

# PLANEACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD TERRESTRE EN MÉXICO: retos en un país megadiverso



Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad  
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas





**PLANEACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN  
DE LA BIODIVERSIDAD TERRESTRE EN MÉXICO:  
retos en un país megadiverso**



# PLANEACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD TERRESTRE EN MÉXICO: retos en un país megadiverso

Patricia Koleff y Tania Urquiza-Haas

COORDINADORAS



**Coordinación administrativa**

Conabio: Patricia Koleff, Tania Urquiza-Haas, Andrés Lira-Noriega

Conanp: Rocío Esquivel Solís

**Revisión externa**

Jorge Álvarez Romero, Leonardo Chapa Vargas, Ernesto Enkerlin Hoeflich,

Luis Fueyo McDonald, Patricia Illoldi-Rangel, Eduardo Íñigo-Elías,

Andrés Lira-Noriega, Enrique Martínez Meyer, Víctor Sánchez Cordero

**Traducción de los resúmenes**

Keith MacMillan

**Diseño, tipografía y formación**

Rosalba Becerra

**Revisión de textos**

Antonio Bolívar

**Asistencia**

Nubia Morales, Esmeralda Urquiza-Haas

**Fotografías (del Banco de Imágenes de la Conabio)**

Juan Pablo Abascal (JPA), Humberto Bahena Basave (HBB),

Rosalba Becerra (RB), Humberto Berlanga (HB), Philip John Brewster (BJB),

Luis Canseco (LC), Gerardo Ceballos (GC), Elvia Chaparro (EC),

Eduardo Estrada (EE), Carlos Galindo Leal (CG), Adriana López (AL),

Noé González (NG), Manuel Grosselet (MG), Julio César Huitzil (JCH),

Rurik List (RL), Luis Felipe Lozano (LFL), Víctor Hugo Luja (VHL),

Manfred Meiners (MM), Thor Morales (TM), Carlos J. Navarro (CJN),

Roberto Pedraza Ruiz (RPR), Carlos Sánchez Pereyra (CSP),

Miguel Ángel Sicilia (MAS), Oswaldo Téllez (OT), Tania Urquiza-Hass (TU),

Jorge H. Valdez (JHV). Portada, de arriba abajo de izquierda a derecha: RB, HB,

MG, JCH, CJN, VHL, LC, RB, MG, MG, RB, MG, MAS, HBB, EE, VHL, PJB, GC, TU.

---

© 2011 COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903,

Col. Parques del Pedregal,

14010 Tlalpan, México, D.F.

[www.conabio.gob.mx](http://www.conabio.gob.mx)

ISBN 978-607-7607-58-8

© 2011 COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS,

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

Camino al Ajusco 200, Col. Jardines en la Montaña,

14210 Tlalpan, México, D.F.

[www.conanp.gob.mx](http://www.conanp.gob.mx)

Forma de citar: Koleff, P. y T. Urquiza-Haas (coords.). 2011. *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.

Impreso en México

## CONTENIDO

	Presentación	8
<b>1</b>	Conservación de la biodiversidad de México: planeación, prioridades y perspectivas <i>Patricia Koleff, Tania Urquiza-Haas</i>	11
<b>2</b>	Caracterización de las ecorregiones terrestres: diversidad biológica, amenazas y conservación <i>Tania Urquiza-Haas, César Cantú, Patricia Koleff, Wolke Tobón</i> Recuadros: <i>Wolke Tobón, Melanie Kolb, Tania Urquiza-Haas, Jesús Alarcón</i>	21
<b>3</b>	Efectividad del sistema de áreas protegidas para conservar la vegetación natural <i>Victor Sánchez-Cordero, Fernanda Figueroa, Patricia Illoldi-Rangel, Miguel Linaje</i> Recuadro: <i>Dení Rayn Villalba</i>	59
<b>4</b>	Priorización de áreas para conservación de la herpetofauna utilizando diferentes métodos de selección <i>Leticia Ochoa-Ochoa, Luis Bernardo Vázquez, J. Nicolás Urbina-Cardona, Oscar Flores-Villela</i>	89
<b>5</b>	Áreas de conservación para las aves: hacia la integración de criterios de priorización <i>Adolfo G. Navarro-Sigüenza, Andrés Lira-Noriega, María del Coro Arizmendi, Humberto Berlanga, Patricia Koleff, Jaime García-Moreno, A. Townsend Peterson</i>	109
<b>6</b>	Sitios prioritarios para la conservación de mamíferos terrestres: evaluación de los criterios de selección de indicadores <i>Tania Urquiza-Haas, Wolke Tobón, Patricia Koleff</i>	131
<b>7</b>	Selección de áreas prioritarias para la conservación de los vertebrados terrestres: ¿es posible usar un grupo como indicador? <i>Tania Urquiza-Haas, Patricia Koleff, Andrés Lira-Noriega, Melanie Kolb, Jesús Alarcón</i>	151
<b>8</b>	Conservación de la diversidad terrestre: planeación, reflexiones y lecciones aprendidas <i>Patricia Koleff, Tania Urquiza-Haas</i> Recuadros: <i>Edith Calixto-Pérez, Patricia Koleff, Tania Urquiza-Haas, Enrique Martínez-Meyer, Denise Arroyo Lambaer</i>	173
	Apéndice. Síntesis por estados <i>Nubia Morales, Jesús Alarcón</i>	203



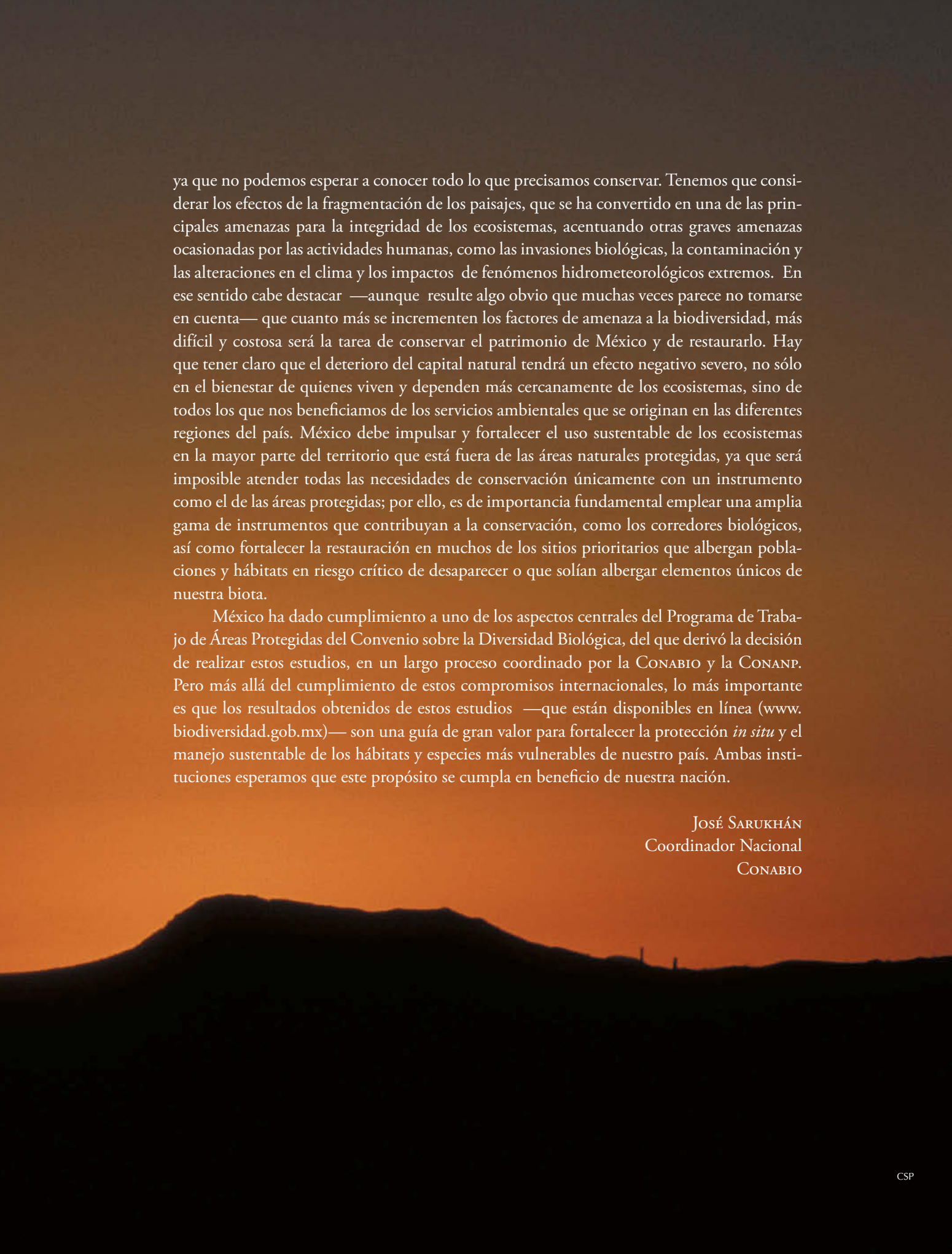
## PRESENTACIÓN

A pesar de que nos falta mucho por conocer acerca de la biodiversidad del mundo, sabemos que el impacto sobre la naturaleza ha acompañado a la actividad humana desde siempre; no obstante, hay claras evidencias de que ese impacto negativo ha aumentado severamente en el último medio siglo, por lo que actualmente están ocurriendo tasas de extinción y pérdida de hábitats como nunca antes en la historia del planeta.

La biología de la conservación surgió hace apenas tres décadas con una visión multidisciplinaria limitada para atender básicamente la perspectiva ecológica y evolutiva de la conservación. Es reconocida como una ciencia de crisis que trasciende los aspectos académicos, planteando la necesidad de dar respuesta a problemas concretos en el campo, aun sin contar con toda la información pertinente; por ejemplo, dónde y cómo conservar y manejar las áreas protegidas; cómo detener la pérdida de diversidad biológica a diversas escalas, incluyendo los hábitats; cómo lograr la recuperación de las poblaciones de especies en peligro de desaparecer; dónde restaurar hábitats. Esta capacidad de atacar problemas concretos impuso por otro lado la necesidad de establecer prioridades y de formular diagnósticos para tomar las mejores decisiones de conservación.

Como resultado, el campo de la planeación sistemática ha producido en muy poco tiempo varios miles de trabajos científicos —en los que se han abordado y debatido desde conceptos básicos de la ecología hasta el impulso al desarrollo de nuevas herramientas bioinformáticas—, aun cuando se reconoce que sigue habiendo incertidumbre en muchos aspectos, debido a que nuestro conocimiento de la biodiversidad está lejos de lo que idealmente tendríamos que saber para enfrentar la difícil tarea de inferir lo que deben ser las áreas representativas de la diversidad biológica en todos sus niveles de organización, en las cuales se requiere enfocar los esfuerzos de conservación. No obstante, esta disciplina nos ha proporcionado un marco teórico robusto, así como herramientas que permiten reducir limitaciones y sesgos y aportan bases para una toma de decisiones mejor informada.

Este libro, junto con diversos análisis sobre el tema publicados recientemente en *Capital natural de México*, tienen un claro potencial de utilidad práctica dado que es un esfuerzo sintetizante de la vasta literatura sobre el tema publicada en diversos idiomas y para diferentes regiones, desde una visión nacional y con un enfoque multitaxonómico (en un esfuerzo que hasta ahora sólo se ha realizado de forma comparable para Madagascar). Es imperativo realizar acciones de inmediato para la conservación de la vasta diversidad biológica de México,



ya que no podemos esperar a conocer todo lo que precisamos conservar. Tenemos que considerar los efectos de la fragmentación de los paisajes, que se ha convertido en una de las principales amenazas para la integridad de los ecosistemas, acentuando otras graves amenazas ocasionadas por las actividades humanas, como las invasiones biológicas, la contaminación y las alteraciones en el clima y los impactos de fenómenos hidrometeorológicos extremos. En ese sentido cabe destacar —aunque resulte algo obvio que muchas veces parece no tomarse en cuenta— que cuanto más se incrementen los factores de amenaza a la biodiversidad, más difícil y costosa será la tarea de conservar el patrimonio de México y de restaurarlo. Hay que tener claro que el deterioro del capital natural tendrá un efecto negativo severo, no sólo en el bienestar de quienes viven y dependen más cercanamente de los ecosistemas, sino de todos los que nos beneficiamos de los servicios ambientales que se originan en las diferentes regiones del país. México debe impulsar y fortalecer el uso sustentable de los ecosistemas en la mayor parte del territorio que está fuera de las áreas naturales protegidas, ya que será imposible atender todas las necesidades de conservación únicamente con un instrumento como el de las áreas protegidas; por ello, es de importancia fundamental emplear una amplia gama de instrumentos que contribuyan a la conservación, como los corredores biológicos, así como fortalecer la restauración en muchos de los sitios prioritarios que albergan poblaciones y hábitats en riesgo crítico de desaparecer o que solían albergar elementos únicos de nuestra biota.

México ha dado cumplimiento a uno de los aspectos centrales del Programa de Trabajo de Áreas Protegidas del Convenio sobre la Diversidad Biológica, del que derivó la decisión de realizar estos estudios, en un largo proceso coordinado por la CONABIO y la CONANP. Pero más allá del cumplimiento de estos compromisos internacionales, lo más importante es que los resultados obtenidos de estos estudios —que están disponibles en línea ([www.biodiversidad.gob.mx](http://www.biodiversidad.gob.mx))— son una guía de gran valor para fortalecer la protección *in situ* y el manejo sustentable de los hábitats y especies más vulnerables de nuestro país. Ambas instituciones esperamos que este propósito se cumpla en beneficio de nuestra nación.

JOSÉ SARUKHÁN  
Coordinador Nacional  
CONABIO





# 1

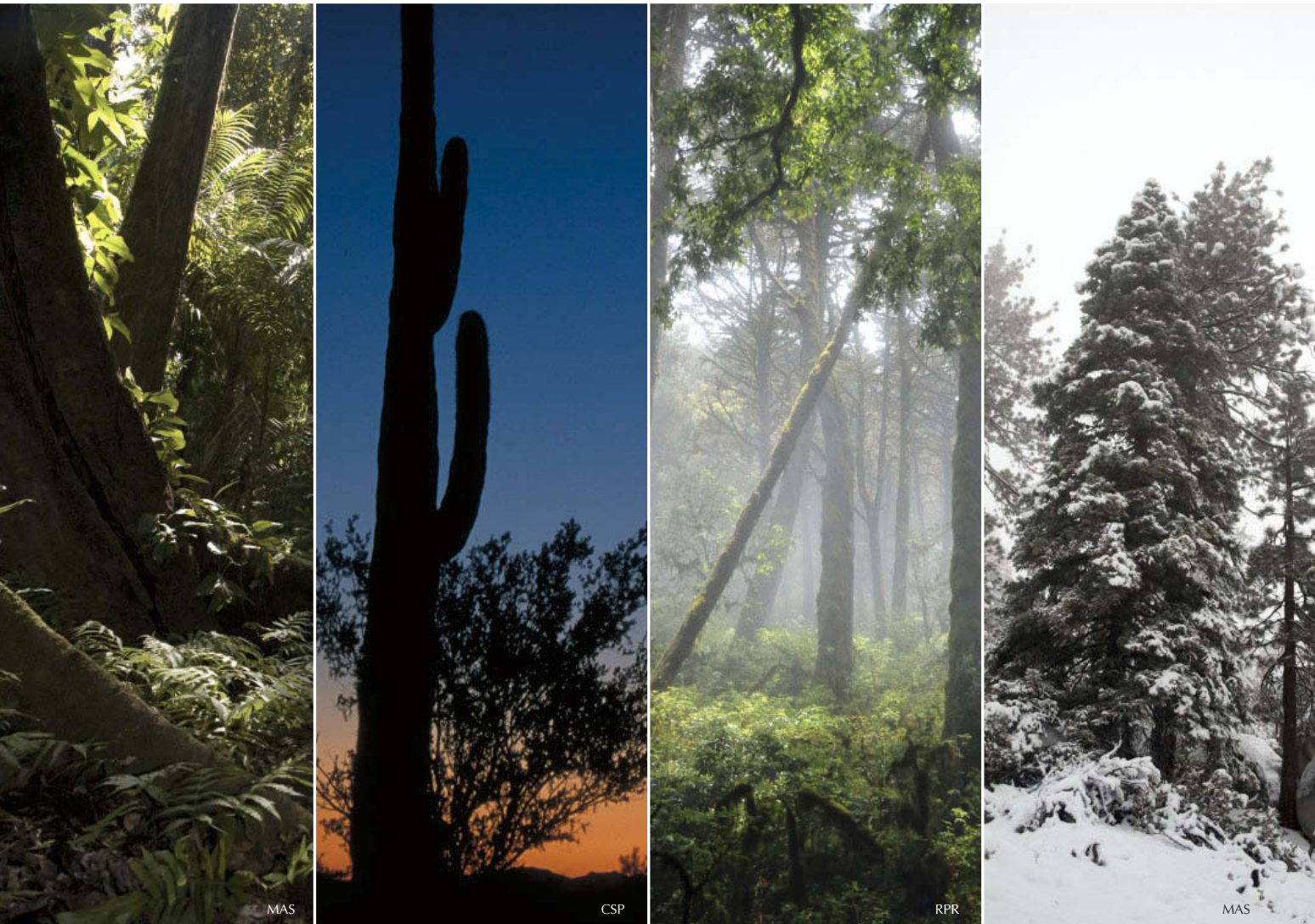
## CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE MÉXICO: PLANEACIÓN, PRIORIDADES Y PERSPECTIVAS

*Patricia Koleff, Tania Urquiza-Haas*

### RESUMEN

En el marco del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del Convenio sobre la Diversidad Biológica, México adoptó en 2004 el compromiso de evaluar su sistema de áreas protegidas, con el fin de contribuir a la meta mundial de conservación y tener sistemas más representativos. Los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad se han realizado para los ambientes terrestres, marinos y acuáticos epicontinentales de todo el país, a diversas escalas, con el fin de orientar estrategias para la conservación, como el establecimiento de nuevas áreas protegidas y de otros instrumentos de conservación *in situ*, con perspectiva de paisajes en los que se integren las prioridades de conservación de diversos ambientes. En el proceso participaron más de 260 especialistas de diversas instituciones académicas y de investigación, organizaciones de la sociedad civil y dependencias gubernamentales de los tres niveles de gobierno. Los distintos análisis que se realizaron para los ambientes terrestres, otorgan, en algunos casos, mayor detalle a publicaciones anteriores, y otros son novedosos. Los resultados muestran la complejidad y los retos que enfrenta la conservación de la vasta biodiversidad de México.





### ABSTRACT

*Under the framework of the Programme of Work on Protected Areas of the Convention on Biological Diversity, in 2004 Mexico committed to evaluate its system of protected areas, in order to contribute to the global conservation goal and achieving an increase in the representativeness of protected areas systems. Analyses of gaps and omissions in biodiversity conservation have been conducted, at various scales, for the terrestrial, marine and epicontinental aquatic environments of the whole country. This has been done in order to guide conservation strategies, such as the establishment*

*of new protected areas and other in situ conservation instruments with a landscape perspective that integrate the conservation priorities of diverse environments. The process involved over 260 experts from various academic and research institutions, civil society organizations and agencies from all three levels of government. Different analyses were performed for terrestrial environments, some of which give more detail to earlier publications, while others are novel. The results demonstrate the complexity and the challenges facing the conservation of the vast biodiversity of Mexico.*

## INTRODUCCIÓN

En la actualidad se busca que la conservación biológica sea acorde con la idea de satisfacer las necesidades humanas sin comprometer la salud de los ecosistemas (Callicott y Mumford 1997). Se da por sentado que dicha sustentabilidad ecológica es complementaria a la conservación de las áreas silvestres, y que estas áreas sean representativas de la biodiversidad de una región o un país.

Sin embargo, debemos tener en cuenta que dada la heterogeneidad de México y la elevada biodiversidad que alberga, existe un enorme reto para conocerla y conservar porciones representativas de la misma (Sarukhán *et al.* 2009). Se ha reconocido que nuestro país es altamente betadiverso; es decir, la composición de especies cambia notablemente entre distintas regiones y localidades, por lo que es imposible lograr la representación de todas las especies en un puñado de sitios, aun cuando nos enfoquemos tan solo en algunas de ellas, como son las de mayor interés para la conservación. La heterogeneidad la podemos referir también diciendo que existe poca coincidencia espacial entre los patrones de riqueza de especies de los diferentes grupos de organismos, por lo que se presenta un panorama por demás complejo. Ejemplo de ello es que la mayor concentración de especies endémicas de aves se ubica en la vertiente del Pacífico tropical, mientras que en el Eje Neovolcánico hay una gran concentración de mamíferos endémicos; otro ejemplo son los reptiles, que presentan un alto grado de tolerancia a los climas secos y existe un mayor número de especies endémicas de este grupo aun en los ecosistemas áridos y semiáridos. Esto dificulta usar determinados grupos como indicadores para identificar prioridades sobre otros y además implica que, para la conservación de una parte representativa de la biodiversidad del país, se requerirá conservar un mayor número de sitios (Koleff *et al.* 2008; véase el capítulo 7).

A pesar de que la red de áreas protegidas ha crecido en los últimos años y han aumentado las capacidades de gestión de las mismas (Conanp 2010), la heterogeneidad biológica antes mencionada, auna-

da a la diversidad cultural y los procesos socioeconómicos que subyacen en el país, hacen que la conservación en México sea un tema de múltiples aristas, de gran complejidad, que difícilmente puede verse desde una sola perspectiva.

Muchas de las áreas protegidas fueron elegidas por su belleza escénica o de forma oportunista, sin una evaluación que dirigiera las prioridades, o incluso por sus valores en los servicios ambientales en la captura de agua, pero no se aseguró a priori una adecuada representación de la biodiversidad, especialmente la más vulnerable o en riesgo, en el conjunto de áreas protegidas. A esto se suman los conflictos que enfrenta la conservación, que compite frente a otros usos, y la degradación de los ecosistemas. Además, debemos tomar en consideración que aunque un ecosistema o una especie no endémica pueden estar representados en un área protegida de otro país, esto no puede eximirnos de la responsabilidad de cuidar el capital natural de México. Tener una visión nacional de las prioridades de conservación es esencial, más aun en un país megadiverso como México, tomando en cuenta que para lograr el éxito en la conservación y el uso sustentable, las acciones locales son fundamentales.

## EL PROCESO ADOPTADO POR MÉXICO

Para dar seguimiento al Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas aprobado en la Séptima Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) realizada en Kuala Lumpur en 2004, el cual incluye realizar los análisis de vacíos y omisiones en conservación, las organizaciones civiles ambientales The Nature Conservancy (TNC), World Wildlife Fund (WWF) y Conservation International (CI) firmaron una carta intención con la Semarnat en la que manifestaron su interés de contribuir de buena voluntad al cumplimiento de este compromiso. Con el fin de maximizar esfuerzos se sumaron al compromiso suscrita las organizaciones conservacionistas mexicanas Pronatura y Ducks Unlimited de México. A partir de 2005 se llevaron a cabo diversas reuniones para llegar a acuerdos sobre el uso

y manejo de la información que permitiera llevar a cabo la identificación, el diagnóstico y la evaluación de las áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad de México. Aun cuando no todas las instituciones firmantes participaron activamente, algunas de ellas formaron parte del grupo ejecutivo que convocó la Conanp, institución que actualmente da seguimiento al Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del CDB. Al grupo de trabajo se sumaron muy activamente académicos de diversas instituciones como la Universidad Nacional Autónoma de México, la Universidad Autónoma de Nuevo León, la Universidad de Kansas, la Universidad de Guadalajara, la Universidad Autónoma de Baja California Sur, el Colegio de Postgraduados (Colpos), el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav), el Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), entre otras (véase el apéndice 16.1 en Koleff *et al.* 2009).

Como precedente del análisis de vacíos y omisiones, a escala nacional podemos citar la delimitación de regiones terrestres prioritarias —ejercicio coordinado por la Conabio en el que participaron numerosos especialistas de diversas instituciones (Arriaga *et al.* 2000; 2009) en un primer esfuerzo nacional, que ha sido un marco importante para la planeación de estudios de biodiversidad y acciones de conservación—, aunque las regiones son relativamente grandes y no se distinguen en detalle las zonas mejor conservadas, los conectores biológicos existentes y los sitios perturbados. Además, si consideramos que en 1992 fue creado el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) y unos años después se puso en marcha la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB), podemos afirmar que se disponía de bases sólidas para iniciar un proceso de identificación de vacíos y omisiones en conservación. Ya en 2005, cuando se inició la recopilación de información para realizar estos análisis, se contaba con una mayor cantidad de información espacial para diversos grupos taxonómicos, lo que permitió, desde el enfoque de la planeación sistemática de la conservación, considerar numerosos elementos de la

biodiversidad y determinar las prioridades con mayor detalle.

En las últimas décadas, la planeación sistemática ha surgido como una rama de la Biología de la Conservación, con métodos innovadores que usan algoritmos de selección que permiten identificar las prioridades de manera estandarizada y repetible, con bases de datos georreferenciados y digitales de algunos de los elementos de la biodiversidad mejor conocidos, que se usan como indicadores o sustitutos para identificar áreas prioritarias para la conservación, ya que resulta prácticamente imposible conocer todo el conjunto de elementos que constituyen la biodiversidad de una región dada. Este enfoque requiere además que se establezcan objetivos claros que puedan traducirse en metas de conservación explícitas y medibles (Margules y Sarkar 2009).

En los procesos que se llevaron a cabo para definir los sitios prioritarios en los ambientes terrestres, destaca el hecho de haber logrado tener a más de 155 especialistas participando en discusiones en vivo (en cinco talleres organizados entre 2005 y 2006, y en numerosas reuniones de trabajo) y a distancia (gracias a la puesta en línea de una página Wiki <[www.conabio.gob.mx/gapl](http://www.conabio.gob.mx/gapl)>), lo que permitió intercambiar información, opiniones y llegar a consensos, así como compartir insumos. Podemos decir que es la primera vez que se llevan a cabo análisis terrestres a escala nacional con métodos de planeación sistemática, considerando un gran número de grupos de organismos, con ese grado de detalle (véase Urquiza-Haas *et al.* 2009), lo que abre las posibilidades de hacer comparaciones en un futuro, integrar a los análisis datos de otros grupos taxonómicos cuando se tenga más información y enriquecer la caracterización ecológica de los territorios.

En general, los resultados de los análisis de vacíos y omisiones (Koleff *et al.* 2009) muestran que a pesar de que las áreas protegidas se han incrementado sustancialmente y desempeñan un papel central en la conservación, no son suficientes para conservar una porción que pueda definirse como representativa de la biodiversidad en todos los niveles para Mé-



xico. Además, para preservar y conservar la riqueza natural de estas áreas es necesario fortalecer muchas de ellas, y un primer paso es contar con programas de conservación y manejo en operación. De ahí la necesidad de que se incluya una primera evaluación sobre qué tan efectivas son las áreas protegidas para evitar que se transforme y se pierda la cubierta vegetal natural (véase el capítulo 3), ya que no sólo se trata de decretar nuevas áreas protegidas sino también evaluar si éstas cumplen o no con su misión o están inmersas en zonas con problemáticas sociales que dificultan de forma severa las acciones de conservación, o requieren una transformación de fondo de actividades productivas que alteran el equilibrio ecológico, perturban el territorio y agotan los recursos naturales.

De esta manera, los análisis de vacíos y omisiones integran bajo una misma visión las prioridades de conservación de diversos grupos de especies, ecosistemas y ambientes, lo cual permitirá maximizar los recursos con los que cuenta el país para ejercer acciones de conservación. De lograr revertir las tendencias de los factores que impactan a la biodiversidad y aplicar instrumentos de planeación de aprovechamiento sustentable y conservación *in situ* en las áreas identificadas como prioritarias, sumado a la participación de toda la sociedad, se podrán reducir las tasas de extinción de poblaciones e incluso evitar la extinción de las especies y de los ambientes más vulnerables y representativos de las condiciones ambientales heterogéneas del país. Para ello, además se requiere blindar jurídicamente los objetos de conservación, los ecosistemas y ambientes más representativos de la biodiversidad y el régimen de áreas naturales protegidas para contener las principales amenazas a las que estén sujetas.

El proceso de identificación de sitios prioritarios para la conservación a su vez ha generado una vasta información que se encuentra disponible para el público en general. La cartografía de los sitios prioritarios, los libros y mapas de difusión se encuentran disponibles en la página de internet de la Conabio ([www.biodiversidad.gob.mx/pais/vaciosyom.html](http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/vaciosyom.html))

y en la sección del geoportal ([www.conabio.gob.mx/informacion/gis/](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/)). La Conabio continúa trabajando en ofrecer más vías de acceso a toda la información.

## LA PLANEACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN CON DIFERENTES ENFOQUES

Los estudios de planeación para definir prioridades de conservación se han realizado a diversas escalas: global, continental, subcontinental, nacional y en menor medida a escala local (Morgan *et al.* 2005; Cabeza *et al.* 2010). Se reconoce en la planeación sistemática de la conservación que el proceso debería incluir idealmente los distintos niveles de la biodiversidad, desde paisajes y ecosistemas hasta especies, poblaciones y genes; sin embargo, generalmente no existe la información necesaria para todos los niveles, ni para los distintos elementos de cada nivel. March y colaboradores (2009) compilaron 95 ejercicios de planeación estratégica publicados en los últimos 15 años sobre la conservación de la biodiversidad en México. De las 36 estrategias y planes orientados a la conservación de la fauna silvestre y su hábitat, que representan casi 40% del total de casos compilados, la gran mayoría se ha enfocado al grupo de los mamíferos (16%) y al de las aves (13%). Para los taxones que incluyen especies en riesgo de extinción, no detectaron ejercicios de planeación o estrategias formales para su conservación. Asimismo, muy pocas de estas estrategias de conservación tuvieron seguimiento sobre su implementación e instrumentación.

Entre los criterios más empleados en la planeación destaca la riqueza de especies, ya que es uno de los indicadores de fácil interpretación y estimación, aunque este parámetro por sí solo no indica adecuadamente las prioridades de conservación que pueden variar entre y dentro de los diversos grupos taxonómicos, y no permite establecer diferencias respecto a los taxones endémicos, raros o en riesgo de extinción y más vulnerables (Van Jaarsveld *et al.* 1998; Orme *et al.* 2005).

Por ello, el uso de herramientas dedicadas a la planeación sistemática para la conservación ha cre-



cido en los últimos años de forma notable en todo el mundo, ya que estas técnicas han permitido trabajar no solo con diversos grupos taxonómicos a la vez, sino con datos de otros niveles de la biodiversidad y diversos criterios biológicos; también se ha podido incorporar información acerca de las amenazas que enfrenta y comprometen la conservación de la diversidad biológica en el largo plazo.

Numerosos estudios realizados en el ámbito global o local o para un solo taxón (ej. Myers *et al.* 2000; Carwardine *et al.* 2008) resultan poco útiles para establecer una agenda de conservación nacional. Más aún, a pesar del crecimiento sustancial que ha tenido la planificación de la conservación en las últimas tres décadas (Sodhi y Ehrlich 2010), contrasta con la reducida aplicabilidad en convertirla en acciones de conservación, en las cuales se observa una brecha, además de una limitada colaboración entre científicos y quienes toman las decisiones (Reyers *et al.* 2010).

Los resultados del análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México han sido reconocidos como una guía, ya que se realizaron a una escala más fina para todo el país —en comparación con ejercicios previos—, con la participación de numerosos actores clave de diferentes sectores de la sociedad a lo largo del proceso y con el propósito de orientar estrategias para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad mediante instrumentos de conservación *in situ* con una perspectiva de paisajes, que integren las prioridades de conservación de especies que requieren especial atención y diversos ambientes.

Estos análisis para los ambientes terrestres incluyen resultados referenciales, como es el marco que ofrecen las ecorregiones (véase el capítulo 2), pero también se llevaron a cabo análisis sin precedentes con algoritmos que usaron como insumos modelos de distribución potencial para especies de plantas en riesgo (véase el recuadro 2.1) y vertebrados (capítulos 4, 5 y 6) que, si bien se sabe tienen un cierto grado de incertidumbre, gracias a la experiencia ganada en años recientes con la participación de especialis-

tas y los datos primarios que se usaron de base, permiten tener aproximaciones que hace apenas unos años eran prácticamente impensables. Para llevar a cabo estos análisis se usaron cerca de 1 100 000 registros de plantas de 146 bases de datos del SNIB y alrededor de 900 000 registros de 31 bases de datos de la REMIB; adicionalmente se generaron mapas de distribución potencial para 270 especies de plantas en la NOM-059-SEMARNAT-2001. Para los vertebrados se generaron mapas de distribución potencial para la mayoría de las especies terrestres, es decir, 2 407 especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos que se basaron en al menos 285 000 registros de 73 proyectos del SNIB y corresponden a 86% de las especies de vertebrados descritas en México (véanse Koleff *et al.* 2009, capítulo 7).

En resumen, los datos del SNIB que se usaron suman alrededor de 2 412 000 registros, gracias a la participación de numerosos especialistas de diversas instituciones, así como de numeroso equipo de trabajo de la Conabio que ha dado seguimiento en la gestión de los proyectos, el desarrollo de estándares y el control de calidad de los datos, su georreferencia, en algunos casos, y su integración al SNIB.

Por otro lado, con el propósito expresar mejor los aspectos del territorio, se realizó el mayor esfuerzo por compilar la información cartográfica relevante y llevar a cabo un análisis de esta naturaleza. Entre la información compilada destaca el contar con un mapa base consensuado para el nivel IV de las ecorregiones terrestres de México (INEGI-Conabio-INE 2007), que además ha servido de base para otros estudios (p. ej. Conabio 2008a, b, 2009a) y la base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales, del Distrito Federal y municipales de México (Bezaury-Creel *et al.* 2007).

La decisión de llevar a cabo los análisis de vacíos y omisiones en conservación, de forma exhaustiva y con la perspectiva de evaluar el estado del arte en la materia, surgió en el momento en que se realizaba paralelamente la evaluación de los ecosistemas de México, publicada en la obra intitulada *Capital natural de México*, un esfuerzo sin precedentes que

tiene entre sus propósitos ayudar a conformar una agenda ambiental para los próximos 10 años (Conabio 2008a, b, 2009a, Sarukhán *et al.* 2009).

Durante 2010, en colaboración con el INE y la UNAM, se iniciaron los estudios para determinar si los sitios prioritarios identificados en el análisis serán adecuados para abarcar las especies de vertebrados terrestres más vulnerables en diversos escenarios de cambio climático (véase el recuadro 8.2); es fundamental continuar esta línea de trabajo, ante la relevancia del tema, no solo en la actualidad, sino justamente en la planeación de agendas de conservación de largo plazo. También, se ha continuado la investigación en diversos aspectos que son fundamentales para entender mejor los alcances de las herramientas de planeación ante las limitantes de datos para muchos grupos de organismos. Ejemplo de ello es investigar si la selección de un conjunto de especies (endémicas, raras y en riesgo de extinción) para el proceso de priorización es adecuada para representar las especies del mismo grupo (capítulo 6) o entender mejor el papel de los indicadores para identificar prioridades de otros taxones (capítulo 7).

Estos avances en la definición de prioridades nos permiten tener un marco de referencia y lograr avances en temas estratégicos, como se señala en instrumentos guía como la Estrategia Mexicana para la Conservación Vegetal (Conabio *et al.* 2008). Los métodos e insumos también se han utilizado para determinar prioridades de conservación a escala más fina, que han apoyado en el diseño de corredores biológicos para la ampliación del proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano en México (CBMM) en los estados de Tabasco, Oaxaca y recientemente Guerrero (Conabio 2009b; véase el recuadro 8.1).

#### CONSIDERACIONES SOBRE LOS ANÁLISIS EN LOS AMBIENTES TERRESTRES

Es preciso decir que en materia de conservación son fundamentales tanto los acuerdos de cooperación internacionales como las acciones locales y regionales, y para alcanzar tales acuerdos y medir los avances se requiere la perspectiva nacional que ofrecen

los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad de México; también es necesaria una nueva visión de país, con una mayor equidad social y valoración de su capital natural.

En 2007 se publicaron resultados centrales de estos análisis (Conabio *et al.* 2007a, b); sin embargo, en el proceso se produjeron numerosos resultados que no fueron incluidos ni discutidos profusamente en dichas publicaciones, además de que se concluyeron otros estudios que permiten tener un panorama más completo.

A continuación se destaca una serie de aspectos que tienen que ver con el alcance y las limitaciones de estos análisis, y que es necesario tener en cuenta:

Existen un conocimiento desigual de la biota de México, grupos de organismos mejor conocidos que otros y localidades mejor estudiadas que otras (i.e. sesgos en el conocimiento, que además tienen expresiones de sesgos espaciales y temporales).

Dado que se usaron modelos de distribución potencial, esto puede generar sobre o subestimación del área de distribución de un taxón de interés. También se usaron datos sobre el estado de la vegetación publicados en 2005 pero que provienen de trabajos de campo de hace casi una década (2000), y por ello hay incertidumbre en los datos que no se evaluaron; sin embargo, la biología de la conservación permite tolerar incertidumbre, y tener propuestas y recomendaciones ante las consecuencias y los daños irreversibles de las acciones humanas que han provocado la crisis de la biodiversidad (Soulé 1985). Será fundamental, a la luz de nuevos avances y estudios, crear nuevas conexiones interdisciplinarias e interinstitucionales, así como el desarrollo de nuevos grupos de trabajo y nuevas prácticas (Sodhi y Ehrlich 2010) para continuar avanzando en esta materia y contar con herramientas más precisas.

Esta publicación permite documentar profusamente los datos, fuentes de información, métodos y análisis, y discutir con mayor profundidad los resultados.

Los análisis de vacíos y omisiones en conservación, sin ser prescriptivos, indican una serie de ac-

ciones o actividades que será fundamental llevar a cabo, como la necesidad de realizar periódicamente evaluaciones de prioridades de conservación conforme nuestro conocimiento sobre la biodiversidad avanza; realizar acciones de restauración ecológica y disminuir las tendencias de cambio de los grados en que diversos factores de presión amenazan a la biodiversidad, datos de gran relevancia ya que con base en ellos se pueden modificar los escenarios de prioridades.

Se sugiere que las políticas nacionales de conservación incorporen los resultados de los análisis de vacíos y omisiones, estableciendo estrategias y líneas de acción que permitan conservar la riqueza natural del país. El programa de creación de nuevas áreas naturales protegidas debe tener como referente estos resultados, junto con los demás criterios de índole social y ambiental que usualmente toma en cuenta en la difícil y compleja tarea que implica el decreto de nuevas áreas. En este sentido, muchos otros instrumentos (ej. UMA, PSA) pueden contribuir también a la conservación, pero deben ser evaluados con todo rigor, ya que una mala implementación y manejo de los mismos podría provocar el efecto contrario (Conabio-PNUD 2009).

Finalmente, queremos destacar que para lograr la conservación efectiva de la biodiversidad y la sustentabilidad ambiental en México resulta indispensable disminuir la brecha que existe entre la ciencia y las acciones, ya que actualmente, y pesar del crecimiento sustancial del conocimiento en el campo de la planeación sistemática, muy pocos programas se convierten en acciones de conservación exitosas con la rapidez a la que ocurre la transformación y la pérdida de la biodiversidad. Esto posiblemente ocurre debido a la complejidad de los factores sociales y la limitada colaboración entre científicos y tomadores de decisiones (Reyers *et al.* 2010). En este sentido, los análisis de vacíos y omisiones en conservación esperan ser un primer paso firme a escala nacional para la conservación de la biodiversidad terrestre, al haber contado con la participación y el compromiso de numerosas organizaciones de la sociedad civil e

instituciones del sector ambiental y académico para fortalecer el sistema de áreas protegidas y la implementación de otros instrumentos de conservación *in situ* y territoriales como el Corredor Biológico Mesoamericano-México. Sin embargo, será esencial integrar criterios socioeconómicos para diseñar la implementación de los planes e instrumentos en el ámbito local, así como contar con todos los sectores de la sociedad y lograr mayor participación. En particular, debemos lograr que los temas ambientales sean permeados a todos los sectores y niveles del gobierno, así como a los poderes Legislativo y Judicial, ya que la conservación de los ecosistemas y la provisión de servicios ambientales son fundamentales para el bienestar humano y el desarrollo futuro del país.

### Agradecimientos

A todos lo que han contribuido con datos, experiencia y conocimientos a desarrollar los análisis realizados, en especial al grupo coordinador: Rocío Esquivel, Andrés Lira-Noriega, Marcia Tambutti e Ignacio March y a nuestros compañeros de la Conabio que han colaborado en el desarrollo de este esfuerzo. Agradecemos de forma especial a Luis Fueyo sus valiosos comentarios al texto.

### REFERENCIAS

- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez (coords.). 2000. *Regiones terrestres prioritarias*. Conabio, México. Disponible en <[www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/regionalizacion.html](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/regionalizacion.html)>
- Arriaga, L. *et al.* 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 433-457.
- Bezaury-Creel, J.E., J.F. Torres y N. Moreno. 2007. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales del Distrito Federal y municipales de México para el análisis de vacíos y omisiones en conservación*. 1 cap. ArcInfo + 1 archivo de metadatos. TNC-Pronatura-Conabio-Conanp, México.
- Cabeza, M., A. Arponen, L. Jäätelä, H. Kujala, A. van Teufelen y I. Hanski. 2010. Conservation planning with insects at three different spatial scales. *Ecography* 33:54-63.
- Callicott, J.B., y K. Mumford. 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. *Conservation Biology* 11:32-40.

- Carwardine, J., K.A. Wilson, G. Ceballos, P.R. Ehrlich, R. Naidoo *et al.* 2008. Cost-effective priorities for global mammal conservation. *PNAS* 105:11446-11450.
- Conabio. 2008a. *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en <www.biodiversidad.gob.mx/pais/capitalNatMex.html>
- Conabio. 2008b. *Capital natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en <www.biodiversidad.gob.mx/pais/capital-NatMex.html>
- Conabio. 2009a. *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en <www.biodiversidad.gob.mx/pais/capital-NatMex.html>
- Conabio. 2009b. *Ampliación del Corredor Biológico Mesoamericano-México, en los estados de Tabasco, Oaxaca y Veracruz*. Informe técnico interno. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007b. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Conabio-Conanp-Semarnat. 2008. *Estrategia Mexicana para la Conservación Vegetal: objetivos y metas*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Conabio y PNUD. 2009. *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.
- Conanp. 2010. Informe de logros 2010. 10 años sembrando semillas, cosechando logros. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Inegi, Conabio e INE. 2007. Ecorregiones terrestres de México, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto Nacional de Ecología, México.
- Koleff, P., J. Soberón *et al.* 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 323-364.
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- March, I.J. M.A. Carvajal, R.M. Vidal, J.E. San Román, G. Ruiz *et al.* 2009. Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 545-573.
- Margules, C.R., y S. Sarkar. 2009. *Planeación sistemática de la conservación*. UNAM, Conanp y Conabio, México.
- Morgan, L., S. Maxwell, F. Tsao, T.A.C. Wilkinson y P. Etnoyer. 2005. *Áreas prioritarias marinas para la conservación, Baja California al Mar de Bering*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Marine Conservation Biology Institute, Montreal.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Orme, C.D.L., R.G. Davies, M. Burgess, F. Eigenbrod, N. Pickup *et al.* 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.
- Reyers, B., D.J. Roux, R.M. Cowling, A.E. Ginsburg, J.L. Nel y P. O'Farrell. 2010. Conservation planning as a transdisciplinary process. *Conservation Biology* 24:957-965.
- Sarukhán, J. *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.
- Sodhi, N.S., y P.H. Ehrlich 2010. *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. Oxford, RU.
- Soulé, M.E. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35:727-734.
- Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón. 2009. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *Gap Bulletin* 16:61-71. Disponible en <www.pubs.usgs.gov/gap/gap16/pdf/gap16.pdf>.
- Van Jaarsveld, A.S., S. Freitag, S.L. Chown, C. Muller, S. Koch, *et al.* 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279:2106-2108.







## 2 CARACTERIZACIÓN DE LAS ECORREGIONES TERRESTRES: DIVERSIDAD BIOLÓGICA, AMENAZAS Y CONSERVACIÓN

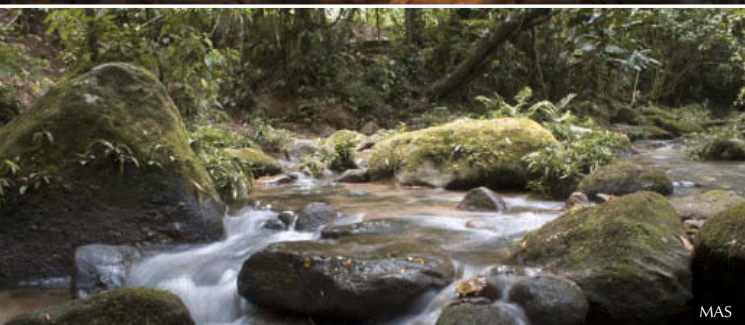
*Tania Urquiza-Haas, César Cantú, Patricia Koleff, Wolke Tobón*

### RESUMEN

Las siete grandes ecorregiones que se han reconocido para México en el territorio continental (Grandes planicies, Desiertos de América del Norte, California mediterránea, Elevaciones semiáridas meridionales, Sierras templadas, Selvas cálido-secas y Selvas cálido-húmedas), albergan una gran diversidad de ambientes, paisajes y comunidades únicas. Se presenta una descripción de cada una de ellas, no con fines comparativos, sino para dar una caracterización de los elementos de la biodiversidad que albergan, las amenazas que enfrentan y la cobertura que tienen en términos de áreas protegidas. La caracterización de las ecorregiones incluye la descripción de las condiciones ambientales, topografía, paisajes, los tipos de vegetación principales y su estado de conservación, así como las especies dominantes de la flora. Asimismo, se estima la riqueza de especies de vertebrados terrestres por ecorregión con base en modelos de distribución potencial y se destacan ejemplos de vertebrados terrestres de distribución exclusiva o asociados a los ambientes de cada ecorregión, en riesgo de extinción o clave por el papel ecológico que desempeñan. Por otro lado, se señalan las ecorregiones de nivel IV (el más detallado) que albergan el mayor número de especies de vertebrados terrestres de cada una de las ecorregiones de nivel I. Se señalan también los vacíos y omisiones en conservación en estas regiones ecológicas y en las ecorregiones de nivel IV, que es más adecuado para definir prioridades. Se concluye que se deben fortalecer e incrementar los esfuerzos de conservación en todas las ecorregiones, y sumar otros instrumentos de conservación ante el reto que supone proteger la elevada diversidad de México.



MAS



MAS



GC



CG



MG

## ABSTRACT

*The seven major terrestrial ecoregions that have been recognized in Mexico in the continental context (Great Plains, North American Deserts, Mediterranean California, Southern Semi-arid Highlands, Temperate Sierras, Tropical Dry Forests and Tropical Humid Forests), all harbor a great diversity of environments, landscapes and unique communities. A description of each of these is presented, not for the purposes of comparison, but to provide a characterization of the elements of biodiversity hosted by each, the threats they face and their coverage within the protected area system. The characterization of the ecoregions includes a description of the environmental conditions, topography, landscapes, major vegetation types and their conservation status, as well as the dominant species of*

*flora. The richness of terrestrial vertebrate species is also estimated for each level I and IV region on potential distribution models and examples are given of terrestrial vertebrates that are exclusive to or characteristic of each major ecoregion, at risk of extinction, or critical for the role they play in ecosystem function. Also identified are the gaps and omissions in conservation within these large ecological regions and more detailed level IV ecoregions, considered a more appropriate scale with which to define priorities. It concludes that conservation efforts must be strengthened and increased over all ecoregions, and suggests the use of other conservation tools to in order to face the challenge of protecting the high biological diversity found in the country.*

## INTRODUCCIÓN

Una ecorregión se puede definir como un área geográficamente distintiva que contiene un conjunto de comunidades naturales que comparten la gran mayoría de sus especies, condiciones ambientales y dinámicas ecológicas (Dinerstein *et al.* 1995; Olson *et al.* 2001; Ricketts *et al.* 1999). Las ecorregiones se han utilizado recientemente para caracterizar a los ecosistemas terrestres, uno de los niveles de organización de la biodiversidad (Challenger y Soberón 2008). También se han utilizado y concebido como unidades para orientar las acciones de conservación y para identificar áreas prioritarias con base en rasgos característicos únicos relacionados con la biodiversidad —riqueza y endemismo de especies, rareza de taxones, fenómenos ecológicos y evolutivos como migraciones o adaptación a condiciones ecológicas extraordinarias o por la rareza en el ámbito global de los tipos de hábitat— o de acuerdo con el estado de conservación, las amenazas a la biodiversidad y el grado de protección que han alcanzado (CCA 1997; Olson y Dinerstein 1998; Olson *et al.* 2001; Loucks *et al.* 2003). Los análisis a escala ecorregional, aunque no son ideales para detectar vacíos y omisiones de manera precisa, permiten mostrar de manera clara deficiencias importantes en las redes de áreas protegidas (*i.e.* López y Zambrana-Torrel 2006).

De 191 ecorregiones definidas para Latinoamérica y el Caribe, Dinerstein y colaboradores (1995) identificaron 51 de ellas como las de más alta prioridad para la conservación, con base en la biodiversidad que albergan y el grado de amenaza en que se encuentran. De estas ecorregiones prioritarias 14 se encuentran en México, 34 en Brasil y 29 en Colombia.

Para el caso de México, durante la última década se han realizado estudios a diversas escalas para identificar áreas de importancia para la conservación, con diferentes criterios y enfoques (ej. Ceballos *et al.* 2002, 2005; Fuller *et al.* 2006, 2007; Escalante *et al.* 2007a,b). Uno de ellos, a escala nacional, es el esfuerzo coordinado por la Conabio y la Conanp, que han propuesto un análisis integral a varias escalas que incluye la ecorregional, tanto en el

ámbito terrestre como en el marino (Conabio *et al.* 2007a,b), como una primera aproximación necesaria para tener un marco de referencia para fortalecer las acciones de conservación en México. En este sentido, el presente capítulo pretende ser un complemento de ese trabajo y dar una descripción más amplia de las ecorregiones de nivel I en México, con énfasis en el nivel IV que fue utilizado en los análisis antes referidos. La caracterización se enfoca en los rasgos físicos y biológicos, en particular respecto a la diversidad de especies de vertebrados terrestres,<sup>1</sup> los vacíos y omisiones de conservación en las ecorregiones y comunidades vegetales de México (recuadro 1), así como en el estado de conservación y los factores de presión y amenaza que ponen en riesgo la permanencia de la biodiversidad en las regiones ecológicas del país.

