risk and Conservation Implications for a Threatened Small-Range Mammal Species. *PLoS ONE* 5: e10360. doi:10.1371/journal.pone.0010360; last accessed: October 2013.

- Pawar S, Koo MS, Kelleya C, et al (2007) Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 136:346–361.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2004) A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Brodley CE (ed) *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, ACM Press New York, pp 655-662.
- Phillips SJ, Dudík M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175

**CAPÍTULO III. Los vertebrados terrestres como valores subrogados para la  
conservación de la biodiversidad.**

Francisco Botello y Víctor Sánchez-Cordero

## Resumen

La planeación sistemática de la conservación es un enfoque estructurado en varios pasos para cartografiar sistemas de áreas para la conservación en las que se busca representatividad y persistencia de la biodiversidad a largo plazo. Debido a la complejidad de la biodiversidad, para proponer áreas prioritarias de conservación que busquen conservar la diversidad biológica, es necesario utilizar subrogados que sean cuantificables y que puedan ser evaluados en campo. En este trabajo utilizamos modelos de distribución potencial de especies para analizar la eficiencia de cuatro grupos de vertebrados terrestres como subrogados en el estado de Guerrero, México. Para ello utilizamos el programa computacional ConsNet para buscar soluciones eficientes de conservación que representaran por separado y en su conjunto a 582 especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos, utilizando curvas de subrogación para analizar los datos. Los resultados muestran que las diferentes clases de vertebrados no se representan adecuadamente entre sí y que el área necesaria para representar se incrementa notablemente si priorizamos con base en las distintas clases por separado (23664.8 km<sup>2</sup>), que si priorizamos utilizando los cuatro grupos de vertebrados (6295.0 km<sup>2</sup>). Puesto que uno de los objetivos de la planeación sistemática de la conservación es representar la mayor diversidad dentro de tan poca área como sea posible, incluyendo taxones raros y complementariedad, y esto se ve seriamente afectado cuando se realizan prioridades de conservación con grupos taxonómicos (p. ej. clases) por separado, concluimos que los trabajos realizados mediante planeación sistemática de la conservación tendrán que ser realizados mediante análisis multi-taxón que incluya información de la biodiversidad disponible de las zonas a conservar, lo que subraya

la necesidad de la colaboración de expertos de distintos taxones que busquen el mismo objetivo de conservación.

## **Introducción**

La planeación sistemática de la conservación es un enfoque estructurado en varios pasos para cartografiar sistemas de áreas para la conservación en las que se busca representatividad y persistencia de la biodiversidad a largo plazo (Margules y Pressey, 2000; Margules y Sarkar, 2009; Sarkar y Margules, 2002).

El término biodiversidad se refiere a toda la variabilidad y complejidad en cada uno de los niveles de organización estructural, taxonómica y funcional de la biota (Takacs, 1996). Dos sistemas jerárquicos, se han utilizado para clasificar las entidades biológicas; la jerarquía espacial o ecológica (moléculas, macromoléculas, organelos celulares, células, individuos, poblaciones, meta poblaciones, comunidades, ecosistemas, biosfera) y la jerarquía taxonómica (alelos, loci, linajes, genotipos, subespecies, especies, géneros, familias, órdenes, clases, phyla, reinos). Sin embargo, las jerarquías no se encuentran bien definidas y ordenadas, además de que existe variabilidad dentro de ellas; por lo que la diversidad biológica en esos términos es prácticamente imposible de cuantificar y para fines de conservación no resulta un concepto operativo (Margules y Pressey, 2000; Margules y Sarkar, 2009; Sarkar, 1998; Sarkar, 2002).

Por lo anterior para proponer áreas prioritarias de conservación que busquen conservar la diversidad biológica, es evidente la necesidad de la búsqueda de subrogados de la biodiversidad, que sean cuantificables y que puedan ser evaluados en campo. A estos valores que idealmente representan la diversidad general, se les ha llamado subrogados verdaderos (Austin y Margules 1986; Garson et al., 2002; Margules y Sarkar 2009).

Los subrogados verdaderos pueden ser, entre otros, elementos de paisajes, tipos de hábitat, especies u otros taxones, siendo el nivel de especie el más comúnmente utilizado para cuantificar la diversidad biológica. Sin embargo, en ocasiones aún para estos valores, es complicado obtener información completa (p. ej. distribución de la totalidad de especies en determinada región), entonces como medida de la biodiversidad se ocupan valores subrogados estimados (p. ej. Un subconjunto de las especies que se distribuyen en la región de interés), con los que se pretende representar adecuadamente al conjunto de subrogados verdaderos (totalidad de especies en la región) (Margules y Sarkar 2009).

La elección de subrogados estimados, depende de criterios como el funcional, el idiosincrásico, estatus de conservación, diferencias filogenéticas, importancia comercial, especies conspicuas y equidad. Sin embargo muchas de estas características de selección están más relacionadas con lo que se desea conservar que con criterios de representatividad, por lo que especies clave, en alguna categoría de riesgo o que tienen importancia comercial podrían definirse más como subrogados verdaderos (Andelman y Fagan 2000; Faith 1992; Fleishman et al., 2000; Garson et al 2002; Margules y Sarkar 2009), además de que la categoría de riesgo asignada para ciertas escalas puede no coincidir con la escala de trabajo de interés (Sánchez-Cordero et al., 2005a; 2005b)

Con la expectativa de abarcar el espacio ecológico y de representar adecuadamente la biodiversidad (Margules y Sarkar 2009), se han utilizado como subrogados estimados especies de uno o dos taxones (p. ejem. clases; Illoldi-Rangel et al., 2008; Pawar et al., 2007; Tognelli 2005). Sin embargo, estudios que analizan el desempeño de taxones a nivel de clase, como subrogados estimados, han reportado resultados negativos en su eficiencia, por lo que la selección de subrogados estimados de diversos grupos taxonómicos podría ser



preferible sobre la selección de subrogados mono fileticos (Dobson et al 1997; Flather et al., 1997; Lund and Rahbek 2002; Virolainen et al., 2000).

A pesar de lo anterior, es común priorizar áreas de conservación utilizando como valores subrogados una o dos clases de vertebrados (Álvarez-Mondragón y Morrone 2004; García-Marmolejo et al., 2008; Illoldi et al., 2008; Peterson et al., 2000; Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010), lo cual puede deberse en principio, a que las propuestas de conservación usualmente son realizadas por grupos de trabajo unidisciplinarios (p. ej. masto zoólogos, ornitólogos, herpetólogos, entomólogos, entre otros), con lo que es probable que se pierda eficiencia en la conservación de la biodiversidad (Lund y Rahbek 2002).