## Clasificación ecorregional

Para Norteamérica se cuenta con una clasificación ecorregional común (niveles I a III, anidados), resultado del proyecto coordinado por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA) que involucra las dependencias ambientales de los gobiernos de México, Estados Unidos y Canadá, elaborado por equipos de expertos (CCA 1997; Challenger y Soberón 2008). Los criterios de diagnóstico para las unidades de la cartografía se basaron en componentes del ecosistema que se consideran perdurables y relativamente estables como suelos, formas del terreno y principales tipos de vegetación, entre otros. La delimitación y determinación de los componentes ecológicos utilizados se hizo a criterio de los expertos, y los límites de las unidades se definieron como las áreas de transición que sirven para

<sup>1</sup> Se consideró solo a los vertebrados terrestres debido a que su conocimiento es más completo que para otros grupos de organismos en México (véase Escobar *et al.* 2009). Para el análisis se utilizaron los modelos de distribución potencial resultado de varios proyectos financiados por la Conabio para el análisis de vacíos y omisiones en conservación (Ceballos *et al.* 2006; Navarro Singüenza y Peterson 2007; Ochoa-Ochoa *et al.* 2006; véase el capítulo 7).



### Recuadro 2.1. Prioridades de conservación de la diversidad vegetal

WOLKE TOBÓN, MELANIE KOLB

México alberga una de las floras fanerogámicas más diversas del mundo, con 220 familias y 2 410 géneros (Rzedowski 1998) y un total estimado de entre 23 000 y 30 000 especies, que representan entre 10 y 12% de las plantas conocidas en el mundo (Villaseñor 2003). Esta extraordinaria riqueza de especies se encuentra estructurada en numerosas asociaciones y comunidades vegetales que se han agrupado en once grandes categorías, de acuerdo con el INEGI 2005c (cuadro R2.1.1).

La vegetación natural en México ha sufrido graves transformaciones, con una de las mayores tasas de deforestación en el mundo (FAO 2007), que junto con la fragmentación y la degradación por los cambios en el uso del suelo han afectado las diversas agrupaciones vegetales del territorio nacional, particularmente en las zonas tropicales (Mas *et al.* 2004) y los bosques mesófilos de montaña (Conabio *et al.* 2008). Es fundamental mantener

las comunidades vegetales en buen estado de conservación, ya que son el hábitat para otros grupos de organismos, forman la base de la producción primaria y de las cadenas tróficas (Kier *et al.* 2005), son de importancia primordial para mantener los servicios ecosistémicos, como el ciclo hidrológico y la captura de CO<sub>2</sub> (Lockwood *et al.* 2000), y para la producción de madera, fibras y productos no maderables, además de que representan un importante servicio ambiental desde el punto de vista cultural. Por ejemplo, aunque se trate de remanentes de vegetación nativa, algunos estudios han demostrado el alto valor económico de la cobertura de la vegetación original a nivel de cuenca, especialmente en cuanto a la captura de agua y carbono (Lockwood y Walpole 1999).

Por otra parte, el conocimiento sobre las especies vegetales es aún muy limitado, desde aspectos fundamentales como su número y

sus sinónimos (Nic Lughadha *et al.* 2005), hasta su distribución y estado de conservación. No obstante estas limitaciones, para México se han reportado 27 especies de plantas extintas (Conabio *et al.* 2008) y 981 taxones están enlistados en la NOM-059-SEMARNAT-2001, que fue actualizada en 2010 y la cifra aumentó a 987, de las cuales 529 pertenecen a las categorías de probablemente extintas en el medio silvestre, amenazadas o en peligro de extinción.

En el marco de los análisis de vacíos y omisiones de la biodiversidad terrestre se identificaron los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad vegetal, dado que se trata de una meta explícita que es necesario conocer en el marco de la *Estrategia nacional para la conservación vegetal* (Conabio *et al.* 2008). Adicionalmente, con el fin de contribuir a un mejor entendimiento de los métodos de planeación sistemática, en este trabajo se analizan dos enfoques, uno basado

**Cuadro R2.1.1 Tipos de vegetación con distribución en México**

Tipos de vegetación	Área total (ha)	Área total (%)	Vegetación primaria (%)	Vegetación remanente (%) <sup>1</sup>
Bosque de coníferas	16 781 241	11.38	67.14	77.12
Bosque de encinos	15 548 328	10.55	63.85	70.10
Bosque mesófilo de montaña	1 825 133	1.24	47.64	59.10
Matorral xerófilo	57 968 225	39.32	88.36	87.30
Pastizal	12 543 665	8.51	67.13	67.16
Selva caducifolia	16 964 461	11.51	45.98	67.03
Selva espinosa	1 939 208	1.32	42.37	26.92
Selva perennifolia	9 465 543	6.42	33.29	53.12
Selva subcaducifolia	4 731 634	3.21	9.72	75.42
Vegetación hidrófila	2 600 977	1.76	56.20	72.85
Otros tipos	471 854	0.32	87.41	54.11

<sup>1</sup> Los porcentajes de vegetación remanente se calcularon a partir de la carta de vegetación primaria (INEGI 2003) respecto a la carta de uso de suelo y vegetación Serie III (INEGI 2005c), e incluyen la vegetación en estado primario y secundario.

en indicadores de la diversidad a nivel de taxones y otro que además toma en cuenta los tipos de vegetación como indicadores de los ecosistemas y los diferentes hábitats.

### Métodos

Se elaboraron mapas de distribución potencial para 270 especies de plantas de la NOM-059-SEMAR-NAT-2001 (28% de los taxones enlistados, que tuvieron al menos ocho registros), para lo cual se usaron 7709 registros georreferenciados del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB). Las variables ambientales utilizadas se obtuvieron de los datos climáticos de WorldClim (Hijmans *et al.* 2008); las variables topográficas se extrajeron de Hydro1k (Earth Resources Observation and Science 2008) y los edafológicos corresponden a datos del INEGI (sin año). Para construir los modelos se usó el programa GARP Desktop (Stockwell 1999) y los modelos se seleccionaron con diferentes procedimientos estadísticos (Cohen 1960; Anderson *et al.* 2003; Arriaga *et al.* 2006), se validaron con información de la literatura y, en su caso, fueron recortados con las regiones biogeográficas.

Dada la vasta diversidad de especies vegetales en el país, se decidió trabajar adicionalmente con taxones superiores (familias y géneros), ya que los datos de muestreo son más completos en estos niveles, y con un mayor grado de certidumbre (Soberón *et al.* 2007). Con base en los registros georreferenciados

de las especies de las bases de datos del SNIB y la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad<sup>1</sup> (REMIB), los expertos desarrollaron un índice para las familias y los géneros representativos para México. El índice otorga mayor peso (importancia) a las unidades con mayor número de especies y que contienen especies de distribución restringida. Las familias y géneros fueron: Asteraceae, Cactaceae, Euphorbiaceae, Poaceae, *Pinus* y *Quercus* (véanse detalles en Urquiza-Haas *et al.* 2009). Por otra parte, las distribuciones geográficas de los tipos de vegetación se obtuvieron de la carta de uso de suelo y vegetación del INEGI (2005c).

La identificación de los sitios prioritarios se realizó con el programa Marxan versión 1.8 (Ball y Possingham 2000), con unidades de análisis de 256 km<sup>2</sup>. A cada elemento de la biodiversidad (taxones y tipos de vegetación) se asignó una meta de conservación, que se expresó como proporción de su área geográfica de distribución, con base en los criterios definidos en el análisis completo para los ambientes terrestres; se consideraron también los valores asignados a las amenazas en dicho análisis (Conabio *et al.* 2007a). Nos referiremos a los sitios prioritarios para las plantas con el enfoque de indicadores de taxones como SP-T, que incluyó las plantas en riesgo y los datos agregados de las familias y géneros; y como SP-TV, al análisis con enfoque de ecosistemas, que además de estos

elementos consideró los tipos de vegetación.

Para los SP-T se establecieron metas de conservación de 10% del área de distribución para cada uno de los elementos de la biodiversidad considerados, mientras que para los SP-TV las metas de conservación son variables de acuerdo con una serie de criterios consensuados que se establecieron en los talleres de especialistas llevados a cabo para el análisis de vacíos y omisiones en conservación (véanse detalles y criterios de selección en métodos en Conabio *et al.* 2007a y Koleff *et al.* 2009).

### Resultados y discusión

Tanto los SP-T como los SP-TV se distribuyen principalmente a lo largo de las vertientes montañosas, así como en las zonas costeras del oeste de la Península de Baja California, en los desiertos centrales y en la Península de Yucatán. En el estado de Veracruz se encuentran pocos sitios prioritarios, debido principalmente al alto nivel de impacto por actividades antropogénicas en la región.

La mayor diferencia entre los SP-T y los SP-TV es el número de unidades necesarias para cubrir las metas de conservación establecidas en cada uno de los casos. La superficie de los SP-T es de 289 860 km<sup>2</sup> (1 188 unidades) y de 756 496 km<sup>2</sup> (3 067 unidades) para los SP-TV, lo que corresponde a 14.98 y 39.09% del territorio mexicano, respectivamente (cuadro R2.1.2). Los SP-TV, a diferencia de los SP-T, presentan

**Cuadro R2.1.2 Sitios prioritarios identificados para las plantas**

Enfoque	Número de especies/ tipos de vegetación en cada corrida	Número de unidades de estudio	Área (ha)	Superficie del país (%)	AP (%)	RTP (%)
SP-T <sup>1</sup>	227	1 188	28 986 050	14.98	20.13	36.63
SP-TV <sup>2</sup>	295	3 067	75 649 662	39.09	13.37	33.94

<sup>1</sup> Indicadores de taxones (metas de 10%).

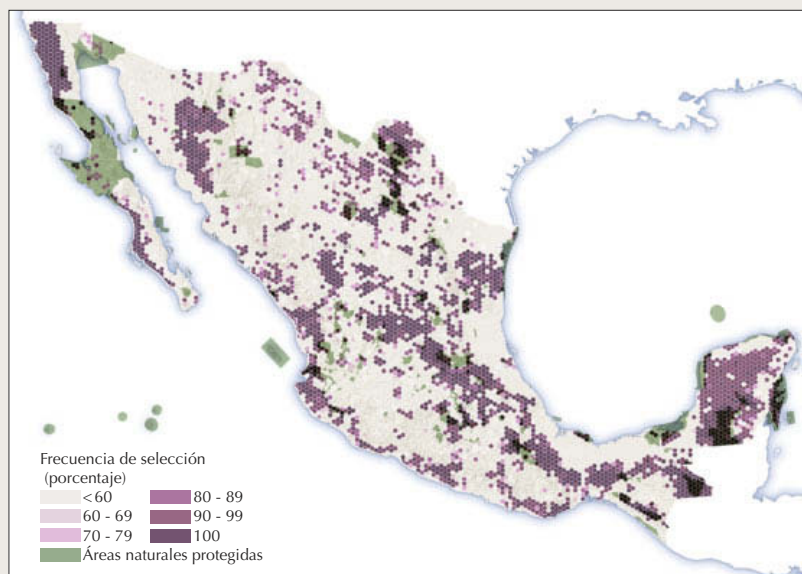
<sup>2</sup> Indicadores de taxones y tipos de vegetación (metas variables).

Fuente: Conabio *et al.* 2007a,b.

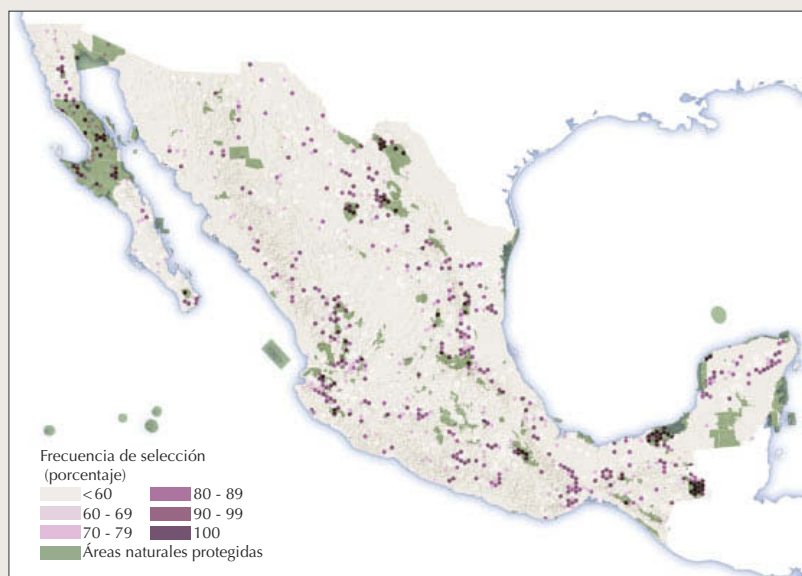
un patrón de agregación de las unidades de análisis, como en la costa oeste de la Península de Baja California, en la parte central de los estados de Sonora, Coahuila y Tamaulipas, a lo largo de las zonas montañosas en el centro del país y la zona costera del Pacífico, y al sur en el estado de Oaxaca (al este y oeste de la AP de Tehuacán-Cuicatlán y en la región de los Chimalapas), en Chiapas (en los alrededores de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules) y en Campeche (en la AP de Calakmul) (figura R2.1.1).

Las unidades de análisis, denominadas irremplazables, son aquellas que fueron seleccionadas 100% de veces por el algoritmo de priorización de Marxan. En el caso de los SP-TV se identificaron 1 296 unidades, localizadas dentro de las agrupaciones descritas en el párrafo anterior (figura R2.1.1), mientras que para los SP-T se identificaron cinco sitios irremplazables, todos ubicados en el sur del país (figura R2.1.2).

Al comparar los sitios prioritarios con las áreas protegidas (AP), en el caso de los SP-T, 20.13% de éstos coinciden, mientras que para los SP-TV la correspondencia es de 13.37% (cuadro R2.1.2). Es decir, la mayoría de los sitios de alta prioridad están fuera de las AP, como en el caso de la Península de Yucatán, aunque en algunos casos colindan con las AP, como en la Zona de Protección Forestal y Refugio de la Fauna Silvestre Valle de los Cirios, en Baja California. Cabe mencionar que la mayoría de los tipos de vegetación están representados en menos de 15% de su superficie en las AP, mientras que los SP-T y SP-TV logran



**Figura R2.1.1** Sitios prioritarios para la diversidad vegetal, usando como indicadores las plantas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 y tipos de vegetación (SP-TV). Se muestra la “mejor solución” con metas variables; el tono más intenso de las unidades de estudio indica una mayor frecuencia de selección en el programa de priorización.



**Figura R2.1.2** Sitios prioritarios para la diversidad vegetal considerando como indicadores las plantas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SP-T). Se muestra la “mejor solución” con valores de 10% para las metas de conservación; el tono más intenso de las unidades de estudio indica una mayor frecuencia de selección en el programa de priorización.

cubrir alrededor de 25 y 38%, respectivamente, del área de distribución de las comunidades vegetales (cuadro R2.1.3).

Por otro lado, las diferencias en el área considerada como prioritaria entre ambos enfoques analizados refleja en cierta medida una meta de conservación elevada asignada a varios tipos de vegetación y al tamaño de las unidades de análisis. Esto lo podemos ejemplificar con los bosques mesófilos de montaña, que han sido seriamente afectados por el cambio de uso de suelo y la fragmentación (Aldrich *et al.* 2000), por lo que para alcanzar las metas asignadas es necesario seleccionar numerosas unidades, incluyendo las que contienen fragmentos de menor tamaño, para alcanzar el alto valor de la meta de conservación asignada.

Los resultados de este trabajo coinciden con otros estudios que han detectado omisiones respecto a las selvas secas o caducifolias, los bosques mesófilos de montaña, los bosques de coníferas y los pastizales naturales (Cantú *et al.* 2004; Riemann y Ezcurra 2005; Arriaga *et al.* 2009). Además, estos tipos de vegetación requieren una atención urgente, debido a su pérdida histórica de área de distribución de la cobertura vegetal y su extensión total actual en el país, así como su representación en el sistema de áreas protegidas. De acuerdo con un índice que integra estos factores, las prioridades de conservación, tomando en cuenta el impacto antropogénico y el nivel de omisión en las AP, muestran que varios de los tipos de vegetación con mayores omisiones son también los

Cuadro R2.1.3 Porcentajes de los tipos de vegetación en los sitios prioritarios para las soluciones con plantas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (SP-T), así como los que adicionalmente consideran los tipos de vegetación (SP-TV) y su representatividad en las áreas protegidas federales, estatales y municipales.			
Tipos de vegetación	SP-T <sup>1</sup> (%)	SP-TV <sup>2</sup> (%)	AP (%)
Bosque de coníferas	23.35	39.42	9.53
Bosque de encinos	25.21	38.24	13.49
Bosque mesófilo de montaña	29.61	100.00	11.73
Matorral xerófilo	16.41	44.77	14.42
Pastizal	9.17	38.63	3.63
Selva caducifolia	22.39	42.29	6.95
Selva espinosa	8.79	100.00	20.30
Selva perennifolia	26.45	85.03	18.55
Selva subcaducifolia	20.94	99.44	8.89
Vegetación hidrófila	50.35	69.46	50.01
Otros tipos	10.48	42.92	14.83

<sup>1</sup> Indicadores de taxones (metas de 10%).  
<sup>2</sup> Indicadores de taxones y tipos de vegetación (metas variables).

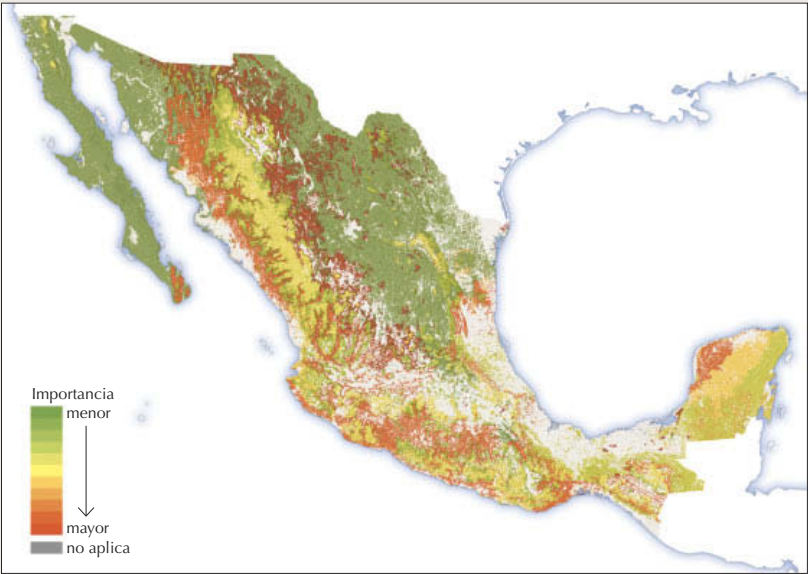


Figura R2.1.3 Prioridades de conservación de acuerdo con el índice que considera la pérdida histórica de área de distribución de la cobertura vegetal, la extensión total actual de los tipos de vegetación en el país y la representación en el sistema de áreas protegidas.



más impactados (figura R2.1.3); destacan nuevamente los pastizales, las selvas caducifolias y los bosques mesófilos de montaña, seguido por las selvas espinosas, las selvas subcaducifolias y los bosques de coníferas. La representatividad de los diferentes tipos de vegetación en la red de AP se podría incrementar notablemente a la luz de estos resultados y se podrían proteger zonas que albergan especies en riesgo o zonas con alta diversidad para poder lograr una red de áreas protegidas representativas.

El enfoque de considerar como indicadores a los tipos de vegetación, que reflejan el hábitat de diversas especies, permite el mantenimiento de un conjunto de elementos de la diversidad biológica (Hunter *et al.* 1988). Se trata de conservar la dinámica que existe en los sistemas naturales, así como los procesos ecológicos, de los cuales depende la biodiversidad a largo plazo (Picket *et al.* 1992, Brooks *et al.* 2004). El incremento del área y el alto grado de aglomeración de los SP-TV podrían cubrir dentro de su área un elevado número de especies de diferentes grupos de vertebrados como son anfibios, reptiles, aves y mamíferos (como por ejemplo, 1 033 de 1 152 especies consideradas en el análisis GAP, Conabio *et al.* 2007a), así como otros organismos que incluso pueden ser difíciles de estimar por la falta de información, como puede ser el caso de muchos invertebrados y hongos (McMullan-Fischer *et al.*

2010). En cambio, las especies en riesgo y las que naturalmente son raras, presentan una distribución fragmentada o restringida a nivel global o local, con tamaños poblacionales reducidos o con requerimientos de hábitat demandantes, por lo que requieren una atención especial al ser más susceptibles a los factores de presión y los procesos de extinción (Vellak *et al.* 2008, Giam *et al.* 2010). Sin embargo, las desventajas del uso de las especies como sustitutos se basan en las limitaciones en los actuales datos de colecta, los sesgos que se producen, así como los costos asociados al muestreo de los datos para extender la información (Brooks *et al.* 2004).

#### Consideraciones finales

Tomando en cuenta las limitaciones que aún existen sobre el conocimiento de la biodiversidad vegetal para realizar un análisis de identificación de prioridades a escala nacional, consideramos pertinente incluir tanto indicadores de la diversidad taxonómica como de los tipos de hábitat (*i.e.* los SP-TV) para maximizar la representación de la biodiversidad (Margules y Sarkar 2009); no obstante, será necesario afinar esta evaluación conforme se tenga más información de las especies de plantas de México. Para ello, no sólo se requiere contar con una lista completa de especies, sino también con datos de su distribución, su estado de conservación y una evaluación ac-

tualizada de las tendencias de los factores de cambio.

Esta primera visión, con un enfoque en la diversidad vegetal, es un paso importante para iniciar acciones de conservación con una perspectiva de preservación de hábitat y sus procesos. La Estrategia Global para la Conservación de Plantas del CBD señala como una de las metas a cumplir por las Partes que al menos 60% de las especies de plantas en riesgo de extinción deberán estar representadas en las áreas protegidas (CBD 2009). En este estudio, como ya se mencionó, sólo se consideró 28% de las especies catalogadas en riesgos de la NOM-059-SEMARNAT-2010; por ello, es necesario incrementar los esfuerzos para obtener información sobre la flora más vulnerable.

Finalmente, queremos destacar la importancia de considerar las principales amenazas en la planeación sistemática para la conservación, ya que varios de los tipos de vegetación con mayores omisiones son también los más impactados. Es imperativo reducir las tasas de transformación de la vegetación natural, así como considerar diversas herramientas de conservación complementarias a las AP y restaurar aquellas áreas prioritarias para mantener la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos que puedan, además, funcionar como corredores biológicos.

distinguir una unidad ecológica de otra (véanse detalles en CCA 1997). Una de las principales características de esta cartografía es su estructura jerarquizada en forma anidada; el nivel I es el más agregado y en esta resolución coinciden a grandes rasgos con los biomas y son útiles para análisis a escala global e intercontinental. El nivel II es útil para análisis a escala subcontinental y nacional, mientras que el nivel III describe áreas ecológicas más pequeñas, con la idea de fortalecer estudios regionales (evaluación y monitoreo ambiental y la toma de decisiones para formular estrategias para su manejo). El nivel IV puede también considerarse para el análisis regional pero a una escala más grande, es decir, que presenta mayor detalle, que incluso podría calificarse como local, y que permite informar, monitorear y evaluar políticas en áreas específicas. Los mapas varían en escala de presentación, de 1:50 millones para el nivel I, 1:10 millones para el nivel II y 1:5 millones para el nivel III (CCA 1997).

En México se inició en 2005 un proceso participativo para la actualización y la delimitación de las ecorregiones de nivel IV, la escala más detallada (1:1 000 000) que, como punto de partida, se basó en dos mapas de ecorregiones, el de la CCA nivel III y el del Fondo Mundial para la Naturaleza, la Conabio y la CCA (WWF *et al.* 1997). En total se delimitaron 99 ecorregiones, tres en islas y 96 en la parte continental (véanse metadatos en INEGI *et al.* 2007).<sup>2</sup>

Para la delimitación de las ecorregiones se utilizó principalmente el mapa de vegetación primaria del INEGI (2003), pero los expertos también se apoyaron en cartografía de climas, edafología, geología y topografía. La vegetación se utiliza como un criterio fundamental para el reconocimiento de fronteras regionales ya que funciona como un integrador de clima, suelo, geomorfología e historia ambien-

tal (González-Abraham *et al.* 2010). Sin embargo, debido a la complejidad con la que se expresan los factores ambientales y ecológicos en el paisaje, las fronteras son aproximaciones que representan áreas de transición; además, la delimitación de manera jerárquica implica la comprensión e identificación de los procesos biogeográficos que operan a diferentes escalas (Ricketts e Imhoff 2003; Bailey 2004; González-Abraham *et al.* 2010).

### CARACTERIZACIÓN DE LAS ECORREGIONES TERRESTRES DE MÉXICO

Se reconoce ampliamente que la diversidad biológica de México se distingue por su elevado número de especies y riqueza de endemismos, por lo que se le ha catalogado como uno de los países megadiversos. Sin embargo, la forma más evidente en la que se expresa esta biodiversidad es en la gran variedad de ecosistemas terrestres a lo largo y ancho del país, relacionada con la heterogeneidad del medio físico y su compleja historia geológica y climática (Espinoza *et al.* 2008; Sarukhán *et al.* 2009). La gran variedad de ambientes se expresa desde los desiertos en el norte y parte del centro del país —en donde muchos grupos de plantas, como la familia de las cactáceas, y de animales se han adaptado y han conquistado a lo largo de su historia evolutiva estos ambientes extremos en los que las lluvias son escasas y el clima es caliente y seco— hasta las exuberantes y siempre verdes selvas húmedas en el sureste, con muchos géneros provenientes de la Cuenca Amazónica, pasando, entre otros ambientes, por los bosques templados, en donde se puede encontrar la mayor riqueza de especies de encinos (*Quercus* spp.) y pinos (*Pinus* spp.) del mundo y por las selvas secas que se caracterizan por su elevada diversidad y alto grado de endemismos (Rzedowski 1991; Farjon 1996; Trejo y Dirzo 2000; Valencia 2004; Sarukhán *et al.* 2009). Se han reconocido 15 grandes regiones ecológicas de nivel I para América del Norte, de las cuales siete están en México; en el nivel II México tiene 22 de las 52 unidades ecológicas, es decir, el país cuenta con casi la mitad de las ecorregiones de

<sup>2</sup>En 2008 se publicó una versión actualizada de dicho mapa en el que se corrigieron el trazo de una ecorregión (y en consecuencia de cuatro vecinas) y se corrigieron problemas de homonimia para dos pares de ecorregiones (véanse detalles en los metadatos).

Norteamérica de los niveles I y II y en el nivel III cuenta con 39 de las 181 ecorregiones reconocidas.

Es claro que, dada la gran variedad de ambientes y la biodiversidad que albergan, conservar una porción representativa de cada una de las ecorregiones representa un reto y una responsabilidad muy grandes. Por ello, además de la descripción biofísica de las grandes regiones ecológicas, hacemos énfasis en los vacíos y omisiones en conservación de las ecorregiones de nivel IV. Se considera un vacío la falta de áreas protegidas (sean federales, estatales, municipales o certificadas) y una omisión cuando la ecorregión tiene menos de 12% de su superficie protegida, es decir, por debajo del valor promedio de la superficie total protegida del territorio mexicano (Koleff *et al.* 2009).

### Ecorregiones de nivel I

#### 1. Grandes planicies

Se ubica en la parte central del continente y se extiende en un amplio rango latitudinal, desde Alberta, Saskatchewan y Manitoba en Canadá hasta

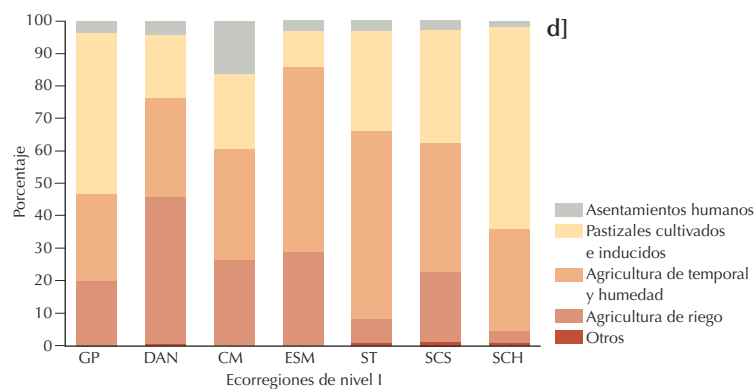
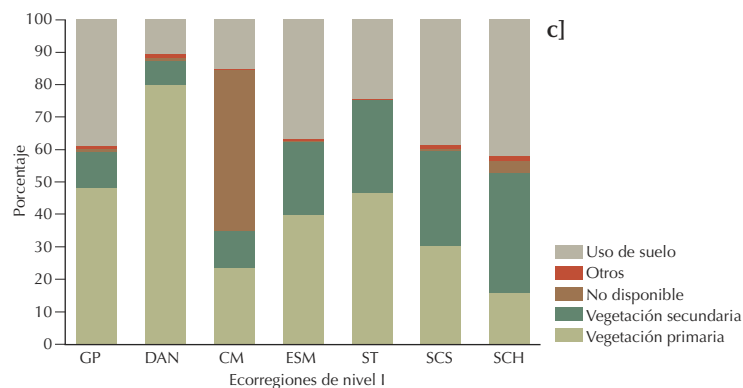
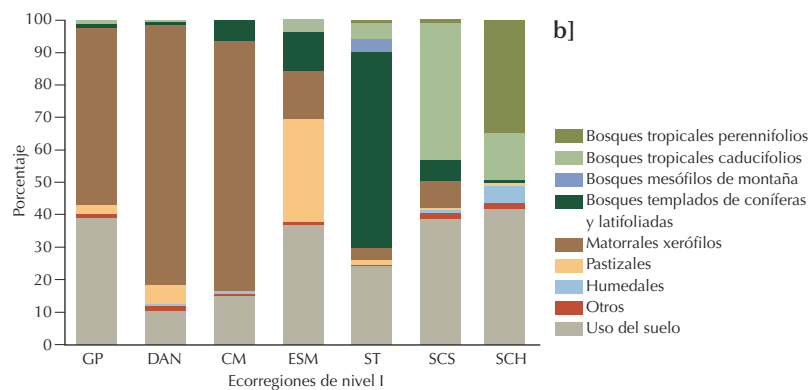
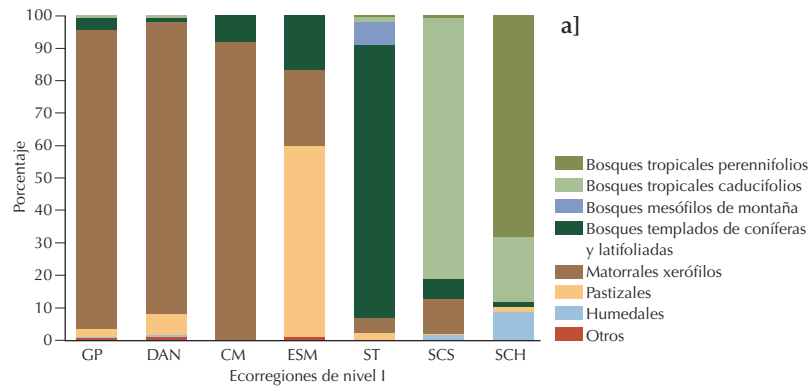
el noreste de México; a lo ancho se extiende desde el oeste de Indiana hasta el pie de las Rocosas en Estados Unidos y el noreste de México (CCA 1997). Cubre alrededor de 3.5 millones de km<sup>2</sup>, aunque en México su extensión es de 106 603 km<sup>2</sup> (5.4% de la superficie continental), en la porción norte de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas. Esta región ecológica se caracteriza por presentar climas subhúmedos a semiáridos y por un relieve topográfico en el que predominan las llanuras de planicies lisas o irregulares (cuadro 2.1; CCA 1997).

El paisaje de las grandes planicies mexicanas está compuesto principalmente por matorrales xerófilos, en transición entre las condiciones desérticas y las más cálidas y húmedas del bosque tropical espinoso (figura 2.1a, b; CCA 1997); actualmente los tipos de vegetación natural dominantes (INEGI 2009) son el matorral espinoso tamaulipeco (28.4%) y el matorral submontano (12.8%). En el primero predominan los arbustos espinosos de hoja compuesta, la vegetación es diversa y densa, se pueden encontrar entre 60 y 80 especies de plantas arbóreas y arbustivas de 1 a 15 m, con una densidad de entre 14 000

**Cuadro 2.1. Rasgos físicos de las ecorregiones nivel I de México**

Ecorregión de nivel I	Climas principales <sup>a</sup>	Número total de tipos climáticos <sup>a</sup>	Precipitación total anual (mm) <sup>b</sup>	Isoterma media anual <sup>c</sup>		Elevación promedio (m) <sup>d</sup>	Elevación <sup>d</sup>	
				mínima (°C)	máxima (°C)		mínima (m)	máxima (m)
Grandes planicies	BS0(h')(x'); (A)C(wo)x'; BS1(h')w	15	200 a 1 500	16 a 18	24 a 26	291	1	2 592
Desiertos de América del Norte	BWh(x'); BWHw; Bsohw	25	<50 a 1 000	10 a 12	24 a 26	1 000	0	3 129
California mediterránea	BSks; Cs; BWks	8	50 a 500	10 a 12	18 a 20	774	1	3 000
Elevaciones semiáridas meridionales	BS1kw; (A)C(wo); Bsokw	25	200 a 1 500	8 a 10	22 a 24	1 826	469	3 135
Sierras templadas	C(w2); C(w1); (A)C(w2)	45	200 a > 4 500	< -2	>28	1 828	83	5 600
Selvas cálido-secas	Awo; Aw1; BS1(h')w	35	50 a 2 500	12 a 14	>28	583.3	1	3 000
Selvas cálido-húmedas	Aw1(x'); Am(f); Aw1	19	600 a > 4 500	14 a 16	26 a 28	146.1	0	2 400

<sup>a</sup>García y Conabio 1998a; <sup>b</sup>García y Conabio 1998b; <sup>c</sup>García y Conabio 1998c; <sup>d</sup>INEGI 1998.



**Figura 2.1.** a) Proporción de los tipos de vegetación agrupados (conforme a la clasificación de Challenger y Soberón 2008), de acuerdo con la carta de vegetación primaria (INEGI, 2003) en las ecorregiones de nivel I. b) Proporción de los tipos de vegetación agrupados (Challenger y Soberón 2008), de acuerdo con la carta de uso de suelo y vegetación, serie IV (INEGI, 2009) en las ecorregiones de nivel I. c) Proporción de los tipos de vegetación agrupados en condición primaria, secundaria, sin clasificar y otros, así como la proporción de uso de suelo (INEGI, 2009) en las ecorregiones de nivel I. d) Proporción de las categorías de uso de suelo (INEGI, 2009) en las ecorregiones de nivel I.

GP=Grandes planicies  
 DAN=Desiertos de América del Norte  
 CM=California mediterránea  
 ESM=Elevaciones semiáridas meridionales  
 ST=Sierras templadas  
 SCS=Selvas cálido-secas  
 SCH=Selvas cálido-húmedas



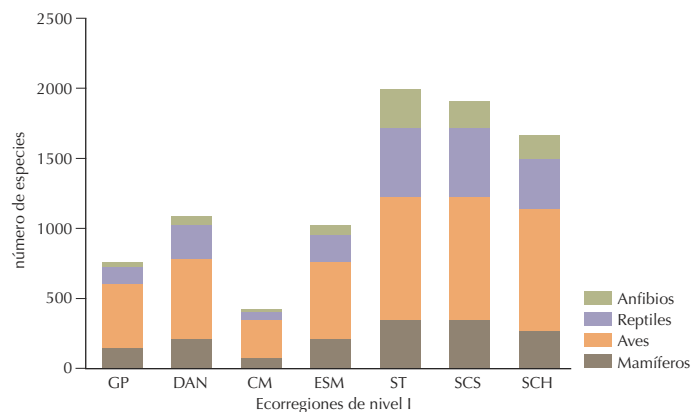
y 30 000 individuos por hectárea. En el estrato bajo se presentan hierbas y pastos anuales y perennes de forma esparcida dominado por *Bouteloua* spp. Las especies arbóreas-arbustivas características<sup>3</sup> son el huizache (*Acacia farnesiana*), la gavia (*Acacia amen-tacea*), el granjeno (*Celtis pallida*), la anacahuita (*Cordia boissieri*), la tenaza (*Havardia pallens*), el palo verde (*Parkinsonia texana macra*), el mezquite (*Prosopis glandulosa*) y el ébano (*Ebenopsis ebano*), entre otros (Heiseke y Foroughbakhch 1985; Reid *et al.* 1990; Návar *et al.* 1999; 2004; Alanís Rodríguez *et al.* 2008). Por otro lado, el matorral submontano se desarrolla en condiciones semiáridas sobre suelos poco profundos de laderas de cerros, la comunidad es muy densa y de corta estatura (3 a 5 m), dominada por arbustos con hojas pequeñas. Las especies dominantes varían de una región a otra, pero las más frecuentes son *Helietta parvifolia*, *Neopringlea integrifolia*, *Gochmatia hypoleuca*, *Cordia boissieri*, *Havardia pallens* y *Quercus fusiformis* (Rzedowski 1983).

<sup>3</sup> Se proporcionan a lo largo del texto los nombres científicos válidos de acuerdo con los catálogos de autoridades taxonómicas: Ocegueda y Llorente-Bousquets (2008); Espejo y López-Ferrari (2008); Castelo *et al.* (2005); Téllez-Valdés (2009); Dávila-Aranda *et al.* (2006); Conabio (2009 a,b); Navarro y Gordillo (2006); Ramírez-Pulido *et al.* (2008); Rico-Arce (2007), AOU (2011), Tropicos (2011), por lo que los nombres pueden diferir de los que se mencionan en las fuentes citadas.

### 1.1 Diversidad de vertebrados terrestres

Respecto a la fauna de las Grandes planicies se estima que hay más de 750 especies de vertebrados terrestres (figura 2.2), ocho de ellas exclusivas<sup>4</sup> de esta ecorregión en la porción mexicana (anfibios: *Pseudacris clarkii*; reptiles: *Aspidoscelis laredoensis*, *Trachemys taylori*; mamíferos: *Dipodomys compactus*, *Geomys personatus*, *Oryzomys palustris*, *Lasionycteris noctivagans*, *Scalopus aquaticus*). En el pasado habitaban en esta ecorregión grandes poblaciones de vertebrados de gran tamaño como bisontes, lobos, berrendos, renos y osos grises. Sin embargo, sufrieron disminuciones drásticas; por ejemplo, la población de berrendos de los pastizales semidesérticos y las praderas de Norteamérica se había reducido a 19 000 individuos para 1908, de 50 a 100 millones que se estima habitaban ahí a principios del siglo XIX. Actualmente, muchas de las especies de esta ecorregión se consideran raras, amenazadas, vulnerables o en riesgo de extinción (CCA 1997; Challenger 1998). En México, más de 10% de las especies de vertebrados terrestres de esta ecorregión (nivel I) se encuentran en las listas rojas

<sup>4</sup> Número de especies exclusivas, se refiere al número de especies que se encuentran en una sola ecorregión de nivel 1, se estimó en un sistema de información geográfica a partir de la superposición del mapa de ecorregiones (INEGI *et al.* 2007) y los modelos de distribución potencial de vertebrados terrestres (83.7, 86.4, 86.0, 87.3% de las especies conocidas para México de anfibios, reptiles, aves y mamíferos, respectivamente; véanse detalles en el capítulo 7).



**Figura 2.2.** Número de especies de vertebrados terrestres en las ecorregiones de nivel I.

GP=Grandes planicies  
 DAN=Desiertos de América del Norte  
 CM=California mediterránea  
 ESM=Elevaciones semiáridas meridionales  
 ST=Sierras templadas  
 SCS=Selvas cálido-secas  
 SCH=Selvas cálido-húmedas

de la NOM-059- SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) y UICN (2010) (figura 2.3a).<sup>5</sup>

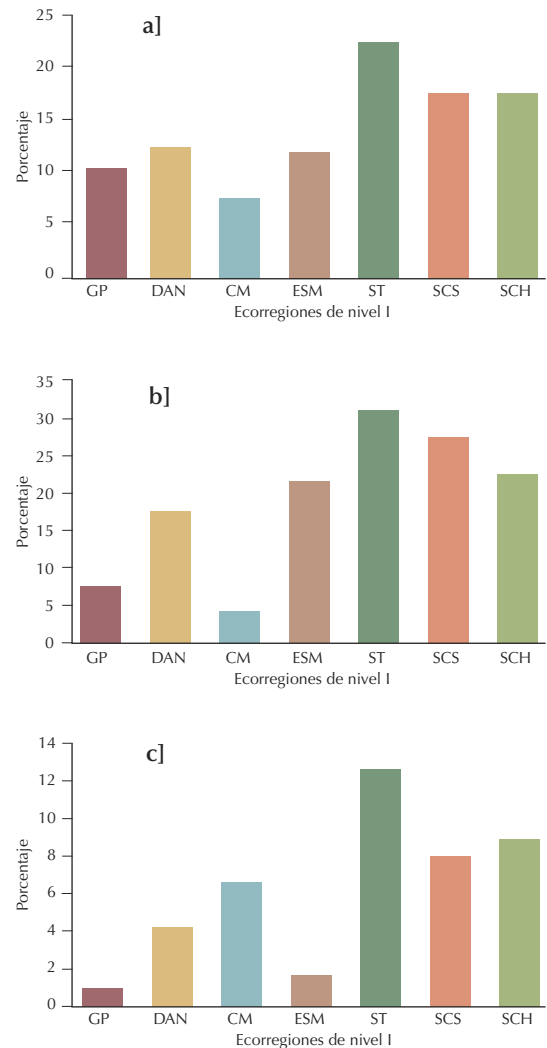
Entre las especies de mamíferos características de los matorrales xerófilos podemos encontrar a la musaraña (*Notiosorex crawfordi*), la zorra del desierto (*Vulpes macrotis*), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el conejo del desierto (*Sylvilagus audubonii*) y el murciélago desértico norteno (*Antrozous pallidus*), entre otras (Ceballos y Oliva 2005). Por otra parte, los cuerpos de agua de las Grandes planicies son hábitat de numerosas aves acuáticas que migran de Canadá y Estados Unidos (CCA 1997). La ecorregión de nivel IV que presenta la mayor riqueza de especies es la 9.6.1.2, Lomeríos y sierras con matorral xerófilo y bosques de encino, con 97% de las especies que se registran en esta región ecológica (nivel I); por el contrario la ecorregión 9.5.1.1., Humedales de la Laguna Madre, que es también la de menor tamaño, presenta el menor número de especies de vertebrados terrestres ( $n=373$ ) de las Grandes planicies (véanse las figuras 2.4 y 2.5).<sup>6</sup>

### 1.2 Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

Dado que en general los suelos de la región tienen un gran potencial agrícola, la biodiversidad en esta re-

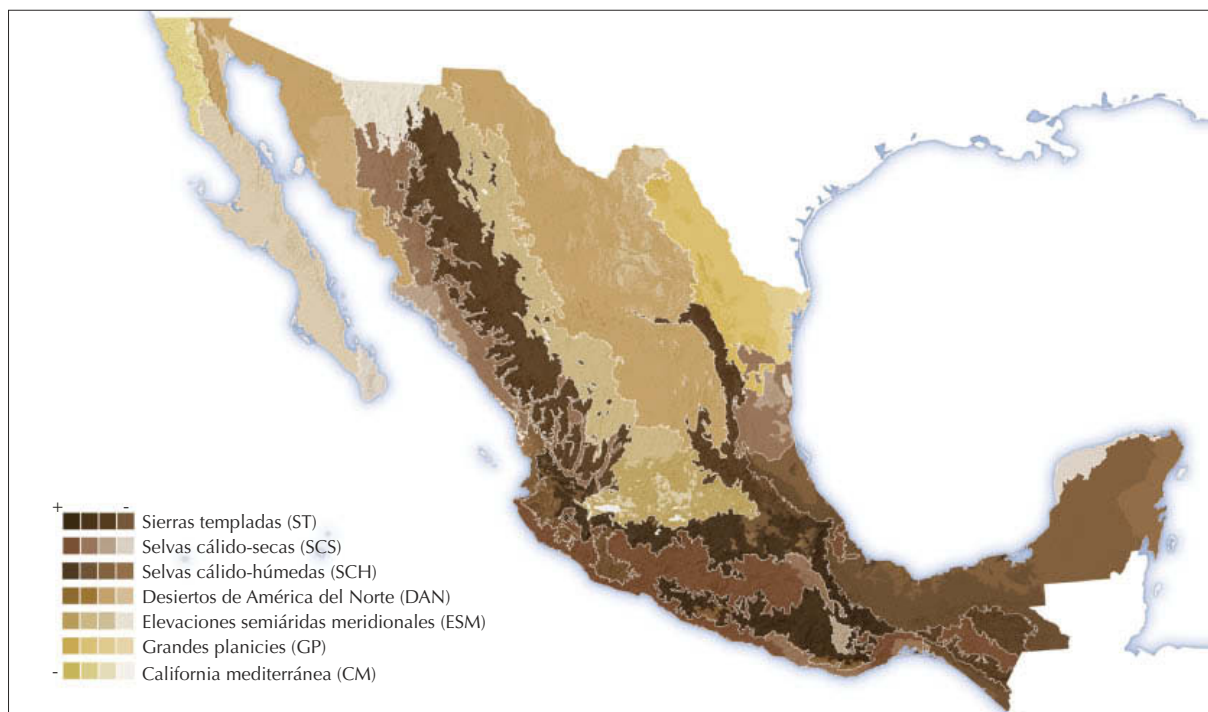
<sup>5</sup>Esta norma fue actualizada y publicada en 2010 (NOM-059-SEMARNAT-2010), después de concluir los presentes análisis. En este texto, cuando se cite esta norma se incluyen las especies de las siguientes categorías: probablemente extinta en el medio silvestre (E), en peligro de extinción (P), amenazada (A). Cuando se hace referencia a las especies en la lista de la UICN (2010) se incluyen las siguientes categorías: críticamente en peligro de extinción (Cr), en peligro de extinción (E) y vulnerable (Vu). La fecha de la cita corresponde a la fecha de consulta a la base de datos de la UICN y no a la fecha de la evaluación de cada una de las especies.

<sup>6</sup>Se espera que las ecorregiones más pequeñas sean también las que presenten un menor número de especies por el conocido patrón de la relación riqueza de especies y área (SAR). Sin embargo, se observó una muy baja correlación entre el número de especies y el área total de la ecorregión de nivel IV ( $R^2=0.062$ ;  $P=0.014$ ,  $n=96$ ). En los análisis por región ecológica (nivel I), sólo para los Desiertos de América del Norte ( $R^2=0.442$ ;  $P=0.001$ ,  $n=22$ ) se observó una alta correlación con valores significativos ( $P \leq 0.006$ , ajuste de Bonferroni).

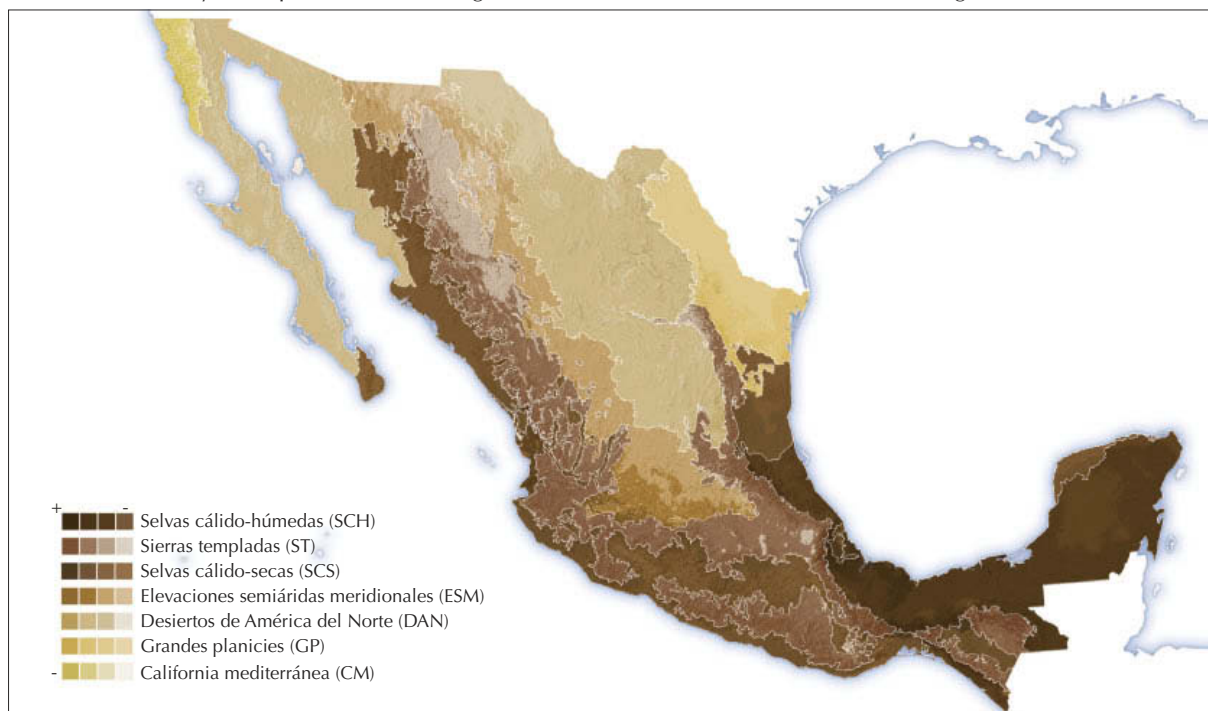


**Figura 2.3.** a) Número de especies de vertebrados terrestres en alguna de las categorías de mayor riesgo de extinción de las listas rojas de la NOM-059-SEMARNAT-2001 (E, P y A) y UICN (Cr, En, Vu) en las ecorregiones de nivel I. b) Número de especies endémicas de México en las ecorregiones de nivel I. c) Número de especies de distribución restringida en las ecorregiones de nivel I.

GP=Grandes planicies  
 DAN=Desiertos de América del Norte  
 CM=California mediterránea  
 ESM=Elevaciones semiáridas meridionales  
 ST=Sierras templadas  
 SCS=Selvas cálido-secas  
 SCH=Selvas cálido-húmedas



**Figura 2.4.** Número total de especies de vertebrados terrestres por ecorregión: de arriba abajo disminuye la riqueza de especies en las ecorregiones de nivel I; de derecha a izquierda disminuye la riqueza en las ecorregiones de nivel IV dentro de una misma ecorregión de nivel I.



**Figura 2.5.** Patrones de riqueza de especies de vertebrados terrestres dentro de cada ecorregión: de arriba abajo disminuye la concentración de especies por ecorregion de nivel I; de izquierda a derecha disminuye la concentración de especies dentro de cada una de las ecorregiones de nivel I.

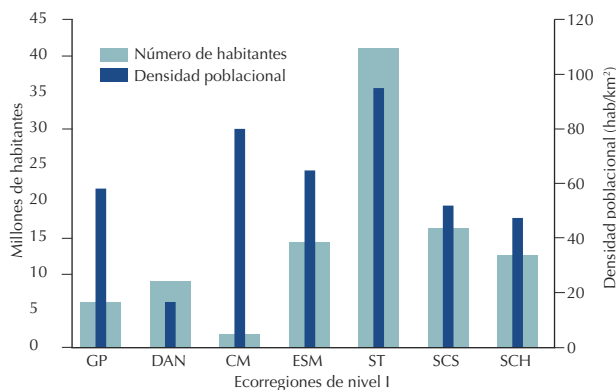
gión ecológica se encuentra bajo una fuerte presión antrópica (CCA 1997); en la parte mexicana, cerca de 40% de la superficie de la ecorregión es utilizada principalmente para actividades de agricultura y ganadería (figura 2.1c, d; INEGI 2009). Con más de 6 millones de habitantes, es la segunda ecorregión con el menor número de habitantes totales, no obstante la densidad poblacional es relativamente alta (figura 2.6). Aproximadamente la mitad de la población habita en la zona metropolitana de Monterrey, en la que tres de sus municipios, Monterrey, Guadalupe y San Nicolás de los Garza, se encuentran entre los más poblados de la ecorregión y conjuntamente concentran a 37% de la población, mientras que en Reynosa, la tercera ciudad más poblada de la región, habita 8% de la población total de la ecorregión en México (INEGI 2005a; Pisanty *et al.* 2009).

La extensión del matorral espinoso tamaulipeco ha disminuido de manera notable; se estima que originalmente ocupaba cerca de 45% de la ecorregión, y hoy presenta una cobertura de sólo 28%. En el mezquital se ha registrado una disminución drástica de 19%, de acuerdo con el mapa de vegetación primaria potencial, a 4% en 2007 (INEGI 2003; 2009). Los mezquites o bosques espinosos de *Prosopis* constituían la vegetación característica en terrenos con suelos profundos en climas semihúmedos a semisecos; sin embargo, estos terrenos se han utilizado en la gran mayoría de los casos para fines agrícolas (Rzedowski 1983). Por otra parte, el matorral espinoso tamaulipeco remanente se encuentra

muy fragmentado, y rara vez se puede considerar en estado primario por el impacto histórico de sobrepastoreo, así como por la extracción selectiva de algunos componentes leñosos y forrajeros; asimismo, las obras de Pemex en la Cuenca de Burgos son en la actualidad una de las principales causas de la pérdida y fragmentación de este tipo de vegetación (Alanís Rodríguez *et al.* 2008; Andrade Limas *et al.* 2009).

### 1.3 Vacíos y omisiones en conservación

Consta de dos ecorregiones de nivel II (Planicie semiárida de Tamaulipas y Texas y Planicie costera de Texas-Luisiana), dos de nivel III y cuatro ecorregiones de nivel IV. La región ecológica cuenta con siete áreas protegidas federales y certificadas, así como con 16 AP estatales, las cuales cubren 7.4% de la superficie de la ecorregión. En el nivel IV se presentan grandes diferencias en cuanto a su representatividad en el sistema de AP; por un lado, 68.7% de la superficie de la ecorregión 9.5.1.1., Humedales de la Laguna Madre, se encuentra cubierta por las AP, mientras que solo 1.6% del área de la ecorregión 9.6.1.1., Planicie interior tamaulipeca con matorral xerófilo, se encuentra representada en el sistema de AP (Conabio 2010), a pesar de que es la ecorregión de nivel IV con la mayor extensión (61.82%) en las Grandes planicies. Por otra parte, el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México tiene 5% de su superficie bajo protección de AP (Cantú *et al.* 2011). Las AP más importantes (en términos de superficie) son la zona de protección forestal y refugio



**Figura 2.6.** Número de habitantes y densidad poblacional en las ecorregiones de nivel I, de acuerdo con información del conteo de población y vivienda (INEGI 2005a).

GP = Grandes planicies  
 DAN = Desiertos de América del Norte  
 CM = California mediterránea  
 ESM = Elevaciones semiáridas meridionales  
 ST = Sierras templadas  
 SCS = Selvas cálido-secas  
 SCH = Selvas cálido-húmedas

de la fauna silvestre (APFF) Laguna Madre y Delta del Río Bravo, y el área de protección de recursos naturales (APRN) de jurisdicción federal Cuenca alimentadora del distrito nacional de riego 004 porción Río Sabina, La Encantada, Santa Rosa y Burro, así como la reserva estatal Sierra Picachos.

## 2. Desiertos de América del Norte

Esta ecorregión se caracteriza por su aridez, temperaturas extremas estacionales (temperatura récord de 57 °C) y una vegetación de cactus y arbustos con adaptaciones xerofíticas. Se extiende desde la parte oriental de Columbia Británica en Canadá hasta Baja California y la parte norte-centro de México; los valles del Mezquital y de Tehuacán ocupan la región más austral de estos desiertos y son resultado de la sombra orográfica de la Sierra Madre Oriental y del Eje Neovolcánico. En el país, la ecorregión ocupa cerca de 28% de la superficie continental, a lo largo de planicies con colinas y planicies con montañas y mesetas de alto relieve con una altitud promedio de 1 000 m (cuadro 2.1; CCA 1997).

En México, aproximadamente 80% del área está ocupada por algún tipo de vegetación de matorral (figura 2.1a, b; INEGI 2009); el matorral desértico micrófilo es el tipo de vegetación que ocupa la mayor extensión (34%), seguido por el matorral desértico rosetófilo (18%) y el matorral sarcocaula (8.6%). En los desiertos de México, la familia de las cactáceas alcanza su máxima diversidad, particularmente en el Desierto de Chihuahuense; en el país se conocen 689 especies de 68 géneros y, muchas de las cuales son endémicas. El índice de endemismo se estima para los géneros en 73% y para las especies en 78% (Guzmán *et al.* 2003; Hernández y Godínez 1994; Hernández *et al.* 2001). El Desierto de Sonora presenta la mayor variación estructural de la vegetación de desierto, en la que dominan varios tipos de cactáceas como el saguaro (*Carnegiea gigantea*) y las opuntias, así como numerosas especies de agaves (CCA 1997). En el Desierto Chihuahuense predomina el matorral micrófilo, en el que los arbustos más abundantes son la gobernadora (*Larrea*

*tridentata*), el hojásén (*Flourensia cernua*), el huizache (*Acacia neovernicosa*) y el ocotillo (*Fouquieria splendens*). También se presentan plantas semisuculentas de gran estatura, como varias especies de *Yucca* y una variedad de pequeños cactus globosos. La vegetación de los desiertos de Sonora y Chihuahuense se deriva en última instancia de la misma flora, y aunque éstas tienen muchas especies en común (p. ej., el ocotillo y la gobernadora), cada una posee un conjunto distintivo de taxones endémicos. La Sierra Madre Occidental y las diferencias de altitud (1 000 m en promedio) separan en México la mayor parte de estos desiertos, por lo que la flora ha evolucionado en aislamiento durante milenios y las barreras han impedido la dispersión de muchos de sus elementos respectivos. Se calcula que el Desierto de Sonora tiene 21 géneros endémicos de plantas leñosas y aproximadamente 2 500 especies de plantas, y mientras que el Desierto Chihuahuense contiene 16 géneros endémicos de plantas leñosas y alrededor de 3 500 especies (Challenger 1998).

### 2.1. Diversidad de vertebrados terrestres

Se estima que los Desiertos de América del Norte albergan en la parte de México más de 1 000 especies de vertebrados terrestres (figura 2.2), de las cuales 34 son exclusivas de esta región ecológica (una especie de ave, 21 especies de reptiles y 12 de mamíferos) (ej., *Pipilo aberti*, *Sylvilagus robustus*, *Myotis vivesi*, *Gerrhonotus lugoi*, *Uma exsul*).

Entre las especies de mamíferos grandes se encuentran el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), el berrendo (*Antilocapra americana*) y el gato montés (*Lynx rufus*). Las especies de mamíferos pequeños más comunes son los conejos (ej., *Sylvilagus audubonii*, *S. bachmani*), las liebres (ej., *Lepus californicus*), las ardillas terrestres (*Spermophilus* spp.), las ratas canguro (*Dipodomys* spp.) y una gran variedad de ratones y murciélagos. Muchas aves anidan en los cactus columnares o candelabriformes, como los carpinteros del desierto y de Arizona (*Melanerpes uropygialis*, *Picoides arizonae*) y el tecolote enano (*Micrathene*



*whitneyi*), aunque numerosas aves características de ecosistemas áridos también anidan en el suelo, como las codornices (*Callipepla gambelii*, *C. squamata*, *C. californica*). El Desierto Chihuahuense tiene una herpetofauna particularmente característica y única, entre la cual están la cuija o geco reticulado (*Coleonyx reticulatus*), la tortuga de Cuatrociénegas (*Terrapene coahuila*), endémica de ese lugar, y el galápago de Mapimí (*Gopherus flavomarginatus*), la mayor tortuga terrestre de ambientes áridos, que puede llegar a vivir más de 80 años y medir más de un metro de largo. Por otro lado, las víboras de cascabel (*Crotalus* spp.) alcanzan su máxima diversidad en los desiertos áridos de México. En la ecorregión de los Desiertos de América del Norte podemos encontrar 21 especies de víboras de cascabel, ocho de las cuales son endémicas de México y tres se encuentran en riesgo de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2001 (CCA 1997; Challenger 1998; Ceballos y Oliva 2005).

La ecorregión de nivel IV que presenta el mayor número potencial de especies vertebrados terrestres (66% del total que se registra para el nivel I) es la 10.2.4.7, Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule, y el menor número de especies (24%) se registra en la ecorregión 10.2.2.3, Humedales costeros del poniente del Mar de Cortés.

En esta ecorregión de nivel I, más de 12% de las especies de vertebrados terrestres se encuentran en las listas rojas de la NOM-059-SEMARNAT-2001 y UICN (2010; figura 2.3a). Sin embargo, la mayoría de los vertebrados en riesgo de extinción son peces, debido a causas antropogénicas que han impactado fuertemente los hábitats acuáticos de esta región ecológica (CCA 1997; Williams *et al.* 1985).

## 2.2. Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

En la ecorregión Desiertos de América del Norte, habitan más de 9 millones de personas en la parte mexicana, con una densidad poblacional relativamente baja en comparación con las demás regiones ecológicas (16.7 hab/km<sup>2</sup>; figura 2.6). La mayor

parte de los habitantes se concentran en ciudades grandes y medianas con más de 500 mil habitantes, como Ciudad Juárez, la ZM de San Luis Potosí, Mexicali, Hermosillo, Saltillo y Torreón, que conjuntamente concentran a 57.6% de la población total (INEGI 2005a; Pisanty *et al.* 2009). Cerca de 10% de la región ha sido transformada por actividades humanas (figura 2.1b); la mayor parte de esta área se destina a actividades productivas, en particular a la agricultura tecnificada de riego (figura 2.1d) que se practica cerca de corrientes fluviales como las de los ríos Sonora, Yaqui y el Fuerte al norte de Sinaloa. En la zona centro-norte del Desierto Chihuahuense hay importantes áreas irrigadas como el valle del río Conchos y la región de La Laguna. A pesar de que la agricultura de riego ocupa un área relativamente pequeña de la ecorregión (4.8%; INEGI 2009), este tipo de agricultura ha afectado tanto la calidad (por el uso de plaguicidas) como la cantidad de los recursos hídricos y ha tenido un gran impacto en la biota de los ecosistemas dulceacuícolas. También la introducción de ganado doméstico y las actividades mineras han tenido un importante impacto ecológico e hidrológico en la ecorregión (CCA 1997; Challenger 1998; Lemly *et al.* 2000).

## 2.3. Vacíos y omisiones en conservación

Los Desiertos de América del Norte en México incluyen una ecorregión de nivel II (Desiertos cálidos), tres de nivel III (10.2.2, Desierto de Sonora; 10.2.4, Desierto Chihuahuense, y 10.2.3, Desierto de Baja California) y 21 ecorregiones terrestres de nivel IV. Actualmente, cerca de 15.5% del área de la ecorregión de nivel I se encuentra cubierta por AP; algunas de las AP de mayor extensión son el Valle de los Cirios, El Vizcaíno y El Pinacate y Desierto de Altar. Existen cuatro ecorregiones de nivel IV con proporciones de representación en el sistema de AP mayores de 50%, como la ecorregión 10.2.3.1, Planicies y sierras del Desierto Central Bajacaliforniano con matorral xerófilo sarcocrasicaule y rosetófilo, con 86.1% del área cubierta por la zona de protección forestal y refugio de la fauna silvestre Valle de

los Cirios y la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, y la ecorregión 10.2.3.4, Humedales costeros del Pacífico bajacaliforniano, con 80.7% de su superficie cubierta por El Vizcaíno. En contraste, nueve ecorregiones de nivel IV representan omisiones en conservación, con diferentes grados de subrepresentación que varían de 0.02 a 5.2%, mientras que dos ecorregiones relativamente pequeñas son vacíos de conservación: los Humedales costeros del poniente del Mar de Cortés (10.2.2.3) y en su parte continental la ecorregión 10.2.2.5, Islas del Desierto de Sonora con matorral xerófilo micrófilo-sarcocaula. Para el Desierto Chihuahuense, varios autores reconocen que las áreas de mayor diversidad y endemismo de cactáceas no coinciden con las áreas protegidas (véase Hernández *et al.* 2001).

### 3. California mediterránea

Se extiende a lo largo de una franja de territorio desde Oregon en Estados Unidos hasta Baja California en México, donde ocupa una extensión relativamente pequeña (1.3% de la superficie continental). Es la única porción del continente con clima mediterráneo, que se caracteriza por veranos calientes y secos e inviernos templados, y una muy baja precipitación anual con lluvias de invierno; también presenta una compleja topografía compuesta por montañas, colinas, mesas y planicies (cuadro 2.1; CCA 1997). Al igual que en las Grandes planicies y los Desiertos de América del Norte, los matorrales xerófilos dominan el paisaje de la California mediterránea (figura 2.1a, b). El tipo de vegetación dominante es el chaparral (68.7%), seguido del matorral rosetófilo costero (22%) y el bosque de pino (6.7%; INEGI 2003). Actualmente, el chaparral y el matorral rosetófilo costero ocupan 59.6% y 14.7% de la ecorregión, respectivamente (INEGI 2009). El chaparral,<sup>7</sup> adaptado al clima mediterráneo, se desarrolla sobre suelos poco fértiles y está compuesto por arbustos

perennifolios de los géneros *Adenostoma*, *Quercus*, *Rhus*, *Ceanothus*, *Arctostaphylos* y *Cercocarpus*, entre otros. Debido a las sequías extremas en verano, los incendios son el factor principal de perturbación natural, y también desempeñan un papel importante en la regeneración de estos ecosistemas. Los incendios ocasionales son benéficos ya que ayudan a mantener la fertilidad del suelo y varias especies dependen del fuego para la germinación de sus semillas (ej., *Ceanothus* sp., *Rhus* sp., *Fremontodendron* sp.), mientras que la estructura de la comunidad sólo se altera brevemente después de un incendio debido al rebrote vigoroso de las especies principales (Rzedowski 1983; Keeley 1991; Challenger 1998). El matorral rosetófilo costero se desarrolla únicamente en la porción noreste de la Península de Baja California, por la influencia de vientos marinos y neblina; la comunidad está formada por especies con hojas agrupadas en forma de roseta, arbustos inermes y espinosos, así como por cactáceas. Las especies características son: *Agave shawii*, *Bergerocactus emoryi* (cacto aterciopelado), *Dudleya* spp. (siempreviva), *Euphorbia misera*, *Eriogonum fasciculatum*, *Ambrosia psilostachya*, *Rosa minutifolia*, *Bahiopsis laciniata*, entre otras (INEGI 2005b).

#### 3.1. Diversidad de vertebrados terrestres

La ecorregión California mediterránea presenta, respecto al resto de las regiones ecológicas de México, un menor número de especies de vertebrados terrestres (cerca de 400), aunque debido a su extensión no es posible decir que sea menos diversa (figuras 2.2, 2.4 y 2.5). De las 13 especies que son exclusivas de la ecorregión, la mayoría pertenece al grupo de los mamíferos, en particular a los órdenes Rodentia e Insectivora (*Chaetodipus californicus*, *Microtus californicus*, *Neotoma macrotis*, *Peromyscus californicus*, *Scapanus latimanus*, *Sciurus griseus*, *Sorex ornatus* y *Tamiasciurus mearnsi*). Los anfibios que se distribuyen en México de forma exclusiva en esta ecorregión son el sapo mosquero occidental (*Spea hammondi*) y la salamandra de jardín (*Batrachoseps major*); dentro del grupo de los reptiles podemos encontrar a la

<sup>7</sup> Véase una descripción más detallada del chaparral y otros ecosistemas de la Península de Baja California en González-Abraham y colaboradores (2010).

lagartija sin patas californiana (*Anniella pulchra*), la culebra real californiana (*Lampropeltis zonata*) y la tortuga de estanque del Pacífico (*Actinemys marmorata*). Mellink (2002) reporta como especies mediterráneas —aquellas restringidas a la costa suroeste de Estados Unidos y el noreste de Baja California— siete especies de anfibios (ej., sapos, *Anaxyrus boreas*, *A. californicus*, la rana de coro californiana, *Pseudacris cadaverina*), seis especies de reptiles (ej., lagartija escofina de granito, *Xantusia henshawi*), seis especies de aves, entre las que podemos mencionar al colibrí de cabeza roja (*Calypte anna*), al carpintero californiano (*Picoides nuttallii*) y al cuilacoche californiano (*Toxostoma redivivum*), y seis especies de mamíferos (ej., ardillón de California, *Spermophilus beecheyi*).

Cerca de 8% de las especies de esta región ecológica en México se encuentran en alguna de las categorías de mayor riesgo en las listas rojas nacionales e internacionales (NOM-059-SEMARNAT-2001 y UICN 2010; figura 2.3a). Entre las especies en mayor riesgo de extinción se encuentra el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), que se declaró extinta en vida silvestre en la década de 1980, aunque en México probablemente se extinguió alrededor de 1940. Desde 1992 se puso en práctica un programa de reproducción en cautiverio en Estados Unidos para reintroducir individuos jóvenes en áreas protegidas de California y Arizona y en el Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir, que comprende uno de los últimos hábitats no perturbados de la región mediterránea de Norteamérica. La reintroducción en México comenzó en 2002, en el marco del Programa Nacional de Recuperación de Especies Prioritarias y la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México. Para 2010 se había logrado la supervivencia de 17 cóndores en libertad y cuatro en cautiverio, que representan 7% de la población reintroducida y en cautiverio (De la Cruz y Peters, 2007; De la Cruz *et al.* 2010). Cerca de 99% de las especies de la California mediterránea pueden encontrarse en la ecorregión 11.1.1.3, Lomeríos y planicies con matorral xerófilo y chaparral. La ecorregión de nivel IV con

menor número de especies es también la de menor extensión (0.25% de la superficie continental de la California mediterránea; 11.1.1.2, Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos, en la que, sin embargo, se registran más de 210 especies de vertebrados terrestres, de las cuales 188 pertenecen al grupo de las aves (figura 2.4).

### 3.2. Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

Los asentamientos humanos en la región se establecieron a partir de la llegada de las misiones españolas, con los sistemas de presidios; más tarde, con los ranchos mexicanos, y las actividades comerciales desde finales del siglo XVIII. Millones de personas se trasladaron a California en varias oleadas, por la fiebre del oro, la búsqueda de tierra y después de la Segunda Guerra Mundial (CCA 1997; Lawrence 2007). Actualmente, la población se concentra en grandes urbes del sur de California. En México, Tijuana es una de las ciudades con más rápido crecimiento: en menos de 15 años ha duplicado su población (CCA 1997); en ella habitan hoy más de 1 200 000 habitantes, que representan 65% del total de la población de la región ecológica (figura 2.6). La segunda ciudad más importante es Ensenada, que concentra 13% de la población total. Aproximadamente 15% de la superficie de la ecorregión corresponde a diversas categorías de uso de suelo (figura 2.1b); la mayor parte son zonas agrícolas de riego y temporal (59%), pastizales inducidos (23%), así como asentamientos humanos y zonas urbanas (15.8%, figura 2.1d).

### 3.3. Vacíos y omisiones en conservación

La ecorregión de nivel I incluye una de nivel II, dos de nivel III y cinco ecorregiones de nivel IV, una de las cuales se presenta exclusivamente en islas (11.1.1.1, Islas del Pacífico californiano con matorral xerófilo y chaparral). Las áreas protegidas cubren 8.3% de la superficie de la ecorregión California mediterránea en México, por lo que se clasifica como una omisión en conservación. El grado de representación en las AP varía considerablemente en



el nivel IV; la ecorregión 11.1.1.2, Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos, es un vacío en conservación, mientras que la ecorregión 11.1.3.2, Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos (de San Pedro Mártir), tiene 66.5% de su superficie cubierta por el Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir. La porción norte de la APFF Valle de los Cirios cubre cerca de 6% de la ecorregión 11.1.1.3, Lomeríos y planicies con matorral xerófilo y chaparral, que presenta la mayor diversidad de vertebrados terrestres de esta región ecológica.

#### 4. Elevaciones semiáridas meridionales

Esta ecorregión se distribuye en Arizona y Nuevo México, en Estados Unidos, y en México abarca varios estados del norte, oeste y centro del país. Sus paisajes están compuestos por colinas, valles bajos y planicies, y el clima es semiárido con periodos cíclicos de sequías, mientras que las heladas son comunes en invierno (cuadro 2.1; CCA 1997).

La ecorregión está cubierta por pastizales (31.5%) y, en zonas de transición, por matorrales xerófilos y bosques de encino (8%; figura 2.1a, b; CCA 1997; INEGI 2009). Los pastizales semidesérticos tienen una estructura muy simple, miden entre 20 y 70 cm y presentan dos estratos, el primero con especies de plantas rastreras, y el segundo formado por plantas herbáceas, dominado por las gramíneas, aunque en época de lluvias suelen aparecer numerosas especies de otras familias, en particular de Asteraceae. Su cobertura varía notablemente de un lugar al otro y está relacionada con su uso; rara vez supera 80% y frecuentemente es menor de 50%; dominan las especies del género *Bouteloua*, que se presenta también en asociaciones con otros géneros (Rzedowski 1983).

##### 4.1. Diversidad de vertebrados terrestres

De las regiones ecológicas en las zonas áridas y semiáridas de México, la ecorregión Elevaciones semiáridas meridionales al igual que los Desiertos de América del Norte es una de las más diversas (fi-

guras 4 y 5); se estima que habitan en ella más de 1 000 especies de vertebrados terrestres, de las cuales cerca de 12% se encuentran en las listas rojas de la NOM-059-SEMARNAT-2001 y la UICN (2010; figura 3a). Tan solo se registran tres especies exclusivas, la culebra listonada (*Thamnophis sirtalis*), la culebra lira de Texas (*Trimorphodon wilkinsonii*) y el meteoro de prado (*Microtus pennsylvanicus*), probablemente extinta en México y cuya distribución se restringía a la vegetación aledaña al manantial Ojo de Galeana en Chihuahua. Entre las especies de mamíferos características de los pastizales encontramos el tlalcoyote (*Taxidea taxus*), el berrendo (*Antilocapra americana*), el bisonte (*Bison bison*) y el perro llanero (*Cynomys ludovicianus*); este último se distribuye casi de manera exclusiva en la ecorregión y es considerado especie clave de los ecosistemas de pastizal, ya que la modificación del paisaje por la construcción de sus madrigueras fomenta un incremento en la diversidad tanto de flora como de fauna (Ceballos *et al.* 1999; Ceballos y Oliva 2005). Algunas de las especies de aves especialistas de pastizal que habitan en esta ecorregión son el gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis*), la alondra cornuda (*Eremophila alpestris*), el tecolote llanero (*Athene cunicularia*) y el halcón mexicano (*Falco mexicanus*). La ecorregión 12.2.1.2, Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal, presenta el mayor número de especies (84% del total para la ecorregión de nivel I), mientras que la ecorregión 12.1.1.1, Lomeríos y planicies con matorral xerófilo, pastizal y elevaciones aisladas con bosques de encinos y coníferas, presenta el menor número de especies (51% del total para la ecorregión de nivel I).

##### 4.2. Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

El pastizal es uno de los ecosistemas de Norteamérica que ha sufrido la mayor transformación y fragmentación por causas antrópicas. La estructura y composición de la mayoría de los pastizales semidesérticos han sido modificadas en los últimos 150 años, e incluso desde hace siglos, principalmente debido a la cría extensiva de ganado (Búrquez *et al.*

1996; Van Auken 2000). Aproximadamente 60% de la ecorregión estuvo cubierta por pastizales (INEGI 2003); actualmente 31.5% de la ecorregión corresponde a algún tipo de pastizal natural (INEGI 2009). En algunos lugares las especies nativas han sido reemplazadas por especies de pastos de poca estatura, como el pasto mezquite chino (*Hilaria belangeri*), el huizapol (*Cenchrus* spp.) y el pasto buffel (*Cenchrus ciliaris*), y en la mayor parte de su extensión original el sobrepastoreo ha ocasionado que las especies leñosas que naturalmente se presentan en baja densidad en las comunidades de pastizales se vuelvan dominantes y los pastizales sean reemplazados por matorrales dominados por diversas especies como el mezquite (*Prosopis* spp.), la gobernadora (*Larrea tridentata*), o por otras especies de arbustos, árboles o suculentas que llegan a ser localmente dominantes (de los géneros *Acacia*, *Yucca*, *Opuntia* y *Quercus*) o por el pirú o pirul (*Schinus molle*), árbol introducido que desplaza a las especies nativas de arbustos y árboles por competencia o alelopatía (Challenger 1998; Manzano-Fisher 1999; Van Auken 2000; Arriaga *et al.* 2004).

En esta región ecológica habitan cerca de 15 millones de personas (figura 2.6); 25% de la población total habita en alguna de las cinco ciudades más pobladas de la ecorregión (León, Chihuahua, Aguascalientes, Morelia y Querétaro). Es una de las regiones ecológicas que presenta una mayor proporción de superficie transformada (cerca de 36%); el uso predominante es el agropecuario (figura 2.1d), los cultivos principales incluyen frijol, maíz, sorgo, ajo, cebolla, nuez, manzana y durazno, y existen varias agroindustrias, entre ellas la más importante es la de los lácteos (CCA 1997).

#### 4.3. Vacíos y omisiones en conservación

Las Elevaciones semiáridas meridionales ocupan cerca de 11% de la superficie continental del país y presenta dos ecorregiones de nivel II (Piedemonte de la Sierra Madre Occidental y Altiplanicie mexicana), tres de nivel III y cuatro de nivel IV. La ecorregión 12.1.2.1, Piedemontes y planicies con pastizal,

matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas, ocupa la mayor superficie (57.1%) desde la frontera con Estados Unidos a lo largo de Chihuahua, hasta Jalisco y Guanajuato; no obstante, apenas 3.5% de su superficie se encuentra representada en el sistema de áreas protegidas. Las otras tres ecorregiones presentan porcentajes de áreas de protección igual de bajos; la ecorregión 12.2.1.2, Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal, es la que presenta una mayor superficie en AP (5.3%). La falta de representatividad de las ecorregiones de las Elevaciones semiáridas meridionales en el sistema de AP se debe principalmente a que históricamente ninguna reserva fue establecida con la finalidad principal de proteger los pastizales naturales (Pacheco *et al.* 1999-2000). El número de áreas protegidas ha aumentado desde 2007, y la superficie bajo protección incrementó de 2.5% a 3.7% en 2010 en el nivel I (Conanp-Conabio 2007; Conabio 2010). Actualmente se cuenta con 31 diferentes AP, de las cuales la Reserva de la Biosfera de Janos, ubicada al norte del país en la frontera de Chihuahua y Sonora, es la de mayor extensión; fue decretada en 2009 y tiene como objetivos principales proteger la única población silvestre de bisontes en México y el suroeste de Estados Unidos, así como asegurar la permanencia del complejo de colonias de perritos llaneros (*Cynomys ludovicianus*) más importante de Norteamérica, y la protección de diversas especies en peligro de extinción, como el puercoespín (*Erethizon dorsatum*), cuya población en la reserva es una de las más numerosas (Conanp 2006), y el hurón de patas negras (*Mustela nigripes*) que se encuentra catalogada como en peligro de extinción (UICN 2010).

#### 5. Sierras templadas

La ecorregión Sierras templadas tiene una extensión de 431 453 km<sup>2</sup>, y cubre alrededor de 25% del territorio mexicano. La región comprende las principales sierras y montañas del país, la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental, los complejos montañosos de Chiapas y Oaxaca y el Eje Neo-

volcánico Transversal, en donde se encuentran los volcanes más altos (>5 000 m) de México: el Pico de Orizaba, el Popocatepetl y el Iztaccíhuatl (CCA 1997). La elevación promedio de la ecorregión es de 1 828 m (cuadro 2.1). En las zonas montañosas dominan los bosques de coníferas y de encinos, en particular los bosques de encino, pino-encino y pino. Cabe destacar que en esta región ecológica se encuentran prácticamente todos los bosques mesófilos de montaña, que de acuerdo con la carta de vegetación primaria abarcaba 7% de la ecorregión, y para 2007 ocupaba sólo 4% (INEGI 2003, INEGI 2009) que significa 0.88% de estos bosques en todo el país.

México es el centro primario de diversidad de los géneros de *Pinus* y *Quercus* en el hemisferio occidental; ambos son los más representativos y económicamente importantes entre los árboles de clima templado. Estos géneros dominan los bosques de la ecorregión Sierras templadas y aunque la diversidad de especies del dosel de los bosques de encino y pino es relativamente baja localmente, se presenta una gran diversidad en los estratos herbáceos y arbustivos, y una gran heterogeneidad en los ecotipos de los bosques de encino y pino (Challenger 1998). La diversidad de estos géneros en México es extraordinaria: están representadas entre 32 y 40% de las especies de *Quercus* y 50% de las especies de *Pinus* que se conocen en el mundo, con aproximadamente 161 especies de encinos, de las cuales 67.7% son endémicas del país y 43 especies de pinos (Farjon 1996; Valencia 2004; Challenger y Soberón 2008). En los bosques de encino, estos árboles miden entre 2 y 30 m de altura, aunque pueden alcanzar en ocasiones hasta 50 m, varían de totalmente caducifolios y semiabiertos en las áreas de transición con los climas más secos y cálidos, a totalmente perennifolios y densos en las zonas húmedas; pueden formar bosques puros dominados por una o varias especies del género o estar acompañados por otros taxones. Los bosques de pino son comunidades heterogéneas siempreverdes dominadas por especies del género *Pinus*, de altura muy diversa, generalmente entre 8 y 25 m, y un máximo de 40 m, la densidad de las

comunidades es muy variable, desde cerradas y sombrías hasta moderadamente abiertas. La gran masa forestal de estos bosques se desarrolla entre los 1 500 y 3 000 m de altitud, aunque la máxima diversidad se alcanza entre los 1 000 y 2 600 m (Rzdowski 1983; Farjon 1996; Challenger y Soberón 2008). Entre los árboles de afinidad boreal que también se encuentran en los bosques de encino y pino destacan los siguientes géneros, *Abies*, *Arbutus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Juglans*, *Juniperus* y *Pseudotsuga*, y en las cañadas húmedas y márgenes de ríos los géneros *Alnus*, *Buddleja*, *Fraxinus*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Salix* y *Sambucus* (Challenger 1998).

### 5.1. Diversidad de vertebrados terrestres

En esta ecorregión se estima que habitan más de 1 980 especies de vertebrados terrestres, por lo que es la que presenta el mayor número de especies (figura 2.4), y el mayor número de especies exclusivas a la ecorregión (130 especies), lo que refleja una alta diversidad beta, ya que si se consideran los patrones de riqueza de especies, las Selvas cálido-húmedas presentan regiones con mayor concentración de especies de vertebrados terrestres por unidad de área (figura 2.5). Las Sierras templadas presentan la mayor proporción de especies en riesgo; 22% de las especies se encuentran en las listas rojas de la NOM-059-SEMARNAT-2001 y la UICN (2010). Entre las especies exclusivas de la ecorregión, en mayor riesgo de extinción, que además presentan una distribución restringida y son endémicas de México, se hallan 21 especies de anfibios (ej. *Lithobates omiltemanus*, *L. pueblae*, *L. tlaloci*, *Ambystoma leorae*, *Charadrahyla trux*, *Plectrohyla cembra*, *P. cyanomma*, *Pseudoeurycea anitae*) y 15 especies de mamíferos (ej. *Romerolagus diazi*, *Sylvilagus insonus*, *Sorex stizodon*, *Megadontomys nelsoni*, *Microtus oaxacensis*, *Spermophilus perotensis*, *Microtus umbrosus*). El conejo de Omilteme (*Sylvilagus insonus*), la musaraña de San Cristóbal (*Sorex stizodon*), y el ratón meteoro de Zempoaltepec (*Microtus umbrosus*) son algunas de las especies de mamíferos características del bosque mesófilo de montaña (Ceballos y Oliva 2005). Estos bosques

cuentan con un mayor número de especies de mamíferos que cualquier otro tipo de bosque, y tienen una alta tasa de endemismo de plantas, reptiles, anfibios y mamíferos (Williams-Linera *et al.* 2002). La ecorregión 13.5.2.1, Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca, concentra al mayor número de especies de la ecorregión de nivel I (64%). Asimismo, las ecorregiones 13.4.2.2, Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos, y la 13.4.2.4, Sierra con bosque mesófilo de montaña, presentan un elevado número de especies de vertebrados; por otra parte, la ecorregión 13.5.1.2, Valles y piedemonte con selvas bajas, mezquitales y bosques de encino, es la que tiene el menor número de especies de vertebrados terrestres.

#### 5.2. Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

No es de sorprender que en esta región ecológica se presente un porcentaje tan elevado de especies en riesgo, ya que los ecosistemas naturales han sido transformados con fines agropecuarios, para la obtención de leña y por numerosos asentamientos humanos a lo largo de muchos siglos, principalmente en el Eje Neovolcánico Transversal, en donde se localizan algunas de las principales ciudades del país como las de México, Toluca y Puebla. En esta ecorregión se concentra 40% de la población total de México (INEGI 2005a), con una de las mayores densidades poblacionales (96 hab/km<sup>2</sup>; figura 2.6). El uso intensivo de los suelos se debe a su alta fertilidad y a las condiciones del clima templado. Desde la época de la Colonia estos bosques se utilizaron para obtener leña, para la construcción de las nuevas ciudades y se fomentó la deforestación para introducir ganado. A principios del siglo XX se extrajo madera para durmientes y para las fábricas de papel. En la década de 1970 permanecía únicamente 57% de la cobertura original de los bosques templados, 17% habría sido transformada en terrenos agrícolas y potreros. Al igual que en otras regiones ecológicas del país, el fomento agropecuario en la década de 1970 aceleró el proceso de deforestación y en 30 años se perdieron cerca de 3.5 millones de hectáreas de bos-

ques templados en condición primaria, con lo cual se redujeron a 50% de su cobertura original (Challenger y Dirzo 2009; Sánchez-Colón *et al.* 2009). Otros procesos que han favorecido la degradación y la deforestación de los bosques templados han sido la expansión de los asentamientos humanos, los incendios forestales y el aprovechamiento forestal no sustentable (Fisher *et al.* 1995; Challenger 1998). Ejemplo de ello es que sólo 0.6% de los bosques de pino-encino en la Sierra Madre Occidental nunca han sido talados y permanecen como bosques maduros (Lammertink *et al.* 1996).

Una gran proporción de la vegetación natural remanente (38%) se encuentra en estado secundario (figura 2.1c), y más de 100 000 km<sup>2</sup> que corresponden a 24% de la superficie de la ecorregión son utilizados con fines agrícolas y pecuarios (figura 2.1d; INEGI 2009).

#### 5.3. Vacíos y omisiones en conservación

La ecorregión Sierras templadas consta de cinco ecorregiones de nivel II, ocho de nivel III y 21 de nivel IV; en este último, la ecorregión 13.2.1.1, Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos, cubre la mayor extensión (40.6%). La ecorregión de nivel I cuenta actualmente con AP por encima del umbral; el porcentaje de representación se incrementó de 11.1% en 2007 a 14.1% en 2010. Entre las reservas de la biosfera más importantes por su extensión están la Sierra Gorda, Sierra Gorda de Guanajuato, Janos (en su parte serrana al sur), Tehuacán-Cuicatlán, Sierra de Manantlán, Barranca de Meztitlán, El Triunfo y Mariposa Monarca.

El mayor incremento en el grado de representatividad de AP (13.6%) en el nivel IV se presentó en la ecorregión 13.6.1.2, Sierra Madre Centroamericana con bosque mesófilo de montaña, en donde se decretó en 2007 una nueva área protegida de jurisdicción federal (APRN) y se incluyó en la cartografía la Zona Sujeta a Conservación Ecológica (Pico el Loro-Paxtal) de jurisdicción estatal decretada en 2000 (Conabio 2010). El grado de representatividad en el nivel IV también varía considerablemente;

12 ecorregiones son aún omisiones en conservación, entre las cuales cuatro tienen representatividad muy baja (0.1 a 1%), en los estados de Guerrero, Oaxaca, Michoacán y Chiapas. Por otro lado, nueve ecorregiones se encuentran representadas por encima de 12% de su área en el sistema de AP (13.6 a 94.2%); las ecorregiones 13.4.2.3, Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente, 13.6.1.2, Sierra Madre Centroamericana con bosque mesófilo de montaña, y 13.5.1.4, Sierras del occidente de Jalisco con bosque mesófilo de montaña, que abarcan un área de 0.06, 0.7 y 0.5%, respectivamente, de las Sierras templadas presentan los mayores valores de representatividad (> 39%).

#### 6. Selvas cálido-secas

Esta región ecológica, que colinda mayormente con la de Sierras templadas, se presenta de manera discontinua a lo largo del territorio mexicano. En el noroeste se extiende en una angosta y discontinua franja desde Sonora y Sinaloa, atraviesa los estados de la costa del Pacífico y continúa hasta Chiapas; incluye la cuenca del Balsas, y en el Istmo de Tehuantepec se divide para rodear la Depresión Central de Chiapas. También ocupa el norte de la planicie costera del Golfo de México, el norte de la Península de Yucatán y la franja sur de la Península de Baja California.

La variación altitudinal va desde el nivel del mar hasta una altitud máxima de 3 000 m (cuadro 2.1). El clima tropical que presenta se caracteriza por una estación seca que varía de 5 a 8 meses y una intensa precipitación durante los meses de verano (cuadro 2.1; CCA 1997).

En estos ambientes se desarrollan principalmente las selvas caducifolias o selvas subhúmedas, en particular la selva baja caducifolia y la selva espinosa, que ocupaban un área de 63.3 y 11.2%, respectivamente, de la superficie de la ecorregión (INEGI 2003; figura 2.1a). La selva baja caducifolia se encuentra en zonas con precipitaciones anuales de hasta 1 200 mm, en terrenos de ladera pedregosos, con suelos someros, arenosos o arcillosos con fuerte

drenaje superficial. La vegetación suele ser de corta estatura (de 4 a 10 m) y la mayoría de sus especies pierden las hojas durante el periodo de sequía. El estrato herbáceo es reducido y solo se aprecia en época de lluvias; son abundantes los bejucos y las formas de vida suculentas, principalmente de los géneros *Agave* y *Opuntia*. En las fases más secas de esta selva también son frecuentes las cactáceas columnares y candelabroiformes (ej. *Stenocereus* y *Cephalocereus*) (Rzedowski 1983; Trejo y Dirzo 2002; Pennington y Sarukhán 2005). La selva baja caducifolia posee una gran diversidad florística y un elevado número de endemismos. Aproximadamente 6 000 especies habitan en este tipo de selvas, de las cuales 60% son endémicas; el endemismo es alto también en niveles taxonómicos superiores (11% de los géneros son endémicos; Rzedowski 1991). Algunas de las especies vegetales representativas de las selvas baja caducifolias corresponden a los géneros *Bursera*, *Acacia*, *Lysiloma*, *Croton*, *Ceiba* y *Mimosa* (Trejo 1998; Pennington y Sarukhán 2005). En particular el género *Bursera* está representado por numerosas especies, sobre todo en la vertiente del Pacífico y en la cuenca del Balsas, en la que se pueden encontrar más de 20 especies endémicas de ese género (Rzedowski 1983; Trejo y Dirzo 2002).

Las selvas bajas espinosas se encuentran en climas de mayor aridez, con precipitaciones de 900 mm o menores, sobre terrenos planos o muy poco ondulados. Los árboles de esta selva miden entre 8 y 10 m de altura y muchas de las especies dominantes pertenecen a la familia de las leguminosas con ramas espinosas; el estrato arbustivo es de entre 2 a 4 m de alto, y prácticamente no existe el estrato herbáceo. Algunas de las especies dominantes son *Ebenopsis ebano*, *Acacia pringlei*, *Bursera simaruba*, *Bursera fagaroides* var. *elongata* y *Parkinsonia praecox* (Pennington y Sarukhán 2005).

#### 6.1. Diversidad de vertebrados terrestres

Las selvas caducifolias tienen una extraordinaria diversidad, que se expresa en el número de especies totales y endémicas. Presenta también una elevada



diversidad beta, es decir, existen notables diferencias en la composición de especies entre distintos sitios (Ceballos *et al.* 2010). Se registraron (con base en los modelos de distribución potencial) más de 1 890 especies de vertebrados terrestres para toda la ecorregión (figuras 2.4 y 2.5), de las cuales cerca de 18% se enlistan en la NOM-059-SEMARNAT-2001 y en la UICN (2010). Por otro lado, Ceballos y García (1995) reportan un total de 824 especies de vertebrados terrestres (246 endemismos) para las selvas tropicales secas de México, lo cual constituye cerca de un tercio del total registrado para el país.

Se registraron 42 especies de vertebrados exclusivos de esta ecorregión; las de mamíferos pertenecen al grupo de los roedores (*Chaetodipus dalquesti*, *Tylomys bullaris*, *Geomys tropicalis*) y murciélagos (*Phylloderma stenops*, *Rhogeessa mira*), aunque las últimas tres especies no están asociadas exclusivamente a las selvas caducifolias. En tanto que cerca de 30% de las especies de mamíferos endémicas de México se encuentran en las selvas secas, de las cuales 32 tienen una distribución casi restringida a este ecosistema (ej. *Xenomys nelsoni*, *Tlacuatzin canescens*, *Hodomys alleni*, *Spilogale pygmaea*; Ceballos y Oliva 2005; Ceballos *et al.* 2010).

Entre la herpetofauna exclusiva de la ecorregión Selvas cálido-secas podemos mencionar la culebra minera de Tehuantepec (*Geagras redimitus*), la lagartija nocturna de cueva (*Lepidophyma micropholis*) y el xenosaurio cabeza plana (*Xenosaurus platyceps*); las últimas dos se encuentran en riesgo de extinción. Durante la época de sequía, la herpetofauna reduce notablemente su actividad y en particular los anfibios buscan refugios (*i.e.* microhábitats) en donde pueden reducir la pérdida de humedad, como cortezas de árboles, bromelias, palmas y vegetación de arroyo o enterrándose en el suelo; la reproducción de estos organismos se encuentra sincronizada con la temporada de lluvias (García 2010).

Entre las especies de aves asociadas a las selvas secas se han registrado 35 especies (Vega Rivera *et al.* 2010), entre las cuales podemos mencionar las siguientes especies endémicas: chachalaca pálida

(*Ortalis poliocephala*), trogón citrino (*Trogon citreolus*), vireo dorado (*Vireo hypochryseus*), papamoscas jaspeado (*Deltarhynchus flammulatus*) y chara de Beechy (*Cyanocorax beecheii*). La ecorregión de nivel IV con mayor número de especies es la 14.5.1.2, Cañón y lomeríos de Tehuantepec con selva baja caducifolia, con 57% del total de especies que se reportan para la ecorregión de nivel I.

#### 6.2. Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

También las selvas secas del trópico subhúmedo han sido transformadas con fines agrícolas desde hace milenios; de hecho, son el hábitat de los parientes silvestres de varios de los principales cultivos de México. Sin embargo, no fue sino hasta la década de 1970 cuando el reparto agrario y las políticas de fomento agropecuario promovieron la deforestación a gran escala de estas selvas. En 2002 permanecía cerca de 27% de la extensión original de las selvas subhúmedas primarias. En la región ecológica habitan actualmente más de 16.5 millones de personas (figura 2.6); los centros urbanos más importantes (>400 000 habitantes) son Mérida, Acapulco, Culiacán y Tuxtla Gutiérrez (INEGI 2005a). Actualmente 39% de los terrenos de la ecorregión Selvas cálido-secas se utilizan con fines agropecuarios y urbanos; el uso predominante es la agricultura de temporal (38%), seguido de la ganadería (33%) y la agricultura de riego (21%; figura 2.1b, d), mientras que cerca de 50% de la vegetación natural remanente se encuentra en estado secundario (figura 2.1d).

#### 6.3. Vacíos y omisiones en conservación

La ecorregión de las Selvas cálido-secas consta de seis ecorregiones de nivel II, 12 de nivel III y 25 de nivel IV; cubre un área de 317 142 km<sup>2</sup> que corresponde a aproximadamente 16% de la superficie continental de México. A pesar de la biodiversidad que alberga, aún representa una importante omisión en conservación; tan solo 6.5% de su superficie se encuentra cubierta por la red de AP (Conabio 2010). El grado de representación en el sistema de AP de las ecorregiones de nivel IV varía considerablemente;

por ejemplo, las ecorregiones 14.2.1.1, Humedales del norte de Yucatán, 14.4.3.1, Depresión de La Cañada con selva baja caducifolia y matorral xerófilo, y 14.6.2.1, Sierra con bosques de encino y coníferas, tienen un poco menos de 70% de su área en el sistema de AP. Las áreas protegidas que se encuentran parcial o totalmente en estas ecorregiones son las reservas de la biosfera Sierra La Laguna (14.6.2.1), Tehuacán-Cuicatlán (14.4.3.1), Ría Lagartos, Ría Celestún y los Petenes (14.2.1.1). Por otra parte, tres ecorregiones se encuentran cubiertas por AP en proporciones que rebasan el umbral de 12%, mientras que la ecorregión 14.1.2.4, Lomeríos y Planicies con selva baja caducifolia (del sureste de Xalapa), es un vacío en conservación y las 18 restantes presentan subrepresentación que varía entre 0.01 y 10.1% (Conabio 2010).

#### 7. Selvas cálido-húmedas

Esta región ecológica se localiza desde el norte de Veracruz en la Planicie Costera del Golfo hasta la Península de Yucatán y las porciones bajas de la Sierra Madre de Chiapas. Asimismo, se encuentra en el occidente en la Planicie Costera del Pacífico, principalmente en el estado de Nayarit. Abarca cerca de 14% del territorio nacional. El paisaje está compuesto principalmente por colinas de elevaciones menores, la elevación promedio en la ecorregión es de 146 msnm (cuadro 2.1). La Planicie del Golfo de México se caracteriza por presentar una extensa red de ríos, dentro de los cuales destacan el Pánuco, el Papaloapan, el Coatzacoalcos, el Grijalva y el Usumacinta; por el contrario, las planicies kársticas de la Península de Yucatán carecen de aguas superficiales, pero cuentan con una intrincada red de ríos subterráneos y numerosos cuerpos de agua conocidos como cenotes (CCA 1997; Alcocer y Escobar 1996). El clima es tropical con una temperatura media anual entre 20 y 26 °C, con una época de sequía por lo general de tres meses al año y una precipitación anual que puede alcanzar más de 4 500 mm (cuadro 2.1, CCA 1997).

Las selvas altas perennifolias y las medianas subperennifolias y subcaducifolias, (figura 2.1a),

cubrían una extensión de 35.4, 27.5 y 15.4% de la superficie de la ecorregión, respectivamente (INEGI 2003). Las selvas altas perennifolias, que se desarrollan en las zonas más húmedas con precipitaciones anuales promedio superiores a 2 000 mm o incluso entre 1 600 y 1 700 mm dependiendo de su distribución a lo largo del año, tienen un estrato superior arbóreo de más de 30 m aunque algunos árboles alcanzan hasta los 75 m y se pueden encontrar individuos con diámetros de hasta 3 m (ej. *Guatteria anomala*, *Swietenia macrophylla*, *Terminalia amazonia*), aunque por lo general los troncos de los árboles miden entre 30 y 60 cm. Esta selva se caracteriza por albergar una gran variedad de formas vegetativas; además de los árboles y arbustos en el estrato inferior son muy abundantes las palmas y plantas herbáceas, mientras que en el estrato superior el follaje de bejucos y trepadoras se pueden encontrar a más de 40 m del suelo; otra forma de vida característica de este estrato son las plantas estranguladoras (*Ficus* y *Clusia*) y las plantas epífitas, la mayoría pertenecientes a las familias de las bromeliáceas, aráceas y orquidáceas. Las selvas medianas superennifolias comparten muchas de sus características fisonómicas con la selva alta perennifolia; sin embargo, entre las diferencias se pueden mencionar la presencia de una mayor cantidad de palmas en el estrato inferior, el estrato superior alcanza entre los 20 y 35 m y una gran proporción de sus especies carecen de follaje en la época de sequía (entre 25 a 50%). Algunas de las especies que pierden por completo su follaje son: *Bursera simaruba*, *Alseis yucatanensis*, *Zuelania guidonia*, *Coccoloba barbadensis*, *C. spicata* y *Vitex gaumeri*. Las selvas medianas superennifolias se desarrollan en zonas con precipitaciones anuales promedio entre 1 100 y 1 300 mm, con una época de seca marcada de entre tres y cinco meses. La especie que mejor caracteriza esta selva es el ramón (*Brosimum alicastrum*), acompañado en la mayor parte de su extensión por *Manilkara zapota*, *Pimenta dioica*, *Aphananthe monoica* y *Bursera simaruba* (Pennington y Sarukhán 2005).