El oeste de México tiene una elevada complejidad topográfica y diversidad de hábitat (García-Trejo y Navarro, 2004) y es un importante centro de riqueza y endemismo para distintos grupos taxonómicos, (Peterson y Navarro 2000; García-Trejo y Navarro 2004), por lo que se han realizado múltiples análisis de sitios prioritarios para la conservación, incluyendo avifauna (Peterson y Navarro 2000) mastofauna (Fa y Morales 1993; Ceballos et al. 1998) y herpetofauna (Flores-Villela 1993).

Dentro de esta región es notable la elevada diversidad y endemismo que se presenta en el estado de Guerrero, el cuarto estado con mayor diversidad en México, incluyendo 139 especies de peces, 270 especies de anfibios y reptiles (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006), 545 de aves (Navarro, 1998; Almazán-Nuñez y Navarro, 2000) y 149 especies de mamíferos (Almazán-Catalán et al., 2005). No obstante su elevada biodiversidad, el estado cuenta con menos del 0.1% de área dedicada a la protección de la biodiversidad. Por lo anterior, Guerrero es un escenario idóneo para evaluar la eficiencia como subrogados, de

algunos de los grupos taxonómicos usualmente utilizados como subrogados estimados en la planeación sistemática de la conservación: los vertebrados terrestres; Los anfibios, aves, mamíferos y reptiles presentes en Guerrero son taxones con fisiología, historia evolutiva, capacidades de dispersión y patrones biogeográficos disímiles (Capítulo III, este trabajo), por lo que probablemente la capacidad que tengan de representarse entre sí sea limitada.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la eficiencia de estos taxones de vertebrados terrestres como subrogados estimados. En particular, dada la gran variabilidad de patrones de distribución que presentan (Capítulo III, este trabajo), se prueba la hipótesis de que cada grupo taxonómico es un subrogado adecuado para representar a los demás grupos taxonómicos, en el contexto de la selección de áreas prioritarias de conservación.

## **Métodos**

### *Priorización de Áreas de Conservación.*

Se utilizaron 582 modelos de distribución potencial de especies de vertebrados terrestres, generados como parte de los insumos del Capítulo III de este trabajo y se generó mediante el software *Maxent to ConsNet*, un archivo de análisis para ser utilizado con el programa ConsNet (Ciarleglio et al., 2008, 2009). ConsNet permite seleccionar áreas con base en la presencia de taxones raros (definido en el sentido de amplitud de distribución) y complementariedad, con el objetivo de representar la mayor diversidad posible en tan poca superficie como sea posible (Ciarleglio et al., 2009; Margules y Sarkar 2009).

Se excluyeron del proceso de priorización, las celdas que carecían de vegetación natural, según la carta de uso de suelo y vegetación serie III (INEGI 2005), y se realizó una solución de conservación utilizando distintos porcentajes del total de especies para cada uno de los cuatro grupos taxonómicos, es decir se generó una solución de conservación

independiente del 25, 50, 75 y 100% de 53 especies de anfibios, de 115 especies de reptiles, de 334 especies de aves y de 80 especies de mamíferos. Cada solución se inicializó priorizando rareza (*ConsNet- RF4 adyacencia*) y posteriormente, se realizaron 400,000 iteraciones buscando minimizar área e incrementar conectividad (*ConsNet-min cells and shape ITS*), con el objetivo de representación fijo del 10% de la probabilidad de distribución para cada especie o subrogado (Ciarleglio et al., 2008, 2009; Sarkar et al., 2008).

Las áreas prioritarias seleccionadas para cada taxón, y cada porcentaje, es decir, las 20 soluciones construidas mediante el 25, 50, 75 y 100% de las especies de anfibios, aves, mamíferos y reptiles (escenario 1) y el 25, 50, 75 y 100% de los vertebrados en conjunto (escenario 2) fueron evaluadas mediante gráficas de subrogación, para determinar la representatividad de las demás clases de vertebrados.

La gráfica de subrogación es un método de evaluación de los subrogados estimados que fue desarrollado por Sarkar et al., (2000) y Garson et al., (2002). Las gráficas son una extensión y generalización de la curva de acumulación de especies y, usualmente, evalúan el nivel de representación de subrogados verdaderos en soluciones de conservación construidas con base en la distribución de subrogados estimados. Para ello, generalmente se han utilizado los puntos de presencia (o colecta) de los subrogados verdaderos que caen dentro del área que ha sido priorizada como evidencia de que se encuentran representados por la solución generada con base en los subrogados estimados. Este método puede estar sujeto a un error de inicio, puesto que se asume una adecuada representación espacial de la colecta de los datos en campo (Garson et al 2002; Sarkar et al 2005; Margules y Sarkar 2009).

Debido a ese problema identificado, aquí se utilizaron gráficas de subrogación modificadas de manera que se considera que una especie (subrogado verdadero) se encuentra representada en una solución de conservación, cuando se cumple con el 10% de su distribución probable generada mediante modelado de distribución potencial. De esta manera, se utilizó la información sobre el número de especies representadas para cada solución de conservación (20 soluciones, 25, 50, 75 y 100%), y así determinamos la capacidad de cada clase como subrogado estimado.

## **Resultados**

Con los 528 modelos de distribución potencial de especies de vertebrados, se generaron 20 archivos de entrada para realizar las soluciones de prioridades de conservación en ConsNet, (25, 50 75 y 100% de las especies de anfibios, aves, mamíferos, reptiles y, el conjunto de vertebrados). Cada archivo sirvió para construir una solución mediante 400,000 iteraciones en ConsNet, obteniéndose para todos los casos una “mejor solución”, cuya área se encuentra entre 5170 Km<sup>2</sup>, cuando solo se selecciona el 25% de los anfibios (14 especies), y 6295 Km<sup>2</sup>, al seleccionar el 100% de los vertebrados, es decir, 582 especies (Cuadro 1).

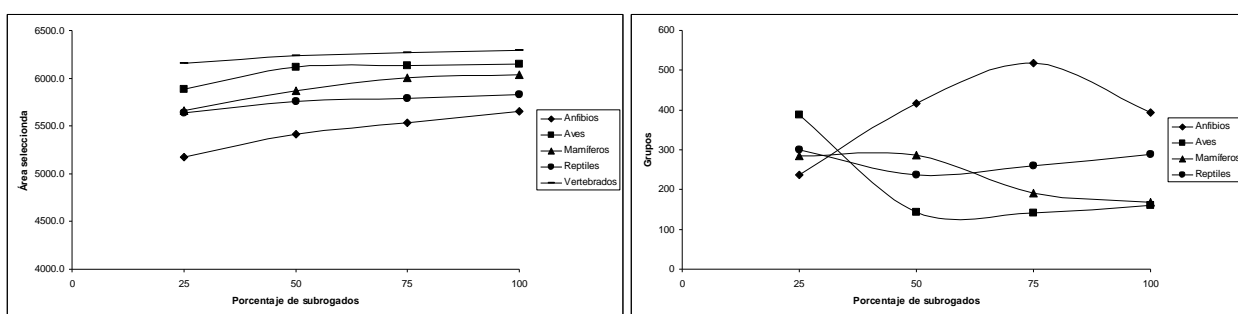
Como sería de esperar, se encontró una correlación positiva significativa, entre el número de especies seleccionadas para determinar las prioridades de conservación de todos los casos y el área seleccionada ( $r = 0.855$ ,  $P. < 0.01$ ,  $N=16$ ; Figura 1a).