### 7.1. Diversidad de vertebrados terrestres

En la ecorregión Selvas cálido-húmedas de México se distribuyen más de 1 650 especies de vertebrados terrestres, de las cuales aproximadamente 17.7% se encuentran en riesgo, según las listas rojas de la NOM-059-SEMARNAT-2001 y la UICN (2010). En esta ecorregión se presentan 74 especies exclusivas; entre las especies de mamíferos podemos mencionar al venado temazate yucateco (*Mazama pandora*), endémico de la Península de Yucatán, al armadillo centroamericano (*Cabassous centralis*) y al tlacuache cuatro ojos café (*Metachirus nudicaudatus*) y a varias especies de murciélagos (ej., *Eumops hansae*, *Noctilio albiventris*) y roedores (ej., *Orthogeomys lanius*, *O. cuniculus*, *Liomys salvini*); entre las especies de aves se encuentra la paloma perdiz tuxtleña (*Geotrygon carrikeri*), endémica de Los Tuxtlas y la paloma corona blanca (*Patagioenas leucocephala*), ambas en riesgo de extinción y con una distribución muy restringida en el país. Con respecto a la herpetofauna, 46 especies son exclusivas de las Selvas cálido-húmedas (ej., *Incilius cavifrons*, *Anolis duellmani*, *Eleutherodactylus planirostris*).

Entre la fauna clave por la función ecológica que desempeña (Ross 1998; Chaves *et al.* 2011; Sodhi *et al.* 2009) se encuentran los monos aulladores (*Alouatta pigra*, *A. palliata*), el mono araña (*Ateles geoffroyi*), el tapir (*Tapirus bairdii*), el tucán (*Ramphastos sulfuratus*), el águila arpía (*Harpia harpyja*), el pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) y los cocodrilos (*Crocodylus moreletii* y *C. acutus*), por mencionar algunas especies que además son carismáticas. Las ecorregiones de nivel IV con mayor número de especies son la 15.1.2.4, Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur, y la 15.1.2.3, Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia, con 73% y 61%, respectivamente, del total de especies que se reportan para la ecorregión de nivel I. Sin embargo, los ecosistemas naturales de la ecorregión 15.1.2.3, y otras de los estados de Veracruz y Tabasco, han sufrido grandes transformaciones por causas antrópicas, por lo que la diversidad en esta ecorregión probablemente

ha disminuido de manera considerable debido a la pérdida de área de distribución de las especies (véase Lira-Noriega y Soberón 2008; recuadro 2.2).

### 7.2. Factores de presión y amenaza a la biodiversidad

La mayor parte de la población rural depende de los productos que ofrecen las selvas tropicales húmedas; de ellas se aprovechan más de 3 000 productos entre medicinas, alimentos, materiales para construcción, maderas, forrajes, fibras, combustibles, ceras y para uso ceremonial, entre otros, provenientes de al menos 1 300 especies útiles reconocidas por los habitantes indígenas (Toledo *et al.* 1995). A pesar de su importancia, por la riqueza de su biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proveen los bosques tropicales húmedos, este ecosistema se encuentran entre los más amenazados en México y en todo el mundo, debido principalmente a la expansión de la frontera agropecuaria para satisfacer la demanda alimentaria y de otros bienes (Laurance 2010). Hacia la década de 1970, en México se registraba cerca de 30% de selvas húmedas primarias, de los 25.5 millones de hectáreas de su distribución potencial, y para 2002 las comunidades primarias se habían reducido a 17% de su cobertura original; asimismo, el grado de alteración de las selvas húmedas se aprecia en su tasa de fragmentación, ya que los fragmentos pequeños acusan tendencias irreversibles de pérdida de flora y fauna. A pesar del aprovechamiento de maderas preciosas, desde la Colonia y el Porfiriato, las selvas húmedas permanecieron intactas hasta la década de 1940, cuando las primeras políticas gubernamentales de colonización y fomento a la producción agropecuaria permitieron las primeras deforestaciones a una magnitud sin precedentes, principalmente en los estados de Veracruz y Tabasco, en la sierra sur de Chiapas y la parte norte de Yucatán. En la década de 1970, casi la totalidad de la vegetación original de estas zonas habría sido eliminada para las actividades agropecuarias. Actualmente, las selvas tropicales húmedas mejor conservadas de México se encuentran confinadas a unas cuantas regiones entre las que destacan los Chimalapas en Oaxaca, Calakmul, en

Campeche, Sian Ka'an en Quintana Roo y la Selva Lacandona en Chiapas (Toledo *et al.* 1995; Sánchez-Colón *et al.* 2009; Challenger y Dirzo 2009). En esta ecorregión hay aproximadamente 13 millones de habitantes; entre las ciudades más pobladas están: Cancún, Veracruz, Villahermosa (con más de 500 000 habitantes), Coazacoalcos, Campeche, Tapachula, Puerto Vallarta y Chetumal entre otras (>100 000 habitantes: INEGI 2005a; Pisanty *et al.* 2009). Cerca de 41.6% de la región está destinada a actividades de ganadería (61.6% de los cuales son pastizales cultivados) y 30% a la agricultura de temporal. Por otra parte, tan sólo 30% de la vegetación natural remanente se considera primaria (figura 1b, c, d; INEGI 2009).

### 7.3. Vacíos y omisiones en conservación

Las Selvas cálido-húmedas están conformadas por cinco ecorregiones de nivel II, nueve de nivel III y 17 de nivel IV; de estas últimas, cuatro ecorregiones ocupan más de dos terceras partes de la superficie de la ecorregión de nivel I. En cuanto a la representatividad de las ecorregiones en el sistema de AP, varía entre 0.01 y 74%; en el nivel I, 14.6% del área se encuentra cubierta por el sistema de AP. Las ecorregiones con mayor proporción de área en las AP son las siguientes: 15.2.2.1, Humedales del Caribe mexicano (74%), 15.6.1.1, Humedales del Socusco (43.9%) y 15.3.1.1, Sierra de Los Tuxtlas con selva alta perennifolia (37.9%). Las áreas protegidas más importantes en esta ecorregión con base en su extensión son las reservas de la biosfera Calakmul, Sian Ka'an, Pantanos de Centla y Montes Azules, y las reservas estatales de creación reciente de Balam-Ku y Balam-Kin. Sin embargo, todavía existen nueve ecorregiones que constituyen omisiones en conservación, algunas con grados de representación muy bajos, como los Humedales de la planicie aluvial del Río Grande de Santiago (15.5.1.1) y la Planicie con selva espinosa (15.5.1.2), que en 2007 se catalogaron como vacíos en conservación.

## Conclusiones

Las ecorregiones de México muestran una gran heterogeneidad respecto a la biodiversidad que albergan; todas tienen ecosistemas y especies que son prioritarias para lograr la representación de la diversidad de México en el sistema de áreas protegidas. Los factores que amenazan a cada una de las ecorregiones varían también, a pesar de que muchos factores raíz y directos son los mismos, como el cambio de uso de suelo para actividades agrícolas y ganaderas, el crecimiento de la población humana y de las ciudades, por mencionar algunos. También hay grandes diferencias entre ecorregiones en las actividades de conservación, con notables diferencias en el grado de protección, especialmente cuando se consideran las ecorregiones de nivel IV.

De las siete ecorregiones de nivel I, las ecorregiones Desiertos de América del Norte y California mediterránea, que representan cerca de 30% de la superficie de México, están cubiertas por matorrales xerófilos (>77%) y tienen la menor proporción de superficie con usos agropecuarios; las ecorregiones Selvas cálido-secas y Selvas cálido-húmedas, que son casi exclusivas de México, representan 30% del territorio nacional, están cubiertas predominantemente (>43%, figura 2.1b) por bosques tropicales y tienen la mayor proporción de territorio con usos agropecuarios en el ámbito nacional, lo que está determinado por la presión que ejercen sus 29.5 millones de habitantes y la demanda de productos agropecuarios y de otros bienes por los centros urbanos de otras partes del país. Se debe subrayar que solo en 25% del territorio de la ecorregión Sierras templadas se practican actividades agropecuarias, no obstante que ésta concentra el mayor número de habitantes del país (40 millones), predominantemente en áreas urbanas.

En términos de número de especies, tres ecorregiones: Sierras templadas; Selvas cálido-secas; Selvas cálido-húmedas, que suman 53% de la superficie nacional, concentran el mayor número de especies de vertebrados terrestres, endemismos, especies exclusivas y en riesgo de extinción. Sin embargo, para



lograr un sistema de áreas de conservación representativo de todas las especies de vertebrados terrestres se requiere considerar sitios en todas las regiones ecológicas del país (recuadro 2.2).

A pesar de las diferencias de escala y la clasificación ecorregional utilizada, la caracterización coincide con la de Olson y Dinerstein (1998, 2002), quienes identificaron con base en la riqueza biológica y el grado de amenaza las siguientes ecorregiones de México como prioritarias: las sierras Madre Oriental y Occidental, el Eje Neovolcánico, las Selvas secas meridionales, el chaparral de la California mediterránea y los Matorrales xéricos de Baja California. La diferencia más notable es que no incluyeron a las Selvas cálido-húmedas, que destacan por su elevada riqueza biológica y alto grado de amenaza por actividades humanas. Se debe considerar que el estudio de Olson y Dinerstein fue de escala mundial, por lo que las selvas tropicales húmedas de Sudamérica, Asia y África, resultaron más importantes en su análisis que la porción de esta ecorregión en México.

Si consideramos el grado de protección de las ecorregiones en el sistema de AP de nivel I podríamos llegar a conclusiones no del todo aplicables para establecer prioridades de conservación. Los Desiertos de América del Norte es la ecorregión con mayor protección de AP (15.5%), gracias a extensas reservas de la biosfera; sin embargo, albergan ecosistemas particularmente únicos por su diversidad y endemismo de su flora y fauna, y aún hay ecorregiones de nivel IV, como las zonas de humedales que están pobremente representadas en los sistemas de AP. Dos de las ecorregiones más diversas y complejas, las Sierras templadas y las Selvas cálido-húmedas, aparentemente no serían vacíos de conservación, ya que la red de AP cubre respectivamente 14.1 y 14.6 % de su superficie; sin embargo, han sido las ecorregiones más fuertemente impactadas, y albergan una gran heterogeneidad en ellas. En el caso de las Sierras templadas hay una tendencia a proteger las partes más altas de las montañas (Conabio *et al.* 2007a) y no las zonas intermedias donde se concentra la mayor diversidad; en las Selvas cálido-húmedas, que

albergan los ecosistemas más diversos que brindan numerosos servicios ambientales, hay muchas ecorregiones de nivel IV subrepresentadas; afortunadamente en esta ecorregión se ha consolidado el Corredor Biológico Mesoamericano, cuyo ámbito de acción son los corredores biológicos que vinculan las AP en los estados de Campeche, Chiapas, Quintana Roo y Yucatán, y pueden ser descritos como espacios territoriales de consenso y armonización de políticas públicas en torno a la conservación de la biodiversidad y el bienestar social de sus pobladores (Álvarez-Icaza 2010). La ecorregión Elevaciones semiáridas meridionales no ha sido valorada, ya que los pastizales naturales que predominan en ella no están adecuadamente representados en las AP y están cada vez más amenazados por pastos exóticos invasores. Aunque hay que destacar los esfuerzos recientes por representar los pastizales en el ámbito nacional; la superficie protegida se incrementó de 3.6% en 2007 a 5.3% en 2010. Las tres ecorregiones restantes no cumplen con 12% de su superficie protegida (AP) y son omisiones en conservación: las Grandes planicies (7.4%), la California mediterránea (8.3%) y las Selvas cálido-secas (6.5%). Para la primera de ellas, se debe poner especial atención al matorral espinoso tamaulipeco, que no está adecuadamente representado (5%) y en la segunda, en la Sierra de Juárez, que es un notable vacío de conservación. El caso de las selvas secas es más complejo, dada la extensión, distribución y elevada diversidad beta. Conservar estas selvas es una de las mayores prioridades en el país, como lo han señalado otros autores (Ceballos *et al.* 2010).

A pesar de haber señalado diferencias entre las ecorregiones, como hemos explicado antes no son estrictamente comparables por las diferencias en la historia evolutiva que subyace en ellas,<sup>8</sup> su ubicación

<sup>8</sup> En el territorio confluyen dos reinos biogeográficos (Neártico y Neotropical) y se han reconocido diversas regiones florísticas y faunísticas por sus orígenes (Rzedowski y Reyna-Trujillo 1990; Casas-Andreu y Reyna-Trujillo 1990; Ramírez-Pulido y Castro-Campillo 1990).

## Recuadro 2.2. Diversidad y complementariedad de especies de vertebrados terrestres en las ecorregiones de nivel IV

TANIA URQUIZA-HAAS, JESÚS ALARCÓN

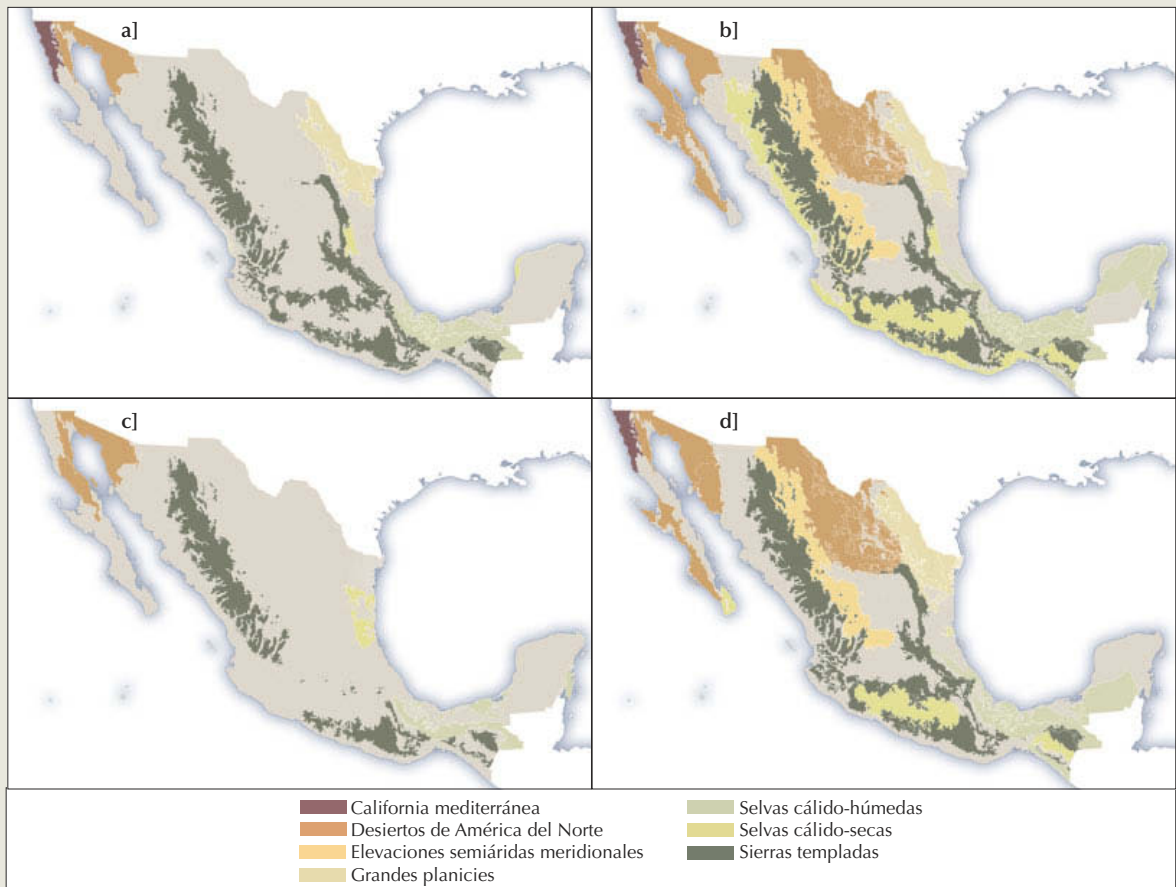
Las prioridades en conservación se han establecido con frecuencia a partir de una serie de criterios como riqueza de especies, rareza, endemismo y complementariedad (Reyers *et al.* 2000); este último es uno de los principios clave en los que se basa la planeación sistemática (Margules y Sarkar 2009) y consiste en la elección de áreas para la conservación que conjuntamente posean la mayor diversidad biológica posible. De acuerdo con este principio se seleccionan primero los sitios que poseen la mayor diversidad alfa (*i.e.* riqueza de especies) o los que contienen el mayor número de elementos únicos (*i.e.* criterios de rareza y endemismo; Reyers *et al.* 2000; Margules y Sarkar 2009); lo importante es que la selección del siguiente sitio está determinada por el aporte de un mayor número de especies o elementos de la biodiversidad adicionales (según los criterios preestablecidos), es decir, incluye aquellos elementos de interés que no estén presentes aún en el primer sitio, y así sucesivamente; de esta manera se puede lograr la representación económica, en términos de la superficie del sistema de áreas para la conservación, de los elementos de la biodiversidad seleccionados (Pressey *et al.* 1993). En el presente trabajo aplicamos el principio de complementariedad, seleccionando primero las ecorregiones de nivel IV (N-IV) con el mayor número de especies, para determinar cuáles son las más importantes para representar a las especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos<sup>1</sup> en la porción continental del país.

La ecorregión Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur (15.1.2.4), que

forma parte de las Selvas cálido-húmedas, concentra potencialmente al mayor número de especies de aves residentes y migratorias (76.7%) en solo 2.3% de la superficie continental del país, mientras que la ecorregión que aporta el mayor número de especies distintas corresponde a la Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos (13.2.1.1), de las Sierras templadas; con ambas ecorregiones se alcanza una representatividad de 89% de las especies de aves en un área que corresponde a 11.3% de la superficie continental de México. En términos de planeación de la conservación, se puede buscar la representación de 100% de las aves analizadas ( $n=938$ ), considerando el criterio de complementariedad, la cual se alcanza con 11 (22.8% de la superficie continental) de las 96 ecorregiones N-IV, pertenecientes a las siguientes ecorregiones de nivel I: Selvas cálido-húmedas, Sierras templadas, Desiertos del América del Norte y Selvas cálido-secas (figura R2.2.1c). Para el caso de los reptiles y anfibios, que presentan en promedio un área de distribución geográfica menor que el resto de los vertebrados, no existe una sola ecorregión que pueda representar una proporción tan grande de especies como en el caso de las aves. Las Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca (13.5.2.1) es la ecorregión que representa al mayor número de especies de anfibios (39.9%) y reptiles (35.8%), y es también una importante omisión en

<sup>1</sup>Incluye las especies de las que se contaba con información para generar mapas de distribución potencial, sin considerar las especies de distribución exclusivamente insular (véase el capítulo 7).

conservación, mientras que los Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos (13.4.2.2), del Sistema Neovolcánico Transversal (nivel II) aporta el mayor número de especies de anfibios complementarias, con lo que se alcanza cerca de 60% de las especies de anfibios en 6.5% de la superficie del país. La segunda ecorregión más importante en términos de complementariedad para los reptiles es también la segunda más importante para las aves (13.2.1.1) y se alcanza, en conjunto con la ecorregión 13.5.2.1, la representatividad de cerca de 50% de las especies de reptiles. Para lograr representar a todas las especies de anfibios ( $n=303$ ) y reptiles ( $n=662$ ) analizadas se requieren 24 y 41 ecorregiones N-IV, respectivamente, pertenecientes a todas las ecorregiones de nivel I, salvo las Elevaciones semiáridas meridionales para el caso de los anfibios (figura R2.2.1 a y b). Esta cifras representan 34.7 y 73.3% de la superficie continental del país. La ecorregión 13.4.2.2 es la que presenta el mayor número de especies de mamíferos (48.0%), y la ecorregión 15.1.2.4 es la que complementa el mayor número de especies (12.7 % adicional), seguida de la ecorregión Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila (10.2.4.1), que aporta 10.2 % adicional para alcanzar la representación de cerca de 70% de las especies en tres ecorregiones N-IV de las Sierras templadas, Selvas cálido-húmedas y Desiertos de América del Norte que cubren en total 13.8% de la superficie del país. La representación de todas las especies de mamíferos ( $n=442$ ) se alcanza con 32 ecorregiones N-IV



**Figura R2.2.1.** Conjunto mínimo de ecorregiones de nivel IV para lograr la representatividad de todas de las especies de a) anfibios; b) reptiles; c) aves y d) mamíferos en el país.

(64.8% de la superficie continental) pertenecientes a todas las regiones ecológicas del país (figura R2.2.1d).

Este análisis representa una herramienta adicional (véase Koleff *et al.* 2009) para guiar de manera sistemática y eficiente la expansión del sistema de AP, dado que la gran mayoría de las ecorregiones N-IV son aún importantes omisiones en conservación. No obstante, el reto es enorme por la elevada heterogeneidad y diversidad biológica del país. Adicionalmente, cabe mencionar que una de las limitantes principales es el uso de sustitutos de la biodiversidad (vertebrados terrestres) que pueden no representar adecuadamente a muchos grupos

de organismos para los cuales no se cuenta con información sobre su distribución (ej. invertebrados, plantas) (véase el capítulo 7); asimismo, partimos de modelos de distribución potencial, y dado el impacto que han sufrido los ecosistemas en extensas porciones de diversas ecorregiones N-IV, se podría sobrestimar el número de especies representadas, ya que es probable que muchas especies, en particular las que dependen de hábitat primario, hayan perdido ya una superficie sustancial de su área de distribución original, y con ello se incremente el riesgo de extinción de las mismas (Lira-Noriega y Soberón, 2008). Por otra parte, Fuller y colaboradores

(2007) encontraron que los sistemas de sitios prioritarios resultan cada vez menos eficientes en términos de su superficie debido a la pérdida y degradación de los hábitats naturales, o incluso puede que ya no sean adecuados para representar y asegurar la viabilidad de las poblaciones de especies de mastofauna en México; lo mismo podría ocurrir a causa de otros factores de presión como el cambio climático (véase Peterson *et al.* 2002). Por ello, resulta fundamental extender y fomentar las estrategias de conservación *in situ*, considerando la urgencia de conservación que cada sitio implica por su diversidad biológica y el grado de amenaza a la que está sujeta.

geográfica, tamaño y condiciones ambientales (*i.e.* orografía, topografía, clima) y la biodiversidad que albergan. Esto es, son grandes unidades que si bien se pueden caracterizar en términos de su diversidad (*i.e.* riqueza de especies, concentración de especies endémicas, tipos de vegetación, entre otros), albergan conjuntos de comunidades naturales distintivos, cuya combinación hace que México sea uno de los países con una de las biotas más diversas del mundo. Por ello, consideramos necesario fortalecer e incrementar las acciones de conservación en todas ellas para tener representados los diferentes elementos y ambientes de la privilegiada diversidad biológica del país. El análisis de complementariedad (recuadro 2.2) indica que la representación de los diferentes grupos de vertebrados terrestres se alcanza entre 11 (aves) y 41 (reptiles) ecorregiones de nivel IV; de ahí la necesidad de implementar acciones de conservación en prácticamente todas las ecorregiones de nivel IV, y no sólo en aquellas en donde se presenta la mayor riqueza y concentración de especies endémicas. Es probable que de considerar a las plantas y a otros grupos de organismos, así como los impactos por causas antropogénicas que han sufrido muchas de las ecorregiones podríamos llegar a la conclusión de tener que considerar a todas las ecorregiones para contar con un sistema al menos representativo, sin que esto garantice los procesos y la viabilidad de sus poblaciones. Por ello, resulta fundamental, para un país megadiverso como México, fomentar otras estrategias de conservación, como los corredores biológicos y otras iniciativas de conservación *in situ* que promuevan el uso sustentable de la biodiversidad.

### Agradecimientos

Queremos expresar un agradecimiento muy especial a Jesús Alarcón por la preparación de la figura 2.5 y su apoyo con los análisis espaciales, y a Andrés Lira-Noriega, quien nos hizo sugerencias que mejoraron y enriquecieron sustancialmente el texto.

### REFERENCIAS

- Alanís Rodríguez, E., J. Jiménez-Pérez, O. Aguirre-Calderón, E. Treviño-Garza, E. Jurado-Ybarra *et al.* 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* XI:56-52.
- Alcocer, J., y E. Escobar. 1996. Limnological regionalization of Mexico. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 2:55-69.
- Aldrich, M.P., S. Buba, H. Hostettler y H. van der Wiel. 2000. *Tropical Montane Cloud Forest: Time for Action*. IUCN y WWF. Disponible en <<http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2000-072.pdf>>.
- Álvarez-Icaza, P. 2010. Diez años del Corredor Biológico Mesoamericano-México, en J. Carabias, *et al.* (coord.). *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*. Conabio, México.
- Anderson, R.P., D. Lew y A.T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Andrade Limas, E., M. Espinosa-Ramírez y A. Romero-Díaz. 2009. Acciones de lucha contra la desertificación en ambientes semiáridos en el noroeste de Tamaulipas, México. *Papeles de Geografía* 49-50:15-26.
- AOU. 2011. American Ornithologists' Union, en <[www.aou.org/](http://www.aou.org/)> (consultado en agosto de 2011).
- Arriaga, L., A.E. Castellanos, E. Moreno y J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology* 18:1504-1514.
- Arriaga, L., E. Huerta, R. Lira-Saade, E. Moreno y J. Alarcón. 2006. Assessing the risk of releasing transgenic *Cucurbita* spp. in Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:291-299.
- Arriaga, L., *et al.* 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en *Capital Natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 433-457.
- Ball, I.R., y H.P. Possingham. 2000. *Marxan (v 1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual*. The University of Queensland, Brisbane.
- Bailey, R.G. 2004. Identifying ecoregion boundaries. *Environmental Management* 34:S14-S26.
- Brooks, T., G.A.B. da Fonseca y A.S. Rodrigues. 2004. Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology* 18:1682-1688.
- Búrquez A., A. Martínez-Yrizar, M. Miller, K. Rojas, M.A. Quintana y D. Yetman. 1996. Mexican grasslands and the changing aridlands of Mexico: An overview and a case study in northwestern Mexico, en B. Tellman, D.M. Finch, C. Edminster y R. Hamre (eds.), *The Future of Arid Grasslands: Identifying Issues, Seeking Solutions*. United States Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins, pp 21-32.
- Cantú, C., R.G. Wright, J.M. Scott y E. Stand. 2004. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation* 115:411-417.



- Cantú, C., F.N. González, P. Koleff, J.I. Uvalle, J.G. Marmolejo *et al.* 2011. El papel de las UMA en la conservación de los tipos de vegetación de Coahuila, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. México. (en prensa).
- Casas-Andreu, G., y T. Reyna-Trujillo. 1990. Provincias herpetofaunísticas. Mapa IV.8.6, en *Atlas Nacional de México*, vol. III, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Castelo, E., O. Ricalde y J. Panero. 2005. *Catálogo de autoridades taxonómicas de las compuestas (Asteraceae: Magnoliopsida) de México*. University of Texas. Base de datos SNIB-Conabio proyectos AE012, AE024, CS011 y V004, México.
- CBD. 2009. *The Convention on Biological Diversity Plant Conservation Report: A Review of Progress in Implementing the Global Strategy of Plant Conservation*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Disponible en <www.cbd.int/gspc/pcr-report/>.
- CCA. 1997. *Regiones ecológicas de América del Norte. Hacia una perspectiva común*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.
- Ceballos, G., y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9:1349-1353.
- Ceballos, G., y G. Oliva (coords.). 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Conabio-Fondo de Cultura Económica, México.
- Ceballos, G., J. Pacheco y R. List. 1999. Influence of prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments* 41:161-172.
- Ceballos, G., H. Gómez de Silva y M.C. Arizmendi. 2002. Áreas prioritarias para la conservación de las aves de México. *Biodiversitas* 41:1-7.
- Ceballos, G., P.R. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar y J.P. Fay. 2005. Global mammal conservation: What must we manage? *Science* 309:603-607.
- Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. 2006. *Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP*. Instituto de Biología, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto DS006, México.
- Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel *et al.* (coords.). 2010. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica-Conabio, México.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro*. Conabio-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.
- Challenger, A., y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 87-108.
- Challenger, A., R. Dirzo, *et al.* 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 37-73.
- Chaves, O.M., K.E. Stoner, V. Arroyo-Rodríguez y A. Estrada. 2011. Effectiveness of spider monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) as seed dispersers in continuous and fragmented rain forests in southern Mexico. *International Journal of Primatology* 32:177-192.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement of nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20:37-46.
- Conabio (comp.). 2009a. *Catálogo de autoridades taxonómicas de los anfibios (Amphibia: Chordata) de México*. Base de datos SNIB-Conabio, México.
- Conabio (comp.). 2009b. *Catálogo de autoridades taxonómicas de los reptiles (Reptilia: Chordata) de México*. Base de datos SNIB-Conabio, México.
- Conabio (comp.). 2010. *Mapa de áreas naturales protegidas para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Conabio, Conanp, TNC y Pronatura. 2007b. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos costas e islas*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C., México.
- Conabio, Conanp y Semarnat. 2008. *Estrategia mexicana para la conservación vegetal: objetivos y metas*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Disponible en <www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/EMCV.pdf>.
- Conanp. 2006. *Estudio previo justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida: Reserva de la Biosfera Janos, Chihuahua*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Conanp y Conabio. 2007. *Mapa de ANP para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Editado para el proyecto Análisis Gap. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Dávila-Aranda, P., T. Mejía, M. Gómez, J. Valdés-Reyna, J. Ortiz *et al.* 2006. *Catálogo de autoridades taxonómicas de las gramíneas (Poaceae: Liliopsida) de México*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio proyecto U031, México.
- De la Cruz, E., y E. Peters. 2007. La reintroducción del cóndor de California en la sierra de San Pedro Mártir, Baja California. *Gaceta Ecológica* 82:55-67.
- De la Cruz, E., E. Peters, J. Vargas, C. Porras, M.M. Saad *et al.* 2010. El cóndor de California regresa a México, en J. Carabias, *et al.* (coord.). *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*. Conabio, México.
- Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A. Webster, S. Primm *et al.* 1995. *A conservation assessment of the terrestrial*

- ecoregions of Latin America and the Caribbean*. World Wildlife Fund y World Bank, Washington, D.C.
- Earth Resources Observation and Science. 2008. *HYDRO1k Elevation Derivative Database*. U.S. Geological Survey database. Disponible en <<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>>.
- Escalante, T., V. Sánchez-Cordero, J.J. Morrone y M. Linaje. 2007a. Deforestation affects biogeographical regionalization: A case study contrasting potential and extant distributions of Mexican terrestrial mammals. *Journal of Natural History* 41:965-984.
- Escalante, T., V. Sánchez-Cordero, J.J. Morrone y M. Linaje. 2007b. Areas of endemism of Mexican terrestrial mammals: A case study using species' ecological niche modeling, parsimony analysis of endemism and Goloboff fit. *Interciencia* 32:151-159.
- Escobar, F., P. Koleff y M. Rös. 2009. Evaluación de las capacidades para el conocimiento: el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad como un estudio de caso, en Conabio y PNUD (coords.). *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.
- Espejo, A., y A.R. López-Ferrari. 2008. Monocotiledóneas, en S. Ocegueda y J. Llorente-Bousquets (coords.), Catálogo taxonómico de especies de México, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*, CD.1. Conabio. México.
- Espinosa, D., S. Ocegueda, et al. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 33-65.
- FAO. 2007. *State of the World's Forests 2007*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en <[www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm](http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm)>.
- Farjon, A. 1996. Biodiversity of *Pinus* (Pinaceae) in Mexico: Speciation and palaeo-endemism. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121:365-384.
- Fisher, J.T., P.A. Glass y J.T. Harrington. 1995. Temperate pines of northern Mexico: Their use, abuse, and regeneration, en L.F. DeBano, y P.F. Ffolliott (coords.). *Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago: The Sky Islands of Southwestern United States and Northwestern Mexico*. Forest Service General Technical Report RM-GTR-264. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins.
- Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multicriteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 133:131-142.
- Fuller, T.M., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation. *Biological Conservation* 134:593-600.
- García, A. 2010. Reptiles y anfibios, en G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel et al. (coords.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica- Conabio, México.
- García, E., y Conabio. 1998a. *Climas (Clasificación de Köppen, modificado por García)*, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- García, E., y Conabio. 1998b. *Precipitación total anual*. Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- García, E., y Conabio. 1998c. *Isotermas medias anuales*. Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Giam, X., C.J.A. Bradshaw, H.T.W. Tan y N. Sodhi. 2010. Future habitat loss and the conservation of plant biodiversity. *Biological Conservation* 143:1594-1602.
- González-Abraham, C.E., P.P. Garcillán, E. Ezcurra y el Grupo de Trabajo de Ecorregiones. 2010. Ecorregiones de la Península de Baja California: una síntesis. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87:69-82.
- Guzmán, U., S. Arias y P. Dávila. 2003. *Catálogo de cactáceas mexicanas*. UNAM-Conabio, proyecto AP003, México.
- Heiseke, D., y R. Foroughbakhch. 1985. *El matorral como recurso forestal: evaluación de dos tipos de matorral en la región de Linares, N.L.* Reporte Científico No. 1. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, México.
- Hernández, H.M., y H. Godínez. 1994. Contribución al conocimiento de las cactáceas mexicanas amenazadas. *Acta Botánica Mexicana* 26:33-52.
- Hernández, H.M., C. Gómez-Hinostrosa y T. Bárcenas. 2001. Diversity, spatial arrangement, and endemism of Cactaceae in the Huizache area, a hot-spot in the Chihuahuan Desert. *Biodiversity and Conservation* 10:1097-1112.
- Hijmans, R.J., S. Cameron, J. Parra, P. Jones, A. Jarvis et al. 2008. *WorldClim Version 1.4*. Museum of Vertebrate Zoology, University of California, Berkeley. Disponible en <[www.worldclim.org](http://www.worldclim.org)>.
- Hunter, M.L., G.L. Jacobson y T. Webb. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2:375-385.
- INEGI. Sin año. *Conjunto de datos vectoriales edafológicos*, escala 1:250 000, serie I (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes.
- INEGI. 1998. *Modelo digital del terreno*, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes.
- INEGI. 2003. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria*, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes.
- INEGI. 2005a. *Localidades de la República mexicana, 2005*. Obtenido de los principales resultados por localidad 2005. II Censo de población y Vivienda 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes.
- INEGI. 2005b. *Guía para la interpretación de la cartografía de uso del suelo y vegetación*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes.

- INEGI. 2005c. *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación*, escala 1:250 000, serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2009. *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación*, escala 1:250 000, serie IV (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI, Conabio e INE. 2007. *Ecorregiones terrestres de México*, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.
- Keeley, J.E. 1991. Seed germination and life history syndromes in the California chaparral. *The Botanical Review* 57:81-116.
- Kier, G., J. Mukke, E. Dinerstein, T.H. Ricketts, W. Küper *et al.* 2005. Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography* 32:1107-1116.
- Koleff, P., M. Tambutti, I. J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- Lammertink, J.M., J.A. Rojas-Tomé, F.M. Casillas-Orona y R.L. Otto. 1996. *Status and conservation of old-growth forests and endemic birds in the pine-oak zone of the Sierra Madre Occidental, México*. Institute for Systematics and Population Biology, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Laurance, W.F. 2010. Habitat destruction: Death by a thousand cuts, en N. Sodhi y P.R. Ehrlich (eds.). *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford.
- Lawrence, D.G. 2007. *California, The Politics of Diversity*. Wadsworth, Belmont, California.
- Lemly, A.D., R.T. Kingsford y J.R. Thompson. 2000. Irrigated agriculture and wildlife conservation: Conflict on a global scale. *Environmental Management* 25:485-512.
- Lira-Noriega, A., y J. Soberón. 2008. Estimación de la pérdida de hábitat primario y la extinción de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 266-267.
- Lockwood, M., y S. Walpole. 1999. *Benefit cost analysis of remnant native vegetation conservation*. Johnstone Centre Report No. 130. Johnstone Centre, Albury, Australia.
- Lockwood, J.L., T.M. Brooks y M.L. McKinney. 2000. Taxonomic homogenization of the global avifauna. *Animal Conservation* 3:27-35.
- López, R.P., y C. Zambrana-Torrel. 2006. Representation of Andean dry ecoregions in the protected areas of Bolivia: The Situation in relation to the new phytogeographical findings. *Biodiversity and Conservation* 15:2163-75.
- Loucks, C., N. Brown, A. Loucks y K. Cesario. 2003. USDA forest service roadless areas: Potential biodiversity conservation reserves. *Conservation Ecology* 7:5.
- Manzano-Fisher, P., R. List y G. Ceballos. 1999. Grassland birds in prairie-dog towns in northwestern Chihuahua. *Studies in Avian Biology* 19:263-271.
- Margules, C., y S. Sarkar. 2009. *Planeación sistemática de la conservación*. UNAM-Conabio, México.
- Mas, J.F., A. Velázquez, J. Reyes Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, R. Alcántara *et al.* 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5:249-261.
- McMullan-Fisher, S.J.M., J.B. Kirkpatrick, T.W. May y E.J. Pharo. 2010. Surrogates for macrofungi and mosses in reservation planning. *Conservation Biology* 24:730-736.
- Mellink, E. 2002. El límite sur de la región mediterránea de Baja California, con base en sus tetrápodos endémicos. *Acta Zoológica Mexicana* 85:11-23.
- Návar, J. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59:657-674.
- Návar, J., E. Méndez, A. Nájera, J. Graciano, V. Dale y B. Parresol. 1999. *Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in northeastern Mexico*. *Forest Ecology and Management* 124:231-239.
- Navarro, S.A. y A. Gordillo. 2006. *Catálogo de autoridades taxonómicas de las aves (Chordata) de México*. Facultad de Ciencias, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto CS010, México.
- Navarro-Singüenza, A.G., y T. Peterson. 2007. *Mapa de las aves de México basados en www*. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto CE015, México.
- Nic Lughadha, E., J. Baillie, W. Barthlott, N.A. Brummitt, M.R. Cheek *et al.* 2005. Measuring the fate of plant diversity: Towards a foundation for future monitoring and opportunities for urgent action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360:359-372.
- Ocegueda, S. y J. Llorente-Bousquets (coords.) 2008. Catálogo taxonómico de especies de México, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*, cd.1. Conabio, México.
- Ochoa-Ochoa, L., O. Flores-Villela, U. García-Vázquez, M. Correa-Cano y L. Canseco-Márquez. 2006. *Áreas potenciales de distribución y GAP análisis de la herpetofauna de México*. Facultad de Ciencias, UNAM. Bases de datos SNIB-Conabio, proyecto DS009, México.
- Olson, D.M., y E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.
- Olson, D.M., y E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell *et al.* 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933-938.
- Pacheco, J., G. Ceballos y R. List. 1999-2000. Los mamíferos de la región de Janos-Casas Grandes, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 4:69-83.

- Pennington, T.D., y J. Sarukhán. 2005. *Árboles tropicales de México, manual para la identificación de las principales especies*. 3ª ed. Fondo de Cultura Económica-UNAM, México.
- Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626-629.
- Pickett, S.T.A., V.T. Parker y P.L. Fiedler. 1992. The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level, en P.L. Fiedler y S.K. Jain (eds.). *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 65-88.
- Pisanty, I., M. Mazari, E. Ezcurra *et al.* 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 719-759.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright y P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124-128.
- Ramírez-Pulido, J., y A. Castro-Campillo. 1990. Regionalización mastofaunística (mamíferos). Mapa IV.8.8.A, en *Atlas nacional de México*, vol. III, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo-Cabrales y N. González-Ruiz. 2008. *Catálogo de autoridades taxonómicas de los mamíferos (Mammalia: Chordata) de México*. UAM-Iztapalapa. Base de datos SNIB-Conabio, proyectos CS005, ES010 y Q023, México.
- Reid, N., J. Marroquin y P. Beyermunzel. 1990. Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 36:61-79.
- Reyers, B., A.S. Van Jaarsveld y M. Krüger. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 267:505-13.
- Ricketts, T., y M. Imhoff. 2003. Biodiversity, urban areas, and agriculture: Locating priority ecoregions for conservation. *Conservation Ecology* 8:1.
- Ricketts, T.H., E. Dinerstein, D.M. Olson, C. J. Loucks *et al.* 1999. *Terrestrial Ecoregions of North America: A Conservation Assessment*. Island Press, Washington D.C.
- Rico-Arce, M.D.L. 2007. *A Checklist and Synopsis of American Species of Acacia (Leguminosae: Mimosoideae)*. Conabio, México.
- Riemann, H., y E. Ezcurra. 2005. Plant endemism and natural protected areas in the Peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation* 122:141-150.
- Ross, J.P. (ed.). 1998. *Crocodiles: Status Survey and Conservation Action Plan*. Second Edition IUCN/SSC Crocodile Specialist Group Publication, Oxford Press, Oxford, RU.
- Rzedowski, J. 1983. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y origen de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14:3-21.
- Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). *Diversidad biológica de México: orígenes y su distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 129-145.
- Rzedowski, J., y T. Reyna-Trujillo. 1990. Provincias florísticas. Mapa IV.8.3, en *Atlas Nacional de México*, vol. III, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Sánchez-Colón, S., A. Flores-Martínez, I.A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 75-129.
- Sarukhán, J., *et al.* 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México.
- Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001. 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*, 6 de marzo de 2002, México.
- Soberón, J., R. Jiménez, J. Golubov y P. Koleff. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography* 30:152-160.
- Sodhi, N.S., B.W. Brooky y C.J.A. Bradshaw. 2009. Causes and consequences of species extinctions, en S.A. Levin (ed.). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton, Nueva York, pp. 514-520.
- Stockwell, D.R.B. 1999. Genetic algorithms II, en A.H. Fielding (ed.). *Machine Learning Methods for Ecological Applications*. Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 123-144.
- Téllez-Valdés, O. 2009. *Catálogo de autoridades taxonómicas de las familias Fabaceae y Caesalpiniaceae (Magnoliopsida) de México*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto DS001, México.
- Toledo, V.M., A. Batiz, R. Becerra, E. Martínez y H.C. Ramos. 1995. La selva útil: etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia* 20:177-187.
- Trejo, I. 1998. *Distribución y diversidad de las selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo*. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-142.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forest. *Biodiversity and Conservation* 11:2063-2084.
- Tropicos. 2011. Missouri Botanical Garden, en <www.tropicos.org> (consultado en agosto de 2011).
- IUCN. 2010. *IUCN Red List of Threatend Species*, en <www.iucn-redlist.org/> (consultado en septiembre de 2010).
- Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón 2009. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *Gap Bulletin* 16:70-80.



- Valencia, S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75:33-53.
- Van Auken, O.W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31:197-215.
- Vega-Rivera, J.H., M.C. Arizmendi y L. Morales-Pérez. 2010. Aves, en G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel *et al.* (coords.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica-Conabio, México, pp. 137-156.
- Vellak, A., E.L. Tuvi, M. Zobel, M.P. Reier, R. Kalamees *et al.* 2008. Past and present effectiveness of protected areas for conservation of naturally and anthropogenically rare plant species. *Conservation Biology* 23:750-757.
- Villaseñor, J.L. 2003. Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia* 28:160-167.
- Williams, J.E., D.B. Bowman, J.E. Brooks, A.A. Echelle, R.J. Edwards *et al.* 1985. Endangered aquatic ecosystems in North American deserts, with a list of vanishing fishes of the region. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Sciences* 20:1-62.
- Williams-Linera, G., R.H. Manson y E.I. Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8:73-89.
- WWF-Conabio-CCA. 1997. *Ecorregiones de México*, escala 1:1 000 000. World Wildlife Fund-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, México.







## 3 EFECTIVIDAD DEL SISTEMA DE ÁREAS PROTEGIDAS PARA CONSERVAR LA VEGETACIÓN NATURAL

*Víctor Sánchez-Cordero, Fernanda Figueroa,  
Patricia Illoldi-Rangel, Miguel Linaje*

### RESUMEN

Frente a los fuertes procesos de cambio derivados de las actividades humanas en los sistemas naturales, las áreas protegidas (AP) se han convertido en el eje principal de la conservación. Sin embargo, se desconoce en la mayoría de los casos si su establecimiento asegura la representatividad y continuidad de los distintos componentes de la biodiversidad. La evaluación sistemática de la efectividad de las AP se ha desarrollado desde tres diversas perspectivas: la evaluación del diseño, la efectividad del manejo y la integridad ecológica de las AP. Respecto a esta última, existen varios indicadores para determinarla, entre los que se encuentran el estado de conservación, medido en función de los cambios en el uso del suelo y la vegetación (CUSV). En este capítulo, en el contexto del análisis de vacíos y omisiones, se presenta una evaluación de la efectividad de algunas AP de los ámbitos federal, estatal y municipal, para prevenir procesos de CUSV. Se compararon, simultáneamente, las tasas de cambio (1993 y 2002) de la cobertura de vegetación primaria y de superficies antropizadas entre las AP, sus áreas circundantes y las ecorregiones donde se ubican. En la mayor parte de las AP federales y estatales se perdió vegetación primaria y se incrementó la cobertura de superficies transformadas; ello indica que ambos sistemas de AP se encuentran sometidas a una importante presión de CUSV. Los resultados obtenidos en la evaluación de la efectividad indican que, en general, más de la mitad de las AP federales y estatales han sido un instrumento efectivo para contener procesos de CUSV, si bien el hecho de que, entre 34 y 43% de las AP federales, y entre 25 y 43% de las estatales, dependiendo del método de análisis, no hayan sido un instrumento efectivo, sugiere que el país enfrenta mayores retos para asegurar la conservación de la biodiversidad. Aunque existen restricciones en cuanto a la metodología (excluye el análisis de procesos socioeconómicos y políticos asociados a los de CUSV, entre otros), los resultados constituyen una aportación para la evaluación cuantitativa y sistemática del desempeño del sistema nacional de áreas protegidas en el país, al identificar las AP que requieren una revisión de las estrategias de conservación impulsadas en ellas.



### ABSTRACT

*Protected areas (PA) have become a cornerstone of biodiversity conservation facing strong pressure for land conversion to human activities. However, it still remains unclear whether PA ensure an adequate representation and continuity of the various components of biodiversity. A systematic assessment of the effectiveness of PA can be conducted from three different perspectives: evaluation of design, effectiveness of management, and ecological integrity. Specifically, ecological integrity can be evaluated by PA conservation status, measured by changes in land use and vegetation cover. In the context of the Mexican national gap analyses, this chapter provides an assessment of the effectiveness of some federal, state, and municipal PA related to changes in land use and vegetation cover. Rates of change (1993 and 2002) of primary vegetation cover and human-induced areas were simultaneously compared between selected PA, its surrounding areas, and the ecoregions where they*

*occur. Overall, our results show that more than half of the federal and state PA were effective in preventing changes in land use and vegetation cover. However, in most federal and state PA, primary vegetation cover decreased and human-induced areas increased. This trend shows that the selected PA suffer significant pressure for land use conversion; 34 to 43% of federal PA, and 25 to 43% of state PA were ineffective in preventing changes in land use and vegetation cover, suggesting that PA face a major challenge to ensure biodiversity conservation. Despite the fact that our methodological approach has limitations (exclusion of socio-economic analyses and political processes, associated with changes in land use and vegetation cover, among others), our results provide a quantitative and systematic evaluation of the effectiveness of PA ecological integrity, and identifies federal and state PA that require immediate attention in terms of their conservation programs.*



## LA EVALUACIÓN DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS DE MÉXICO

Frente a la magnitud y las consecuencias de las intervenciones humanas en los sistemas naturales, actualmente las áreas protegidas (AP) constituyen la principal herramienta de conservación en todo el mundo. Éstas tienen un papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad biológica, la salud e integridad de los ecosistemas, así como en la provisión de un amplio abanico de servicios ecosistémicos y medios de subsistencia para las comunidades que habitan en ellas y en sus alrededores (Ervin 2003a; IUCN 2005). Por ello, en varios foros internacionales se han logrado compromisos para que la red de áreas protegidas cubra, al menos, 10% de la superficie terrestre del planeta (IUCN 2005). Actualmente, este objetivo se ha rebasado, con cerca de 12% de la superficie mundial evaluada en algún esquema de conservación (IUCN 2005).

El sistema de AP de México está constituido por áreas correspondientes a los tres niveles de gobierno: nuestro país cuenta con AP de competencia federal, estatal y municipal. Actualmente existen 160 áreas protegidas federales en México, divididas en seis distintas categorías de manejo (reservas de la biosfera, parques nacionales, monumentos naturales, áreas de protección de recursos naturales, áreas de protección de flora y fauna, y santuarios), que cubren alrededor de 9% de la superficie terrestre del país <[www.conanp.gob.mx](http://www.conanp.gob.mx)>. México ha realizado un importante esfuerzo por ampliar el número y la cobertura territorial de su sistema de AP federales, con un incremento de 93 a 160 AP entre 1990 y 2007, con lo que se ha alcanzado la protección de más de 18 millones de hectáreas <[www.conanp.gob.mx](http://www.conanp.gob.mx)>. Por su parte, las AP estatales que han sido digitalizadas, hasta 2007, suman 144 y cubren 4 344 146 ha, lo que representa alrededor de 2% del territorio nacional (Bezaury-Creel *et al.* 2007).

Lograr la protección de más de 10% de la superficie terrestre mundial no asegura, por sí mismo, la conservación de la biodiversidad a largo plazo, por dos razones. La red global de AP contiene una repre-

sentación sesgada de los distintos componentes de la biodiversidad (i.e., ecosistemas, tipos de vegetación, especies): algunos componentes se encuentran sobrerrepresentados en las redes de áreas protegidas, mientras que otros se encuentran subrepresentados o ausentes (Margules y Pressey 2000; Pressey *et al.* 2002; Rodrigues *et al.* 2004; Chape *et al.* 2005). Segundo, existe una limitada capacidad en muchas AP para mantener la estructura y función de los ecosistemas, así como para asegurar la continuidad de la biodiversidad a largo plazo (Hockings 1998, 2003; Margules y Pressey 2000; Ervin 2003a).

Las AP enfrentan diversas amenazas, como los procesos de deforestación, de fragmentación, invasiones, contaminación, invasión de especies exóticas, incendios, tala clandestina y cacería furtiva, entre otras (Ervin 2003b; Goodman 2003). El impacto de estas amenazas depende de un gran número de factores, entre los que se encuentran la efectividad en el manejo de las áreas (Ervin 2003b), su historia y su contexto socioeconómico y político (Little 1994; Ghimire y Pimbert 1997; Figueroa *et al.* 2010), así como sus características ambientales —como el tipo de vegetación, el clima o el gradiente altitudinal—, las cuales influyen en qué tan accesibles son los recursos naturales para las poblaciones humanas y la posibilidad de realizar actividades económicas, sobre todo agropecuarias (Pressey *et al.* 2002; Mas 2005), entre otros.

La evaluación, tanto de la representatividad de la biodiversidad en las AP como de la capacidad que éstas tienen para su conservación a largo plazo, se ha convertido en una prioridad. Por ello, forma parte de los compromisos de los países firmantes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), dentro del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas y el Programa de Biodiversidad de Bosques <[www.cdb.int/default.shtml](http://www.cdb.int/default.shtml)>. La evaluación de las AP también constituye un elemento central de la planeación sistemática de la conservación (Margules y Pressey 2000; Ervin 2003a).