Los taxones de vertebrados subrogan con diferente eficiencia. Las aves (como subrogados verdaderos) se encuentran relativamente bien representadas en las soluciones generadas para el 100% de los anfibios, mamíferos y reptiles (81, 80 y 90% de las especies de aves se encuentran representadas; Figura 2). Sin embargo, ningún otro grupo

taxonómico alcanza a ser representado en más del 70 % de sus especies, por la solución realizada con el 100% de las especies de los otros taxones.

**Cuadro 1.** Para cada grupo taxonómico (clase) y el total de los vertebrados, se buscó minimizar área y forma mediante 400,000 iteraciones realizadas en ConsNet. Las soluciones finales seleccionadas incluyen el 10% de la probabilidad de la distribución para el 25, 50 75 y 100% de las especies. Se muestra en la el número de celdas seleccionadas, el área en kilómetros cuadrados, el perímetro total y el número de grupos que conforman la solución.

Grupo taxonómico	Porcentaje de especies	Número de especies	Celdas seleccionadas	Área (Km2)	Perímetro (km)	Grupos
Anfibios	25	14	4386	5170	5770	237
	50	27	4593	5417	7170	416
	75	40	4694	5535	7914	518
	100	53	4795	5654	7203	393
Aves	25	84	4988	5882	7003	387
	50	167	5188	6118	4431	144
	75	250	5197	6129	4808	142
	100	333	5217	6152	4808	160
Mamíferos	25	20	4803	5663	6566	285
	50	40	4980	5872	6309	287
	75	60	5093	6005	5432	191
	100	80	5118	6036	4823	168
Reptiles	25	29	4778	5634	6391	300
	50	57	4883	5757	5749	237
	75	86	4909	5788	5942	259
	100	115	4941	5826	6234	288
Vertebrados	25	147	5221	6157	5943	245
	50	291	5289	6237	5269	210
	75	436	5316	6268	5383	203
	100	582	5339	6295	4953	225

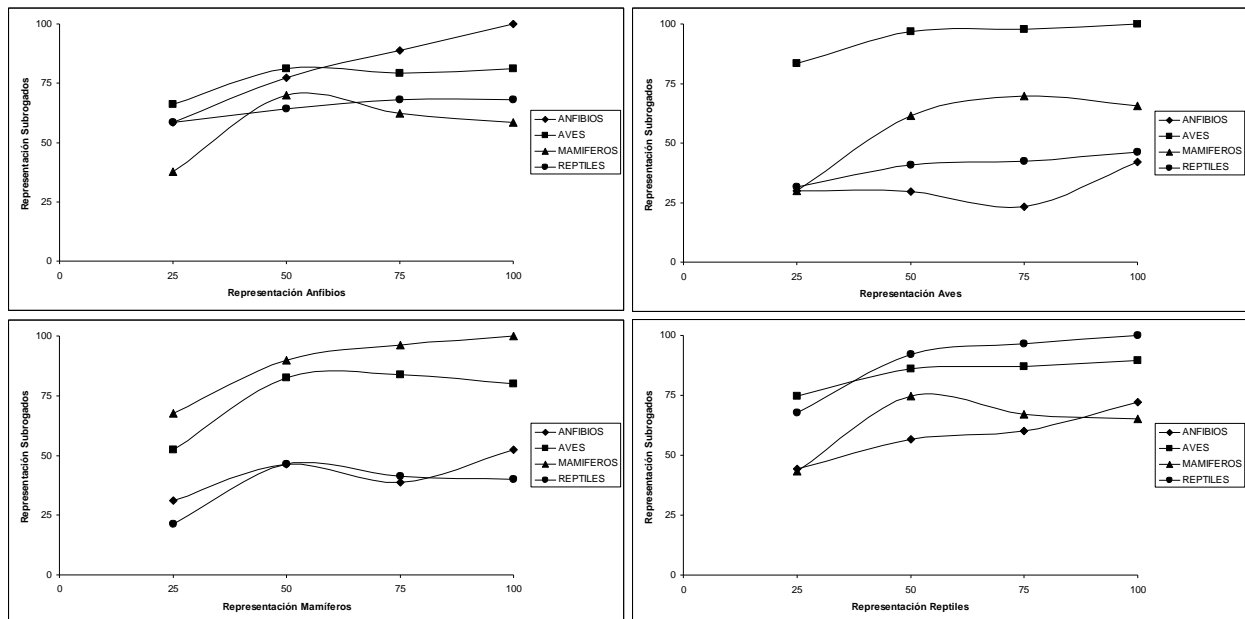


a).

b).

**Figura 1.** Porcentaje de subrogados utilizados para realizar la selección de áreas prioritarias y a) área (km<sup>2</sup>) y b) número de grupos seleccionados según cada porcentaje de subrogados utilizados para cada taxón.