La evaluación de la efectividad abarca numerosos aspectos, y se ha desarrollado de acuerdo con tres distintas perspectivas (Ervin 2003a):

- a] la evaluación del diseño, que examina la representatividad de los componentes de la biodiversidad (i.e., especies, tipos de vegetación, etc.) en las redes de AP, también llamada análisis de vacíos;
- b] la evaluación de la efectividad del manejo de las AP, que se enfoca en la detección de retos y debilidades con respecto al personal, al financiamiento, la planeación, el desarrollo de actividades y el cumplimiento de objetivos dentro del plan de manejo. Desde esta perspectiva, diversas instituciones, tanto gubernamentales como no gubernamentales, han desarrollado lineamientos para la evaluación sistemática (Brandon *et al.* 1998; IUCN y WWF 1999; Ervin 2003a,b; Hockings 2003; Chape *et al.* 2005);
- c] la evaluación de la integridad ecológica, que se enfoca en el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, mediante indicadores como el grado de conservación, el estado de determinados procesos ecológicos, la viabilidad de las poblaciones de determinadas especies y la magnitud de las amenazas y presiones sobre las AP.

En las evaluaciones sistemáticas, la representatividad y la efectividad de manejo han recibido mayor atención que el papel de las AP para mantener la integridad ecológica (Ervin 2003a). Diversas organizaciones están realizando esfuerzos para evaluar, de manera sistemática, la efectividad del manejo de las AP. Estos estudios se basan, fundamentalmente, en la percepción del personal, tanto de las reservas como de las organizaciones no gubernamentales involucradas en dichas áreas, como fuente primaria de información. Se ha resaltado también la necesidad de incorporar las percepciones de todos los actores sociales involucrados en estas evaluaciones (Lü *et al.* 2003; Murray 2005), y de complementar las evaluaciones de la efectividad de manejo, con medidas objetivas de los resultados de estas estrategias de conservación (Ferraro y Pattanayak 2006).

Los estudios sobre integridad ecológica incluyen una enorme diversidad de enfoques, escalas y méto-

dos (Ervin 2003a). Se han utilizado, como indicadores de integridad, la envergadura de las amenazas que enfrentan las AP (Brandon *et al.* 1998; Singh 1999; Rao *et al.* 2002; Ervin 2003b; Goodman 2003; WWF 2004), el estado de conservación, medido por de los cambios en el uso del suelo y la vegetación (CUSV) (Sánchez-Azofeifa *et al.* 1999; Liu *et al.* 2001; Mas 2005), la viabilidad y persistencia de ciertas especies (Woodroffe y Ginsberg 1998; Laidlaw 2000; Caro 2001; Fabricious *et al.* 2003; Parrish *et al.* 2003; Bhagwat *et al.* 2005), procesos y funciones ecológicas (Parrish *et al.* 2003), así como la estabilidad de los ecosistemas (Friedman y Zube 1992).

El uso de los procesos de CUSV como indicadores de integridad ecológica tiene como base el hecho de que éstos se encuentran entre los principales factores causales de diversos procesos de deterioro, como la pérdida de hábitat y, por lo tanto, de biodiversidad (Dale *et al.* 1994; Laidlaw 2000; Sala *et al.* 2000; Kinard *et al.* 2003; Sánchez-Cordero *et al.* 2005), la degradación de los suelos (Riezebos y Loerts 1998; Islam y Weil 2000), el cambio en las condiciones climáticas locales y regionales (Chase *et al.* 2000), el cambio climático global (Houghton *et al.* 1999) y la pérdida de servicios ecosistémicos (Vitousek *et al.* 1997).

Es necesario considerar que, como cualquier indicador, los procesos de CUSV nos brindan información de una porción de la gama de cambios que puede sufrir un ecosistema y que inciden en la integridad ecológica. Diversos procesos que la afectan no pueden evaluarse, sino a escala local, como los efectos de la defaunación, la tala selectiva o la invasión de especies exóticas.

En México se ha abordado la magnitud de ciertas amenazas en algunas AP en particular. Por ejemplo, Mas (2005) realizó una evaluación del cambio en el uso del suelo en el AP de Calakmul, en comparación con zonas aledañas no protegidas, caracterizadas por condiciones ambientales similares a las de la reserva. Román-Cuesta y Martínez-Vilalta (2006) realizaron una evaluación de la incidencia de incendios dentro y fuera de las AP federales de Chiapas. Estas

diferentes perspectivas de evaluación no permiten la comparación de resultados. Así, resulta fundamental iniciar la evaluación sistemática de la efectividad de las AP en México con base en diversos criterios.

En este trabajo presentamos los resultados de la evaluación sistemática y cuantitativa de la efectividad que han tenido algunas AP federales, estatales y municipales en México, para prevenir procesos de CUSV, entre 1993 y 2002, mediante el examen simultáneo de los cambios en la cobertura de la vegetación primaria y de superficies antropizadas, en el contexto del análisis de vacíos.

### MÉTODOS

En este estudio la evaluación de la efectividad de cada AP se basó en la comparación de las tasas de cambio, entre 1993 y 2002, de la vegetación primaria y de las superficies antropizadas (transformadas, a partir de aquí), entre el AP, un área no protegida circundante y la ecorregión en la que se ubica. En el análisis se incorporaron las AP federales, estatales y municipales; sin embargo, no todas las áreas reunían las características necesarias para la evaluación por medio de la metodología empleada.

#### Selección de áreas protegidas

A partir de los mapas de áreas protegidas federales de 2005 (Conanp-Conabio 2005) y de áreas naturales protegidas con decreto estatal (Bezaury *et al.* 2007), se seleccionaron 44 AP federales y 35 estatales (cuadro 3.1), que:

- 1] Fueron decretadas antes de 1997, bajo el supuesto de que se requiere un periodo mínimo de 5 años, a partir de la fecha de decreto, para poder detectar alguna influencia de la presencia en el AP de los procesos de CUSV y considerando que la última carta de uso de suelo y vegetación utilizada en este trabajo data del año 2002.
- 2] Contaban con una superficie igual o mayor a 1 000 ha, pues debido a la escala de las cartas de uso de suelo y vegetación, este límite de superficie permite obtener resultados más confiables.

- 3] Eran terrestres (no marinas ni insulares), pues la metodología contempla la comparación con zonas terrestres circundantes.
- 4] Tenían 70% o más de su superficie incluida en una sola ecorregión (con base en el tercer nivel, N3, de la Carta de Ecorregiones Terrestres de México, 1:1 000 000; INEGI-Conabio-INE, 2007), lo que permitió maximizar la homogeneidad interna de las AP en cuanto a condiciones ambientales.
- 5] No se circunscribían a franjas costeras, pues su forma y tamaño impide la obtención de datos confiables a partir de las fuentes de información utilizadas.

Se incluyó en el análisis únicamente un AP municipal (Cuxtal, en el municipio de Mérida, Yucatán), pues era la única que cumplía con los criterios de selección y contaba con un polígono digitalizado en SIG (facilitado por la Conabio). En el caso de las AP estatales, el área de Tehuacán-Zapotitlán se analizó a partir de dos polígonos distintos a lo largo del análisis; ambos polígonos fueron tratados como áreas distintas, dando como resultado un total de 36 áreas.

#### Uso del suelo y vegetación

A partir de los mapas de AP federales (Conanp-Conabio 2005) y estatales (Bezaury *et al.* 2007), para cada AP se creó un área circundante (AC) en forma de un cinturón, de 10 km a partir de su límite en una plataforma de SIG (ArcView v. 3.2). Se obtuvo la cobertura de vegetación primaria y de superficies transformadas (conjunto de áreas cubiertas por agricultura, pastizales cultivados, vegetación inducida, plantaciones forestales y asentamientos humanos) para cada AP, AC y ecorregión, a partir de las cartas de uso de suelo y vegetación de 1993 y 2002 del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI 2001, 2005).

#### Tasas de cambio de vegetación primaria y evaluación de la efectividad

Los datos de cobertura obtenidos fueron utilizados para estimar la tasa de cambio en la vegetación pri-

Cuadro 3.1. Áreas protegidas federales y estatales seleccionadas a partir de los criterios establecidos para el análisis de efectividad (véanse métodos)	
AP federales	AP estatales
Bonampak Bosencheve Calakmul Campo Verde Cañón del Sumidero Cascada de Agua Azul Cascada de Basaseachi Chamela-Cuixmala Chan-Kin Cofre de Perote Corredor Biológico Chichinautzin (Fracción I) Cuatrociénegas Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa Cumbres de Majalca Desierto de los Leones El Chico El Cimatario El Pinacate y Gran Desierto de Altar El Potosí El Triunfo El Veladero Grutas de Cacahuamilpa Insurgente José María Morelos Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla La Michilía La Primavera Lacantún Lagunas de Zempoala Los Mármoles Malinche o Matlalcuéyatl Montes Azules Nevado de Toluca Pantanos de Centla Papigochic Pico de Tancítaro Sierra Gorda Sierra de Ajos-Bavispe Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui Sierra de Álvarez Sierra de Quila Sierra del Abra Tanchipa Tutuaca Uaymil Yaxchilán	Abelardo Rodríguez Luján (El Molinito) Agua Blanca Altas Cumbres Bernal de Horcasitas Cerro Gordo Chanal Chapa de Mota Corredor de Interpretación de la Naturaleza Yumka Cuenca de la Esperanza Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco El Oso Bueno El Palmar Hierve el Agua La Concordia Zaragoza Lic. Isidro Fabela Nahuatlaca-Matlazincin Presa de Silva Rancho Nuevo Región Volcánica Siete Luminarias Río Filobobos Río Grande San Pedro San Juan Bautista Tabi Serranía de Zapaliname Sierra Fría Sierra Morelos Sierra Patlachique Sierra de Guadalupe Sierra de Huautla Sierra de Lobos Sierra de Nanchititla Sierra de Tabasco Sierra de Tepozotlán Tehuacán-Zapotitlán (Polígono 2) Tehuacán-Zapotitlán (Polígono 4) Tenancingo-Malinalco-Zumpahuacán Zempoala-La Buía "Otomí-Mexica"



maria de cada una de las AP seleccionadas, las AC y las ecorregiones. Dicha tasa de cambio se obtuvo a partir de la ecuación utilizada por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, para la evaluación de los recursos forestales tropicales del mundo (FAO 1996):

$$TC = ((S_2/S_1)^{1/n} - 1) \times 100$$

donde:

TC = tasa de cambio en la vegetación primaria

$S_1$  = superficie cubierta con vegetación primaria en  $t_1$

$S_2$  = superficie cubierta con vegetación primaria en  $t_2$

$t$  = número de años transcurridos entre  $t_1$  y  $t_2$

En el caso de las AP cuya superficie incluye más de una ecorregión, se obtuvo una tasa de cambio ponderada, en la cual se utilizó el porcentaje de superficie ocupado por cada ecorregión como valor de ponderación. Sin embargo, cuando una sola ecorregión ocupaba 99% o más de la superficie del AP, se consideró sólo la tasa de cambio de dicha ecorregión.

Se creó un sistema de clasificación de la efectividad de las AP mediante la comparación de las tasas de cambio entre las AP seleccionadas y sus áreas circundantes (AC), como el criterio más importante. Mediante este criterio, las AP se dividieron en efectivas y no efectivas: se consideró que un área efectiva debería de tener una menor tasa de pérdida de vege-

tación primaria que su entorno inmediato no protegido (AC). El segundo criterio de la clasificación fue la comparación entre las tasas de cambio de las AP y sus respectivas ecorregiones; a partir de este criterio, se consideraron como “amenazadas” aquellas áreas, tanto efectivas como no efectivas, que presentaron una mayor pérdida de vegetación primaria que su respectiva ecorregión, ya que se consideró que son áreas que se encuentran bajo una intensa presión de cambio. Finalmente, se creó una categoría especial para aquellas AP que carecían de vegetación primaria al inicio del periodo de análisis, las cuales fueron consideradas como “deterioradas” (cuadro 3.2).

Cuando la diferencia entre las tasas de cambio de la vegetación primaria era muy cercana o igual a cero, el AP se incluyó entre aquéllas con una mayor pérdida de vegetación primaria que sus respectivas AC o ecorregiones, según fuese el caso. Esta decisión se basó en la consideración de que la presencia de un AP efectiva debe traducirse, de manera evidente, en una menor pérdida de vegetación primaria, respecto al entorno o a la ecorregión.

*Reclasificación de las AP en las categorías de efectividad con base en la vegetación primaria*

En algunas AP se encontró, simultáneamente, un bajo porcentaje de superficie cubierta por vegetación primaria en 1993 y una reducida pérdida de dicha cobertura entre 1993 y 2002. En estos casos, esta

Cuadro 3.2. Categorías de efectividad construidas con base en la comparación entre la tasa de cambio de la vegetación primaria y las superficies transformadas en las AP, sus respectivas áreas circundantes (AC) y ecorregiones (véanse métodos)		
Criterios	Reducción de vegetación primaria / incremento de superficie transformada en AP menor que en ecorregión	Reducción de vegetación primaria / incremento de superficie transformada en AP mayor que en ecorregión
Reducción de vegetación primaria / incremento de superficie transformada en AP menor que en AC	Efectivas	Efectivas amenazadas
Reducción de vegetación primaria / incremento de superficie transformada en AP mayor que en AC	No efectivas	No efectivas amenazadas
Ausencia de vegetación primaria desde 1993	Deterioradas	

situación puede derivar de la escasez de áreas susceptibles de ser utilizadas para las actividades productivas. Por ello, se revisaron los casos en los que las AP, las AC o las ecorregiones presentaban una superficie inicial de vegetación primaria menor a 20% del área total y una reducida pérdida de esta cobertura y que, por esta razón, se encontraban clasificadas inadecuadamente: es decir, se reconsideró el estatus que había sido determinado, originalmente, a partir de los criterios establecidos en el cuadro 3.2.

### **Tasas de cambio de superficie transformada y evaluación de la efectividad**

Las tasas de cambio de las superficies transformadas se calcularon como la proporción anual de cambio en función de la superficie total evaluada (Figueroa y Sánchez-Cordero 2008):

Para aquellas AP que se localizan en más de una ecorregión, se obtuvieron las tasas ponderadas, siguiendo la misma metodología que en el análisis de vegetación primaria:

$$TC = \frac{((S_2 - S_1) / S_T) \times 100}{N}$$

donde:

TC=tasa de cambio

$S_1$ =superficie transformada inicial

$S_2$ =superficie transformada final

$S_T$ =superficie total

N=años transcurridos

La efectividad se evaluó, como en el caso del análisis de la vegetación primaria, con base en dos criterios. El criterio primordial fue la comparación de las tasas de cambio en la superficie transformada entre las AP y las AC, al considerar que un AP efectiva debería de tener un menor crecimiento en las superficies transformadas que su entorno inmediato. El segundo criterio de efectividad fue la comparación entre las tasas de cambio en las AP y en las ecorregiones a las que pertenecen; aquellas AP, tanto efectivas como no efectivas, que presentaron un mayor incremento en las superficies transformadas que su

respectiva ecorregión, se consideraron como “amenazadas”, bajo el supuesto de que se encuentran bajo una intensa presión de cambio.

Cuando la diferencia entre la tasa de cambio del AP y su respectiva AC o ecorregión fue cercana o igual a cero, el AP se incluyó dentro de la categoría que incluye las AP con mayor incremento en las superficies transformadas que su entorno o ecorregión, según fuese el caso, con base en el mismo criterio utilizado en el análisis de la vegetación primaria.

### *Reclasificación de las AP en las categorías de efectividad con base en la superficie transformada*

En algunas AP se encontró, simultáneamente, un alto porcentaje de superficies transformadas en 1993 y un reducido incremento de dicha cobertura entre 1993 y 2002. En estos casos, de manera similar que para la vegetación primaria, esta situación puede derivar de la escasez de áreas susceptibles de ser utilizadas en actividades productivas. Por ello, se revisaron los casos en los que las AP, las AC o las ecorregiones presentaban un porcentaje mayor o igual a 70% cubierto por superficies transformadas y que, por esta razón, se encontraban clasificadas inadecuadamente: es decir, se reconsideró el estatus que había sido determinado, originalmente, a partir de los criterios establecidos en el cuadro 3.2.

## **RESULTADOS**

Los métodos utilizados en este estudio implican que las AP que se encuentran en una misma categoría de efectividad comparten una relación similar entre los procesos de CUSV dentro de ellas y su entorno y ecorregión. Sin embargo, éstas pueden ser distintas en términos de la magnitud de los cambios registrados durante el periodo de análisis, por lo que, en este sentido, no son directamente comparables. En otras palabras, dentro de la categoría de AP efectivas pueden presentarse dos áreas, una con un elevado incremento en las superficies transformadas y otra con un reducido incremento en dichas superficies. Sin embargo, en ambos casos el incremento en ellas será menor que en su entorno inmediato.

### AP federales

Alrededor de 70% ( $n = 31$ ) de las AP federales analizadas sufrieron una reducción de la vegetación primaria, mientras que el restante 30% (13) presentaron una recuperación de dichas coberturas (cuadro 3.3, figura 3.1). Los resultados obtenidos en la evaluación de la efectividad indican que 57% (25) de éstas fueron efectivas para prevenir la pérdida de vegetación primaria, mientras que 43% (19) fueron no efectivas; de estas últimas, dos (Cascada de Agua Azul y Grutas de Cacahuamilpa) fueron clasificadas como deterioradas, pues presentaban menos de 1% de la superficie cubierta por vegetación primaria en 1993. Además, 14% (6) fueron clasificadas como efectivas amenazadas y 16% (7) como no efectivas amenazadas (cuadro 3.3, figuras 3.1 y 3.2).

Por otro lado, entre 1993 y 2002, en 43% (19) de las AP federales se registró una reducción en las superficies transformadas, mientras que en 57% (25) se observó un aumento en dichas superficies. Es decir, predominan las AP en las que se incrementó la superficie transformada y en las que se redujo la vegetación primaria (cuadro 3.4, figura 3.3). A partir de los datos sobre la tasa de cambio en las superficies transformadas, 66% (29) de las AP fueron clasificadas como efectivas y el restante 34% (15) como no efectivas. Dentro de la primera categoría, sólo una se catalogó como amenazada (Papigochic), mientras que en el caso de las no efectivas, 18% (8) se encontraron en esta situación (cuadro 3.4, figuras 3.3 y 3.4).

Los resultados derivados de ambas perspectivas, utilizando vegetación primaria y superficie transformada, no son recíprocos y en el primer caso se registra un menor porcentaje de AP efectivas. Esta tendencia puede deberse a que la pérdida de vegetación primaria no necesariamente se traduce en un incremento en la superficie transformada, ya que también puede haber conversión de vegetación primaria a vegetación secundaria.

### AP estatales y municipales

En 54% ( $n = 19$ ) de las AP estatales se produjo una reducción de la vegetación primaria, mientras que

en 37% (13) se recuperaron dichas coberturas y en 9% (3) la vegetación primaria estaba ausente desde 1993 (cuadro 3.5, figura 3.5). Los resultados indican, además, que 57% (20) de ellas fueron efectivas y el restante 43% (15), no efectivas. Dentro de estas últimas, tres áreas fueron clasificadas como deterioradas, lo que representa 9% del total. Además, 11% (4) se catalogaron como efectivas amenazadas y 14% (5) como no efectivas amenazadas (cuadro 3.5, figuras 3.5 y 3.6). La única AP municipal analizada fue clasificada como deteriorada.

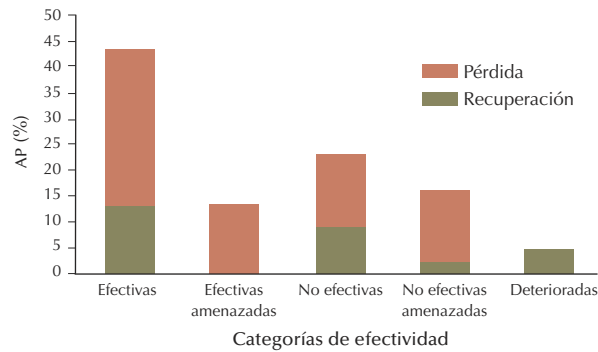
De acuerdo con los análisis realizados a partir de las superficies transformadas, entre 1993 y 2002, en 34% (12) de las AP estatales se redujeron las superficies transformadas, mientras que en 66% (23) de las mismas, éstas se incrementaron (cuadro 3.6, figura 3.7). Es decir, entre las áreas estatales predominan, tanto aquéllas en las que se redujo la vegetación primaria, como en las que se incrementaron las superficies transformadas. Asimismo, 75% de las áreas fueron clasificadas como efectivas y el restante 25%, como no efectivas. En este caso, el AP municipal fue clasificada como efectiva. 20% (7) de las AP estatales fueron clasificadas como efectivas amenazadas y 11% (4) como no efectivas amenazadas (cuadro 3.6, figuras 3.7 y 3.8).

Los porcentajes de áreas efectivas estatales obtenidos a partir de ambos métodos de análisis son distintos entre sí (57% en el caso del análisis a partir de vegetación primaria y 75% a partir de superficies transformadas). Tal como ocurre con las AP federales, hay una mayor proporción de áreas efectivas en función de la superficie transformada, en comparación con la vegetación primaria. Los patrones de efectividad encontrados con base en el análisis de la vegetación primaria en AP federales y estatales no difieren considerablemente. Sin embargo, los derivados del análisis de superficies transformada sí lo hacen, con una mayor proporción de áreas efectivas en el caso de las AP estatales. Es particularmente relevante el hecho de que, aparentemente, en las AP estatales, los procesos de incremento en las superficies transformadas han sido importantes. No obs-

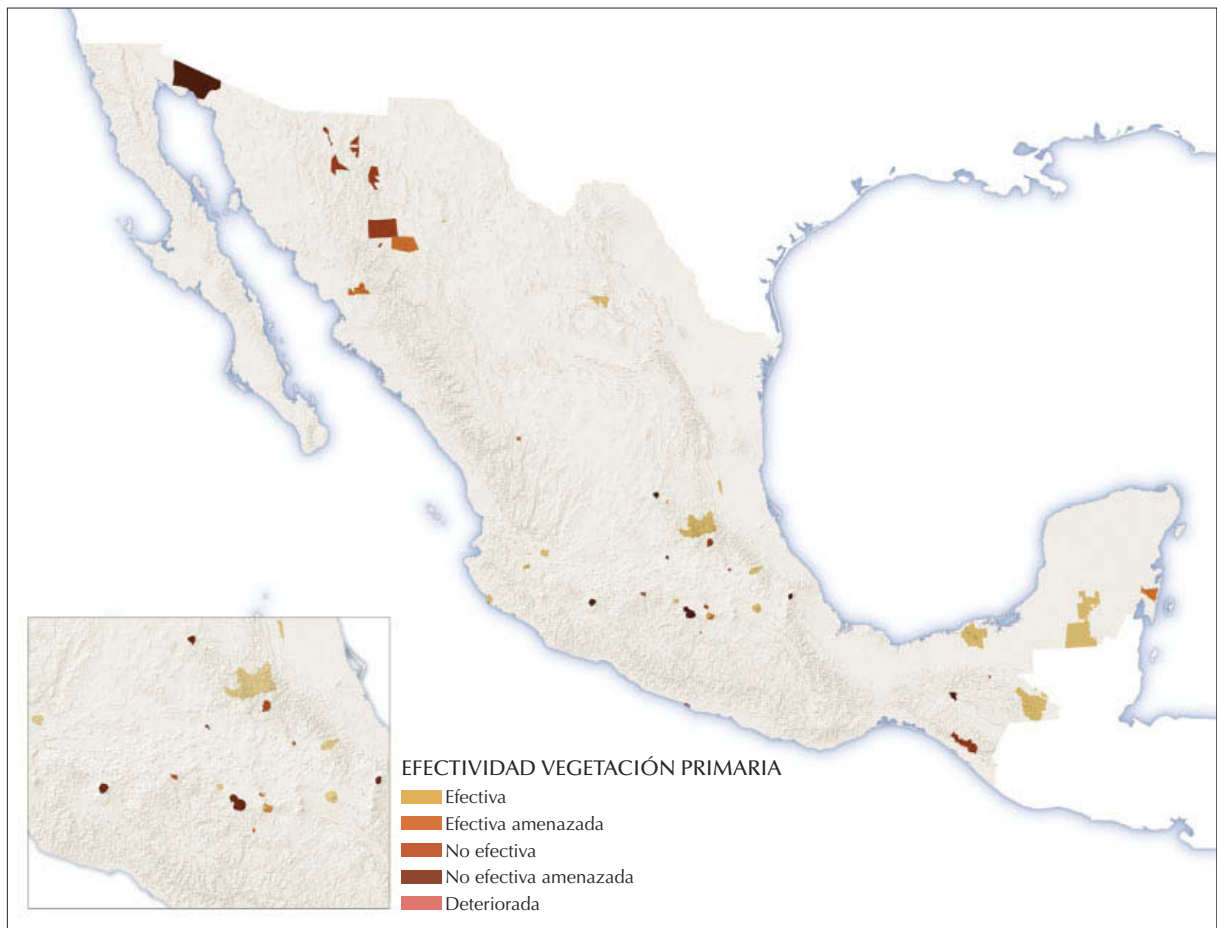
**Cuadro 3.3. AP federales según categorías de efectividad, con base en la vegetación primaria. Se muestran las áreas clasificadas de acuerdo con los datos sobre recuperación y pérdida de dichas coberturas**

Categoría	No amenazadas	Amenazadas	Proceso
Efectivas	Bonampak		Recuperación de vegetación primaria
	Calakmul		
	Cuatrociénegas		
	El Potosí		
	Lagunas de Zempoala		
	Sierra del Abra Tanchipa		
	Bosencheve	Corr. Biol. Chichinautzin (F-I)	Pérdida de vegetación primaria
	Chamela-Cuixmala	Desierto de los Leones	
	Chan-Kin	La Michilía	
	Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa	Papigochic	
	Cumbres de Majalca	Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui	
	Lacantún	Uaymil	
	La Primavera		
	Malinche o Matlalcuéyatl		
	Montes Azules		
	Pantanos de Centla		
	Sierra Gorda		
	Sierra de Quila		
	Yaxchilán		
No Efectivas	Cascada de Basaseachi	El Pinacate y Gran Desierto de Altar	Recuperación de vegetación primaria
	El Chico		
	El Veladero		
	Insurgente José María Morelos		
	Campo Verde	El Cimatario	
	El Triunfo	Sierra de Álvarez	
	Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla	Cañón del Sumidero	Pérdida de vegetación primaria
	Los Mármoles	Pico de Tancítaro	
	Sierra de Ajos-Bavispe	Nevado de Toluca	
	Tutuaca	Cofre de Perote	
Deterioradas	Cascada de Agua Azul Grutas de Cacahuamilpa		



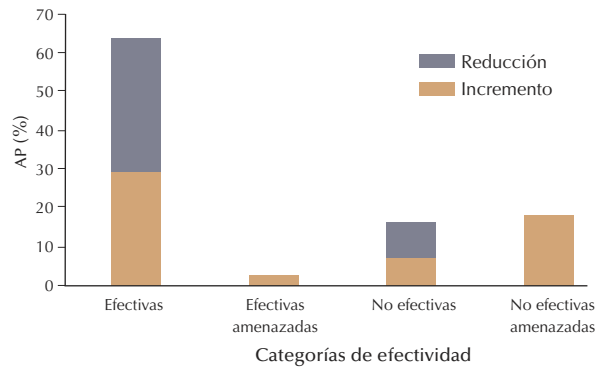


**Figura 3.1.** Distribución porcentual de las áreas protegidas federales en categorías de efectividad, con base en la vegetación primaria. Se indica el porcentaje de áreas que sufrió pérdida y recuperación de esta cobertura.

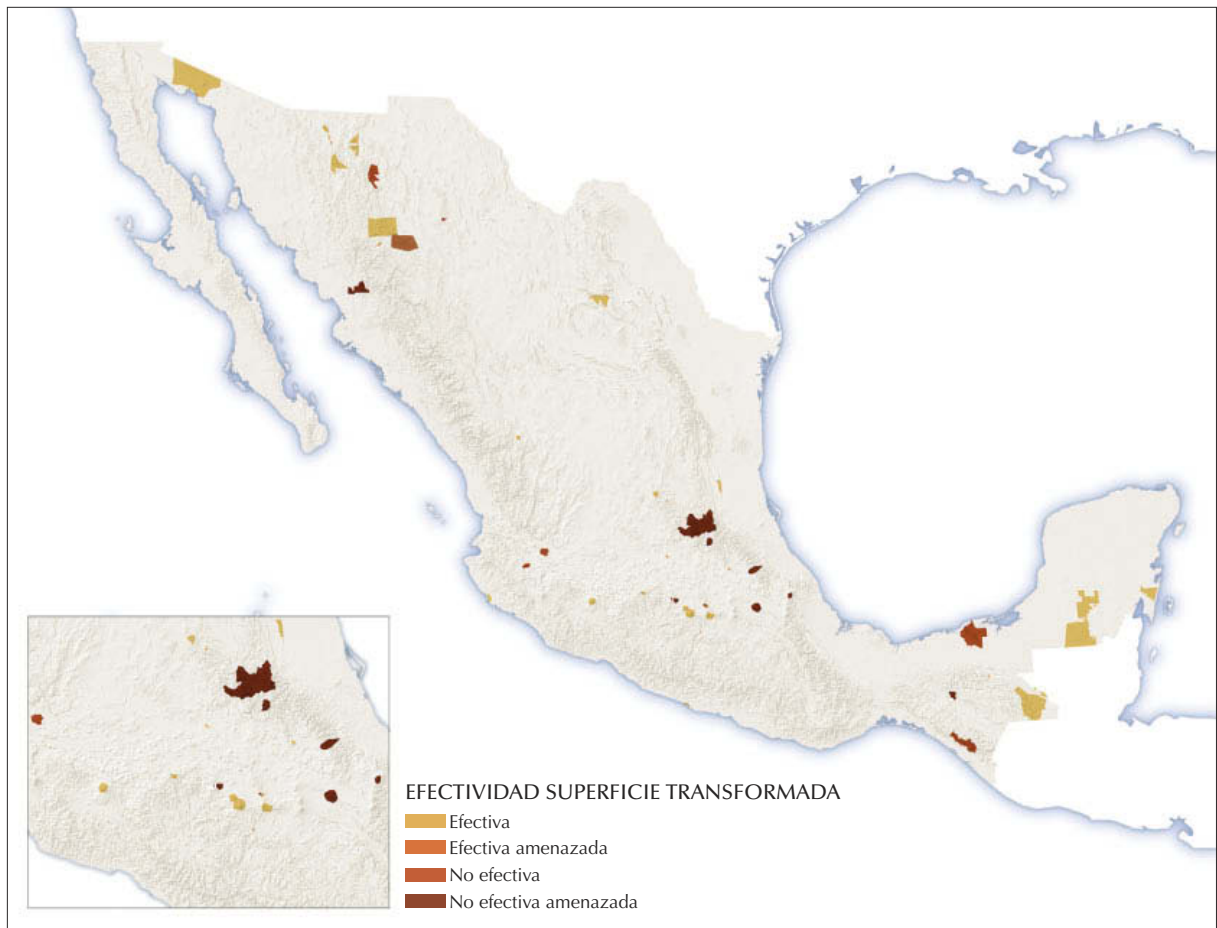


**Figura 3.2.** Áreas protegidas federales según categoría de efectividad, con base en el análisis de la vegetación primaria.

Cuadro 3.4. AP federales según categorías de efectividad, con base en las superficies transformadas. Se muestran las áreas de acuerdo con los datos sobre incremento y reducción de dichas coberturas			
Categoría	No amenazadas	Amenazadas	Proceso
Efectivas	Cascada de Agua Azul		Reducción de superficies transformadas
	Cascada de Basaseachi		
	Chan-Kin		
	Corredor Biol. Chichinautzin (F-I)		
	Desierto de los Leones		
	El Chico		
	El Cimatario		
	El Pinacate y Gran Desierto de Altar		
	Grutas de Cacahuamilpa		
	Insurgente José María Morelos		
	Lacantún		
	Lagunas de Zempoala		
	Nevado de Toluca		
	Pico de Tancítaro		
	Sierra de Álvarez		
	Bonampak	Papigochic	Incremento de superficies transformadas
	Calakmul		
	Chamela-Cuixmala		
	Cuatrociénegas		
	El Potosí		
	El Veladero		
	La Michilía		
	Montes Azules		
	Sierra del Abra Tanchipa		
	Sierra de Ajos-Bavispe		
	Tutuaca		
	Uaymil		
	Yaxchilán		
No efectivas	Cumbres de Majalca		Reducción de superficies transformadas
	El Triunfo		
	Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla		
	Sierra de Quila		
	Campo Verde	Bosencheve	Incremento de superficies transformadas
	La Primavera	Cañón del Sumidero	
	Pantanos de Centla	Cofre de Perote	
		Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa	
		Los Mármoles	
		Malinche o Matlalcuéyatl	
		Sierra Gorda	
		Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui	



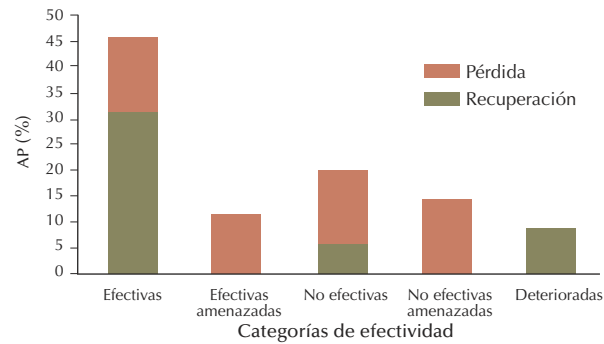
**Figura 3.3.** Distribución porcentual de las áreas protegidas (AP) federales en categorías de efectividad, con base en las superficies transformadas. Se indica el porcentaje de áreas que sufrió incremento y reducción de estas coberturas.



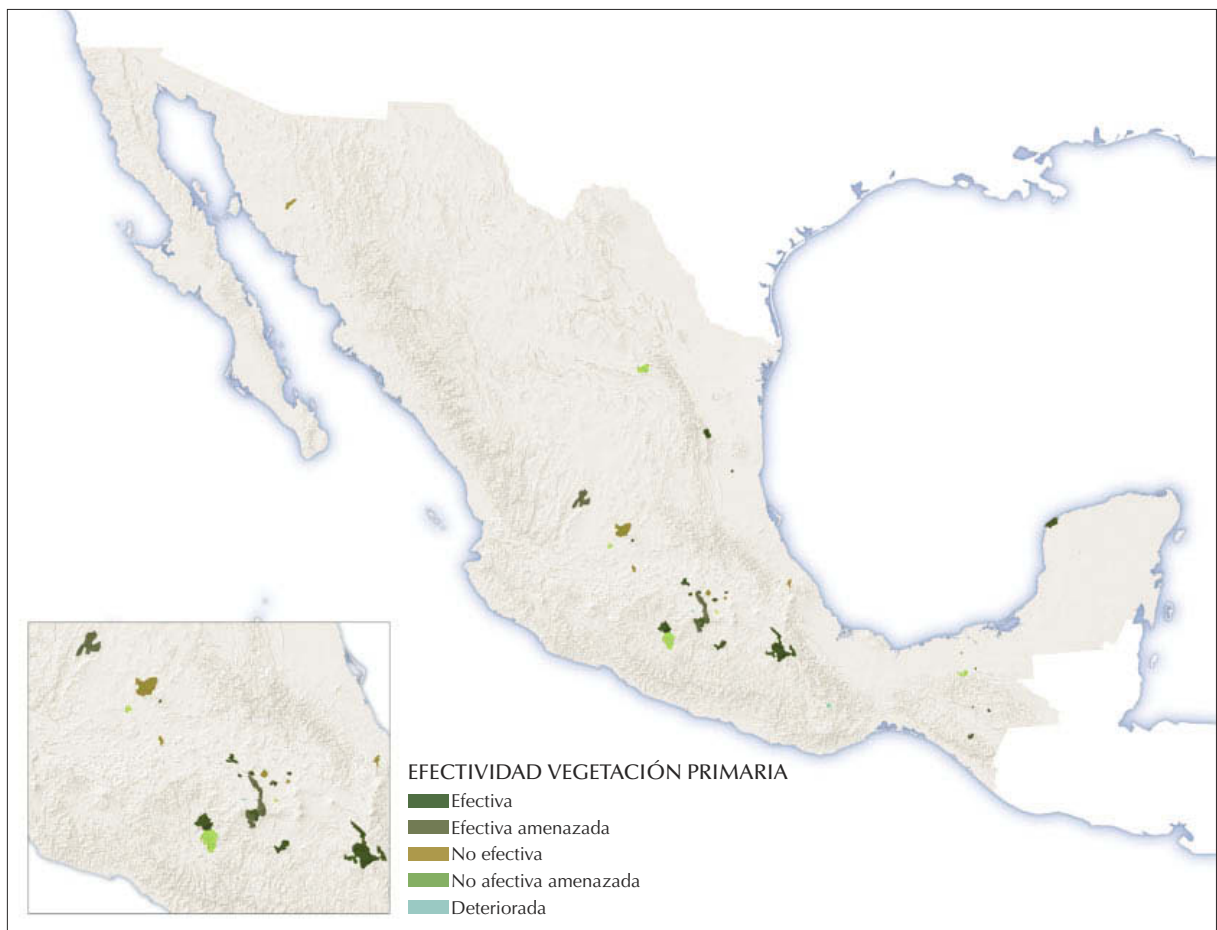
**Figura 3.4.** Áreas protegidas federales según categoría de efectividad, con base en el análisis de las superficies transformadas.

Cuadro 3.5. AP estatales según categorías de efectividad, con base en la vegetación primaria. Se muestran los datos sobre recuperación y pérdida de dichas coberturas			
Categoría	No amenazadas	Amenazadas	Proceso
Efectivas	Agua Blanca		Recuperación de vegetación primaria
	Altas Cumbres		
	Cerro Gordo		
	Chanal		
	El Oso Bueno		
	Lic. Isidro Fabela		
	Rancho Nuevo		
	Sierra de Guadalupe		
	Sierra de Huautla		
	Sierra de Nanchititla		
	Tehuacán-Zapotitlán		
	Bernal de Horcasitas	La Concordia Zaragoza	Pérdida de vegetación primaria
	Chapa de Mota	Sierra Fría	
	Cuenca de la Esperanza	Tenancingo-Malinalco-Zumpahuacán	
	El Palmar	Zempoala-La Bufa "Otomí-Mexica"	
	Nahuatlaca-Matlazinca		
No efectivas	Río Filobobos y su entorno		Recuperación de vegetación primaria
	Sierra Patlachique		Pérdida de vegetación primaria
	Abelardo Rodríguez Luján (El Molinito)	Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco	
	Corredor de Interpretación de la Naturaleza Yumka	Presa de Silva	
	Sierra de Lobos	Río Grande San Pedro	
	Sierra de Tepozotlán	Serranía de Zapaliname	
	Siete Luminarias	Sierra de Tabasco	
Deterioradas	Hierve el Agua		
	San Juan Bautista Tabi		
	Sierra Morelos		



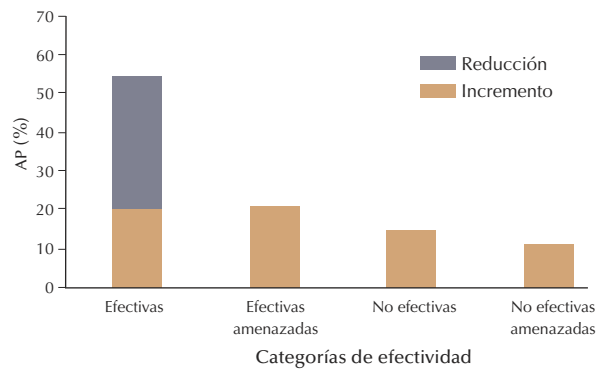


**Figura 3.5.** Distribución porcentual de las áreas protegidas estatales en categorías de efectividad, con base en la vegetación primaria. Se indica el porcentaje de áreas que sufrió pérdida y recuperación de esta cobertura.

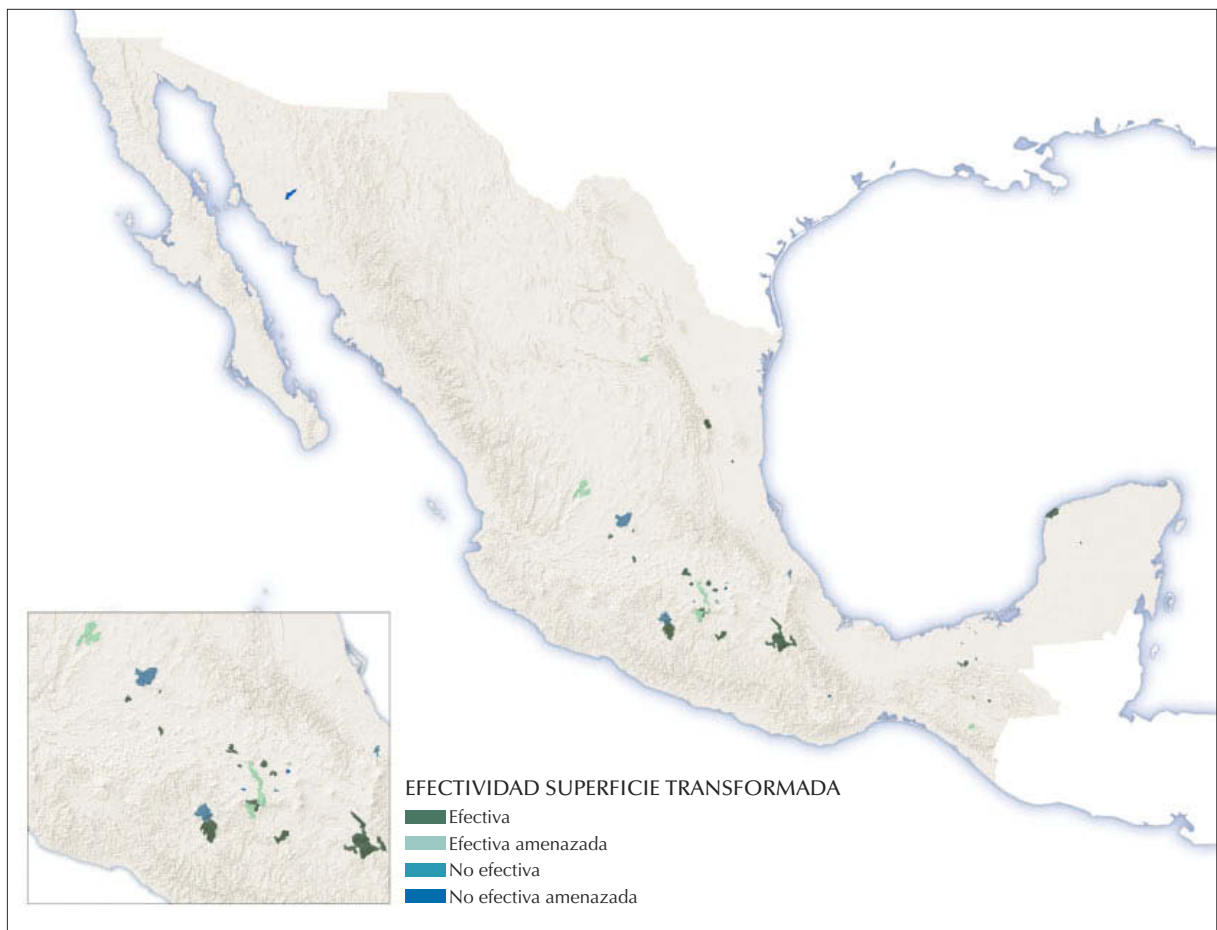


**Figura 3.6.** Áreas protegidas estatales según categoría de efectividad, con base en el análisis de la vegetación primaria.

Cuadro 3.6. AP estatales según categorías de efectividad, con base en las superficies transformadas. Se muestran los datos sobre recuperación y pérdida de dichas coberturas			
Categoría	No amenazadas	Amenazadas	Proceso
Efectivas	Agua Blanca		Reducción de superficies transformadas
	Altas Cumbres		
	El Oso Bueno		
	El Palmar		
	Licenciado Isidro Fabela		
	Presa de Silva		
	Rancho Nuevo		
	San Juan Bautista Tabi		
	Sierra de Guadalupe		
	Sierra de Huautla		
	Siete Luminarias		
	Tehuacán-Zapotitlán		
	Bernal de Horcasitas	Cerro Gordo	Incremento de superficies transformadas
	Chanal	Chapa de Mota	
	Cuenca de la Esperanza	La Concordia Zaragoza	
	Nahuatlaca-Matlazinca	Serranía de Zapaliname	
	Río Grande San Pedro	Sierra Fría	
	Sierra de Tabasco	Tenancingo-Malinalco-Zumpahuacán	
	Sierra de Tepozotlán	Zempoala-La Bufa "Otomí-Mexica"	
No efectivas	Corredor de Interpretación de la Naturaleza Yumka	Abelardo Rodríguez Luján (El Molinito)	Incremento de superficies transformadas
	Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco	Hierve el Agua	
	Río Filobobos y su entorno	Sierra Morelos	
	Sierra de Lobos	Sierra Patlachique	
	Sierra de Nanchititla		



**Figura 3.7.** Distribución porcentual de las áreas protegidas estatales en categorías de efectividad, con base en las superficies transformadas. Se indica el porcentaje de áreas que sufrió incremento y reducción de estas coberturas.



**Figura 3.8.** Áreas protegidas estatales según categoría de efectividad, con base en el análisis de las superficies transformadas.

tante, en una buena proporción de ellas, este incremento fue menor que en sus respectivos contextos geográficos (figuras 3.3 y 3.7).

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Frente a los fuertes procesos de cambio derivados de las actividades humanas en nuestro país, las AP se han convertido en el eje principal de la conservación. Por ello, resulta fundamental evaluar críticamente su efectividad para prevenir procesos de CUSV, pues éstos constituyen una de las principales amenazas a la integridad ecológica, por su efecto en la pérdida de biodiversidad, la degradación del suelo, los cambios climáticos locales, regionales y globales, y la pérdida de servicios ecosistémicos (Vitousek *et al.* 1997; Challenger 1998; Conabio 1998; Riezebos y Loerts 1998; Houghton *et al.* 1999; Chase *et al.* 2000; Islam y Weil 2000; Sala *et al.* 2000; Lambin *et al.* 2001; Kinnard *et al.* 2003).

De acuerdo con los resultados obtenidos, entre 1993 y 2002, en la mayor parte de las AP, tanto federales como estatales, se perdió vegetación primaria y se incrementó la cobertura de superficies transformadas. Ello indica que ambos sistemas de AP se encuentran bajo una importante presión de CUSV.

En general, más de la mitad de las AP federales y estatales han sido un instrumento efectivo para contener procesos de CUSV. Pero el hecho de que entre 34 y 43% de las AP federales y, entre 25 y 43% de las AP estatales, dependiendo del método de análisis, no hayan sido un instrumento efectivo, sugiere que el cumplimiento de los objetivos de conservación en nuestro país enfrenta mayores retos de lo que se había supuesto previamente (véase también resultados del recuadro 1).

La comparación de los resultados de las AP federales y estatales, muestra que las AP estatales, como herramienta para evitar la pérdida de vegetación primaria, han tenido un desempeño similar a las AP federales y que una mayor proporción de ellas han sido efectivas para evitar el crecimiento de las superficies transformadas.

Ambas metodologías resultan complementarias,

en la medida en que detectan procesos distintos: la pérdida o recuperación de la vegetación primaria y la dinámica de las superficies sometidas a algún uso. En los casos en los que se obtienen resultados opuestos, resulta evidente que procesos de pérdida (por ejemplo, de vegetación primaria) y recuperación (por ejemplo, cambio de superficies transformadas a vegetación secundaria) se pueden dar de manera simultánea y que es necesario tomar en cuenta ambas perspectivas para una evaluación más integral de la efectividad.

En el caso particular del AP municipal de Cuxtal, Yucatán, en el análisis con base en la vegetación primaria, es clasificada como deteriorada, pues no presentó vegetación primaria entre 1993 y 2002. Sin embargo, mediante el método basado en la superficie transformada, es catalogada como efectiva, pues en ella se reduce la superficie transformada en mayor medida que en el área circundante, mientras que en su respectiva ecorregión se incrementa. En esta AP se observa un proceso de recuperación, pues parte de las áreas transformadas se convirtieron en vegetación secundaria. Este es un ejemplo de la manera en la que ambos métodos detectan procesos distintos y llevan a una interpretación complementaria de la situación de las AP.

La evaluación a partir de las superficies transformadas, al ser más laxa, permite la clasificación de AP como efectivas aun cuando tengan una proporción importante de vegetación secundaria. La presencia de ésta puede ser un factor relevante en los procesos de regeneración natural de los ecosistemas, el mantenimiento de servicios ecosistémicos y de poblaciones de ciertos taxa. La transformación de vegetación primaria a secundaria no tiene las repercusiones ecológicas que puede tener el cambio hacia superficies completamente transformadas, ya que, por un lado, la vegetación secundaria puede retener en alguna medida la estructura y la función de los ecosistemas primarios y, por otro, la recuperación hacia vegetación primaria a partir de vegetación secundaria suele ser más factible que a partir de superficies transformadas.



Es necesario realizar análisis más detallados, sobre todo en las AP no efectivas, que han estado bajo procesos de cambio más intensos que sus respectivos contextos geográficos no protegidos; se le debe dar particular importancia a las áreas no efectivas-amenazadas, es decir, a aquéllas que mostraron procesos de pérdida de vegetación primaria o de incremento en las superficies transformadas, de mayor envergadura que sus respectivos contextos geográficos inmediatos y ecorregiones. Estas áreas constituyen entre 16 y 18%, en el caso de las AP federales y entre 11 y 14%, en el caso de las estatales. Resulta fundamental evaluar las causas de los patrones encontrados para estas AP, tomando en consideración tanto la efectividad de manejo, como las condiciones sociodemográficas, económicas y políticas preponderantes en ellas (Figuerola *et al.* 2010).

#### Limitaciones del método de análisis

La capacidad de las AP para asegurar la persistencia de la biodiversidad que engloban ha sido evaluada básicamente desde dos puntos de vista: la efectividad de manejo y la integridad ecológica. Los estudios que examinan la integridad ecológica incluyen una gran variedad de enfoques, escalas y métodos (Ervin 2003a), como la magnitud e importancia relativa de las amenazas que enfrentan (Brandon *et al.* 1998; Singh 1999; Rao *et al.* 2002; Ervin 2003b; Goodman 2003; WWF 2004), el estado de conservación, medida a través de los procesos de CUSV (Sánchez-Azofeifa *et al.* 1999; Liu *et al.* 2001; Mas 2005), la viabilidad y persistencia de ciertas especies (Woodroffe y Ginsberg 1998; Lidlau 2000; Caro 2001; Fabricious *et al.* 2003; Parrish *et al.* 2003; Bhagwat *et al.* 2005), el mantenimiento de procesos y funciones ecológicas (Parrish *et al.* 2003) y la estabilidad del paisaje (Friedman y Zube 1992).

Algunos de estos estudios evalúan la efectividad mediante una comparación de rasgos entre las AP y áreas no protegidas en la misma región geográfica. Caro (2001) y Bhagwat *et al.* (2005) utilizaron sitios de recolecta dentro y fuera de AP en Sudáfrica e India, respectivamente, para evaluar la efectividad

respecto a la persistencia de las especies, medida por su riqueza y abundancia. Sánchez-Azofeifa *et al.* (1999) encontraron menores tasas de deforestación y fragmentación de hábitat dentro de AP que en áreas no protegidas en la región Sarapiquí, en Costa Rica. Liu *et al.* (2001) encontraron que la reserva de Wolong en China mostraba un incremento en la deforestación y fragmentación de hábitat similar al encontrado en un área circundante no protegida. Román-Cuesta y Martínez-Vilalta (2006) evaluaron la efectividad de AP en Chiapas para reducir la incidencia de incendios forestales, en comparación con áreas circundantes no protegidas.

La comparación directa entre AP y AC puede ser problemática cuando existen fuertes diferencias en las condiciones ambientales entre ambas áreas, pues estas condiciones pueden determinar la viabilidad de las actividades productivas que se pueden desarrollar en ellas. Así, una menor tasa de cambio en un AP puede deberse a que las actividades agroproductivas no son viables y no a que el área sea efectiva, por lo que el método puede sobreestimar la efectividad (Mas 2005). Sin embargo, en México, como en muchos otros países en desarrollo, se llevan a cabo actividades agrícolas y pecuarias incluso en zonas con pendientes pronunciadas y condiciones climáticas poco favorables (Challenger 1998). Aunado a lo anterior, la mayor parte de las AP federales mexicanas fueron decretadas en zonas de propiedad social (ejidos y comunidades) y, ya en el año 2000, había 4 485 localidades y 1 404 516 habitantes (Conanp 2003, a partir de datos de INEGI 2001), que dependían en mayor o menor medida de los recursos presentes en ellas. En este sentido, es preciso no subestimar la importancia económica de las AP, tanto para el sustento de la población local (en la forma de tierras para agricultura y ganadería, madera, leña, especies cinegéticas y plantas medicinales), como para actores económicos externos (explotación forestal, cacería, tráfico de especies, sitios de alto valor escénico para turismo, minería y recursos con potencial farmacéutico; INE 1995). Aunado a lo anterior, incluso si el método sobreestima la efectivi-

### Recuadro 3.1. Análisis de la efectividad de algunas áreas protegidas: cuatro décadas de intensidad de cambios en la cobertura vegetal

DENÍ RAYN VILLALBA

A pesar de que las áreas protegidas (AP) son una de las herramientas más reconocidas en el mundo para la conservación de la biodiversidad, su efectividad ha sido causa de grandes debates (Neumann 1997; Ite y Adams 1998; Southworth *et al.* 2004; Norgrove y Hulme 2006). Desde el punto de vista de la integridad ecológica, medida con indicadores como el grado de conservación y la magnitud de las amenazas y presiones sobre las AP, dicha efectividad es de gran importancia para la toma de decisiones, como la aprobación de reglamentos e iniciativas de ley. Es por lo tanto esencial poder determinarla y con ello establecer qué tan adecuadas son las AP como instrumentos de conservación (Bruner *et al.* 2001). Es también urgente encontrar mecanismos por medio de los cuales la información existente sea revisada y puesta al alcance de aquellos que la pueden poner en práctica (Sutherland *et al.* 2004).

Los estudios existentes tienden a comparar la calidad del hábitat antes y después de que se han decretado las AP o bien a comparar la pérdida de vegetación dentro y fuera de las mismas. En este estudio (Rayn-Villalba 2006) se combinaron ambos métodos tomando en cuenta datos de pérdida de vegetación fuera y dentro de cada AP, antes y después de ser decretadas como tales.

Se realizó una evaluación de la efectividad de las AP para prevenir procesos de cambios de uso de suelo y vegetación con base en imágenes de satélite, comparando las tasas de cambio dentro y fuera de los límites de las AP y analizando el patrón de cambio con relación

a la distancia del perímetro de las mismas. Se utilizó como variable la tasa de cambio de vegetación ya que es relativamente sencilla de detectar con imágenes satelitales y debido a que se ha demostrado una fuerte correlación de ésta con la reducción de especies de insectos, peces, aves y mamíferos (Brook *et al.* 2003; Brooks *et al.* 1999; Schulze *et al.* 2004; Sodhi *et al.* 2004; Turner 1996). En este estudio el término cambio de uso de suelo y vegetación se refiere al reemplazo de áreas previamente forestadas por áreas para pastura, sembradíos y asentamientos humanos (Dirzo y García 1992; Steininger *et al.* 2001).

Para evaluar el cambio en la vegetación a largo plazo se utilizaron imágenes Landsat MSS y ETM a escala de 1:250 000 calibradas radiométricamente, para las décadas de 1970, 1980, 1990 y el año 2000 para 28 áreas naturales protegidas en el centro y sur de México. Dichas imágenes fueron adquiridas del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Percepción Remota del Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Las imágenes fueron clasificadas utilizando clasificación no supervisada (Cairns *et al.* 2000, Stibig *et al.* 2003; Stibig y Malin-greau 2003) e interpretación visual (Curran *et al.* 2004) en Arc View 3.2. Para simplificar el análisis de cambio de uso de suelo (Kleinn *et al.* 2002) la clasificación consistió en dos categorías: áreas con cobertura forestal y áreas sin cobertura forestal –un agregado de las clases agricultura, pastizales cultivados, superficies erosionadas y asentamientos humanos– (Curran *et al.*

2004; Liu *et al.* 2001, Southworth *et al.* 2004).

Los polígonos de las AP incluyendo las áreas núcleo en caso de tenerlas fueron proporcionados por el Instituto Nacional de Ecología y superpuestos a las imágenes ya clasificadas. Utilizando ArcView 3.2 se creó un área circundante o buffer externo de 10 km hacia afuera a partir del límite de cada AP (Sanchez-Azofeifa *et al.* 2003 y Southworth *et al.* 2004). Esto permite la comparación del cambio en el uso de suelo dentro de la AP y las zonas núcleo con el de los alrededores. También se dibujaron tantos buffers internos (circunvalaciones de 5 km de ancho que van del perímetro al centro del área) como fuera posible en cada AP, para determinar el patrón de cambio de la vegetación con relación a la distancia al centro de la misma.

Las áreas protegidas fueron divididas en secciones:

- **Zonas núcleo.** Forman parte del decreto y están definidas en el programa de manejo. En estas zonas se permite la investigación y las actividades necesarias para la conservación. Únicamente las reservas de la biosfera las tienen y cada AP puede tener una o varias.
- **Zona interior parcial.** Definida para este estudio como el interior de las áreas protegidas sin contar la zona núcleo. En el caso de AP sin zonas núcleo, es igual a la zona interior total.
- **Zona interior total.** Es el interior del área protegida incluyendo zonas núcleo.
- **Buffer externo.** Consistente de 10 km alrededor del límite de la AP.

Se obtuvo el porcentaje de cobertura forestal para cada sección en cada imagen. La tasa de cambio en la vegetación se calculó determinando el cambio en el porcentaje de vegetación entre fechas consecutivas y dividiéndolo entre el número de años transcurridos (i.e., el cambio en el porcentaje de vegetación de 1973 a 1986 / 13 años transcurridos). Por otra parte hay que tomar en cuenta que más de la mitad de las áreas (60%) fueron decretadas después de 1990, mientras que 9 (32%) fueron decretadas entre 1980 y 1990, y solo 7% fueron decretadas antes de 1980. Además, la mayoría de las áreas protegidas (83%) contaron por primera vez con personal entre 1991 y 1997, 4% (2 áreas) entre 1998 y 2000, y dos áreas en 2001, así que probablemente es muy pronto para poder medir los efectos de ello.

Los datos indican el cambio de uso de suelo neto y deben tomarse como una estimación mínima del cambio de uso del suelo.

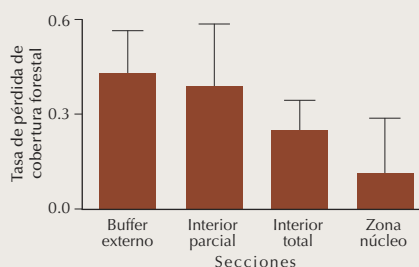
Debido a la naturaleza y alcance del proyecto, las AP que se incluyeron en el presente estudio se eligieron con criterios logísticos, ecológicos y geográficos. Sólo se tomaron en cuenta AP con ecosistemas forestales (bosques y selvas) para facilitar la cuantificación del cambio en la cobertura forestal. Asimismo, solo se tomaron en cuenta áreas en las que fuera posible la comparación con zonas terrestres adyacentes, descartando así áreas marinas e insulares. Por otra parte, hay que agregar que la vegetación secundaria de más de 15 años no es distinguible de la vegetación primaria (Steininger 2000), por lo que la categoría de "área con cobertura forestal" no implica que esta superficie nunca haya sido transformada. Parte de la cobertura forestal puede ser vegetación secundaria.

En este estudio solo se consideró la cobertura forestal. Esta es una medida incompleta de la efectividad de un área natural protegida ya que no incluye el impacto de los cambios en la calidad y tamaño del hábitat o de su aislamiento en la biodiversidad.

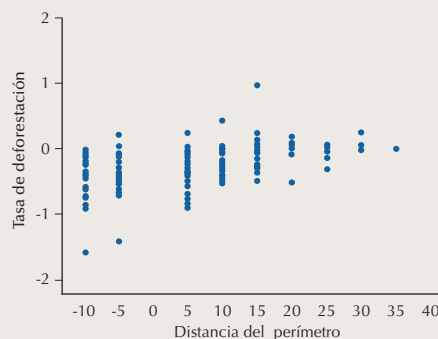
La tasa total promedio en el cambio de uso de suelo y vegetación en las áreas protegidas durante el periodo estudiado (1973-2000) fue de 0.28% ( $\pm 0.05$ ). El cambio en el uso del suelo fue 3.5 veces menor en las zonas núcleo de las AP ( $U=40.5$ ,

$n=14$ ,  $P=0.014$ ) y 1.4 veces mayor en el buffer externo ( $U=73.5$ ,  $n=13$ ,  $P<0.006$ ) como se muestra en la figura R3.1.1. La pérdida de cobertura forestal aumentó cerca del perímetro de las áreas y en el buffer externo ( $r_s=0.48$ ,  $n=120$ ,  $p<0.001$ , figura R3.1.2).

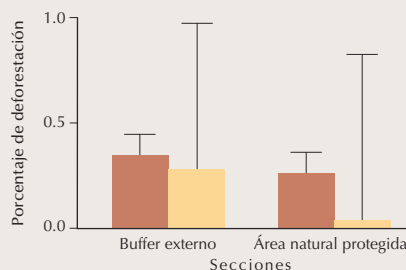
Después del decreto la pérdida promedio fue 9.3 veces menor dentro de las AP; sin embargo, la varianza es alta y las diferencias no son significativas, ( $U=119.00$ ,  $P=0.88$ , figura R3.1.3). No hay tampoco una diferencia significativa en la tasa de



**Figura R3.1.1.** Porcentaje de la pérdida de cobertura forestal en las distintas secciones de las áreas protegidas seleccionadas entre 1973 y 2000.



**Figura R3.1.2.** Pérdida de cobertura forestal durante 1973-2000 con relación a la distancia (km) al perímetro del área natural protegida. Las distancias negativas se refieren al buffer externo.



**Figura R3.1.3.** Porcentaje de la pérdida de la cobertura forestal dentro de las áreas protegidas seleccionadas y el buffer externo antes y después de ser decretadas.

cambio de uso del suelo antes y después del decreto en el buffer externo ( $U=118.00$ ,  $P=0.94$  figura R3.1.3).

El resultado más claro de este trabajo (Rayn-Villalba 2006) es que la tasa de cambio es menor dentro de las reservas que fuera de ellas. La tasa total promedio de cambio en la cobertura forestal en las áreas protegidas durante todo el periodo estudiado (1973-2000) fue de 0.28% (figura R3.1.4), un porcentaje menor al del resto del país (la tasa de cambio nacional a principios de los ochenta fue de -1.29%, la de bosque tropical deciduo -1.9% y la de bosque

tropical perenne de 1988-1994 fue de -2.0% de acuerdo con Masera *et al.* 1997; la tasa anual del cambio en la superficie forestal de 1990 al año 2000 en México fue de -1.1% según Leff *et al.*, 2003). Sin embargo, al contrario de Bruner (2001), encontramos que la mayoría de las AP (59.1%) están perdiendo su cobertura forestal (cuadro R3.1.1). A pesar de que es alentador que las reservas tengan una tasa de cambio menor que sus alrededores, la realidad es que esta fragmentación del hábitat significa que las reservas se están convirtiendo en islas (Velázquez

*et al.* 2002), lo que significa que podrían perder la capacidad de mantener la diversidad de los ecosistemas que pretenden proteger.

En este estudio se encontró que la distancia al perímetro o inaccesibilidad parece proporcionar tanta protección al ecosistema como la presencia de zonas núcleo en un AP. De manera similar, Hayes *et al.* (2002) encontró una fuerte correlación entre la tasa de cambio y la distancia a los puntos de acceso en la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala. Nuestros resultados confirman la importancia de crear y

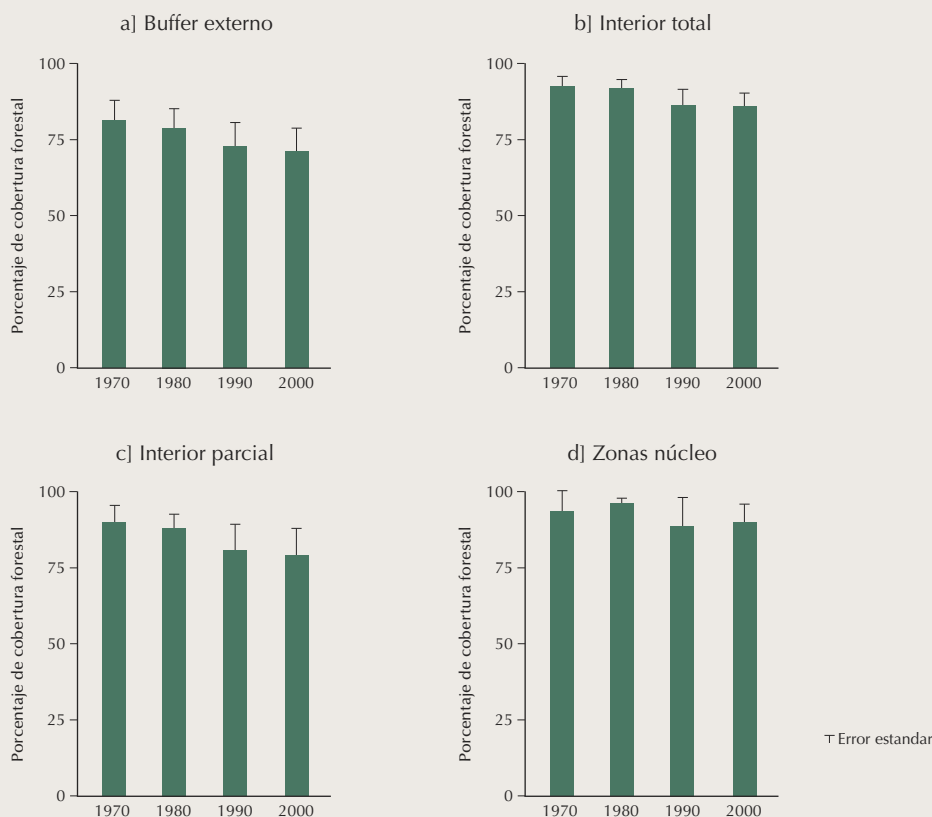


Figura R3.1.4. Porcentaje promedio de cobertura forestal en las distintas secciones de las áreas protegidas en décadas consecutivas.



**Cuadro R3.1.1. Tasa de cambio en cobertura forestal en cada área protegida entre décadas y durante el periodo total de estudio (1973-2000)**

Áreas protegidas	Tasa de cambio (%)			
	1970-1980	1980-1990	1990-2000	1970-2000
Calakmul	-0.24	-2.37	0.34	-0.34
Cañón del Sumidero	-0.32	-0.36	-0.33	-0.34
Chamela-Cuixmala	-0.11	-0.80	-0.20	-0.33
Corredor Chichinautzin-Zempoala	-0.14	0.42	-0.66	-0.27
El Ocote	-0.9	-0.85	-0.41	-0.70
El Triunfo	-0.15	-0.01	-0.31	-0.17
La Encrucijada	0.01	-1.39	-1.05	-0.66
La Sepultura	-0.11	-0.30	-1.19	-0.50
Laguna de Términos	0.51	-1.49	1.38	0.27
Los Tuxtlas	-0.80	-1.40	-0.73	-0.54
Mariposa Monarca	0.51	0.05	-0.33	-0.04
Metzabok	-0.09	-0.09	0.30	0.03
Montes Azules	0.20	-0.40	sin datos	-0.19
Nahá	-0.06	-0.11	0.01	-0.05
Pantanos de Centla	0.21	-0.94	-0.31	-0.29
Ría Celestún	-0.97	0.38	sin datos	sin datos
Ría Lagartos	1.90	-7.25	2.49	-0.19
Sian Ka'an	0.10	0.60	-0.55	0.01
Sierra de Huautla	0.14	-0.83	0.02	-0.05
Sierra de Manantlán	-0.02	-0.94	0.25	-0.16
Sierra Gorda	-0.38	-1.32	0.20	-0.45
Tehuacán-Cuicatlán	-0.06	-0.07	0.16	0
Uaymil	-0.06	0.09	-0.23	-0.10

mantener áreas protegidas suficientemente extensas (Peres 2005), de manera que el interior esté lo más aislado posible de caminos y poblaciones grandes.

Los resultados muestran una varianza considerable entre diferentes AP en la tasa de cambio de uso de suelo. Es necesario identificar claramente en cada caso qué tanto se debe al manejo de cada área o a situaciones fuera del control del personal. Lo anterior es importante no solo para intentar mitigar algunas de

estas causas sino en la planeación de futuras reservas.

El que un área protegida tenga una tasa de deforestación baja puede deberse a su efectividad o a que se encuentre en un suelo pobre o sea inaccesible (Naughton-Treves *et al.* 2005); de esta manera la pérdida de vegetación sería baja sin importar el grado de protección que brinde el AP.

Los estudios que pretenden medir la cobertura forestal antes y después de que un área sea decretada

enfrentan un problema distinto. Si la pérdida de cobertura forestal ha aumentado de manera considerable, entonces un incremento pequeño dentro del área protegida puede ser considerado un éxito al prevenir una pérdida considerable.

El enfoque más riguroso es probablemente una combinación de ambos métodos: un análisis que compare el cambio en la cobertura forestal tanto antes y después del decreto, como dentro y fuera del área natural protegida.

**Cuadro R3.1.2. Nombre, categoría, superficie y año de decreto de cada área protegida**

Nombre	Categoría	Superficie (km <sup>2</sup> )	Año de decreto
Calakmul	Reserva de la Biosfera	7 232	1989
Cañón del Sumidero	Parque Nacional	218	1972
Chamela-Cuixmala	Reserva de la Biosfera	131	1993
Corredor Chichinautzin-Zempoala	Área de Protección de Flora y Fauna	373	1988
El Ocote	Reserva de la Biosfera	1 013	2000
El Triunfo	Reserva de la Biosfera	1 192	1990
La Encrucijada	Reserva de la Biosfera	1 449	1995
La Sepultura	Reserva de la Biosfera	1 673	1995
Laguna de Términos	Área de Protección de Flora y Fauna	7 061	1994
Los Tuxtlas	Reserva de la Biosfera	1 551	1998
Mariposa Monarca	Reserva de la Biosfera	563	1986
Metzabok	Área de Protección de Flora y Fauna	34	1998
Montes Azules	Reserva de la Biosfera	3 312	1978
Nahá	Área de Protección de Flora y Fauna	38	1998
Pantanos de Centla	Reserva de la Biosfera	3 027	1992
Ría Celestún	Reserva de la Biosfera	591	1988
Ría Lagartos	Reserva de la Biosfera	603	1999
Sian Ka'an	Reserva de la Biosfera	5 281	1986
Sierra de Huautla	Reserva de la Biosfera	590	1999
Sierra de Manantlán	Reserva de la Biosfera	1 396	1987
Sierra Gorda	Reserva de la Biosfera	3 836	1997
Tehuacán-Cuicatlán	Reserva de la Biosfera	4 902	1998
Uaymil	Área de Protección de Flora y Fauna	891	1994

<sup>a</sup> El año corresponde a la fecha del primer decreto.

dad, los resultados referentes a las áreas no efectivas y amenazadas se mantendrían.

Otra limitación de la comparación directa entre el interior y el exterior de las AP es que la restricción en el acceso a los recursos dentro de las AP puede generar una mayor presión de cambio sobre las áreas que se encuentran fuera de éstas. En este caso, una mayor tasa de cambio en el uso del suelo fuera del AP sería consecuencia de la presencia de ésta y no un indicio de efectividad (Bhagwat *et al.* 2001).

Es importante recalcar que los resultados de efectividad son dependientes de la dinámica de CUSV en el contexto geográfico específico de cada AP. Las tasas de CUSV son sumamente heterogéneas en el país, como producto de la evolución particular de los procesos socioeconómicos regionales, por lo que

una comparación directa de tasas de CUSV entre AP llevaría a una jerarquización distorsionada de su efectividad.

La evaluación de la integridad ecológica implica examinar la estructura y función de los ecosistemas. Los cambios en la integridad pueden evaluarse mediante ciertos indicadores, como la magnitud de los procesos de deterioro, la variación en atributos ecológicos esenciales para el mantenimiento de un conjunto de especies (Parrish *et al.* 2003) o la presencia de poblaciones saludables y viables de especies que tienen un papel importante en el funcionamiento del sistema. El uso de los procesos de CUSV a escala nacional, como indicadores de integridad, da como resultado una medida parcial, pues diversos atributos de los sistemas naturales se pueden examinar

solo a escala local. Se excluye la posibilidad de incorporar amenazas como la defaunación, la invasión de especies exóticas o el sobrepastoreo. Por ejemplo, un área efectiva, desde la perspectiva de este análisis, podría estar sufriendo defaunación por cacería, procesos de contaminación o tala selectiva.

Esta evaluación de la efectividad también es parcial en el sentido de que excluye el análisis de los procesos socioeconómicos y políticos asociados a los procesos de CUSV y a la conservación. Diversos factores socioeconómicos y políticos actúan como causales del CUSV a diferentes escalas espaciales y temporales (Angelsen y Kaimowitz 1999; Lambin *et al.* 2001; Perz 2002), como las políticas públicas sectoriales, las fuerzas del mercado nacional e internacional y la dinámica demográfica, por mencionar solo algunos. A escala local, el CUSV se encuentra también relacionado con factores como la organización social de las comunidades locales (Ghimire y Pimbert 1997), en particular con las instituciones comunitarias que regulan el acceso y control de los recursos (Bray *et al.* 2003; Tucker 2004). En el caso particular de las AP, la percepción social de la población sobre la conservación puede desempeñar un papel fundamental en la magnitud de los procesos de deterioro, como el CUSV. Lo anterior también depende de la participación de las poblaciones locales en la toma de decisiones dentro de las AP (Pimbert y Pretty 1997), así como de los conflictos que se desarrollan por el control y uso de los recursos entre numerosos actores y grupos sociales (Blaikie y Jeanrenaud 1997).

A pesar de que la importancia de la participación social ha sido ampliamente reconocida en la agenda de las instituciones nacionales e internacionales asociadas a la conservación (IUCN-WWF 1999; IUCN 2004, 2005), la ausencia de esta dimensión en la evaluación de las AP es evidente (con excepciones, como Lü *et al.* 2003; Figueroa *et al.* 2010). Las evaluaciones de la efectividad de manejo de las AP basadas en la percepción social de los actores sociales involucrados en las áreas, como fuente principal de información, deben incorporar a todos los actores

sociales y no únicamente al personal de las AP y de ONG involucradas en ellas. Una evaluación integral de la efectividad debe incluir, también, el costo social que ha significado el establecimiento de las AP para las comunidades locales, si se quiere lograr que las AP sean herramientas de conservación justas socialmente y viables a largo plazo (Ghimire y Pimbert 1997a). La escala espacial de este análisis excluye la posibilidad de incluir estos factores tan relevantes.

Para la escala espacial de este análisis, utilizamos las mejores y más recientes fuentes oficiales de información (INEGI 2001; 2005) en la estimación del CUSV. Los mapas de uso del suelo y vegetación utilizados son comparables pues ambos fueron contruidos a partir de imágenes Landsat y con base en la misma metodología y sistema de clasificación de la vegetación <[www.inegi.gob.mx](http://www.inegi.gob.mx)>. Sin embargo, la interpretación de imágenes de satélite realizada por distintos individuos puede llevar a la clasificación errónea de polígonos.

A pesar de estas limitaciones, los resultados de este trabajo constituyen un diagnóstico sólido de la efectividad de las AP para prevenir procesos de CUSV en México. Este estudio constituye una primera evaluación cuantitativa y sistemática del desempeño del sistema nacional de áreas protegidas, al identificar las AP que requieren acciones inmediatas de conservación. Este enfoque puede ser aplicable a otras regiones y países, lo que constituye una oportunidad para desarrollar estudios comparativos sobre la efectividad de las AP entre distintas regiones. Es necesario continuar desarrollando herramientas de análisis que incorporen otros criterios de evaluación y que permitan la construcción de indicadores de efectividad más integrales.

### Agradecimientos

Agradecemos la invitación de Patricia Koleff, Andrés Lira y colegas de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad a participar en este proyecto. F. Figueroa fue apoyada por una beca de doctorado por el Conacyt, P. Illoldi-Rangel

por una beca postdoctoral por parte del Conacyt (Proyecto 25048), en conjunto con la Universidad de Texas-Austin y M. Linaje por el Sistema de Informática para la Biodiversidad y el Ambiente (SIBA-UNAM). Este proyecto fue apoyado por la Conabio, SEP-Conacyt (Proyecto 25048), y la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM-PAPIIT Proyecto 218706), a V.S.-C, y el Sistema de Informática para la Biodiversidad y el Ambiente (SIBA-UNAM).

## REFERENCIAS

- Angelsen, A., y D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: Lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* 14:73-98.
- Bezaury-Creel, J.E., J.F. Torres y N. Moreno. 2007. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales del Distrito Federal y municipales de México para el análisis de vacíos y omisiones en conservación*. The Nature Conservancy; Pronatura, A.C.; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Bhagwat, S., N. Brown, T. Evans, S. Jennings y P. Savill. 2001. Parks and factors in their success. *Science* 293:1045-1047.
- Bhagwat, S.A., C.G. Kaushalappa, P.H. Williams y N.D. Brown. 2005. The role of informal protected areas in maintaining biodiversity in the Western Ghats of India. *Ecology and Society* 10:8-28.
- Blaikie, P., y S. Jeanrenaud. 1997. *Biodiversity and human welfare*, en K.B. Ghimire y M.P. Pimbert (eds.). *Social change and conservation*. Earthscan Publications, Londres, pp. 46-70.
- Brandon, K., K.H. Redford y S.E. Sanderson. 1998. *Parks in Peril: People, Politics, and Protected Areas*. The Nature Conservancy e Island Press, Washington, D.C.
- Bray, D.B., L. Merino-Pérez, P. Negrero-Castillo, G. Segura-Warnholtz, J.M. Torres-Rojo *et al.* 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17:672-677.
- Brooks, T.M., S.L. Pimm, V. Kapos y C. Ravilious. 1999. Threat from deforestation to montane and lowland birds and mammals in insular South-east Asia. *Journal of Animal Ecology* 68:1061-1078.
- Brook, B.W., N.S. Sodhi y P.K.L. Ng. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424:420-423.
- Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice y G.A.B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128.
- Cairns, M.A., P.K. Haggerty, R. Álvarez, B.H.J. De Jong e I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: A region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10:1426-1441.
- Caro, T.M. 2001. Species richness and abundance of small mammals inside and outside an African national park. *Biological Conservation* 98:251-257.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro*. Conabio; Instituto de Biología, UNAM; Agrupación Sierra Madre, México.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding e I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London: Biological Sciences* 360:443-455.
- Chase, T.N., R.A. Pielke, T.G.F. Kittel, R.R. Nemani y S.W. Running. 2000. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics* 16:93-105.
- Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conanp (2003) *Mapa de áreas naturales protegidas federales de México*, escala 1:250 000. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Conanp y Conabio. 2005. *Áreas naturales protegidas federales de México*, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Curran, L.M., S.N. Trigg, A.K. McDonald, D. Astiani, Y.M. Hardiono *et al.* 2004. Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science* 303:1000-1003.
- Dale, V.H., S.M. Pearson, H.L. Offerman y R.V. O'Neill. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8:1024-1036.
- Dirzo, R., y C.M. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology* 6:84-90.
- Ervin, J. 2003a. Protected area assessments in perspective. *BioScience* 53:819-822.
- Ervin, J. 2003b. Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *BioScience* 53:833-841.
- Fabricious, C., M. Burger y P.A.R. Hockey. 2003. Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: Arthropods and reptiles. *Journal of Applied Ecology* 40:392-403.
- FAO. 1996. *Forest Resources Assessment 1990. Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes*. FAO, Forestry Paper 130, Roma.
- Ferraro, P.J., y S.K. Pattanayak. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biology* 4:e105.
- Figueroa, F., y V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17:3223-3240.
- Figueroa, F., V. Sánchez-Cordero, J. Meave e I. Trejo. 2010. Socio-economic context of land use and land cover change



- in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation* 36:180-191.
- Friedman, S.K., y E.H. Zube. 1992. Assessing landscape dynamics in a protected area. *Environmental Management* 16:363-370.
- Ghimire, K.B., y M.P. Pimbert. 1997. Social change and conservation: An overview of issues and concepts, en K.B. Ghimire y M.P. Pimbert (eds.), *Social Change and Conservation*. Earthscan Publications, Londres, pp. 1-45.
- Goodman, P.S. 2003. Assessing management effectiveness and setting priorities in protected areas in KwaZulu-Natal. *Bio-science* 53:843-850.
- Hayes, D.J., S.A. Sader y N.B. Schwartz. 2002. Analyzing a forest conversion history database to explore the spatial and temporal characteristics of land cover change in Guatemala's Maya Biosphere Reserve. *Landscape Ecology* 17:299-314.
- Hockings, M. 1998. Evaluating management of protected areas: Integrating planning and evaluation. *Environmental Management* 22:337-345.
- Hockings, M. 2003. Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *Bioscience* 53:823-832.
- Houghton, R.A., J.L. Hackler y K.T. Lawrence. 1999. The U.S. carbon budget: Contributions from land-use change. *Science* 285:574-578.
- INE. 1995. *Atlas de las reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- INEGI. 2001a. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso actual del suelo y vegetación*, escala 1:250 000, serie II (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. 2001b. *Principales resultados por localidad. XII Censo General de Población y Vivienda 2000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación*, escala 1:250 000, serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. Conabio e INE. 2007. *Ecorregiones terrestres de México, nivel IV, escala 1:1 000 000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Instituto Nacional de Ecología, México.
- Islam, K.R., y R.R. Weil. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79:9-16.
- Ite, U.E., y W.M. Adams. 1998. Forest conversion, conservation and forestry in Cross River State, Nigeria. *Applied Geography* 18:301-314.
- IUCN. 2005. *Benefits Beyond Boundaries: Proceedings of the 5th IUCN World Parks Congress*. The 5th IUCN World Parks Congress. The World Conservation Union, Durban.
- IUCN y WWF. 1999. *Management Effectiveness in Forest Protected Areas. A Proposal for a Global System of Assessment*. 3rd. Meeting of the Intergovernmental Forum on Forests of the Commission on Sustainable Development. World Conservation Union y World Wildlife Fund, Ginebra.
- Kinnard, M.F., 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.
- Kleinn, C., L. Corrales y D. Morales. 2002. Forest area in Costa Rica: A comparative study of tropical forest cover estimates over time. *Environmental Monitoring and Assessment* 73:17-40.
- Lambin, E.F., B.L. Turner, J.G. Helmut, S.B. Agbola, A. Angelsen *et al.* 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.
- Leff, E., E. Ezcurra, I. Pisanty y P. Romero-Lankao (comps.) 2002. *La transición hacia el desarrollo sustentable: perspectivas de América Latina y el Caribe*. Instituto Nacional de Ecología; Universidad Autónoma Metropolitana y Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, México.
- Laidlaw, R.K. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas of mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14:1639-1648.
- Little, P.D. 1994. The link between participation and improved conservation: A review of issues and experiences, en D. Western *et al.* (eds.), *Natural Connections. Perspectives in Community Based Conservation*. Island Press, Washington, D.C., pp. 347-372.
- Liu, J., M. Linderman, Z. Ouyang, L. An, J. Yang *et al.* 2001. Ecological degradation in protected areas: The case of Wolong Nature Reserve for giant pandas. *Science* 292:98-101.
- Lü, Y., B. Chen, B. Fu y S. Liu. 2003. A framework for evaluating the effectiveness of protected areas: The case of Wolong Biosphere Reserve. *Landscape and Urban Planning* 63:213-223.
- Margules, C.R., y R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Mas, J. 2005. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment* 105:69-80.
- Murray, G.D. 2005. Multifaceted measures of success in two Mexican marine protected areas. *Society and Natural Resources* 18:889-905.
- Naughton-Treves L., M.B. Holland K. Brand. 2005. On the role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30:219-252.
- Neumann, R. 1997. Primitive ideas: Protected area buffer zones and the politics of land in Africa. *Development and Change* 28: 559-582.
- Norgrove, L., y D. Hulme. 2006. Confronting conservation at Mount Elgon, Uganda. *Development and Change* 37:1093-1116.
- Parrish, J.D., D.P. Brown y R.S. Unnasch. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *Bioscience* 53:851-860.
- Peres, C.A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology* 19:728-733.
- Perz, S.G. 2002. The changing social contexts of deforestation in the Brazilian Amazon. *Social Science Quarterly* 83:35-52.

- Pimbert, M.P., y J.N. Pretty. 1997. Parks, people and professionals: Putting 'participation' into protected-area management, en K.B. Ghimire y M.P. Pimbert (eds.), *Social Change and Conservation*. Earthscan Publications, Londres, pp. 297-330.
- Pressey, R.L., G.L. Wish, T.W. Barret y M.E. Watts. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: Recent trends in six measures. *Biological Conservation* 106:57-69.
- Rao, M., A. Rabinowitz y S.T. Khaing. 2002. Status review of the protected area system in Myanmar, with recommendations for conservation planning. *Conservation Biology* 16:360-368.
- Rayn-Villalba, D. 2006. *Factors affecting the efficacy of selected protected areas of central and southern México*. Tesis de doctorado, University of East Anglia, RU.
- Riezebos, H.T., y A.C. Loerts. 1998. Influence of land use change and tillage practice on soil organic matter. *Soil and Tillage Research* 49:271-275.
- Rodrigues, A.S., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Román-Cuesta, R.M., y J. Martínez-Vilalta. 2006. Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 20:1074-1086.
- Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armeso, E. Berlow, J. Bloomfield *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., C. Quesada-Mateo, P. González-Quesada, S. Dayanandan y K.S. Bawa. 1999. Protected areas and conservation of biodiversity in the tropics. *Conservation Biology* 13:407-411.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., G.C. Daily, A.S.P. Pfaff y C. Busch. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: Examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109:123-135.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y A.T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Schulze, C.H., M. Waltert, P.J.A. Kessler, R. Pitopang, R. Shahabuddin *et al.* 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14:1321-1333.
- Singh, S. 1999. Assessing management effectiveness of wildlife protected areas in India. *Parks* 9:34-49.
- Sodhi, N.S., L.H. Liow y F.A. Bazzaz. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:323-345.
- Southworth, J., H. Nagendra, L.A. Carlson y C. Tucker. 2004. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. *Applied Geography* 24:303-322.
- Steininger, M.K. 2000. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing* 21:1139-1157.
- Steininger, M.K., C.J. Tucker, P. Ersts, T.J. Killeen, Z. Villegas *et al.* 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15:856-866.
- Stibig, H.J., R. Beuchle y F. Achard. 2003. Mapping of the tropical forest cover of insular Southeast Asia from SPOT4-Vegetation images. *International Journal of Remote Sensing* 24:3651-3662.
- Stibig, H.J., y J.P. Malingreau. 2003. Forest cover of insular southeast Asia mapped from recent satellite images of coarse spatial resolution. *Ambio* 32:469-475.
- Sutherland, W.J., A.S. Pullin, P.M. Dolman y T.M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19:305-308.
- Tucker, C.M. 2004. Community institutions and forest management in Mexico's Monarch Butterfly Reserve. *Society and Natural Resources* 17:569-587.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-209.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Woodroffe, R., y J.R. Ginsberg. 1998. Edge effects and extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126-2127.
- WWF. 2004. *Are protected areas working? An analysis of forest protected areas by WWF*. World Wildlife Fund International, Gland. Disponible en <<http://assets.panda.org/downloads/areprotectedareasworking.pdf>>.











## 4 PRIORIZACIÓN DE ÁREAS PARA CONSERVACIÓN DE LA HERPETOFAUNA UTILIZANDO DIFERENTES MÉTODOS DE SELECCIÓN

*Leticia Ochoa-Ochoa, Luis-Bernardo Vázquez,  
J. Nicolás Urbina-Cardona, Oscar Flores-Villela*

### RESUMEN

Históricamente muchos de los sistemas de áreas protegidas han sido seleccionados en forma poco sistemática, lo que resulta en conjuntos de reservas ineficientes. Sin embargo, el desarrollo de las computadoras y el uso de algoritmos matemáticos hicieron posible la definición de métodos cuantitativos para priorizar áreas para la conservación. En el presente capítulo comparamos los resultados de tres diferentes algoritmos utilizados para seleccionar redes de conservación: CPLEX, ResNet y Marxan, cuantificando las similitudes en la selección de áreas frente a diferentes metas de conservación para diversos grupos de especies (seleccionadas por expertos, raras, comunes o todas). Para realizar los análisis utilizamos dos grupos taxonómicos diferentes: anfibios (302 especies) y reptiles (710 especies). Los resultados mostraron que no existe una única solución adecuada para cumplir los objetivos de conservación. Sin embargo, hubo sitios que siempre fueron escogidos, independientemente del algoritmo utilizado. Estos sitios son irremplazables. Lo anterior indica que estas áreas son tan particulares biológicamente que deben ser altamente prioritarios para conservación, por lo cual los llamamos sitios altamente prioritarios (SAP). Con el avance tecnológico y mayor conocimiento ecológico será posible, en un futuro cercano, que un mismo algoritmo pueda refinar, por medio de análisis multicriterio, la red de áreas para la conservación en un escenario más real, que asegure la persistencia de la biodiversidad en ambientes donde aún existen hábitats naturales con base en criterios de configuración espacial (área, forma, alineamiento, multiplicabilidad, dispersión y conectividad) y de parámetros ecológicos que indiquen la “calidad biológica” del hábitat y de las poblaciones que habitan en él (*i.e.* estructura poblacional, interacciones bióticas, tasas de crecimiento y dispersión, etc.); también será posible evaluar la factibilidad de la implementación en función del estado de tenencia de la tierra y el costo social (oportunidades para la gente *vs.* el desplazamiento de poblaciones rurales) y económico (compra, manejo y transacción de la tierra). En este contexto vale la pena resaltar la importancia de tomar en cuenta los esfuerzos sociales en conservación, por lo cual la generación de bases espaciales de esos esfuerzos es imprescindible. Por el momento, entre las limitantes existentes está el acceso a datos sociales y económicos estandarizados a lo largo del área de planeación y la falta de datos ecológicos de la mayoría de las especies.



### ABSTRACT

Many protected areas systems have historically been selected in a non-systematic manner, resulting in inefficient groups of reserves. However, the development of computer technology and the use of mathematical algorithms have enabled the development of quantitative methods to prioritize areas for conservation. In this chapter, we compared the results of three different algorithms used in the selection of conservation networks: CPLEX, ResNet and Marxan, quantifying the similarities in the selection of areas in the face of different conservation targets for different groups of species (selected by experts, rare, common and for the total number of species). To carry out this analysis we used two taxonomically different groups: amphibians (302 species) and reptiles (710 species). The results showed that no single suitable solution exists to meet the various conservation objectives. However, some sites were always chosen, regardless of the algorithm used, and such sites are irreplaceable. This indicates that these areas are so biologically unique that they are of high priority for conservation; we have called them Sites of High Priority (SHP). With technological advancement

and greater ecological knowledge it will soon be possible, through multicriteria analysis, for the same algorithm to refine the network of conservation areas in a more realistic scenario in order to ensure the persistence of biodiversity in environments where natural habitats still exist, based on spatial configuration criteria (area, shape, alignment, replication, distribution, and connectivity) and on ecological parameters that indicate the “biological quality” of each habitat and of the populations within (i.e. population structure, biotic interactions, dispersal and growth rates, etc.) and in turn evaluate the feasibility of statewide implementation of land tenure, and social (opportunities for the people vs. the displacement of rural populations) and economic costs (purchasing, management, and transaction of the land). In this context, it is also worth highlighting the importance of taking social efforts into account in conservation and, therefore, the generation of a spatial basis for these efforts is essential. For the moment, existing constraints include access to social and economic data that is standardized over the entire planning area, and the lack of ecological data for most species.

## SELECCIÓN SISTEMÁTICA DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN

Históricamente muchos de los sistemas de áreas protegidas han sido seleccionados en forma poco sistemática, lo que resulta en conjuntos de reservas ineficientes ubicadas en sitios que no contribuyen a representar la biodiversidad o que conservan pocas especies en relación con su superficie (Margules y Pressey 2000; Balmford 2002; Urbina-Cardona y Loyola 2008). En épocas recientes se ha hecho un esfuerzo por definir las prioridades de conservación de diferentes áreas con base en numerosos criterios: riqueza de especies, endemismo, especies raras, alto recambio de especies, entre otros (Margules *et al.* 2002). Últimamente, la selección de áreas prioritarias se ha hecho utilizando una combinación de métodos que tienen como base la experiencia de investigadores expertos (*e.g.* taxónomos, biogeógrafos, ecólogos) que trabajan en conjunto para definir las metas de conservación, en talleres o grupos de trabajo (Arriaga *et al.* 2000; Chown *et al.* 2001; Koleff *et al.* 2009).

Las reservas no deben ser designadas sólo para representar especies; idealmente también deberán representar y garantizar la continuidad de procesos ecológicos y evolutivos clave. Por tal motivo, es necesario tomar en cuenta el tamaño y estructura de las reservas, la región geográfica donde se ubican, así como la interacción potencial con poblaciones humanas o el costo potencial de la tierra, entre otros factores (Balmford 2002; Vázquez y Gaston 2006). La selección de áreas prioritarias para la conservación no es un proceso trivial y se requiere considerar numerosas variables, tanto aisladas como en forma simultánea.

Existen numerosos trabajos que discuten en detalle cuáles son los datos requeridos y los procedimientos necesarios para identificar áreas prioritarias para la conservación (Shafer 1999; Margules y Pressey 2000; Balmford 2002; Groves *et al.* 2002; Margules *et al.* 2002; Cowling y Pressey 2003; Margules y Sarkar 2007). De manera general los pasos propuestos para lograrlo son: a] identificación de personas clave involucradas en la conservación del

lugar (“*stakeholders*”), *e.g.* comunidades, terratenientes, organizaciones no gubernamentales (ONG), grupos ecologistas, etc.; b] compilación de registros georreferidos de especies; c] identificación de segmentos de la biodiversidad que representen la biodiversidad del sitio (“*surrogates*”); d] establecimiento de criterios para definir objetos o metas de conservación (“*conservation targets*”); e] revisión de áreas de conservación preexistentes; f] priorización de nuevas áreas; g] análisis de vulnerabilidad y persistencia; h] refinamiento de la red de áreas de conservación; i] análisis multicriterio; j] implementación del plan de conservación, y k] reevaluación periódica de la red (pasos *a-j*). Este sistema de pasos es flexible y dinámico por lo que requiere una retroalimentación continua, así como evaluaciones constantes (Margules y Sarkar 2007).

De igual forma, es crucial precisar la escala del ejercicio de planeación. Trabajar con unidades geográficas grandes es importante para aportar información que ayude a tomar decisiones sobre dónde invertir recursos financieros para conservación e identificar áreas clave útiles para evaluaciones posteriores con unidades espaciales de menor tamaño (Vázquez *et al.* 2008). Para poder identificar sitios específicos con base en datos actuales recabados en el campo se debe trabajar con unidades espaciales más pequeñas que permitan instrumentar estrategias de conservación, incluso a escalas que representen pequeños mosaicos o gradientes en el paisaje (Da Fonseca *et al.* 2000; Balmford 2002). De acuerdo con lo anterior todo sistema de planeación se debe realizar con identificadores obtenidos a diferentes escalas espaciales.

En esencia, uno de los criterios más importantes para priorizar un sistema de áreas de conservación es lograr la máxima representación de la biodiversidad al menor costo posible (*i. e.* el número mínimo de sitios requeridos para la conservación de todas las especies de un grupo biológico en una región; Margules y Pressey 2000).

Un término clave en la planeación sistemática de la conservación es la complementariedad, entendida

como la medida de la contribución que hace un área al complemento total de los aspectos de la biodiversidad en una región de planeación (Margules y Sarkar 2007). En su forma más simple la complementariedad trata de la singularidad biológica y puede expresarse en términos de un índice promedio de similitud entre un área y otra o su distancia respecto a otras áreas en un espacio multivariado (Belbin 1993). En el contexto de la priorización, la complementariedad puede utilizarse como una propiedad dinámica que considera la contribución de un área o conjunto de áreas a un objetivo de representatividad en el sistema. Esta forma de evaluación de las especies puede hacerse por medio de distintos atributos como rareza, endemismo o forma y tamaño del área de distribución, tomando en cuenta las contribuciones de todas las áreas previamente seleccionadas (Justus y Sarkar, 2002; Margules *et al.* 2002).

Los programas de selección de áreas para la conservación incorporan la complementariedad de especies empleando una gran variedad de algoritmos matemáticos que en esencia son similares y siguen una serie de pasos iterativos. En cada paso todas las áreas elegibles se comparan en términos cualitativos, es decir, considerando qué tan bien complementan a las áreas previamente seleccionadas (Pressey *et al.* 1993; Williams 1998; Balmford 2002). De esta forma un área tiene mayor valor de complementariedad que otra cuando incluye más aspectos de la biodiversidad (especies, ensambles de especies, comunidades o procesos ecológicos, entre otros) que no se hayan cubierto aún en los objetivos de una red de áreas para la conservación (Margules y Sarkar 2007).

### CONJUNTOS ÓPTIMOS COMPLEMENTARIOS DE ÁREAS A CONSERVAR

La selección complementaria de áreas a partir de algoritmos da como resultado un conjunto de sitios que ofrece flexibilidad a los planeadores en la elección de áreas a conservar (Pawar *et al.* 2007). En esencia todos los algoritmos de selección deben cumplir con ciertos parámetros para tener un mejor desempeño: el *grado de flexibilidad* se define como la

variedad de opciones disponibles, pero igualmente adecuadas, para la representación económica de la biodiversidad al incorporar al proceso de decisión una gran diversidad de consideraciones, preocupaciones e información; la *transparencia* hace referencia a la comprensión en el proceso de selección de sitios, el cual tiene que contar con capacidad de interpretación biológica y puede estar guiado por la composición de especies, rareza o complementariedad (Rodrigues *et al.* 2000); la *modularidad* es la capacidad de incorporar diferentes reglas heurísticas para ser usadas de manera independiente o combinada; la *eficiencia* del algoritmo proviene de la rapidez en la selección de reservas maximizando su representatividad y minimizando los costos; y la *objetividad* que proviene del uso de procedimiento claros y estandarizados (Ciarleglio *et al.* 2008).

Cualquiera de los algoritmos de selección puede desarrollarse hasta alcanzar el objetivo de conservación (*e.g.* representar a todas las especies con base en un objetivo o meta predeterminada), identificando un conjunto de áreas cercano al mínimo que puede satisfacer dicho objetivo. Posteriormente, la red de áreas de conservación puede ser reordenada conforme a diferentes criterios (*e.g.* irremplazabilidad), obteniendo así una secuencia de priorización *a posteriori*, en caso de que todas las áreas no puedan ser conservadas al mismo tiempo (Margules y Sarkar, 2007). Irremplazabilidad es el grado que un sitio en particular puede o no ser reemplazado por otro, o por la combinación de otros sitios, dependiendo de la composición biológica del lugar en relación con los objetivos de conservación previamente definidos. La irremplazabilidad provee una manera de medir el valor de conservación de cualquier sitio, y es una medida particularmente útil cuando la adquisición de reservas tiene que ser planeada a lo largo del tiempo (Balmford 2002; Margules *et al.* 2002). Las técnicas sistemáticas de priorización son en sí flexibles y pueden modificarse para incorporar otras medidas de valor biológico, así como su relación con la problemática humana en cualquier parte del mundo (Margules y Sarkar 2007). Cabe



mentar que cualquier técnica de priorización está sujeta a los datos disponibles, y depende de la calidad de éstos que la priorización sea adecuada.

#### ALGORITMOS DE OPTIMIZACIÓN VS. ALGORITMOS HEURÍSTICOS

Durante las dos últimas décadas, con el desarrollo de las computadoras y el uso de algoritmos matemáticos, se logró desarrollar métodos cuantitativos para la priorización de áreas para conservación (Mace y Collar 2002). En la actualidad, existe una amplia gama de programas de cómputo que pueden usarse para estos fines, como WorldMap, C-Plan, CPLEX, Marxan, ResNet, greedy algorithm, Target, LQGraph, MultCSync, FOCALIZE, ZONATION y ConsNet (Csuti *et al.* 1997; Balmford, 2002; Fandiño-Lozano y Van Wyngaarden 2007; Margules y Sarkar 2007; Vanderkam *et al.* 2007, Ciarleglio *et al.* 2008). Sin embargo, hasta el momento ninguno de estos algoritmos (salvo CPLEX) identifica soluciones óptimas de sitios prioritarios (Underhill 1994; Balmford 2002).