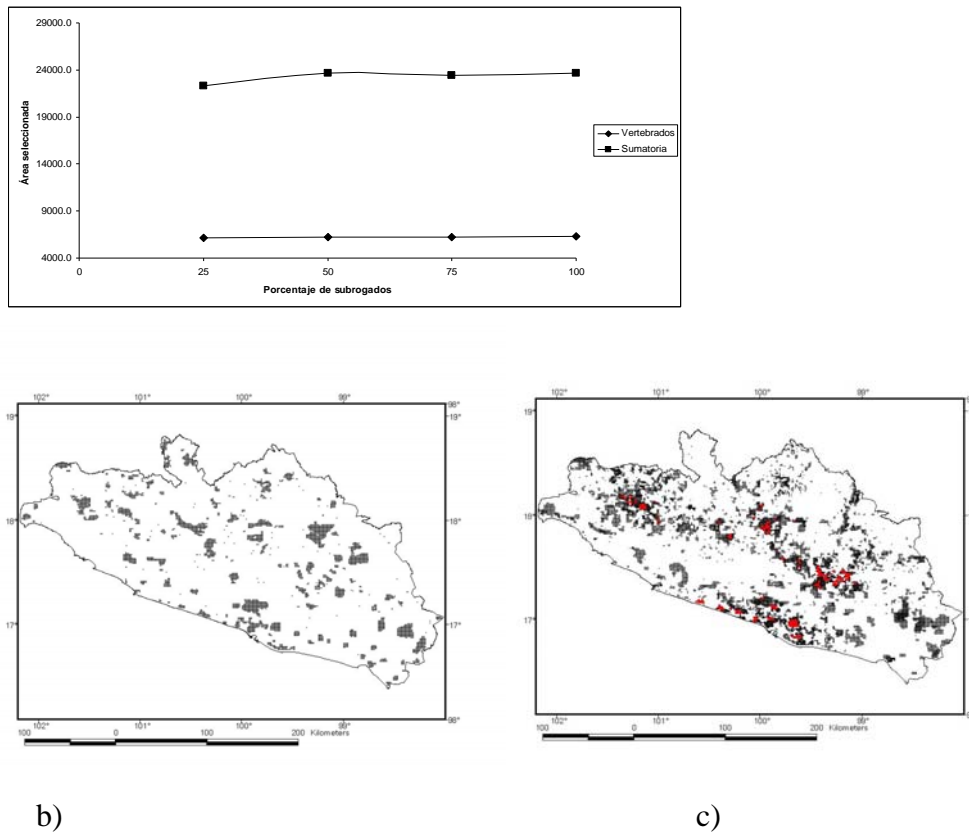
Al analizar la correlación existente entre número de especies utilizadas como subrogados estimados y el número de especies representadas en las soluciones de conservación (subrogados verdaderos), existe una correlación significativa entre la proporción de anfibios y aves seleccionados para realizar la solución de conservación y la proporción de especies de reptiles representados ( $r = 0.929$ ,  $P. = 0.03$ ,  $N=4$ ;  $r = 0.933$ ,  $P. = 0.03$ ,  $N= 4$ ). Adicionalmente, existe una correlación significativa entre la proporción de reptiles utilizados como subrogados estimados y la proporción de especies representadas de anfibios y aves ( $r = 0.977$ ,  $P. = 0.01$ ,  $N=4$ ;  $r = 0.906$ ,  $P. = 0.04$ ,  $N= 4$ ; respectivamente).



**Figura 2.** Curvas de subrogación para los cuatro taxones utilizados en el análisis. En el eje de las x se encuentra el porcentaje de especies de los diferentes taxones utilizados como subrogados estimados, mientras que en el eje de las y se encuentran los taxones evaluados cada uno como subrogados verdaderos.

Por otro lado el área seleccionada como prioritaria mediante ConsNet, es mucho mayor si se superponen las soluciones para cada taxón por separado (Escenario 1; 25%,  $n = 147$ ,

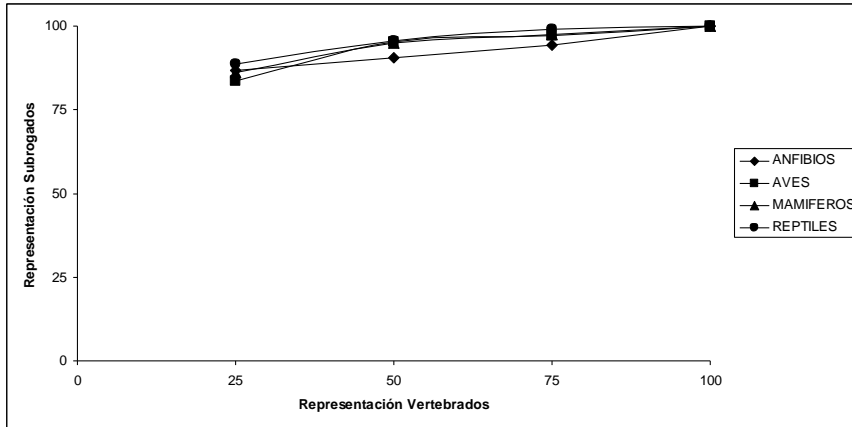
22,349.0 km<sup>2</sup>; 50%, n=29, 23,640.1 km<sup>2</sup>; 75% n= 436, 23455.0 km<sup>2</sup>; 100% n= 582, 23664.8 km<sup>2</sup>) que si se realiza una solución única (Escenario 2; 25% n = 147, 6156.5 km<sup>2</sup>; 50% n= 29, 6236.6 km<sup>2</sup>; 75% n= 436, 6267.8 km<sup>2</sup>; 100% n= 582, 6295.0 km<sup>2</sup>). Las diferencias presentadas entre los dos escenarios son obvias. En contraste dentro de un mismo escenario, poco se incrementa el área seleccionada respecto al aumento en el porcentaje de especies incluidas (25, 50 75 o 100%; Figura 3).



**Figura 3.** Área seleccionada (a) con distintos porcentajes de especies incluidas en el análisis para dos escenarios: Solución de vertebrados en conjunto en gris claro (escenario 1; b) y la sumatoria de soluciones por taxón, se presenta en rojo la coincidencia geográfica (654 celdas; 764 km<sup>2</sup>) para las soluciones de las cuatro clases taxonómicas (escenario 2; c).

La solución de conservación construida utilizando al conjunto de vertebrados (escenario 2), representa adecuadamente las especies de todos los grupos, pues aún utilizando solo el 25%

de las especies, se logra la representación de entre el 84 y el 89% de las especies de cada taxón. Obviamente al ser un objetivo al momento de realizar la solución, en última instancia se representa adecuadamente el 100% de las especies (Figura 4).



**Figura 4.** Curva de subrogación utilizando como subrogado estimado el 25, 50 75 y 100% de las especies de vertebrados como grupo de subrogación y analizando su eficiencia para representar los 4 grupos de vertebrados por separado

## Discusión

El presente trabajo es el primero en México, que realiza un análisis de la capacidad de diferentes taxones de vertebrados como subrogados estimados de la biodiversidad. Los resultados muestran que, como se esperaba, existe una correlación significativa entre el número de subrogados (especies) utilizados para seleccionar áreas de conservación y el área priorizada. Sin embargo, la diferencia entre el área utilizada para representar tan pocas especies como lo son 14 anfibios o el total de especies de vertebrados aquí analizados (582), es apenas de 1125 km<sup>2</sup> (menos de 2 km<sup>2</sup> por especie). Con lo anterior se podría asumir que es eficiente buscar una solución de conservación para determinado taxón, y posteriormente incluir áreas adicionales para representar adecuadamente a otros (Iloldi et



al., 2008). Sin embargo ningún grupo taxonómico de los aquí analizados, es un buen subrogado de las otras clases, y solo las aves son representadas en más del 70 % de las especies, cuando se prioriza anfibios, mamíferos o reptiles para construir la solución de conservación, lo cual concuerda con lo encontrado por diversos trabajos que fuera de México han reportado bajo desempeño de ciertos grupos taxonómicos como subrogados de otros grupos (Oertli et al., 2005). La buena representación de las aves en las prioridades realizadas para anfibios y reptiles podría deberse a que una elevada proporción de las especies de aves tiene una distribución amplia en el estado de Guerrero. Sin embargo, cerca del 50% de las especies de aves que no alcanzan a ser representadas en las prioridades para anfibios (34 especies de aves) y reptiles (33 especies de aves), corresponde a aquellas que podrían ser consideradas de mayor importancia para la conservación, pues son especies endémicas o que se encuentran catalogadas bajo alguna categoría de riesgo.