Existen tres tipos de algoritmos que actualmente se utilizan en la priorización de áreas para la conservación (Sarkar *et al.* 2004; Margules y Sarkar 2007):

- a) Algoritmos óptimos, también llamados exactos: garantizan la solución más económica o eficiente para minimizar el área y maximizar la representación de la biodiversidad (ej. CPLEX).
- b) Algoritmos heurísticos: usan una serie de reglas, como la complementariedad de sitios, y proveen soluciones que son típicamente económicas (ej. ResNet) pero que no garantizan ser las óptimas, y comúnmente obtienen soluciones subóptimas (Underhill 1994). Estos algoritmos dan la posibilidad de usar jerárquicamente reglas como complementariedad y rareza (Margules y Sarkar 2007; Vanderkam *et al.* 2007).
- c) Algoritmos metaheurísticos: usan repetidamente los algoritmos heurísticos para obtener soluciones que mejoran y se acercan a la solución óptima (ej. Marxan o ConsNet), mediante algo-

ritmos genéticos, búsquedas “tabú” o templado simulado (simulated annealing) (Margules y Sarkar 2007, Ciarleglio *et al.* 2008).

Underhill (1994) fue el primero en criticar, en estudios de complementariedad, el uso de algoritmos que generaban resultados subóptimos y consideró importante utilizar en su lugar técnicas de programación integral, con lo que se pueden obtener soluciones óptimas. En términos de la eficiencia de representación, los algoritmos de optimización siempre son preferibles a los heurísticos, aunque se ha argumentado que los primeros implican mucho más tiempo de procesamiento que los segundos, particularmente en el caso de grandes matrices de datos (Pressey *et al.* 1996, 1997). Rodríguez y Gaston (2002) determinaron, al usar el programa CPLEX, que la priorización realizada en otros trabajos con algoritmos heurísticos podría ser resuelta igualmente y en poco tiempo por programas de optimización, aún con la tecnología de cómputo estándar disponible en la actualidad.

Se ha determinado que las soluciones de selección de reservas a partir de algoritmos heurísticos son entre 5 y 10% mayores en términos de superficie que las obtenidas a partir de algoritmos de optimización (Pressey *et al.* 1997). En la actualidad los algoritmos heurísticos y los procedimientos de optimización se han depurado para obtener mejores soluciones, cumpliendo con características de transparencia, eficiencia, flexibilidad, objetividad y modularidad.

#### EL CASO DE LA HERPETOFAUNA MEXICANA

En México habitan poco menos de 10% de los anfibios y reptiles del mundo (Flores-Villela 1991) y su herpetofauna se caracteriza por su alto grado de endemismo. Alrededor de 60% de los anfibios y 50% de los reptiles sólo se encuentran en el país (Flores-Villela 1993), la mayoría tienen distribuciones restringidas o habitan en altitudes medias aisladas, son altamente sensibles a la estacionalidad (necesidad de regímenes constantes de lluvias) y carecen de estudios poblacionales.

Se han identificado seis causas principales que tienen como consecuencia la declinación y extinción de poblaciones de anfibios y reptiles (Gibbons *et al.* 2000; Collins y Storfer 2003; Young *et al.* 2004):

- a] degradación y pérdida de hábitat
- b] especies invasoras
- c] contaminación ambiental
- d] enfermedades y parasitismos
- e] sobreexplotación humana de las poblaciones silvestres
- f] cambio climático y calentamiento global.

En resumen, los anfibios y los reptiles son vulnerables a la degradación del hábitat en cualquiera de sus formas (Urbina-Cardona *et al.* 2006) y, actualmente, el problema de la declinación de poblaciones en ambos grupos es alarmante (Gibbons *et al.* 2000; Gardner *et al.* 2007); es fundamental, como un primer paso, evaluar el estado de conservación de las especies y localizar los vacíos que tienen estos grupos en el actual sistema de áreas protegidas.

Lo anterior plantea serios problemas en el momento de definir categorías y prioridades para la conservación en las diferentes especies, ya que muchas de ellas se conocen de pocos ejemplares y de una sola localidad. Basados en lo anterior y con el fin de obtener una firme priorización de sitios, generamos modelos de distribución geográfica del nicho ecológico para cada especie con el algoritmo genético GARP (véase metodología más detallada en Koleff *et al.* 2009) y definimos una serie de ejercicios a escala de país utilizando tres algoritmos de selección diferentes: Marxan, ResNet y CPLEX. El objetivo del trabajo es localizar, por medio de estos tres algoritmos de selección de áreas y bajo diferentes metas de conservación, los sitios prioritarios para la conservación de los anfibios y reptiles de México, así como explorar las coincidencias para localizar los sitios de alta prioridad (SAP), que son sitios seleccionados por todos los algoritmos en los diferentes ejercicios, a los cuales consideramos con un alto grado de irremplazabilidad.

## MÉTODOS

### Bases de datos y algoritmos de selección

Se obtuvo la información de los distintos museos que albergan especímenes de anfibios y reptiles de México por medio del Sistema Nacional de Información Biológica (SNIB). En el presente estudio se trabajó con más de 182 000 registros de 302 especies de anfibios y 710 especies de reptiles. Se depuró la base taxonómica y geográficamente (véanse detalles en Ochoa-Ochoa 2006), y se modelaron las distribuciones utilizando el algoritmo GARP. Posteriormente fueron editados los modelos especie por especie (consultar detalles de la base y del proceso de modelado en Koleff *et al.* 2009). En los ejercicios de priorización es recomendable utilizar unidades de tamaño uniforme para evitar los sesgos en el proceso de selección; la forma no importa, pudiendo utilizarse cuadros, triángulos, hexágonos, teniendo en cuenta que el tamaño de la unidad define la escala de trabajo. Se decidió trabajar con hexágonos debido a que todos los lados presentan la misma longitud de contacto y dado que los análisis se llevaron a cabo para el ámbito nacional, se optó por una escala regional en las unidades de análisis, por lo que se utilizó una red de hexágonos de 256 km<sup>2</sup> para llevar a cabo estos ejercicios (véase Koleff *et al.* 2009).

Los datos de los modelos de presencia de anfibios y reptiles en cada hexágono del área de estudio fueron utilizados para priorizar áreas de conservación, haciendo uso de algoritmos que maximizan la representación de toda la herpetofauna en el país con el mínimo de área total requerida. Con el propósito de comparar la eficiencia de los algoritmos Marxan, CPLEX y ResNet para seleccionar áreas prioritarias, y de probar la importancia en la definición de las metas a conservar, se establecieron cuatro grupos en los que se utilizaron los tres algoritmos:

- a] *Expertos*: con una selección de especies y metas de conservación definidas por grupos de expertos en los talleres organizados por la Conabio (véanse detalles en Koleff *et al.*, 2009 ; capítulo 8).

- b) *Raras*: se realizó una distribución de frecuencias de los tamaños de área de distribución y se definió el grupo de raras como las especies pertenecientes al último cuartil de la distribución (76 de anfibios y 172 de reptiles)
- c) *Comunes*: especies comunes, primer cuartil en la distribución de frecuencias (mismo número de especies)
- d) *Todas*: todas las especies de las que se tenía información disponible. Tanto para especies *Raras*, *Comunes* y *Todas* la meta fue 10% del tamaño de las áreas de distribución.

Posteriormente se cuantificó el número de especies que se encontraban dentro del conjunto de sitios seleccionados en cada uno de los análisis para verificar la eficiencia de cada algoritmo. El procedimiento para cada algoritmo se explica a continuación:

**ResNet.** A partir de los modelos de nicho ecológico se obtuvieron los datos de presencia de anfibios y reptiles en cada hexágono para realizar la selección de las áreas con el programa ResNet (Aggarwal *et al.*, 2000; Sarkar *et al.*, 2002; Sarkar *et al.*, 2004), que considera que la diversidad está adecuadamente representada por la rareza geográfica y la complementariedad (Sarkar *et al.* 2002; Sarkar y Margules 2002). Los algoritmos en ResNet no tienen limitaciones sobre el tamaño de las bases de datos y arrojan un resultado lo más económico posible en términos de superficie, seleccionando el menor número de sitios adyacentes posibles para alcanzar la meta de conservación (Sarkar *et al.* 2004; Pawar *et al.* 2007). Además el algoritmo permite el refinamiento de la red de áreas de conservación dado que permite identificar las especies que contiene una celda para interpretar por qué fue escogida dentro del proceso de selección de áreas (Sarkar *com. pers.* 2007).

**Cplex.** Se obtuvo un conjunto de soluciones óptimas al problema de programación integral lineal, minimizando el número de celdas para los objetivos planteados de conservación con el programa de optimización Cplex (ILOG 1999). Para restringir el número de soluciones óptimas se excluyó la solución

óptima previamente encontrada en cada corrida del programa, evitando así seleccionar repetidamente el mismo resultado óptimo (Rodrigues *et al.* 2000). Con este procedimiento se obtuvieron al azar series de 10 conjuntos de soluciones óptimas sin reemplazo para cada uno de los criterios utilizados. La generación de diferentes opciones de conjuntos óptimos dentro del mismo ejercicio de representación permite explorar la flexibilidad de los conjuntos complementarios así como identificar aquellas celdas que son irremplazables, es decir, celdas que aparecen de manera consistente en las diferentes opciones de conjuntos complementarios. Esto nos permite elegir entre distintos conjuntos óptimos aquellos que se adapten mejor a las condiciones o necesidades para implementar estrategias de conservación en un escenario real de cuánta superficie se podría proteger efectivamente.

**Marxan.** Es un programa eficiente y repetible que, al proveer diferentes conjuntos de soluciones, le da un alto grado de flexibilidad y permite la discusión colegiada de las diversas soluciones entre grupos y comunidades interesados en la conservación. No obstante, las unidades más eficientes son siempre las que se seleccionan con mayor frecuencia. Los análisis se hicieron siguiendo los criterios establecidos en los talleres de especialistas organizados por la Conabio (Koleff *et al.* 2009). Se corrió el algoritmo 10 000 veces, con un modificador de longitud de frontera ("*Boundary length modifier*") de 0.3. Se utilizó la información de los costos que se determinaron para cada unidad de estudio, en la cual se incluyeron diferentes aspectos de las amenazas para la diversidad, como uso de suelo, fragmentación de vegetación natural, ciudades, carreteras, población, etc. (véanse detalles en Koleff *et al.* 2009). Para todas las comparaciones utilizamos la mejor solución ("*best solution*") que da el programa.

De forma adicional, determinamos las omisiones de conservación para ambos grupos. La detección de vacíos u omisiones en la conservación requiere, en principio, determinar qué se está protegiendo dentro del sistema de áreas protegidas establecido

en el país, para lo cual se realizó un análisis con el fin de detectar la proporción de especies de anfibios y reptiles que potencialmente se encuentran bajo protección dentro de un área protegida (AP). Se utilizaron las bases geográficas de las AP federales, estatales y municipales (Bezaury-Creel *et al.* 2007; Conanp y Conabio 2007).

Utilizamos una medida de semejanza modificada para comparar qué tan parecidos eran los conjuntos seleccionados, independientemente del número de sitios que tuviera cada conjunto. Esta medida está basada en la  $\beta_{sim}$ , que mide qué tan distintos son los conjuntos de especies, independientemente de la riqueza de éstos (Koleff *et al.* 2003).

$$\text{Semejanza} = \frac{2 \text{ mín}(b, c)}{[\text{mín}(b, c) + a]}$$

Donde:

a = sitios seleccionados por ambos algoritmos

b = conjunto de sitios seleccionados por el algoritmo 1

c = conjunto de sitios seleccionados por el algoritmo 2

Utilizada en la comparación de las soluciones, dicha medida nos dice qué tan diferentes son los grupos de sitios seleccionados. Los valores van de 0 a 1, donde 0 significa completamente diferentes y 1 totalmente iguales, y se pueden expresar como porcentajes de semejanza. Las comparaciones se realizaron intraalgoritmo con las diferentes metas de conservación, e interalgoritmos con las mismas metas de conservación.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Análisis de vacíos y omisiones en la representación de la herpetofauna en México

Dentro de las áreas protegidas (AP) se encuentran potencialmente 224 de 302 especies de anfibios, que representan 74.17% de los anfibios registrados para el país; 580 de 710 especies de reptiles se encuentran representados potencialmente dentro de

algún AP, esto es 81.69% de las especies registradas. A gran escala, el análisis muestra que el Sistema de Áreas Protegidas de México incluye un alto porcentaje de las especies de herpetozoos del país, sin embargo; se tiene que hacer una evaluación integral de la efectividad en conservación de cada una de las AP a una menor escala espacial. Existen otros análisis para evaluar la efectividad de las áreas protegidas gracias a los cuales se ha encontrado que alrededor de la mitad de las AP evaluadas están bien conservadas (véase el capítulo 3). Además se tiene que tomar en cuenta que para todos los análisis se utilizaron las distribuciones potenciales, es decir, distribuciones modeladas a partir de registros de recolecta y, aunque se editaron con el mayor cuidado utilizando toda la información disponible, estos modelos son aproximaciones de la realidad.

### Comparación de algoritmos de selección, intraalgoritmos (cuadro 4.1)

#### *Anfibios*

ResNet seleccionó el mayor número de sitios para conservar las especies comunes (727 sitios), seguido por la meta para conservar todas las especies (726 sitios). Dado que las especies comunes tienen un amplio rango de distribución geográfica y que ResNet se enfoca en optimizar el problema de área mínima seleccionada (Sarkar *et al.* 2004), se esperaría que las especies comunes requirieran menor área para su conservación que la necesaria para conservar todas las especies. El hecho de que ResNet haya seleccionado más celdas para conservar las especies comunes que para el total de la herpetofauna puede indicar que los dos pasos del algoritmo que usa la complementariedad para seleccionar las celdas iniciales y la rareza para eliminar empates entre celdas con igual grado de complementariedad no es un buen método para las especies generalistas, dado que la mayoría de las celdas tendrán valores similares de complementariedad y ninguna celda tendrá rareza a lo largo del área de planeación (siguiendo a Sarkar *et al.* 2004). El menor número de sitios fue seleccionado



**Cuadro 4.1.** Comparación de las metas de conservación para anfibios y reptiles dentro de un mismo algoritmo de selección

		Metas	I. Expertos	II. Raras	III. Comunes	IV. Todas
Anfibios	ResNet	I. Expertos	<b>456</b>	69.72%	55.01%	62.86%
		II. Raras	38	<b>71</b>	30.95%	73.21%
		III. Comunes	173	13	<b>727</b>	70.82%
		IV. Todas	209	41	398	<b>726</b>
	CPLEX	I. Expertos	<b>454</b>	66.04%	28.03%	37.57%
		II. Raras	35	<b>71</b>	15.58%	63.46%
		III. Comunes	74	6	<b>638</b>	64.83%
		IV. Todas	105	33	306	<b>653</b>
	Marxan	I. Expertos	<b>477</b>	93.02%	35.52%	16.89%
		II. Raras	60	<b>69</b>	29.63%	68.57%
		III. Comunes	103	12	<b>768</b>	3.15%
		IV. Todas	44	36	12	<b>749</b>
Reptiles	ResNet	I. Expertos	<b>630</b>	48.81%	33.99%	56.49%
		II. Raras	144	<b>446</b>	31.38%	51.09%
		III. Comunes	129	83	<b>759</b>	57.20%
		IV. Todas	248	153	304	<b>764</b>
	CPLEX	I. Expertos	<b>560</b>	33.46%	23.90%	42.25%
		II. Raras	88	<b>438</b>	25.15%	39.85%
		III. Comunes	76	63	<b>647</b>	56.86%
		IV. Todas	150	109	257	<b>702</b>
	Marxan	I. Expertos	<b>967</b>	42.07%	26.08%	33.81%
		II. Raras	118	<b>443</b>	18.44%	39.20%
		III. Comunes	118	45	<b>787</b>	20.73%
		IV. Todas	166	108	91	<b>816</b>

Los valores en las diagonales (números resaltados en negritas) representan el total de sitios seleccionados por un algoritmo para una meta.  
 Los valores abajo de las diagonales representan el número de sitios seleccionados simultáneamente por dos metas.  
 Los valores por encima de las diagonales representan los porcentajes de similitud entre metas para un mismo algoritmo.  
 Los valores porcentuales del índice van de 0 a 1, donde 0 es completamente diferente y 1 es igual al mínimo de ambos conjuntos seleccionados.

con la meta de conservar sólo especies raras, con 71 sitios (figura 4.1a). Las metas de conservación que compartieron el mayor número de sitios fueron: las especies comunes y 10% de distribución de todas las especies con 71% de semejanza; la selección de especies dada por expertos y las especies raras (70%); y entre las especies raras y 10% de distribución de todas las especies se comparte 63% (cuadro 4.1). ResNet seleccionó nueve sitios prioritarios que se repiten en las cuatro metas de conservación establecidas.

CPLEX seleccionó el mayor número de sitios en la meta de 10% de distribución de todas las espe-

cies (653 sitios), seguido por la meta de especies comunes (638 sitios). En este caso el algoritmo sí está optimizando en la selección. El menor número de sitios fue seleccionado con la meta de especies raras, con 71 sitios (figura 4.1a). Las metas de conservación que compartieron el mayor número de sitios fueron: la meta con la selección de especies dada por expertos y las especies raras (66%); la meta de especies comunes y la meta de 10% de distribución de todas las especies (65%); y finalmente las especies raras y la meta de 10% de distribución de todas las especies con 63% de semejanza (cuadro 4.1). CPLEX

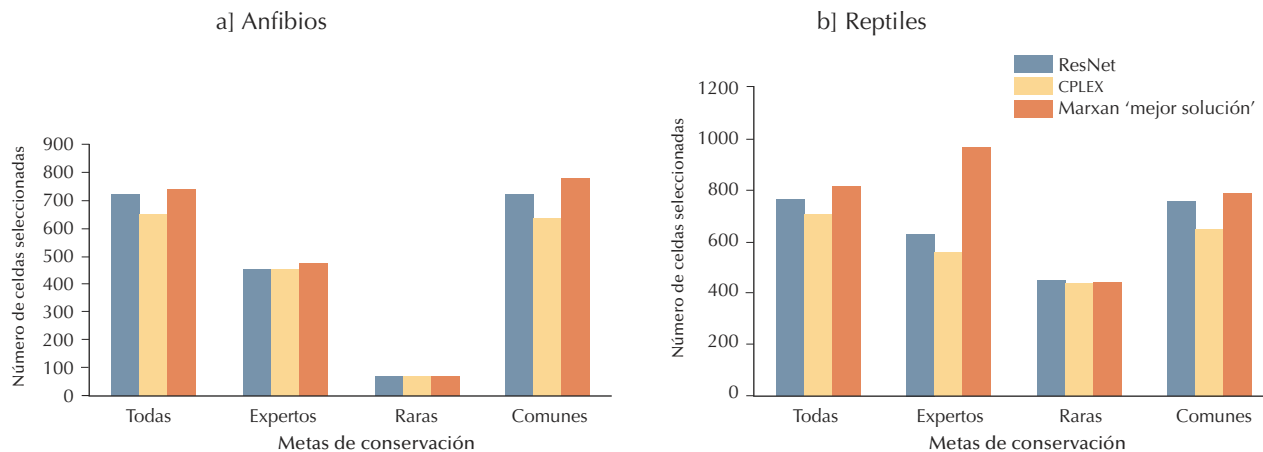


Figura 4.1. Número de celdas seleccionadas por los algoritmos de priorización.

seleccionó dos sitios prioritarios que se repiten en las metas de conservación establecidas.

Marxan seleccionó el mayor número de sitios para conservar las especies comunes (776 sitios), seguida por la meta de 10% de distribución de todas las especies (740 sitios). El menor número de sitios fueron seleccionados en la meta para especies raras, con 69 sitios (figura 4.1a). Las metas de conservación que compartieron el mayor número de sitios fueron: la meta con la selección de especies dada por expertos y la meta de especies raras (93%); y entre la meta de especies raras y la meta de 10% de distribución de todas las especies con 69% de semejanza (cuadro 4.1). Marxan seleccionó cinco sitios prioritarios que se repiten en las cuatro metas de conservación establecidas.

#### Reptiles

ResNet seleccionó el mayor número de sitios para conservar todas las especies con 10% de su distribución (764 sitios), seguido por el objetivo de conservar las especies comunes (759 sitios). El menor número de sitios fueron seleccionados al conservar las especies raras, con 446 sitios (figura 4.1b). Las metas de conservación que compartieron el mayor número de sitios fueron: para especies comunes y la meta de 10% de la distribución de todas las especies (57%); la meta con la selección de especies dada por

expertos y 10% de la distribución de todas las especies (56%); y entre la meta para especies raras y 10% de la distribución de todas las especies con 51% de semejanza (cuadro 4.1). ResNet seleccionó 31 sitios prioritarios que se repiten en los cuatro objetivos de conservación establecidos.

CPLEX seleccionó el mayor número de sitios para conservar todas las especies con 10% de su distribución (702 sitios), seguido por el objetivo de conservar las especies comunes (647 sitios). El menor número de sitios fueron seleccionados al conservar las especies raras, con 438 sitios (figura 4.1b). Las metas de conservación que compartieron el mayor número de sitios fueron: la meta para especies comunes y la meta de 10% de la distribución de todas las especies (57%); la meta con la selección de especies dada por expertos y 10% de la distribución de todas las especies (42%); y la meta para especies raras y 10% de la distribución de todas las especies con 40% de semejanza (cuadro 4.1). CPLEX seleccionó 19 sitios prioritarios que se repiten en los cuatro objetivos de conservación establecidos.

Marxan seleccionó el mayor número de sitios para conservar las especies con la meta de conservación propuesta por expertos (967 sitios), seguida por la meta para 10% de la distribución de todas las especies (816 sitios). El menor número de sitios fueron seleccionados en la meta para especies raras, con

443 sitios (figura 4.1b). Las metas de conservación que compartieron el mayor número de sitios fueron: la meta con la selección de especies dada por expertos y las especies raras (42%); la meta para especies raras y 10% de la distribución de todas las especies (39%); y la meta con la selección de especies dada por expertos y 10% de la distribución de todas las especies con 34% de semejanza (cuadro 4.1). Marxan seleccionó 18 sitios prioritarios que se repiten en los cuatro objetivos de conservación establecidos.

Sistemáticamente se seleccionan menor número de sitios con la meta de conservación de especies raras; esto resulta natural si tomamos en cuenta los tamaños de áreas de distribución debido a que estas especies generalmente son restringidas; ese fue el criterio que definió a este grupo. Sin embargo, esto quiere decir que las especies de distribuciones restringidas (y endémicas) se encuentran agregadas en un número pequeño de sitios, los cuales deben contar además con una historia biogeográfica particular que los llevó a reunir especies con estas características. También, de manera sistemática, la meta que involucra mayor número de sitios de conservación es la que incluye a 10% del área de distribución de todas las especies (IV); esto sucede porque la distribución de los tamaños de las áreas es en forma de U, es decir, hay muchísimas especies con áreas pequeñas, muy pocas con áreas medianas y muchas con áreas muy grandes. Por lo anterior, al fijar una meta de 10% de las áreas de distribución, se implica forzosamente un amplio número de sitios.

#### Comparación de objetivos de conservación, interalgoritmos (cuadro 4.2)

##### *Anfibios*

*Selección de especies dada por expertos, Meta I.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue Marxan (477), seguido por ResNet (456) y CPLEX (454). CPLEX y ResNet tuvieron más coincidencias entre sí (51%) que con Marxan (33% y 32%, respectivamente). Los tres algoritmos seleccionaron consistentemente 53 sitios para conservación de anfibios.

*Especies raras, Meta II.* CPLEX y ResNet, seleccionaron más sitios (ambos 71) que Marxan (69). CPLEX y ResNet tuvieron 96% de parecido en los sitios, mientras que con Marxan 66% y 65%, respectivamente. Los tres algoritmos seleccionaron consistentemente 32 sitios, los cuales representan 44% del total del algoritmo con el mayor número de hexágonos. Si comparamos esto con las metas de expertos, vemos que en términos de porcentaje hay una mayor coincidencia en la selección de especies raras con el grupo seleccionado por expertos. Esto sucede porque cuando se quieren establecer metas para la conservación, generalmente se toman en cuenta las especies endémicas o en alguna categoría de amenaza y estas especies de manera natural tienen áreas de distribución pequeñas (Purvis *et al.* 2000), por lo cual no hay manera de que exista una gran diferencia en los sitios seleccionados. Lo contrario sucede en la Meta III; en donde se agrupan especies que poseen áreas de distribución grandes.

*Especies comunes, Meta III.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue Marxan (768), seguido por ResNet (727), siendo CPLEX el que presentó la solución más económica, con 638 sitios seleccionados. CPLEX y ResNet presentaron un parecido mayor entre sí (51%) que con Marxan (ambos con 21%). Los tres algoritmos seleccionaron consistentemente 28 sitios. Hay muy pocos sitios que seleccionan todos los algoritmos, ya que existe una amplia gama de sitios que seleccionar debido a los tamaños de las áreas de distribución.

*El 10% de la distribución de todas las especies, Meta IV.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue Marxan (749), seguido por ResNet (726), siendo CPLEX el que presentó la solución más económica, con 653 sitios seleccionados. Hubo un mayor parecido entre CPLEX y ResNet (56%) que con Marxan (9 y 11%, respectivamente). En este caso también fueron 28 sitios los que seleccionaron consistentemente.

**Cuadro 4.2. Comparación de las metas de conservación para anfibios y reptiles entre algoritmos de selección**

			Algoritmos		
			ResNet	CPLEX	Marxan
Anfibios	I. Expertos	ResNet	<b>456</b>	50.66%	32.35%
		CPLEX	154	<b>454</b>	33.09%
		Marxan	88	90	<b>477</b>
	II. Raras	ResNet	<b>71</b>	95.59%	64.71%
		CPLEX	65	<b>71</b>	66.02%
		Marxan	33	34	<b>69</b>
	III. Comunes	ResNet	<b>727</b>	50.93%	20.72%
		CPLEX	218	<b>638</b>	21.04%
		Marxan	84	75	<b>768</b>
	IV. Todas	ResNet	<b>726</b>	55.69%	10.94%
		CPLEX	252	<b>653</b>	9.06%
		Marxan	42	31	<b>749</b>
Reptiles	I. Expertos	ResNet	<b>630</b>	69.77%	43.28%
		CPLEX	300	<b>560</b>	47.83%
		Marxan	174	176	<b>967</b>
	II. Raras	ResNet	<b>446</b>	58.25%	18.07%
		CPLEX	180	<b>438</b>	18.26%
		Marxan	44	44	<b>443</b>
	III. Comunes	ResNet	<b>759</b>	50.40%	23.08%
		CPLEX	218	<b>647</b>	20.78%
		Marxan	99	75	<b>787</b>
	IV. Todas	ResNet	<b>764</b>	69.27%	33.91%
		CPLEX	372	<b>702</b>	34.24%
		Marxan	156	145	<b>816</b>

Los valores en las diagonales (números resaltados en negritas) representan el total de sitios seleccionados por un algoritmo para una meta.

Los valores abajo de las diagonales representan el número de sitios seleccionados simultáneamente por dos algoritmos en una meta.

Los valores por encima de las diagonales representan los porcentajes de similitud entre algoritmos para una misma meta.

Los valores porcentuales del índice van de 0 a 1, donde 0 es completamente diferente y 1 es igual al mínimo de ambos conjuntos seleccionados.

### Reptiles

*Selección de especies dada por expertos, Meta I.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue Marxan (967), con una diferencia de más de 400 sitios en comparación con CPLEX (560); ResNet seleccionó 630 sitios. Este es el primer caso en el que Marxan selecciona 80% más de sitios que CPLEX para una misma meta. CPLEX y ResNet presentan 70% de parecido, Marxan 48 y 43%, respectivamente. Los tres algoritmos seleccionan 120 sitios consistentemente, siendo el caso de mayor concordancia entre los algoritmos.

*Especies raras, Meta II.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue ResNet (446), seguido por Marxan (443), siendo CPLEX el que presentó una solución más económica, con 438 sitios seleccionados. Hubo un mayor parecido entre CPLEX y ResNet (58%) que con Marxan, con 18% de semejanza con ambos; se seleccionaron 20 sitios consistentemente.

*Especies comunes, Meta III.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue Marxan (787), seguido por ResNet (759), siendo CPLEX el que presentó la solución



más económica, con 647 sitios. CPLEX y ResNet son los más parecidos, con 50%; con Marxan presentan una semejanza de 21 y 23%, respectivamente. Se seleccionaron consistentemente 33 sitios.

*El 10% de la distribución de todas las especies, Meta IV.* El algoritmo que más sitios seleccionó fue Marxan (816), seguido por ResNet (764), siendo CPLEX el que presentó la solución más económica, con 702 sitios. CPLEX y ResNet son los más parecidos, con 69%. Los tres algoritmos seleccionaron consistentemente 103 sitios.

Sistemáticamente CPLEX es el algoritmo que presenta las soluciones más económicas, en términos de número de sitios, con 41 sitios menos en promedio que ResNet para conservar los anfibios y 63 en promedio para los reptiles. En este caso ResNet seleccionó conjuntos de sitios con mayor grado de conectividad (*sensu* mayor grado de agrupamiento entre celdas seleccionadas, evaluado por observación directa; figuras 4.2 y 4.3). Sin embargo, ambos programas tienen manera de modificar la cohesividad de sus soluciones, el *Boundary length modifier* (BML) en Marxan y el *Adjacency constraint* en ResNet. En el caso de Marxan, cuanto más se castigue al BML, que significa que se le da un valor más alto, más cohesivos serán los grupos de sitios seleccionados, pero se vuelve más ineficiente, es decir, elige un número mucho mayor de sitios; en este ejercicio se utilizó el BML con un valor de 0.3. En el caso de ResNet la limitante de adyacencia da preferencia a la selección de un sitio cuando algún sitio contiguo ya ha sido seleccionado previamente.

El problema con los parámetros antes mencionados es que finalmente se selecciona la red óptima de áreas para la conservación con base en la subjetividad del investigador y no existen hasta el momento criterios sistemáticos para establecer el grado de optimización de cada solución. Cuando se genera una solución en ambos algoritmos por lo común se presenta a un grupo de expertos que la valoren y de esta manera se valida; lo cual no implica que sea errónea

la validación, pero no es sistemática y depende del grupo de expertos presentes en el momento de la valoración.

### Sitios seleccionados para la conservación

#### *Anfibios*

El patrón de sitios seleccionados varía dependiendo de las metas a conservar y del algoritmo; esto implica directamente un cambio en la eficacia, es decir, en el éxito de conservar todas las especies (cuadro 4.3). A pesar de la variación, existen sitios que persisten en la selección aunque se cambien las metas y los algoritmos; a estos sitios los llamamos sitios altamente prioritarios (SAP). Dentro de los SAP se encuentran 167 especies que representan 46.13% de las especies. En general los SAP se encuentran a lo largo de las cordilleras y se puede distinguir una especie de vacío en el centro del país (Aguascalientes, Guanajuato, parte de Zacatecas y San Luis Potosí), donde casi no existen sitios seleccionados. Es posible que este patrón esté dado por el alto grado de endemismo que presentan los hílidos (ranas arborícolas) y las salamandras en las laderas y cimas de las montañas, las cuales, menciona una de las hipótesis (Wiens *et al.* 2007), han servido de refugio ante los cambios climáticos. De esta forma, la rareza que en este caso son las especies con distribución restringida, estaría muy ligada al endemismo. Cabe mencionar que este patrón de selección es consistente con las áreas de mayor riqueza de especies en el país (Ochoa-Ochoa 2006), debido a que los sitios más diversos se encuentran en las zonas de altitud media en el gradiente altitudinal (ej., transición de selvas bajas a bosques de pino-encino, y de selvas a bosque mesófilo de montaña).

Los algoritmos más similares fueron CPLEX y ResNet, con 63.5% de similitud promedio en la selección de áreas para conservar anfibios. Los patrones de selección son semejantes, es decir, mientras que CPLEX escoge una determinada celda, ResNet escoge la celda contigua o una muy cercana; esto puede deberse a la alta autocorrelación espacial que

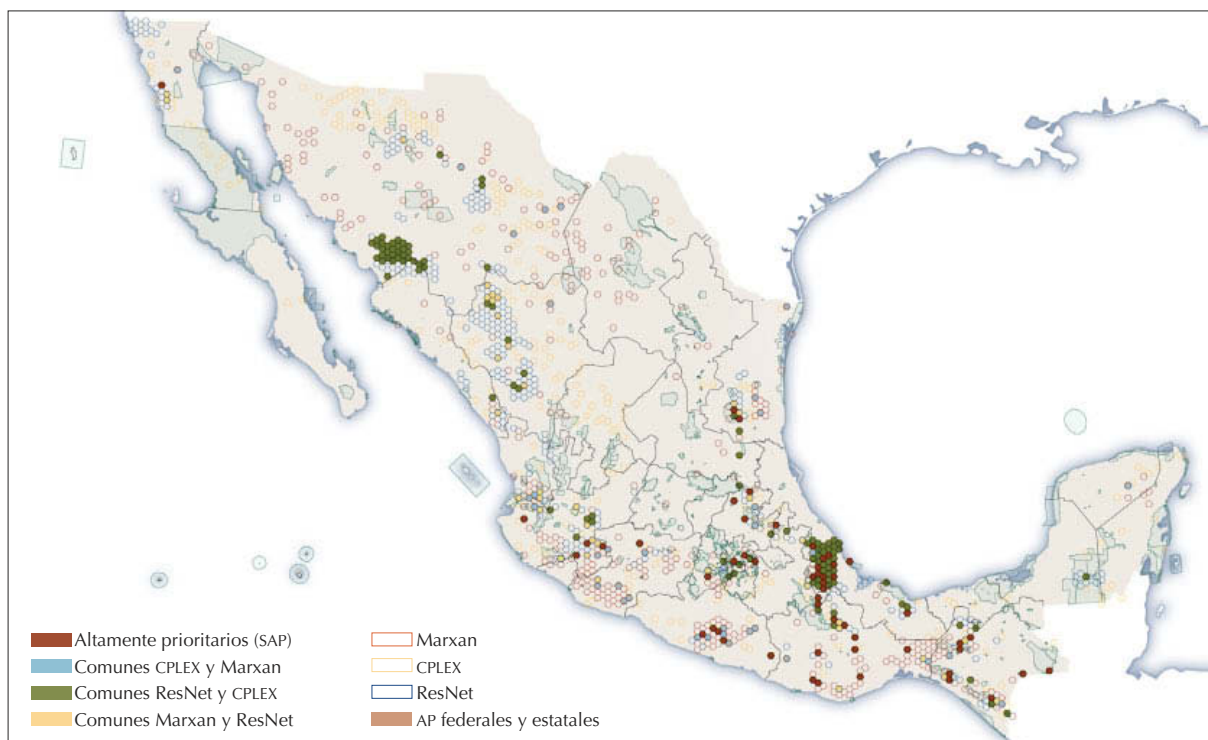


Figura 4.2. Selección de sitios prioritarios para anfibios (véanse detalles en el texto).

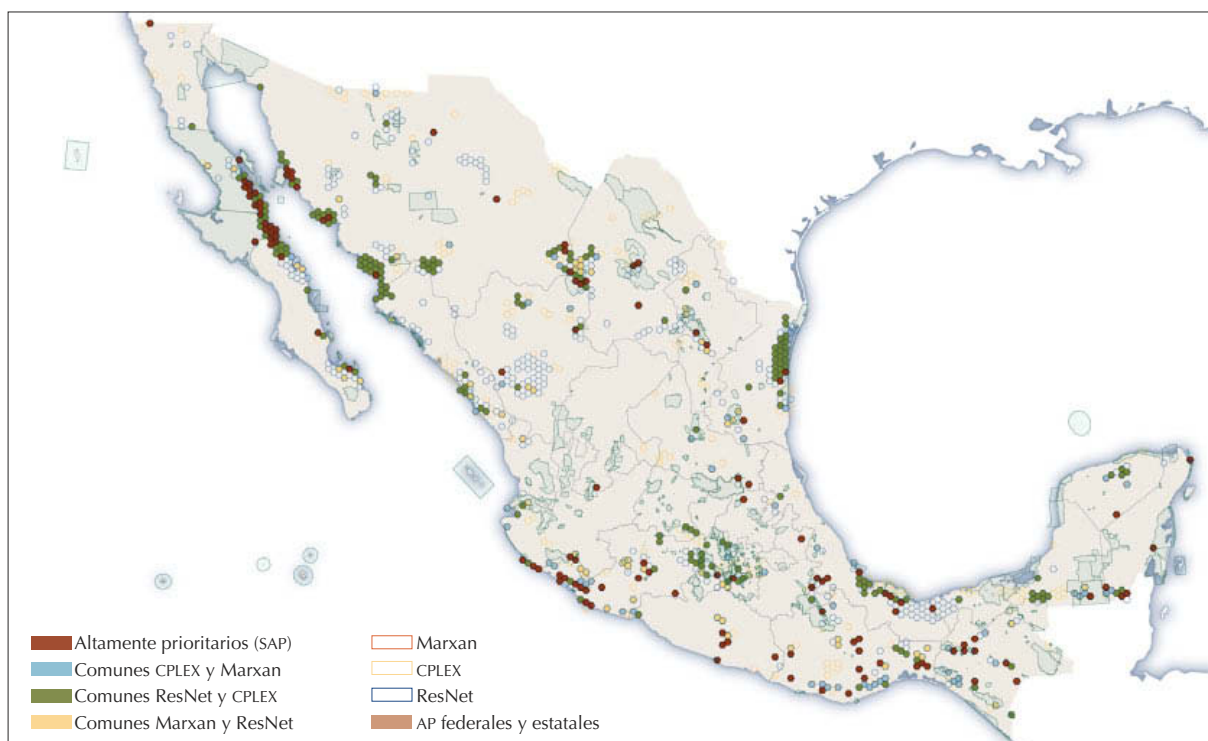


Figura 4.3. Selección de sitios prioritarios para reptiles (véanse detalles en el texto).

Cuadro 4.3. Número de sitios seleccionados por los diferentes programas en las distintas metas, número de especies que protegen y el porcentaje respecto al total de especies utilizadas en estos ejercicios										
	Meta de conservación	Marxan	Especies	%	CPLEX	Especies	%	ResNet	Especies	%
Anfibios	Expertos	477	297	98.34	454	302	100.00	456	296	98.01
	Raras	69	246	81.46	71	246	81.46	71	246	81.46
	Comunes	776	233	77.15	638	201	66.56	726	220	72.85
	Todas	740	302	100.00	653	302	100.00	727	302	100.00
Reptiles	Expertos	967	683	99.27	560	688	100.00	630	679	98.69
	Raras	443	656	95.35	438	648	94.19	446	644	93.60
	Comunes	787	574	83.43	647	594	86.34	759	572	83.14
	Todas	816	688	100.00	702	688	100.00	764	688	100.00

existe a esa escala en los datos de presencia de especies en la herpetofauna con distribuciones modeladas (Betts *et al.* 2006). Marxan en todos los casos difiere más en los patrones espaciales de selección de sitios con respecto a los otros dos algoritmos, lo que se debe quizá a la relación con la penalización de los costos, pero también puede deberse a la naturaleza del algoritmo. Llama la atención, asimismo, las omisiones de selección presentes en el altiplano, en el sur de la península de Baja California y en la península de Yucatán, probablemente porque no existen especies endémicas que determinen la selección en esos sitios. Al hacer las comparaciones encontramos 53 SAP para anfibios; éstos se encuentran principalmente en el centro y sur del país, con excepción de uno localizado en el noroeste de Baja California y otros dos en el suroeste de Tamaulipas. De los 53 sitios SAP, 15 intersectan algún AP federal, 13 a estatales, dos a municipales y cuatro a privadas. Sin embargo, aún falta implementar una estrategia de conservación en 19 sitios altamente prioritarios para los anfibios.

Existen muy pocos sitios seleccionados en Guanajuato, Querétaro, Tlaxcala y Puebla, y ningún SAP; esto puede deberse a que prácticamente no existen anfibios endémicos en estos estados. Por lo anterior, es recomendable al momento de planear un análisis para determinar un conjunto de sitios prioritarios, estratificar para establecer una representatividad adecuada que preserve la variabilidad genética presente a lo largo de las áreas de distribu-

ción. Estratificar es dividir una zona de estudio de acuerdo con diferentes criterios. Un estrato es un conjunto de elementos, sitios en este caso, que, con determinados caracteres comunes, se ha integrado a otros conjuntos previos o posteriores para la formación de una entidad o producto históricos. Generalmente se utilizan elementos fisiográficos para la división (incluyendo vegetación y clima).

#### Reptiles

Al igual que en anfibios, los sitios seleccionados por los diferentes algoritmos de priorización varían, por lo cual su efectividad también cambia (cuadro 4.3). En general se presentan dispersos a lo largo de la República y el número de sitios seleccionados en las zonas áridas es alto; esto se debe quizá a que los reptiles, por sus características biológicas, presentan un alto grado de tolerancia a los climas secos y existe un mayor número de especies endémicas en estos sitios, por lo que el patrón de selección cambia. En este caso los sitios seleccionados también siguen los patrones de riqueza de especies (Ochoa-Ochoa 2006; Ochoa-Ochoa y Flores-Villela 2006). Es de notar que existen pocos sitios seleccionados en Guanajuato, Querétaro, Tlaxcala y Puebla.

Los algoritmos más similares fueron CPLEX y ResNet, con 61.7% de similitud promedio en la selección de áreas para conservar reptiles y nuevamente Marxan difiere en mayor medida. Se encontraron 120 sitios SAP, los cuales se encuentran principalmente en el sur (Oaxaca, Veracruz, Chiapas y las

costas de Michoacán y Jalisco) y en el norte del país (Reserva del Vizcaíno, costa de Sonora y los límites colindantes de Chihuahua y Coahuila). Casi no existen sitios seleccionados en el centro del territorio, con excepción de Durango, Zacatecas y el Estado de México. Dentro de los sitios SAP se pueden localizar 446 especies que representan 62.81% de los reptiles de México. De los sitios SAP, 50 de ellos intersectan alguna AP federal, 11 a estatales, tres a municipales y cinco a áreas protegidas privadas. Sin embargo, aun falta implementar una estrategia de conservación en 51 sitios altamente prioritarios para los reptiles mexicanos.

### Perspectivas para la conservación de anfibios y reptiles

Las redes de áreas prioritarias para la conservación de la herpetofauna mexicana cambian dependiendo de la escala espacial del estudio y tienen muy baja coincidencia con las áreas requeridas para mamíferos (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Por lo tanto, ejercicios de priorización como los presentados en este trabajo deberán ser considerados más indicativos que prescriptivos y deberían ser tratados, por los planeadores de conservación, como un acercamiento rápido y general de los costos potenciales y dificultades para abordar objetivos particulares de conservación. Con frecuencia la implementación de estrategias de conservación en el mundo real implica mucho más que la propuesta de un conjunto óptimo de áreas que deberían ser protegidas. Las decisiones finales, idealmente, deberán estar basadas en la comparación de diferentes opciones e involucrar a distintas instituciones e individuos (Pressey *et al.* 1997). Finalmente, para un problema particular de conservación podrá llevarse a cabo una propuesta de áreas (solución eficiente) sólo si ésta es apoyada por las comunidades locales, quienes potencialmente podrían ser afectadas por acciones de conservación implementadas para lograr las metas. Por lo cual es necesario evaluar la factibilidad e impacto sobre la biodiversidad de cultivos alternativos, agricultura

sostenible y ecoturismo de bajo impacto, con base en los usos y costumbres de las comunidades.

Es importante destacar que los resultados reportados en este trabajo sólo identifican localidades o sitios donde es necesario llevar a cabo investigaciones puntuales. Con ello, una pregunta obligada sería: dada la relevancia de estos sitios aparentemente importantes, ¿qué debería seguir?

Una posible respuesta es identificar las amenazas locales para la biodiversidad en estos sitios. Análisis apropiados requerirán un cambio en la escala, enfocándose en áreas de menor tamaño en las cuales se puedan cuantificar el grado de deforestación, las amenazas a poblaciones de animales y otros grupos biológicos. Aunque tales análisis están más allá de lo pretendido en este estudio, análisis de priorización similares a los realizados en el mismo podrían ser conducidos a escalas más finas dentro de los sitios previamente identificados como prioritarios. Las áreas identificadas como prioritarias a escalas grandes no son homogéneas y presentan un amplio intervalo en sus valores de prioridad. Estas diferencias podrían ayudar a crear un mapa y medidas de prioridad en términos de irremplazabilidad y vulnerabilidad, o riesgo de pérdida de hábitat. Los requerimientos para la designación de nuevas áreas de conservación que mejoren el actual Sistema de Áreas Protegidas de México tendrán que ser definidos de la manera más explícita y clara posible para así poder usar de manera eficiente los recursos limitados disponibles y asegurar la preservación de los sistemas naturales en el largo plazo. Los métodos de complementariedad no son la única solución para resolver los problemas de selección de áreas, pero son una parte muy importante dentro del proceso de planeación general y pueden ser muy valiosos en los esfuerzos de planeación para la conservación de la biodiversidad involucrando otras variables ambientales, sociales y económicas en los algoritmos de selección (*e.g.* costo de la tierra, potencial para cultivo, grado de vulnerabilidad a derrumbes e inundaciones, entre otras).



### Conclusiones

Tradicionalmente se ha pensado que al utilizar las especies raras, endémicas o de distribución restringida como objetivos principales de conservación, se conservan por ende las especies de distribución media o comunes (especies raras como “sustitutos” de otras especies). Sin embargo, nuestros resultados muestran que al utilizar este tipo de criterios, alrededor de 20% de las especies en el caso de anfibios y 10% en el de reptiles quedan fuera de la selección de sitios. Lo anterior sugiere que un ejercicio previo para seleccionar las especies u objetos de conservación es de vital importancia en los resultados, ya que de esto depende la eficacia que se pueda obtener de la red de sitios propuesta para conservación, tal como se observó en los ejercicios, donde el grupo de especies propuesto por expertos eran el *surrogate* o sustituto que mejor representaba al conjunto total de especies.

En ambos grupos, el número de sitios seleccionado por los algoritmos es similar en los distintos ejercicios, pero la eficiencia difiere (es decir, no por seleccionar mayor número de sitios se protegen más especies). En todos los ejercicios realizados con Marxan existe un alto número de sitios aislados. En la escala de sitios seleccionados le sigue ResNet; este algoritmo presenta una alta contigüidad en el conjunto de sitios prioritarios que selecciona en todos los ejercicios realizados, y finalmente CPLEX siempre selecciona menor número de sitios, en algunos casos hasta más de 100 sitios menos que ResNet y 400 menos que Marxan. A su vez, CPLEX protege más especies del total en cada ejercicio que los otros dos algoritmos. En este sentido se puede hablar de una selección óptima, considerando los aspectos tratados en los análisis. Sin embargo, en general el conjunto óptimo presentado por CPLEX presenta poca agregación espacial de los sitios seleccionados, por lo que en un escenario donde se busque la contigüidad entre los sitios, el uso de ResNet o Marxan sería más recomendable, con su respectiva validación.

Insistimos, una vez establecidas las prioridades de conservación, se deben reevaluar constantemente ya

que las condiciones de amenazas y efectividad pueden cambiar. También se recomienda manejar conjuntamente una política socioambiental que ayude a establecer la contigüidad de cualquier sitio bajo protección o parche aislado, de tal manera que se permita el mantenimiento de los procesos ecológicos y evolutivos. Sin embargo, haber establecido SAP para anfibios y reptiles puede dar una pauta en lo que a planes de conservación para estos grupos se refiere.

Los sitios SAP son claves en el país para enfocar esfuerzos en la realización de inventarios herpetofaunísticos en los que potencialmente se encontrarán nuevas taxa (siguiendo a Raxworthy *et al.* 2003 y Pawar *et al.* 2007), debido a que el país aún está submuestreado en lo que a herpetofauna se refiere y se siguen encontrando nuevas especies; en los últimos 15 años se han descrito más de 100 especies nuevas. Asimismo, es importante determinar el estado de las poblaciones de anfibios y reptiles en estas áreas y su variabilidad genética para determinar la vulnerabilidad a la extinción por factores antropogénicos (*e.g.* fragmentación y pérdida de hábitat y efectos de borde) y ambientales (*e.g.* cambio climático global y su interacción con enfermedades o parásitos).

En el presente estudio se demostró que no existe una única solución adecuada para cumplir los objetivos de conservación. Con el avance de los algoritmos computacionales y un mayor conocimiento ecológico será posible, en un futuro cercano, que un mismo programa pueda refinar, por medio de análisis multicriterio (*sensu* Ciarleglio *et al.* 2008), la red de áreas para la conservación en un escenario más real (Margules y Sarkar 2007), de manera que asegure la persistencia de la biodiversidad en ambientes donde aún existen hábitats naturales, con base en criterios de configuración espacial (área, forma, alineamiento, multiplicabilidad, dispersión y conectividad) y de parámetros ecológicos que indiquen la “calidad biológica” del hábitat y de las poblaciones que habitan en él (*i.e.* estructura poblacional, interacciones bióticas) y que a su vez evalúen la factibilidad de la implementación considerando el estado de

tenencia de la tierra y el costo social (oportunidades para la gente *vs.* el desplazamiento de poblaciones rurales) y económico (compra, manejo y transacción de la tierra). En este contexto también vale la pena resaltar la importancia de tomar en cuenta los esfuerzos sociales en conservación, como los ordenamientos comunitarios territoriales, pago por servicios ambientales, etc., por lo cual la generación de bases espaciales de esos esfuerzos es imprescindible (Ochoa-Ochoa *et al.* 2009). Por el momento, entre las limitantes existentes están el acceso a datos sociales y económicos estandarizados a lo largo del área de planeación y la falta de datos ecológicos de la mayoría de las especies.