El mal desempeño de grupos mono fileticos para representar a otros taxones ha sido documentado frecuentemente (Landres et al., 1988; Oliver et al., 1998, Perfecto et al., 2003; Niemelä and Baur, 1998, Su et al., 2004; Vessby et al., 2002; Weaver, 1995); por ejemplo, Garson et al., (2002), reportan una eficiencia cercana al 80% de representación de especies de vertebrados y plantas en riesgo (subrogados verdaderos) cuando son utilizadas aves como subrogados estimados, pero adicionalmente los autores demostraron que la subrogación decae rápidamente cuando se utiliza más de un registro como umbral de representación. El utilizar un solo registro como evidencia de representatividad tiene el riesgo de sobre estimar la capacidad de los subrogados estimados, pero además también existe el riesgo de subestimar dicha capacidad puesto que los registros históricos disponibles para determinada región difícilmente fueron tomados de manera homogénea o

sistemática en el espacio geográfico, por lo que utilizar registros puntuales de subrogados verdaderos (es decir observaciones, ejemplares de museo, entre otros), podría no ser la mejor opción de evaluación de la capacidad de subrogados estimados. A pesar de lo anterior, hasta el momento el método común para determinar la eficiencia de sitios prioritarios ha sido la simple presencia del subrogado verdadero en el área.

El método aquí empleado permite realizar el análisis de desempeño de los subrogados estimados mediante el uso de Modelos de Distribución Potencial, que son los mismos insumos que se utilizan durante la selección de áreas prioritarias, lo que ofrece una vía para evaluar de manera rápida la representatividad, adicionalmente se pueden fijar metas variables no solo para los subrogados estimados sino también para los subrogados verdaderos, por lo que consideramos que éste es un método consistente y muy útil.

La baja representatividad de la biodiversidad que se logra al priorizar una sola clase, podría deberse a que un solo grupo taxonómico no refleja los patrones biogeográficos de las especies de los demás vertebrados, así como que tengan una menor complejidad ecológica que la requerida para representarlas efectivamente en el espacio (Moritz et al., 2001). Nosotros encontramos que una proporción baja de especies de determinado taxón representa relativamente bien otras especies de su mismo taxón (es decir el 25% de los anfibios representa más del 70% de las especies de anfibios; el 25% de las aves representa más del 70% de las especies de aves, etc.), por lo que incluir una baja proporción de especies de distintos taxones, conlleva a una mejor representación de la biodiversidad, que incluir una elevada proporción de las especies de una sola clase (con solo el 25 % de todos los vertebrados se representó más del 80% de todas las especies). Sin embargo permanece el conflicto sobre las especies que no han sido representadas, y que usualmente son aquellas

con distribución restringida y que consecuentemente es muy probable que hayan sido incluidas en alguna categoría de riesgo (Garson et al., 2002; este trabajo).

La coincidencia a nivel geográfico de las soluciones de conservación realizadas por separado para los cuatro grupos fue de solo 654 celdas (765 km<sup>2</sup>; 1.19% del territorio del estado), por lo que la suma a nivel geográfico de estas soluciones es de 23,000 km<sup>2</sup>, cifra que contrasta con los 6295 km<sup>2</sup> que son necesarios para representar adecuadamente a todas las especies analizadas (582) cuando se prioriza como un solo conjunto de especies.

La solución de conservación anteriormente mencionada parece coincidir muy poco (no se realizó una medida cuantitativa), con las prioridades de conservación publicadas por la Comisión Nacional para el uso y Mantenimiento de la Biodiversidad (CONABIO et al., 2007), sin embargo dicho trabajo fue realizado con una escala muy distinta (las unidades de selección fueron hexágonos de 256 km<sup>2</sup> y seleccionó más del 40% del territorio nacional). Garson et al (2002) reportan diferentes grados de eficiencia de las aves como subrogados estimados dependiendo de la escala utilizada y sus resultados muestran que celdas de 330 km<sup>2</sup> pueden ser eficientes para propósitos de conservación cuando se utilizan pocas especies de subrogados estimados, sin embargo de nuevo el área seleccionada como prioritaria en Guerrero por la CONABIO (2007) es de 27% del área estatal e incluye áreas deforestadas por lo que una solución que solo considerara áreas con cobertura vegetal remanente, podría requerir mucha más área (Fuller et al., 2007) y volvemos al problema de la inoperatividad. Por otro lado la inclusión de varias especies como valores subrogados estimados, en unidades pequeñas de análisis, asegura la eficiencia de las celdas priorizadas respecto a la representatividad y el área con vegetación natural remanente.

Por lo anterior, podemos concluir que para el estado de Guerrero, México: i) Las clases de vertebrados terrestres por separado, no son subrogados adecuados para representar a otras clases de vertebrados terrestres; ii) el objetivo principal de la planeación sistemática de la conservación que es representar la mayor diversidad dentro de tan poca área como sea posible, incluyendo taxones raros y complementariedad, se ve seriamente afectado cuando se realizan prioridades de conservación con grupos taxonómicos (p. ej. clases) por separado; iii) de acuerdo a los resultados de este trabajo, para el caso de los vertebrados terrestres, se logra una mejor representación de la biodiversidad cuando se incluyen pocas especies de varios taxones, que cuando se incluye toda la información disponible de un solo taxón; iv) es necesario incrementar los análisis de subrogación a grupos taxonómicos que no se encuentren dentro del mismo *phylum* y probar si se repite el mismo comportamiento de los datos. De ser así, los trabajos realizados mediante planeación sistemática de la conservación tendrán que ser realizadas mediante análisis multi-taxón que incluya toda la información de la biodiversidad disponible de las zonas a conservar, lo que subraya la necesidad de la colaboración de expertos de distintos taxones que busquen el mismo objetivo de conservación.

### **Literatura citada.**

- Almazán-Catalán J. A., C. Sánchez-Hernández y M. Romero-Almaraz. 2005. Registros sobresalientes de mamíferos del estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana* 21:155-157.
- Almazán-Nuñez, R. C. y A. Navarro. 2000. Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77:103-114.

- Álvarez-Mondragón E. y J. J. Morrone 2004. Propuesta de áreas para la conservación de aves de México, empleando herramientas panbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia* 3:112-120.
- Andelman, S. J. y Fagan, W. F. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates, or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97:5954–5959.
- Austin, M. P. y Margules, C. R. 1986. Assessing representativeness. *In* *Wildlife Conservation Evaluation*. M. B. Usher (ed). Pp. 47-52. Chapman and Hall. Londres. Reino Unido.
- Ceballos, G., R. Medellín y P. Rodríguez. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse México: mammalian diversity, endemism and endangerment. *Journal of Applied Ecology* 8:8-17.
- Ciarleglio, J., W. Barnes, and M. S. Sarkar. 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32:205–209.
- Ciarleglio, M., S. Sarkar y J. W. Barnes. 2008. ConsNet manual. Version 1.0. University of Texas, Austin. Available from [http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet\\_home](http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet_home). Consultado el 8 de abril de 2009.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, UANL 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Distrito Federal. México.

- Dobson, A. P., Rodriguez, J. P., Roberts, W. M. y Wilcove, D. S. 1997. Geographical distribution of endangered species in the United States. *Science* 275:550–553.
- Fa, J. E., y L. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in México. *In* Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y, J. Fa. (eds). Pp. 319-361. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- Faith, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61:1-10.
- Flather, C. H., K. R. Wilson, D. J. Dean y M. McComb. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Journal of Applied Ecology* 7:532–542.
- Fleishman, E., B. G. Jonsson y P. Sjoegren-Gulve. 2000. Focal species modeling for biodiversity conservation. *Ecological Bulletins* 48:85-99.
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. *In* Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (Eds.). Pp. 253-279. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- Fuller T., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2006. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134:593-600.
- García-Marmolejo G., T. Escalante y J. J. Morrone. 2008. Establecimiento de Prioridades para la Conservación de Mamíferos Terrestres Neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical* 15:41-65

- García-Trejo, E. A. y A. G. Navarro. 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:167-185.
- Garson, J., Aggarwal, A. y Sarkar, S. 2002. Birds as surrogates for biodiversity: An analysis of a data set from southern Québec. *Journal of Biosciences* 27:347-360.
- Iloldi-Rangel, P., Fuller, T., Linaje, M., Pappas, C., Sánchez-Cordero, V., y Sarkar, S. 2008. "Solving the Maximum Representation Problem to Prioritize Areas for the Conservation of Terrestrial Mammals at Risk in Oaxaca." *Diversity and Distributions* 14: 493-508
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2005. Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie III. Escala 1:250 000. Conjunto de Datos Vectoriales. Aguascalientes. México.
- Landres, P. B., Verner, J. y Thomas, J. W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2:316-328.
- Lund M.P. y Rahbek C. 2002. Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* 5:163–171
- Margules, C. R. y R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Margules C. R. y S. Sarkar. 2009. Planeación sistemática de la conservación. (Traducción V. Sánchez-Cordero y F. Figueroa). Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal. México.

- Moritz, C., K. S. Richardson, S. Ferrier, G. B. Monteith, J. Stanisci, S. E. Williams y T. Whiffin. 2001. Biogeographic concordance and efficiency of taxon indicators for establishing conservation priority in a tropical rainforest biota. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268:1875-1881
- Niemelä, J. y B. Baur. 1998. Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura Mountains. *Biodiversity and Conservation* 7:407–1416.
- Navarro, A. G. 1998. Distribución geográfica y ecológica de la avifauna del estado de Guerrero, México. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal. México.
- Oliver, I., A. J. Beattie y A. York. 1998. Spatial fidelity of plant, vertebrate, and invertebrate assemblages in multiple-use forest in Eastern Australia. *Conservation Biology* 12:822–835.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal. México.
- Oertli S., A. Muller, D. Steiner, A. Breitenstein y S. Dorn. 2005 Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. *Biological Conservation* 126:195-205.
- Pawar, S., M. S. Koo, C. Kelleya, M. Firoz Ahmed, S. Chaudhurid y S. Sarkar. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 136:346 –361.



- Perfecto, I., A. Mas, T. Dietsch y J. Vandermeer. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 12:1239–1252.
- Peterson, A. T. y A. G. Navarro 2000. Western Mexico: A significant center of avian endemism and challenge for conservation action. *Cotinga* 14:42-46.
- Peterson, A. T., S. L. Egbert, V. Sánchez-Cordero y K. P. Price. 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, México. *Biological Conservation* 93:85-94.
- Sánchez-Cordero, V., M. Munguía y A. T. Peterson. 2005a. GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. *In* *Frontiers of Biogeography: New directions in the Geography of the Nature*. Lomolino, M. V. y L. R. Heany (eds.). Pp. 311-324. Sinauer. Massachusetts. EE. UU.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar, y A. T. Peterson. 2005b. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Sarkar, S. 1998. *Genetics on Reductionism*. Cambridge University Press. Nueva York, EE. UU.
- Sarkar, S. 2002. Defining “biodiversity”: assessing biodiversity. *Monist* 85:131-155.
- Sarkar, S., J. Justus, T. Fuller, C. Kelley, J. Garson y M. Mayfield. 2005. Effectiveness of Environmental Surrogates for the Selection of Conservation Area Networks. *Conservation Biology* 19:815 -825.
- Sarkar, S. y Margules, C. R. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27:299-308.

- Sarkar, S., N. C. Parker, J. Garson, A. Aggarwal y S. Haskell. 2000. Place prioritization for Texas using GAP data: the use of biodiversity and environmental surrogates within socio-economic constraints. *Gap Analysis Program Bulletin* 9:48-50.
- Sarkar, S., T. Fuller, A. Aggarwal, A. Moffett, y C. Kelley, 2008. "The ConsNet Software Platform for Systematic Conservation Planning." In Moilanen, A., H. Possingham, y K. Wilson, (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- Su, J. C., D. M. Debinski, M. E. Jakubauskas y K. Kindscher. 2004. Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. *Conservation Biology* 18:167–173.
- Takacs, D. 1996. *The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*. Johns Hopkins Press. Baltimore EE. UU.
- Tognelli, M. F. 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation* 121:409–417.
- Urbina-Cardona N. y Flores-Villela O. 2010. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Conservation Biology Herpetofauna. *Conservation Biology* 24:1031-1041.
- Vessby, K., B. Söderström, A. Glimskär y B. Svensson. 2002. Speciesrichness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation Biology* 16:430–439.
- Virolainen, K. M., P. Ahlroth, E. Hyvarinnehj, E. Korkeamaki, J. Nattila, J. Paivinen, T. Rintala, T. Suomi y J. Suhonen. 2000. Hot spots, indicator taxa, complementarity and

optimal networks of Taiga. *Proceedings of the Royal Society, London* 267:1143–1147.

Weaver, J. C., 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9:939–942.

## **Discusión y conclusiones generales**

Guerrero se caracteriza por ser uno de los estados más biodiversos en México. Sin embargo, el cambio de uso de suelo y vegetación ha resultado en una pérdida significativa del 32 % del hábitat natural original (SEMARNAT 2009). Esta pérdida de hábitat natural está afectando de manera diferencial a las especies, en donde algunas especies con distribución potencial restringida a menos del 1% del estado, como *Cryptotis goldmani*, han perdido apenas el 5% de su distribución potencial en el estado de Guerrero, mientras otras especies como *Pipistrellus hesperus* con una distribución potencial igualmente restringida en el estado, han perdido hasta el 41 % de su distribución. La falta de correlación significativa encontrada tanto a nivel nacional como a nivel estatal entre la amplitud de la distribución potencial y el porcentaje de la misma que conserva hábitat natural remanente, sugiere que es necesario considerar el nivel de afectación especie por especie a la escala en la que se pretende realizar acciones de conservación. Sin embargo la mediana del porcentaje de hábitat natural que conservan las especies en su distribución potencial en Guerrero (83%) es mucho mayor a la mediana de ese mismo porcentaje a nivel nacional (61%) y adicionalmente se encontraron diferencias significativas al analizar la proporción de hábitat natural que conservan las especies a nivel estatal y a nivel nacional por lo que esto podría sugerir un escenario favorable para las especies de mamíferos en Guerrero. Desafortunadamente las especies con distribuciones restringidas pueden ser fácilmente impactadas por la pérdida de hábitat en muy poco tiempo y esta situación podría revertirse con facilidad (Fuller et al., 2006; Sánchez-Cordero 2005a; 2005b)

Por otro lado el análisis de la relación entre distribución potencial y actual de un grupo mayor de vertebrados terrestres compuesto por 582 especies, careció de

significancia, tanto a nivel estatal como de país. Esto podría ser debido a una elevada varianza provocada por los distintos patrones de distribución de las especies y las distintas tendencias de pérdida de hábitat en ambas escalas analizadas. Esto tiene implicaciones importantes para definir el estado de conservación de los vertebrados terrestres en Guerrero, en el sentido de que su nivel de amenaza, parece no estar determinado por la extensión de la distribución de las especies dentro del estado.

La importancia de realizar análisis especie por especie al considerar acciones de conservación que eviten la pérdida de hábitat en su distribución, se enfatiza puesto que además de tener grandes diferencias en cuanto al hábitat natural remanente en su distribución, la capacidad que tienen las distintas clases de vertebrados terrestres para representarse entre sí, es muy limitada. La baja coincidencia a nivel geográfico de las soluciones de conservación realizadas por separado para las cuatro clases (765 km<sup>2</sup>; 1.19% del territorio del estado), ha mostrado la importancia de incluir como subrogados, la mayor diversidad posible en los esfuerzos de conservación desde un inicio. Para Guerrero la suma a nivel geográfico de las soluciones de conservación realizadas para cada grupo por separado suman 23,000 km<sup>2</sup>, cifra que contrasta con los 6295 km<sup>2</sup> que son necesarios para representar adecuadamente a todas las especies analizadas (582) cuando se prioriza como un solo conjunto de especies.

Sin embargo un hallazgo interesante, es el que incluir una baja proporción de especies de distintos taxones, conlleva a una mejor representación de la biodiversidad, que incluir una elevada proporción de las especies de una sola clase (con solo el 25 % de todos los vertebrados -escenario 2, Capítulo IV, este trabajo- se representó más del 80% de las

especies de cualquier grupo taxonómico). Lo que refuerza la hipótesis de que los grupos de subrogados multitaxón son más eficientes que grupos mono fileticos.

A pesar de lo anterior, permanece el conflicto sobre las especies que no han sido representadas, y que usualmente son aquellas con distribución restringida y que consecuentemente es muy probable estén incluidas en alguna categoría de riesgo (Garson et al., 2002). Una opción plausible es, como ya se comentó, utilizar como subrogados estimados, el mayor número posible de especies de varios taxones para intentar representar adecuadamente a la biodiversidad en su conjunto, pero además, una acción adicional sería incluir a priori cierta proporción de la distribución geográfica de especies y ecosistemas que se encuentran en elevado riesgo tratándolos como subrogados verdaderos.

Es necesario resaltar la importancia de considerar al estado de Guerrero en acciones de conservación a realizar en el corto plazo. La selección de nuevas áreas de conservación idealmente busca complementar las áreas que ya se encuentran bajo algún esquema de conservación para alcanzar una adecuada representatividad de la biodiversidad. En este sentido, Guerrero ocupa el último lugar nacional en áreas decretadas para la conservación, por lo que urge identificar y establecer sitios prioritarios de conservación que incluya subrogados de biodiversidad multi-taxón para establecer redes de áreas de conservación con mayor congruencia y coincidencia geográfica (Fuller et al., 2007; Sánchez-Cordero et al., 2009).

Finalmente recomendamos i) que los trabajos que busquen realizar conservación a cualquier escala comiencen por analizar la situación de riesgo, por pérdida de vegetación natural, en la que se encuentra cada una de las especies de las que se pueda obtener información, ii) que se defina la meta de conservación con base en la información del

riesgo que tienen las especies a las escalas que se pretenden realizar las acciones de conservación, iii) que los subrogados estimados tengan un origen multi-taxón, iv) que se busque una meta de conservación elevada para especies y ecosistemas con distribución muy restringida, o en su caso incluir cierta proporción de la distribución de esos subrogados verdaderos como área seleccionada a priori. Lo anterior subraya la necesidad de la colaboración de expertos de distintos taxones que busquen el mismo objetivo de conservación.

## **Literatura citada.**

- Almazán-Catalán J. A., C. Sánchez-Hernández y M. Romero-Almaraz. 2005. Registros sobresalientes de mamíferos del estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana* 21:155-157.
- Almazán-Nuñez, R. C. y A. Navarro. 2000. Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77:103-114.
- Álvarez-Mondragón E. y J. J. Morrone 2004. Propuesta de áreas para la conservación de aves de México, empleando herramientas panbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia* 3:112-120.
- Bélisle M., A. Desrochers y M-J. Fortin. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82:1893–904.
- Best L. B., T. M. Bergin y K. E. Freemark. 2001. Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management* 65:442-449.
- Bezauri-Creel J. E., J. F. Torres, L. M. Ochoa, M. Castro-Campos. 2012. Áreas naturales protegidas y otros espacios dedicados a la conservación, restauración y uso sustentable de la biodiversidad en México. The Nature Conservancy- México, D. F. Capas ArcGis en formato CD.
- Ceballos, G., R. Medellín y P. Rodríguez. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse México: mammalian diversity, endemism and endangerment. *Journal of Applied Ecology* 8:8-17.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, UANL 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature



- Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Distrito Federal. México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2008. Capital Natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal. México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009. Capital Natural de México, vol II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal. México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2011. División Política Estatal. Versión 4. Escala 1:250000. Modificado de Conjunto de Datos vectoriales y toponimia de la carta topográfica. Serie III. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2003-2004). Y Áreas Geoestadísticas Estatales, del Marco Geoestadístico 2010 versión 5.0. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Escala 1:250000. Aguascalientes. México.
- Egbert, S. L., A. T. Peterson, V. Sánchez-Cordero y K. Price. 1999. Modeling conservation priorities in Veracruz, Mexico. *In GIS Solutions in Natural Resource Management*. S. Morain, (ed). Pp. 141-150. OnWord Press. New Mexico. EE. UU.
- Fa, J. E., y L. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in México. *In Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y, J. Fa. (eds). Pp. 319-361. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) 2010. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010. Informe Nacional, México.

- Documento en línea <http://www.fao.org/forestry/20387-0de8a552bcd60dbd25944c77f5f096ced.pdf>. Consultado el 15 de enero 2011.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487–515.
- Figueroa F., V. Sánchez-Cordero, J. A. Meave e I. Trejo. 2009. Socioeconomic context land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation* 36:180-191.
- Findlay C. S. y J. Houlihan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11:1000–1009
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. *In* Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (Eds.). Pp. 253-279. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- Fuller T., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2006. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134:593-600.
- García-Marmolejo G., T. Escalante y J. J. Morrone. 2008. Establecimiento de Prioridades para la Conservación de Mamíferos Terrestres Neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical* 15:41-65
- García-Trejo, E. A. y A. G. Navarro. 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:167-185.
- Garson, J., Aggarwal, A. y Sarkar, S. 2002. Birds as surrogates for biodiversity: An analysis of a data set from southern Québec. *Journal of Biosciences* 27:347-360.

- Gibbs J. P. y E. J. Stanton. 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Journal of Applied Ecology* 11:79–85.
- Gibbs J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* 13:263–68
- Gibbs J. P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation* 100:15–20.
- Gurd D. B., T. D. Nudds y D. H. Rivard. 2001. Conservation of mammals in Eastern North American wildlife reserves: How small is too small? *Conservation Biology* 15:1355–63.
- Guthery F. S., M. C. Green, R. E. Masters, S. J. DeMaso, H. M. Wilson y F. B. Steubing. 2001. Land cover and bobwhite abundance on Oklahoma farms and ranches. *Journal of Wildlife Management* 65:838–49.
- Hanski I, A. Moilanen, M. Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147:527–41.
- Hargis C. D., J. A. Bissonette y D. L. Turner. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology* 36:157–72
- Kinnaird, F. M., E. W. Sanderson, T. G. O'Brien, H. T. Wibisono y G. Woolmer. 2003. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology* 17:245-257.
- Komonen A., R. Penttilae, M. Lindgren e I. Hanski. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest Bracket fungus. *Oikos* 90:119–26.

- Kurki S., A. Nikula, P. Helle y H. Linden. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81:1985-97.
- Lande R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist* 130:624-35.
- Llorente-Bousquets, J., y S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota, en *Capital natural de México*, vol. I. Pp. 283-322. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). México.
- Mace, G. y A. Balmford. 2000. Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. Priorities for the conservation of mammalian diversity. *In* Has the Panda had its day? A. Entwistle y N. Dunstone (eds). Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Margules, C. R. y R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Margules C. R. y S. Sarkar. 2009. Planeación sistemática de la conservación. (Traducción V. Sánchez-Cordero y F. Figueroa). Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal. México.
- Mendoza, E., J. Fay y R. Dirzo. 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 78:451-467.

- Myers, N. 1998. Global biodiversity priorities and expanded conservation policies. *In* Conservation in a changing world. G. Mace, A. Balmford y J. Ginberg (eds). Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Navarro, A. G. 1998. Distribución geográfica y ecológica de la avifauna del estado de Guerrero, México. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal. México.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal. México.
- Ortega-Huerta, M., y A.T. Peterson. 2004. Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10: 39-54.
- Peterson, A. T. y A. G. Navarro 2000. Western Mexico: A significant center of avian endemism and challenge for conservation action. *Cotinga* 14:42-46.
- Peterson, A. T., S. L. Egbert, V. Sánchez-Cordero y K. P. Price. 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, México. *Biological Conservation* 93:85-94.
- Pither J. y P. D. Taylor. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83:166–74.
- Sánchez-Cordero, V., M. Munguía y A. T. Peterson. 2005a. GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. *In* *Frontiers of Biogeography: New directions in the Geography of the Nature*. Lomolino, M. V. y L. R. Heany (eds.). Pp. 311-324. Sinauer. Massachusetts. EE. UU.

- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar, y A. T. Peterson. 2005b. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Sánchez-Cordero V, Illoldi-Rangel P, Linaje, T. Escalante, F. Figueroa, G. Rodríguez, M. Linaje, T. Fuller y S. Sarkar. 2009. Deforestation and biodiversity conservation in Mexico. *In* *Endangered Species: New Research*. Columbus A. y L. Kuznetsov (eds). Pp. 279-298. Nova Science Publishers. New Haven, EE. UU.
- Sánchez-Zapata J. A. y J. F. Calvo. 1999. Rocks and trees: habitat response of Tawny Owls *Strix aluco* in semiarid landscapes. *Ornis Fenn.* 76:79–87.
- Sarkar, S. y Margules, C. R. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27:299-308.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2008. Compendio de Estadísticas Ambientales. Distrito Federal. México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2009. El Medio Ambiente en México, 2009: en resumen. Distrito Federal. México.
- Steffan-Dewenter I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies y T. Tschardt. 2002. Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 3:1421–1432.
- Taylor P. D. y G. Merriam. 1995. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology* 11:181–89.
- Toledo, V. M., J. Carabias y C. González-Pacheco. 1989. La producción rural en México. Alternativas ecológicas. Editorial Universo Siglo 21. Distrito Federal. México.

- Urbina-Cardona N. y Flores-Villela O. 2010. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Conservation Biology Herpetofauna. *Conservation Biology* 24:1031-1041.
- Venier L y L. Fahrig. 1996. Habitat availability causes the species abundance distribution relationship. *Oikos* 76:564–70.
- With K. A. y T. O. Crist. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76:2446–59.
- With K. A. y A. W. King. 1999. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology* 14:73–82.