## REFERENCIAS

- Aggarwal, A., J. Garson, C.R. Margules, A.O. Nicholls y S. Sarkar. 2000. *The ResNet Manual, Version 1.1*. Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, University of Texas, Austin.
- Arriaga-Cabrera, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coords.). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation, en K. Norris y D.J. Pain (eds.). *Conserving Bird Biodiversity. General Principles and their Application*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 74-104.
- Belbin, L. 1993. Environmental representativeness: Regional partitioning and reserve selection. *Biological Conservation* 66:223-230.
- Betts, M.G., A.W. Diamond, G.J. Forbes, M.A. Villard y J.S. Gunn. 2006. The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurrence. *Ecological Modelling* 191:197-224.
- Bezaury-Creel, J.E., J.F. Torres y N. Moreno. 2007. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales del Distrito Federal y municipales de México para el análisis de vacíos y omisiones en conservación*. 1 capa Arcinfo + 1 archivo de metadatos. TNC-Pronatura-Conabio-Conanp, México.
- Chown, S.L., A.S.L. Rodrigues, N.J.M. Gremmen y K.J. Gaston. 2001. World heritage status and conservation of Southern Ocean Islands. *Conservation Biology* 15:550-557.
- Ciarleglio, M., S. Sarkar y J.W. Barnes. 2008. *ConsNet Manual Version, 1.0*. University of Texas, Austin. Disponible en <[http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet\\_home.html](http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet_home.html)>.
- Collins, J.P. y A. Storfer. 2003. Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9:89-98.
- Conanp y Conabio. 2007. *Mapa de AP para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Editado para el proyecto *Análisis Gap*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Cowling, R.M., y R.L. Pressey. 2003. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15:275-277.
- Csuti, B., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J.D. Camm *et al.* 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80:83-97.
- Da Fonseca, G., A. Balmford, C. Bibby, L. Boitani, F. Corsi *et al.* 2000. Following Africa's lead in setting priorities. *Nature* 405:393-394.
- Fandiño-Lozano, M., y W. Van Wyngaarden. 2007. *Focalize-Demo. User Manual*. Grupo ARCO. Bogotá, Colombia. Disponible en <[www.grupoarco.info/productos.htm](http://www.grupoarco.info/productos.htm)>
- Flores-Villela, O. 1991. *Análisis de la distribución de la herpetofauna de México*. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna mexicana. *Carnegie Museum of Natural History* 17:1-73.
- Gardner, T.A., J. Barlow y C.A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166-179.
- Gibbons, J.W., D.E. Scott, T.J. Rya, N.K.A. Buhlmann, T.D. Tuberville *et al.* 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50:653-665.
- Groves, C.R., D.B. Jensen, L.L. Valutis, K.H. Redford, M.L. Shaffer *et al.* 2002. Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. *BioScience* 52:499-512.
- ILOG. 1999. *Cplex 6.5*. ILOG, Gentilly, Francia.
- Justus, J., y S. Sarkar. 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: A preliminary history. *Journal of Bioscience* 27:421-435.
- Koleff, P., K.J. Gaston y J.J. Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72:367-382.
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- Mace, G., y N.J. Collar. 2002. Priority-setting in species conservation, en K. Norris y D.J. Pain (eds.), *Conserving Bird Biodiversity. General Principles and their Application*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 61-73.
- Margules, C.R., y R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Margules, C.R., R.L. Pressey y P.H. Williams. 2002. Representing biodiversity: Data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences* 27:309-326.
- Margules, C.R., y S. Sarkar. 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.

- Ochoa-Ochoa, L. 2006. *Análisis de patrones de la herpetofauna de México*. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ochoa-Ochoa, L., y O. Flores-Villela. 2006. *Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna Mexicana*. UNAM-Conabio, México.
- Ochoa-Ochoa, L., J.N. Urbina-Cardona, O. Flores-Villela, L.B. Vázquez y J. Bezaury-Creel. 2009. The role of land protection through governmental protected areas and social action in biodiversity conservation: The case of Mexican amphibians. *PlosOne* 4:e6878.
- Pawar, S., M.S. Koo, C. Kelley, M.F. Ahmed, S. Chaudhuri *et al.* 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 136:346-361.
- Pressey, R. L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright y P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124-128.
- Pressey, R.L., H.P. Possingham y C.R. Margules. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much? *Biological Conservation* 76:259-267.
- Pressey, R.L., H.P. Possingham y J.R. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80:207-219.
- Purvis, A., J.L. Gittleman, G. Cowlishaw y G.M. Race. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society in Biology* 267:1947-1952.
- Raxworthy, C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R.A. Nussbaum, G.E. Schneider *et al.* 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426:837-841.
- Rodrigues, A.S.L., J. Orestes y K.J. Gaston. 2000. Flexibility, efficiency, accountability: Adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23:565-574.
- Rodrigues, A.S.L., y K.J. Gaston. 2002. Optimization in reserve selection procedures-why not? *Biological Conservation* 107:123-129.
- Sarkar, S., y C.R. Margules. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27:299-308.
- Sarkar, S., A. Aggarwal, J. Garson, C.R. Margules y J. Zeidler. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Biosciences* 27:339-346.
- Sarkar, S., C. Pappas, J. Garson, A. Aggarwal y S. Cameron. 2004. Place prioritization for biodiversity conservation using probabilistic surrogate distribution data. *Diversity and Distributions* 10:125-133.
- Shafer, C.L. 1999. National park and reserve planning to protect biological diversity: Some basic elements. *Landscape and Urban Planning* 44:123-153.
- Underhill, L.G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70:85-87.
- Urbina-Cardona, J.N., M. Olivares-Pérez y V.H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132:61-75.
- Urbina-Cardona, J.N., y R.D. Loyola. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: Are neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science* 1:417-445.
- Urbina-Cardona, J.N., y O. Flores-Villela. 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology* 24:1031-1041.
- Vanderkam, R.P.D., Y.F. Wiersma y D.J. King. 2007. Heuristic algorithms vs. linear programs for designing efficient conservation reserve networks: Evaluation of solution optimality and processing time. *Biological Conservation* 137:349-358.
- Vázquez, L.B., y K.J. Gaston. 2006. People and mammals in Mexico: Conservation conflicts at a national scale. *Biodiversity and Conservation* 15:2397-2414.
- Vázquez, L.B., P. Rodríguez y H.T. Arita. 2008. Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation* 17:1367-1377.
- Wiens, J.J., G. Parra, M. García-París y D. Wake. 2007. Phylogenetic history underlies elevational biodiversity patterns in tropical salamanders. *Proceedings of the Royal Society in Biology* 274:919-928.
- Williams, P.H. 1998. Key sites for conservation area-selection methods for biodiversity, en G.M. Mace, A. Balmford y J.R. Ginsberg (eds.), *Conservation in a Changing World. Conservation Biology Series 1*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 211-249.
- Young, B.E., S.N. Stuart, J.S. Chanson, N.A. Cox y T.M. Boucher. 2004. *Joyas que están desapareciendo: el estado de los anfibios en el Nuevo Mundo*. NatureServe, Arlington, Virginia.







## 5 ÁREAS DE CONSERVACIÓN PARA LAS AVES: HACIA LA INTEGRACIÓN DE CRITERIOS DE PRIORIZACIÓN

*Adolfo G. Navarro-Sigüenza, Andrés Lira-Noriega, María del Coro Arizmendi,  
Humberto Berlanga, Patricia Koleff, Jaime García-Moreno, A. Townsend Peterson*

### RESUMEN

Una proporción importante de los esfuerzos de identificación de áreas prioritarias de conservación en el mundo se basan en el análisis de la avifauna, debido a que son un taxón del que tenemos un amplio conocimiento, comparado con el resto de los vertebrados. En este trabajo revisamos la priorización de áreas para la conservación de las aves de México mediante la superposición de 12 coberturas de los ejercicios de priorización. Dados sus atributos de tamaño e interés biológico nacional, en general las priorizaciones nacionales tienen mayor grado de representatividad dentro de la red de áreas protegidas. Los niveles de protección para los distintos niveles de superposición o coincidencia entre las priorizaciones nacionales y globales también varían, y son en general mayores para las priorizaciones nacionales. Otro patrón evidente es la aparente falta de coincidencia entre las áreas protegidas y las zonas de mayor superposición de las priorizaciones. Llama la atención la existencia de regiones del país en las que la relación AP/priorización es baja (Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Cuenca del Balsas). Estas regiones tienen sitios de alta coincidencia en la priorización y sin embargo no se han establecido programas de protección de áreas, por razones poco estudiadas aún. Este breve análisis, utilizando un grupo carismático, muy estudiado y para el cual se han invertido mucho dinero y esfuerzos en aras de delimitar sus prioridades de conservación, demuestra que las acciones reales de conservación, en especial aquellas que tienen que ver con el establecimiento de áreas protegidas, son aún insuficientes en el contexto geográfico de México.



## ABSTRACT

Many efforts aimed at identification of priority areas for biodiversity conservation around the world are based on analyses of bird distributions, given that it is such a well-known taxon, even compared with other vertebrate groups. In this paper, we review priority conservation areas for Mexican birds, based on analyses of 12 prioritization exercises. Given the attributes of extent and particular foci, Mexico-based prioritizations tended to have better representation of species within the priority areas. Levels of protection for different levels of coincidence among Mexican and global prioritizations also

vary, tending to be higher in Mexican prioritization efforts. Protected areas and areas of greatest coincidence among prioritization efforts were not particularly coincident; of particular interest are three areas in which high priority is combined with low or non-existent protection (Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Cuenca del Balsas). This brief analysis, based on a charismatic and well-studied group, shows that on-ground conservation actions remain insufficient to protect biodiversity in the Mexican context.

## INTRODUCCIÓN

En este mundo cambiante nos enfrentamos a una competencia cada vez mayor por el uso del suelo entre los hábitats naturales y las distintas actividades humanas. Esto resulta en las cada vez más alarmantes tasas de modificación de los hábitats, con la consiguiente reducción poblacional o incluso pérdida total de muchos de los elementos biológicos que componen los ecosistemas en las diferentes regiones del planeta (MA 2005, González-Oreja 2008). Sin embargo, los recursos financieros que se utilizan a nivel global, nacional o regional para enfrentar esta dramática situación, y la fuerza humana necesaria para instrumentar programas “reales” de conservación, son cada vez más exigüos (Mehlman *et al.* 1991, Parrish *et al.* 2003, Pressey y Bottrill 2008). Ante esta realidad, nos vemos en la disyuntiva de decidir la importancia relativa de algún componente de la diversidad biológica en alguna escala de análisis, que va desde los biomas a las poblaciones e individuos, para dedicarle tiempo, dinero y esfuerzo a su conservación.

Desde hace varias décadas el asignar prioridades para la conservación ha tenido un amplio espectro de objetivos, desde meros ejercicios académicos hasta los que responden a intereses “biopolíticos” o de gestión, a veces muy criticados (e.g., Cleary 2006, Halpern *et al.* 2006). Dichas prioritizaciones se establecen tomando en cuenta los más diversos atributos de las entidades biológicas y las áreas que ocupan, tanto desde un punto de vista intrínseco (atributos biológicos como el endemismo, la edad evolutiva conocida, la importancia biogeográfica o su carácter de unicidad; Spector 2002, Lamoreux *et al.* 2006), hasta aquellos que están en directa relación con nuestra percepción de lo que implica en términos reales la “conservación”, como la factibilidad económica, oportunidades de colaboración (McNeely 1996, Cantú *et al.* 2004, Pressey y Bottrill 2008, Pérez Gil-Salcido *et al.* 2009), o la preservación conjunta de la diversidad biológica y la cultural (Toledo *et al.* 2001). Siendo el problema complejo y multifacético, y muchos los actores in-

volucrados en las decisiones de la “importancia” de tal o cual elemento, es común ver ahora un conjunto de métodos más o menos complicados que, desde un punto de vista multivariado, tratan de abarcar tantos criterios como sea posible para designar, en un tiempo razonablemente corto (lo cual resulta difícil si no se cuenta con la información necesaria), hacia dónde dirigiremos nuestros esfuerzos de conservación (Moffett y Sarkar 2006, Fuller *et al.* 2007). Por otra parte, es pertinente indicar que la biología de la conservación ha crecido en las últimas décadas de forma notable, no sólo por el volumen de la información disponible en la actualidad (e.g., Williams *et al.* 2002, Navarro *et al.* 2003) y el desarrollo de algoritmos computacionales, sino también conceptualmente, de manera que dichas prioritizaciones sean herramientas aplicables que contribuyan efectivamente a la conservación de la biota (Mace *et al.* 1998; Robinson 2006).

Desde luego que no es fácil reconciliar numerosos y diferentes puntos de vista; para ello, se ha creado una estrategia internacional para lograr una mayor unanimidad alrededor de los criterios utilizados en los ejercicios de priorización. Este tipo de actividades también requiere una fuerte inversión financiera, pues muchos de los métodos implican la participación directa y en persona de multitud de individuos: “expertos”, académicos, “tomadores de decisiones”, representantes de comunidades locales, facilitadores, organizadores, relatores, observadores y otros personajes cuya lista extensiva sería aburrido mencionar, además de los costos generados inherentes a las reuniones con personas de distintas ciudades (transporte, hospedaje y alimentación). Finalmente, se llega a un modelo de priorización que promete ser mejor que el anterior, que a su vez mejoró al otro o tomó en cuenta algo nuevo. Con este enfoque se pueden obtener distintos modelos de priorización, que son susceptibles de ser mejorados en etapas posteriores. Sin embargo, no es suficiente con la definición de prioridades. Para que dichos planes sean adoptados y llevados a la práctica, se necesita la toma de decisiones políticas, pero también

la organización y la participación de la comunidad, que involucra a diferentes actores (Brown 2003).

Mientras eso sucede, en el campo y para las especies que comparten el planeta con nosotros, el tiempo apremia. También las priorizamos y obtuvimos listas de taxones que, a diversas escalas, se encuentran en riesgo de desaparecer (e.g., IUCN 2009). Esto a su vez se vuelve un criterio importante para aplicar otros métodos que intentan analizar la importancia de áreas o regiones en el contexto de la conservación biológica (Higgins *et al.* 2006). Aunque no es el propósito de esta contribución analizar en detalle las priorizaciones que tienen que ver con asignar valores a especies o taxones infraespecíficos (subespecies y variedades) en particular, vale la pena mencionar que también están sujetos a ser analizados a escalas globales (e.g. IUCN 2009), regionales (Collar *et al.* 1992, Berlanga *et al.* 2010) y nacionales (Ceballos y Márquez 2000, Semarnat 2002, Koleff *et al.* 2009). Retomaremos esto más adelante.

### EL PAPEL DE LAS AVES

#### EN LA PRIORIZACIÓN GLOBAL DE CONSERVACIÓN

Curiosamente, una proporción importante de los esfuerzos generales de identificación de áreas prioritarias de conservación en el mundo, a diferentes escalas, se basan en el análisis de la avifauna (Fjeldsæ 1991, Bibby *et al.* 1992, García-Moreno *et al.* 2007, Berlanga *et al.* 2010). Esto se ha justificado de diversas maneras, como por ejemplo el importante papel ecológico de las aves en los ecosistemas (e.g., Arizmendi 2001, Şekercioğlu *et al.* 2004), su función como taxa “indicadores” de algo que a menudo es bastante impreciso (e.g, Pearson 1995) como la pérdida de la calidad del hábitat (Bowder *et al.* 2002), su alta riqueza y grado de endemismo (Lamoreux *et al.* 2006, Loyola *et al.* 2007), sus elevadas tasas de extinción debido a actividades humanas (Pimm *et al.* 2006) y su papel como substitutos (*surrogates*) en la toma de decisiones de conservación de áreas (e.g., Caro y O’Doherty 1999, Garson *et al.* 2002, Rodrigues y Brooks 2007 (véase también el capítulo 7).

Aunque varias de estas afirmaciones pueden ser ciertas, es posible que lo que más pese sea que las aves son un taxón del que tenemos un amplio conocimiento (de su taxonomía, distribución y ecología, entre otros aspectos, Navarro y Sánchez-González 2003). Por ello es más fácil obtener datos sobre ellas que sobre otros, por decir, las arañas o los nemátodos, que no son menos importantes en los ecosistemas y son mucho más diversos, pero quizá más difíciles de estudiar y menos carismáticos, o cuentan con un menor número de aficionados o expertos contribuyendo a su conocimiento (véase Abebe *et al.* 2008, Corcuera y Jiménez 2008). Al respecto, Rodrigues y Brooks (2007) consideran que debido a que prácticamente en ningún lugar se conoce toda la biodiversidad, la planeación de la conservación basada en substitutos puede ser efectiva para la biodiversidad menos conocida que habita en el mismo espacio geográfico o ambiente, a lo que se llama también “efecto sombrilla” (Lambeck 1997).

Brooks *et al.* (2006) realizaron un análisis de nueve sistemas institucionales de priorización global, clasificándolos de acuerdo con su marco conceptual. Este análisis involucra diferentes combinaciones de criterios, tanto de irremplazabilidad (e.g, endemismo biótico, fenómenos o hábitats únicos) como de vulnerabilidad (especies en riesgo, tenencia de la tierra), todos ellos enmarcados en un contexto de unidades geográficas. Este conjunto de ejercicios ha generado mapas de áreas prioritarias a escala global que reflejan diversas combinaciones de esos criterios, y que de acuerdo con el listado de Brooks *et al.* (2006) son:

- a] las ecorregiones críticas (Hoekstra *et al.* 2005)
- b] los *hotspots* de biodiversidad (Myers *et al.* 2000, Mittermeier *et al.* 2004)
- c] las áreas endémicas de aves (EBA: Stattersfield *et al.* 1998)
- d] los centros de diversidad de plantas (Davis *et al.* 1997)
- e] los países megadiversos (Mittermeier *et al.* 1997)
- f] las 200 ecorregiones globales (G200: Olson y Dinerstein 2002)



- g] las áreas silvestres de alta biodiversidad (HBWA: Mittermeier *et al.* 2003)
- h] los bosques frontera (*frontier forests*: Bryant *et al.* 2007)
- i] lo último de lo silvestre (*last of the wild*: Sander-son *et al.* 2002).

Todos estos enfoques, excepto dos de ellos (d y h), utilizaron a las aves dentro de sus jerarquizaciones, y uno (c) es exclusivo para este taxón. Adicionales a éstos, existen otros sitios designados globalmente de acuerdo con criterios que involucran la presencia de taxa en inminente peligro de desaparición, como los sitios AZE (Alliance for Zero Extinction: Ricketts *et al.* 2005) que se han revisado y ampliado para México (véase Ceballos *et al.* 2009), o la importancia ecológica y de conservación de ciertos ambientes especiales como los humedales (sitios Ramsar; <http://ramsar.org/>). De manera adicional, se han sugerido recientemente sitios globales prioritarios como las áreas clave de biodiversidad (KBAs: Eken *et al.* 2004, Langhamer *et al.* 2007), que son de gran importancia internacional para mantener poblaciones en áreas protegidas, y otros mecanismos de conservación gubernamentales. Se han identificado en el ámbito nacional usando criterios estandarizados simples, basados en la importancia de mantener poblaciones de especies amenazadas o geográficamente restringidas (i.e. vulnerabilidad e irremplazabilidad).

## EL CASO DE MÉXICO

### Y LA CONSERVACIÓN DE SUS AVES

Ahora que se requieren enfoques integrales con aplicaciones en el presente y a futuro, las aves pueden emplearse en modelos que permitan explicar diversos procesos que afectan a los sistemas biológicos (Gómez de Silva y Oliveras de Ita 2003). La necesidad de integrar información de aves en relación con su hábitat ya ha sido expresada, incluso para los grandes programas de monitoreo de aves de Norteamérica (e.g., Bird Monitoring in North America, [www.pwrc.usgs.gov/birds.html](http://www.pwrc.usgs.gov/birds.html)). En México ya existen estudios a macroescalas para relacionar la di-

versidad de aves con factores ecológicos, geográficos e históricos, como base para priorizar áreas críticas para conservación, pero se han enfocado sobre todo a aves con hábitos terrestres y especies endémicas (e.g., Escalante *et al.* 1993) y ya tienen algunos años de haberse implementado, por lo que es necesario actualizarlos a la luz de nuevos métodos. Estos estudios se complementan con otras iniciativas enfocadas a aves migratorias acuáticas como la Red Hemisférica de Reserva para Aves Playeras (WHSRN 2010) o de interés cinegético como patos y gansos (Dumac 2010).

Las aves de México han constituido una prioridad de conservación desde los tiempos del emperador Moctezuma (siglo XVI), quien mantenía un aviario y se interesaba en protegerlas (Sahagún 1999). También de manera pionera, Alfonso L. Herrera (1898) publicó la primera serie de recomendaciones para proteger las aves de México, como un proyecto de ley. El interés científico formal en la protección de las aves surgió a partir de mediados del siglo XX (e.g., Leopold 1959). Sin embargo, pocos fueron los programas o ejercicios de identificar prioridades de conservación de áreas o especies, previos a los años 1990 (cuadro 5.1).

Las primeras evidencias de la preocupación por las aves y áreas para su conservación se encuentran en los trabajos de Phillips (1968), Álvarez del Toro (1968) y González-Cortés (1968), los cuales se publicaron a raíz de la formación de la Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves (Beltrán 1968). En estas tres contribuciones, realizadas por algunos de los ornitólogos más destacados del momento en México, se presentan los primeros esbozos de regiones prioritarias para las aves. Un evento similar, sin mayores repercusiones posteriores, se llevó a cabo casi 15 años después patrocinado por la Sociedad Audubon (Schaeffer y Ehlers 1980). Aguilar-Ortiz (1979) recopiló por primera vez una lista de aves en peligro de extinción en México (especies y subespecies) con base en su hábitat y las causas de su amenaza.

La participación de destacados investigadores y conservacionistas mexicanos en instituciones inter-

Cuadro 5.1. Ejercicios de priorización de áreas en México que involucran a las aves

Autor	Año	Nombre o criterio de priorización	Región
Leopold	1959	Aves cinegéticas	MX
Álvarez del Toro	1968	Avifauna	Chiapas
González-Cortés	1968	Abundancia de aves en humedales de México	MX
Phillips	1968	Unicidad ecológica, especies estenoicas	MX
Aguilar-Ortiz	1979	Especies en riesgo de extinción por hábitat y amenazas	MX
Schaeffer y Ehlers	1980	Riqueza y endemismo	MX
Ramos	1985	Aves de las selvas tropicales	MX
Flores Villela y Gerez	1988	Riqueza, endemismo e integridad ecológica analizadas por estados	MX
Peterson <i>et al.</i>	1993	Riqueza/endemismo en las montañas	MX
Wilson y Sader	1993	Aves migratorias	MX
Bojórquez-Tapia <i>et al.</i>	1995	Riqueza estimada de especies y endemismo (basada en modelos de distribución potencial)	Oeste de MX
Hernández-Baños <i>et al.</i>	1995	Riqueza, endemismo, restricción al hábitat en bosques montanos	Mesoamérica
Melinchuk	1995	Humedales, sitios DUMAC y unidades de paisaje	MX
‡ Stattersfield <i>et al.</i>	1998	Áreas de endemismo de aves (EBA)	Global
Peterson y Navarro	1999	Conceptos de especie, endemismo	MX
‡ Arizmendi y Márquez	2000	Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (IBA/AICA)	MX
‡ Arriaga <i>et al.</i>	2000	Regiones terrestres prioritarias (RTP)	MX
Carter <i>et al.</i>	2000	<i>Partners in Flight</i> (PIF)	Norteamérica/MX
Donlan <i>et al.</i>	2000	Especies introducidas, endemismo en islas	Noroeste de MX
Gordon y Ornelas	2000	Endemismo/restricción al hábitat en el bosque tropical caducifolio	MX
Myers <i>et al.</i>	2000	<i>Hotspots</i>	Global
Peterson <i>et al.</i>	2000	Riqueza de especies	Veracruz
Gómez de Silva y Medellín	2001	Riqueza, taxones omnipresentes y raros	MX



nacionales de conservación (e.g., Conservation International), ayudó a que se generara un primer análisis de las prioridades de conservación de las aves tropicales (Ramos 1985), y de la biodiversidad mexicana en general tomando en cuenta diferentes criterios como riqueza de especies, endemismo e integridad ecológica a nivel estatal (Flores-Villela y Gerez 1988).

Después de la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro en 1992, y de la firma del Convenio sobre la Diversidad Biológica, se desató una ola de actividades para cumplir con los compromisos adquiridos por un grupo de naciones para enfrentar diversos problemas relacionados con el ambiente ([www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf](http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf)). En consenso con los esfuerzos mundiales y la preocupación creciente por el mantenimiento de la megadiversidad mexicana

(Mittermeier y Mittermeier 1992, Ramamoorthy *et al.* 1993), se instrumentaron programas y estrategias para desarrollar un marco de referencia que contribuyera al conocimiento, conservación y manejo sostenible del ambiente en México (Arriaga *et al.* 1998a; Arriaga *et al.* 2009). Para ello, se desarrollaron una serie de programas de priorización de áreas a conservar, la mayoría de las cuales incluyeron a las aves como criterio parcial o único de selección de los sitios. De estos programas se generaron algunos trabajos que designaron áreas prioritarias utilizando distintas metodologías (e.g., aplicaciones de los SIG, Bojórquez-Tapia *et al.* 1995), o enfoques novedosos de evaluación de atributos ecológicos (e.g., criterios para hábitats de aves acuáticas de DUMAC, Melinchuk 1995). También surgieron algunas priorizacio-

Cuadro 5.1 [concluye]

Autor	Año	Nombre o criterio de priorización	Región
‡ Arriaga <i>et al.</i>	2002	Regiones hidrológicas prioritarias (RHP)	MX
NABCI	2002	<i>Bird Conservation Regions</i> (BCR)	MX
‡ Olson y Dinerstein	2002	Ecorregiones prioritarias	Global
Rojas-Soto <i>et al.</i>	2003	Distribuciones de especies	Baja California
Álvarez y Morrone	2004	Biogeografía /panbiogeografía de aves terrestres	MX
Eken <i>et al.</i>	2004	<i>Key Biodiversity Areas</i> (KBA)	Global
Gallardo del Ángel <i>et al.</i>	2004	Aves marinas	Golfo de México
‡ Mittermeier <i>et al.</i>	2004	<i>Hotspots</i>	Global
Ortega-Huerta y Peterson	2004	Riqueza modelada	Noreste de México
‡ Hoekstra <i>et al.</i>	2005	Ecorregiones críticas	Global
Pérez-Arteaga <i>et al.</i>	2005	Fluctuaciones poblacionales de anátidos	MX
‡ Ricketts <i>et al.</i>	2005	Sitios AZE (Alliance Zero Extinction)	Global
‡ Conabio <i>et al.</i>	2007	Riqueza y distribuciones por especie, amenazas a la biodiversidad sitios prioritarios para las aves	MX
Ramírez-Bastida <i>et al.</i>	2008	Riqueza de especies, endemismo y amenaza de aves acuáticas continentales	MX
Toribio y Peterson	2008	Distribuciones de especies en la selva tropical	Sureste de México
‡ Berlanga <i>et al.</i>	2009	AICA prioritarias, importancia geográfica y riqueza	MX
‡ Koleff <i>et al.</i>	2009	Sitios terrestres prioritarios (STP) para la conservación de la biodiversidad (análisis GAP), a escala de 256 km². Riqueza y distribución de especies de varios grupos y niveles taxonómicos, cobertura de tipos de vegetación y amenazas a la biodiversidad	MX

Se indica con “‡” si el mapa resultante de la priorización geográfica fue incluido en este análisis.  
MX representa que el ámbito geográfico del estudio ocupa todo el país.

nes basadas en el uso de cierto tipo de información ornitológica, como la presencia y/o abundancia de aves migratorias (Wilson y Sader 1995), los diversos patrones de riqueza y endemismo en avifaunas regionales (Peterson *et al.* 1993, Hernández-Baños *et al.* 1995, Peterson *et al.* 2000, Gómez de Silva y Medellín 2001, Rodríguez-Estrella 2005) o los puntos de vista taxonómicos (Peterson y Navarro 1999).

Otras actividades de priorización han sido coordinadas por la Conabio mediante programas asociados como NABCI (2002), basadas en procesos participativos, teniendo en cuenta un amplio enfoque taxonómico, ecológico y geográfico. Con base en la división ecológica y biogeográfica del país se han reconocido 151 regiones terrestres prioritarias (RTP: Arriaga *et al.* 2000) que enmarcan áreas en

buen estado de conservación o bien con elementos endémicos importantes. También se han ubicado 110 regiones hidrológicas prioritarias (RHP, Arriaga *et al.* 1998b) donde se incluyen la mayor parte de las cuencas hidrológicas del país, algunas por la importancia del área para uso del agua y otras por su biodiversidad.

Otro avance importante relacionado, y desde luego un parteaguas en el contexto de la presente contribución, lo constituyó la designación de 210 Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (IBA/AICA: Arizmendi y Márquez-Valdelamar 2000; Hoth y Wilkinson 2001; Berlanga *et al.* 2008). Este programa, a pesar de tener carácter internacional en sus principios operativos (véase [www.birdlife.org/datazone/](http://www.birdlife.org/datazone/)), se desarrolla por medio de trabajos dentro de cada país,

los cuales se realizan de manera independiente con la participación de una multitud de interesados.

El resultado de un listado de AICA es muy importante, pues las áreas designadas están fundamentadas en criterios estandarizados y en el conocimiento ornitológico de cada país, por lo que contribuyen a los procesos de designación de áreas protegidas o a la evaluación del impacto ambiental a diversos niveles. De hecho, han servido como marco de referencia para posteriores análisis de prioridades de conservación de aves en México, como los realizados para la avifauna acuática (Pérez-Arteaga *et al.* 2005, Ramírez-Bastida *et al.* 2008), los resultantes de la aplicación de análisis biogeográficos modernos (Rojas-Soto *et al.* 2003, Álvarez-Mondragón y Morrone 2004, Ortega-Huerta y Peterson 2004), las áreas clave para la biodiversidad (KBA) promovidas por Conservation International (Eken *et al.* 2004), los análisis de vacíos y omisiones en conservación en México coordinados por la Conabio (Koleff *et al.* 2009), y la regionalización de prioridades de conservación (Berlanga *et al.* 2008).

Las priorizaciones más recientes en México han sido realizadas mediante la participación interinstitucional, con métodos de planeación sistemática que brindan un esquema más efectivo para el diseño de redes de conservación (Smith *et al.* 2006) que las antes mencionadas. Estas comprenden los sitios terrestres de extrema, alta y media prioridad (STP) para la conservación de la biodiversidad terrestre y los sitios prioritarios para la conservación de las aves como producto de los primeros análisis de vacíos y omisiones en conservación, a una resolución de 256 km<sup>2</sup> (Koleff *et al.* 2009, Conabio *et al.* 2007). Estos ejercicios corresponden a análisis multicriterio en donde además de considerar variables de importancia biológica (i.e. endemismo, unicidad, rareza, entre otros), se integraron variables de factores de amenaza, como el cambio de uso de suelo, haciendo de éstos un ejercicio más completo (Koleff *et al.* 2009).

Por otro lado, la priorización de las AICA ha seguido un rumbo independiente. En un principio este proceso comenzó con un análisis de complementariedad basado en la premisa de encontrar el

grupo mínimo de áreas para la conservación, que de hacerlo de forma efectiva garantizarían la protección de todas las especies endémicas y en riesgo del país (priorización por especies). De este primer análisis se obtuvo un grupo de AICA que posteriormente se priorizaron una vez más incluyendo ahora criterios de factibilidad regional (presencia de instituciones, factibilidad social, etc.) escogiéndose cuatro AICA en el ámbito nacional en donde se comenzaron a desarrollar proyectos de conservación piloto, cuyos alcances han sido variables pero su vigencia continúa (priorización geográfica; Berlanga *et al.* 2008).

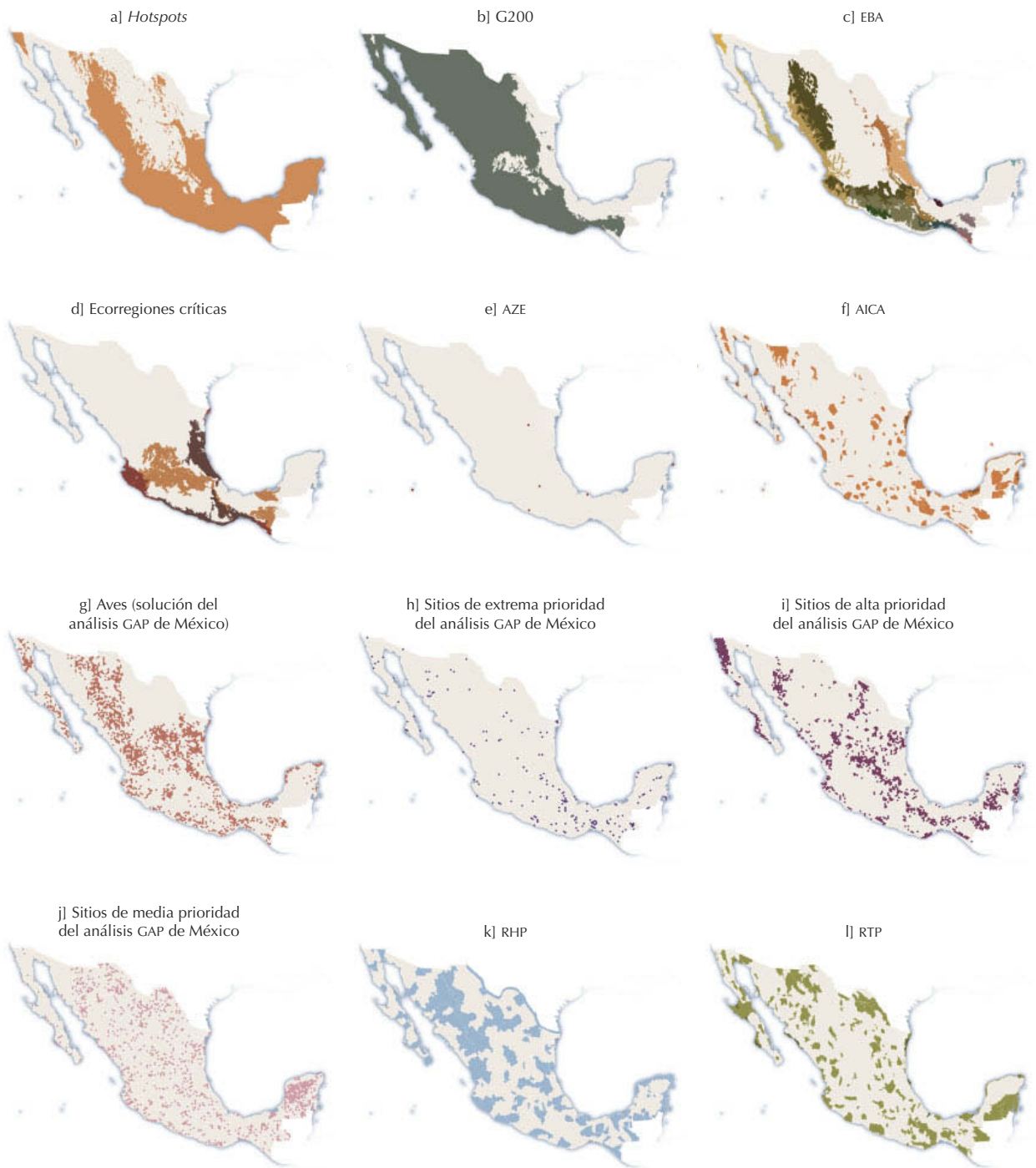
En este trabajo analizamos las principales formas de designar prioridades geográficas de conservación en México, definiéndolas como aquellas que asignan un valor de importancia relativa a una región geográfica de algún tamaño menor al país, haciendo énfasis en aquellas que se basan parcial o totalmente en datos sobre las aves. En este marco, analizaremos las coincidencias entre los sitios que cada ejercicio de priorización ha identificado como prioritarios para la conservación de las aves.

## MÉTODOS

Los sitios prioritarios para la conservación de las aves que utilizamos aquí son producto de la integración, desde una perspectiva geográfica, de ejercicios de priorización a distintas escalas espaciales y que burdamente distinguimos como globales (producto de priorizaciones que abarcan todo el mundo o escalas superiores a las de país) y nacionales (aquellas surgidas de priorizaciones restringidas a México), que fueron seleccionadas por haber incluido a las aves como criterio único o parcial en su designación (figura 5.1, cuadro 5.1).

La identificación de sitios prioritarios de conservación se hizo mediante el solapamiento de 12 coberturas de los ejercicios de priorización. Las coberturas utilizadas se estandarizaron como mapas binarios (0-1) en formato raster, a una resolución de 1 ha y así se utilizaron en las operaciones de sumas de mapas para identificar los sitios prioritarios. Tanto la cobertura de las ecorregiones en riesgo como





**Figura 5.1.** Ejercicios de priorización realizados por distintos grupos de investigación (véanse referencias en el texto) a escala global (a-e) y nacional (f-l) que han utilizado al grupo de las aves de manera parcial o única como criterio de identificación de sitios de importancia para la conservación.

la de las áreas de endemismos de las aves se generaron a partir del mapa de las ecorregiones del World Wildlife Fund (Olson *et al.* 2001), tomando como referencia las publicaciones originales para recortar o añadir los polígonos para delimitar dichas áreas. La cobertura de las AICA se incluyó en tres formas: 1] la cobertura total de las AICA; 2] las AICA seleccionadas como prioritarias como resultado del ejercicio de priorización por riqueza de especies, y 3] las que resultaron de la priorización geográfica (véanse detalles en Berlanga *et al.* 2008). Debido a que las KBA de México se basan en las AICA no se consideraron en el análisis por ser redundantes.

Las coberturas globales se restringieron a la superficie continental y de las islas del territorio de México, de modo que no se incluyeron las áreas de propuestas diseñadas por fuera de estos límites. Se hizo la suma total de todas las priorizaciones y también por separado para las escalas global y nacional con el fin de identificar las coincidencias de cada uno de estos enfoques. Mediante estas sumas de mapas se obtuvieron las áreas de coincidencia de las priorizaciones globales y nacionales, las cuales fueron comparadas en términos de superposición con el mapa de las áreas protegidas ensamblada por Conanp y Conabio (2007) para los análisis de los vacíos y omisiones en conservación, de manera similar a los análisis de Koleff y colaboradores (2009). De esta forma se obtuvo una medida de la representación de las priorizaciones en la red de áreas protegidas para el área total de cada ejercicio de priorización. También se midió la cobertura de las áreas protegidas-número de ejercicios de priorización a nivel subregional en México, con base en las provincias biogeográficas de la Conabio (1997). Todos los cálculos se hicieron con el sistema de información geográfica ArcGIS 9.0 (ESRI 2004).

#### COINCIDENCIAS GEOGRÁFICAS EN LA PRIORIZACIÓN

El realizar trabajos enfocados a la priorización de sitios para la conservación tiene como propósito identificar las áreas en las que se pueda mantener poblaciones

viabiles de distintas especies, además de la integridad de los servicios ecosistémicos (Naidoo *et al.* 2008). Como se pudo observar en la figura 5.1, las aproximaciones hacia dichas priorizaciones pueden ser muy diferentes, de acuerdo con el tipo de insumos (fuentes y calidad de la información) y de los objetivos particulares de cada enfoque. En el caso de las aves de México, los varios esfuerzos por identificar sitios prioritarios (cuadro 5.1) se han realizado en diferentes tiempos y escalas y con distinta información —en cantidad y precisión—, y en algunos casos estos ejercicios se han ido mejorando o han sido mejorados o reanalizados conforme la disponibilidad de recursos y el aumento en la calidad de la información.

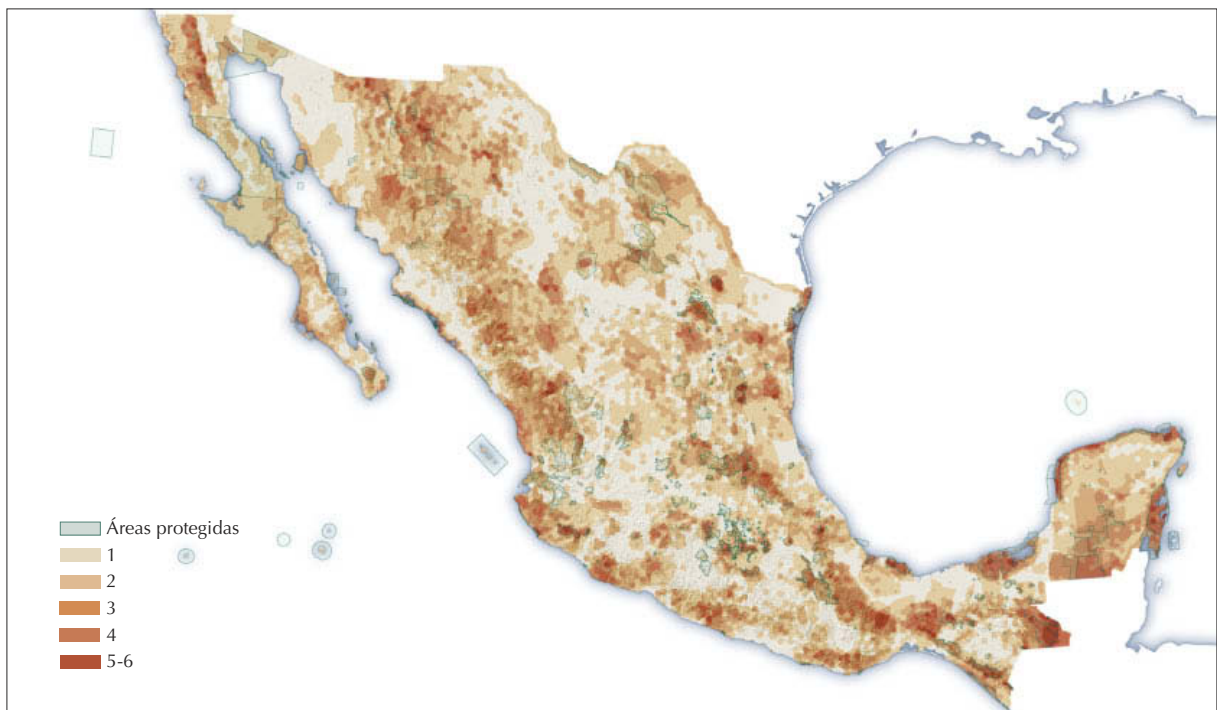
#### Las escalas de la priorización

Las figuras 5.2 a 5.4 muestran los mapas resultado de las sumas de las coberturas geográficas de las priorizaciones a escala global (figura 5.2) y nacional (figura 5.3), así como de todas estas coberturas de manera conjunta (figura 5.4). En los análisis realizados para este trabajo pudimos identificar la coincidencia geográfica entre los esfuerzos de priorizaciones hechos a escala nacional y global. Lo primero que es evidente, como era de esperarse, es que las regionalizaciones a escalas globales cubren extensiones mayores en todo el país (cubren en total 95% del territorio nacional), y con mayor concentración hacia la parte del centro y sur, que son las regiones de más importancia global que se encuentran en México, ya que ahí se concentran los taxones y comunidades exclusivos de la región (Ramamoorthy *et al.* 1993; Challenger 1998). Al cubrirse grandes extensiones (por ejemplo las dos principales cadenas montañosas de oriente y occidente), su valor para designar áreas de conservación que efectivamente estén dedicadas a tales propósitos, se reduce, siendo simplemente un marco de referencia general que permitiría el diseño de áreas de protección al utilizarse en conjunto con otros criterios.

Las priorizaciones nacionales, por el contrario, aparecen como zonas o sitios más acotados geográfica y ecológicamente, y se encuentran dispersos a



**Figura 5.2.** Suma de prioridades de los ejercicios a escala global (*hotspots*, áreas de endemismo de aves, ecorregiones críticas, AZE) y áreas protegidas (Conabio-Conanp 2007).



**Figura 5.3.** Suma de prioridades de los ejercicios a escala nacional (AICA, sitios prioritarios para la conservación de las aves de los análisis de vacíos y omisiones en conservación, STP de extrema, alta y media prioridad, RHP y RTP), junto con las AP.



**Figura 5.4.** Suma de las priorizaciones a escala global y nacional, junto con las AP.

lo largo del territorio nacional (en conjunto cubren 75% del territorio nacional; figura 5.3). Las diferencias entre ambos niveles de priorización muestran que las escalas y el tipo de información con la que se ha trabajado son diferentes, dados los objetivos particulares del estudio y de los que las elaboran, y por ende tienen un efecto en la precisión de la regionalización que se obtiene. Los detalles de la superposición de las coberturas y las priorizaciones se muestran en los cuadros 5.2 y 5.3.

#### **Frecuencia de priorización y áreas protegidas**

Dados sus atributos de tamaño e interés biológico nacional, en general las priorizaciones nacionales tienen mayor grado de representatividad dentro de la red de áreas protegidas (véanse porcentajes de representación en los cuadros 5.2 y 5.3). Los grados de protección para los distintos niveles de superposición o coincidencia entre las priorizaciones nacionales y globales también varían, y son en general

mayores para las priorizaciones nacionales (cuadros 5.2 y 5.3).

Otro patrón evidente es la aparente falta de coincidencia entre las áreas protegidas y las zonas de mayor superposición de las priorizaciones. Si consideramos la suma de las priorizaciones nacionales y globales, hay 10 valores de superposición, cuyos niveles de representatividad oscilan entre 100% (para las áreas de total coincidencia, en una superficie muy pequeña) y 2.9% (correspondiente a una de las mayores superficies).

Los ejercicios de priorización mundial han resaltado frecuentemente la vertiente del Pacífico, en la que se concentra un mayor número de especies endémicas (figura 5.2). En contraste, las priorizaciones nacionales están más dispersas geográficamente y además tienden a coincidir con las áreas protegidas en mayor grado, en especial en el sureste, como se observa en varias áreas protegidas de la península de Yucatán y Chiapas, pero también en otras partes del



**Cuadro 5.2. Proporción de área definida en los distintos ejercicios de priorización en el territorio nacional y su proporción de área cubierta por la red de áreas protegidas**

Priorización	Área (ha)	Superficie en el territorio nacional (%)	Superficie cubierta por AP (ha)	Superficie cubierta por AP (%)
País	194 384 153	100.00		
AP	22 682 699	11.67		
Extrema	4 277 954	2.20	778 541	18.20
Alta	28 352 018	14.59	4 419 954	15.59
Media	26 936 468	13.86	2 521 083	9.36
Aves	37 710 983	19.40	3 729 879	9.89
AICA	29 091 058	14.97	6 611 281	22.73
RTP	50 709 641	26.09	13 514 435	26.65
RHP	76 213 525	39.21	8 543 063	11.21
Total nacional	139 610 873	71.82	18 261 742	13.08
EBA	68 041 389	35.00	6 140 465	9.02
Ecorregiones críticas	38 273 356	19.69	3 355 235	8.77
G200	142 777 216	73.45	14 877 331	10.42
Hotspots	107 508 463	55.31	11 211 695	10.43
AZE*	11 sitios		3 vacíos en conservación	
Total global	184 831 919	95.09	19 846 033	10.74
Total	191 408 657	98.47	19 846 033**	10.37

Las estimaciones pueden variar mínimamente debido a la forma de hacer los cálculos de superficies y a los tipos de mapas utilizados (véanse detalles en Métodos).

\* Los sitios de la AZE fueron incluidos como puntos sin un área asociada.

\*\* Nótese que esta superficie puede ser mayor a la del territorio nacional porque las áreas se extienden por fuera de los polígonos de superficie continental.

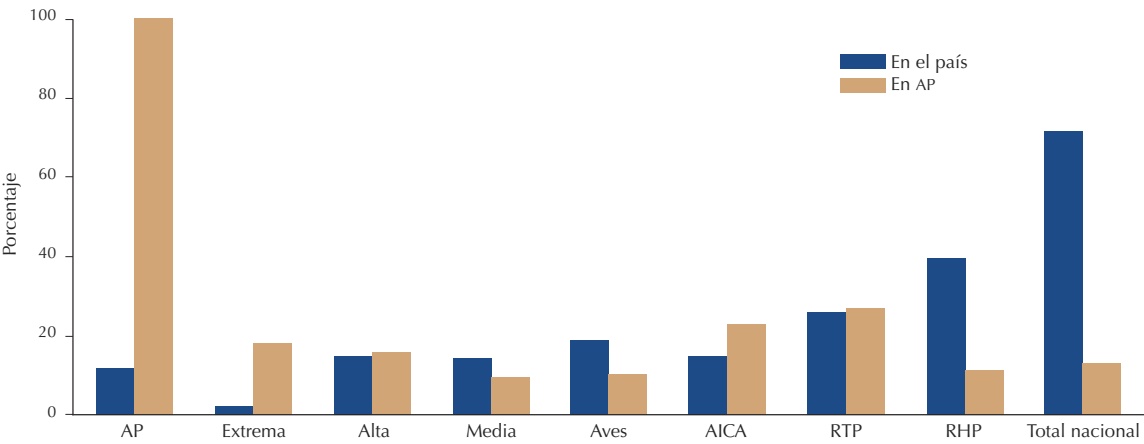
norte y centro del país donde se aprecia una coincidencia muy alta para muchas de las áreas protegidas (figura 5.3). Esto podría ser resultado de que en varios de los procesos de priorización basados en opiniones, y aquellos como las AICA (o las KBA), consideran el polígono completo de una área protegida como el área geográfica adecuada para la protección de una especie que interesa conservar.

Las gráficas de las figuras 5.5 a 5.7 muestran diversos patrones generales de cobertura geográfica de los diferentes valores de priorización y su representatividad en las AP. Los niveles de protección para los distintos niveles de coincidencia son en general altos para las priorizaciones nacionales, lo cual se aprecia mejor al hacer referencia a la superficie total abarcada por los valores de cada una de las priorizaciones (cuadro 5.3). La figura 5.2 muestra la proporción de área cubierta por cada priorización

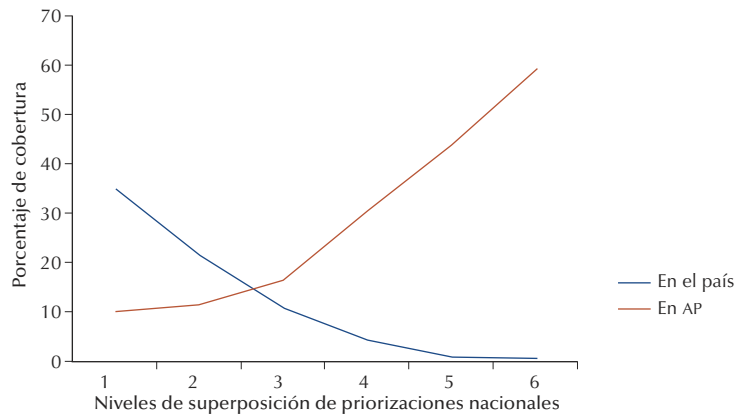
nacional y el porcentaje de representación en las AP. Se observa que mientras la mayor área de cobertura por priorización la tienen las RHP (39.21%) y las RTP (26.09%), los sitios de extrema prioridad solo cubren 2.2%. La coincidencia espacial de esas priorizaciones con la red de áreas protegidas muestra que el mayor porcentaje de coincidencia con áreas protegidas lo tienen las RTP (26.65%) y las AICA (22.73), lo cual no resulta sorprendente ya que se consideró a las áreas protegidas como uno de los criterios para la inclusión de las regiones prioritarias.

En la figura 5.6 se muestra la representatividad en áreas protegidas de los diferentes grados de superposición de priorizaciones (valores 1 a 6) y se observa que la tendencia en el país es inversamente proporcional al valor de superposición. Los valores de superposición en áreas protegidas tienen un patrón inverso, hay una mayor superficie protegida

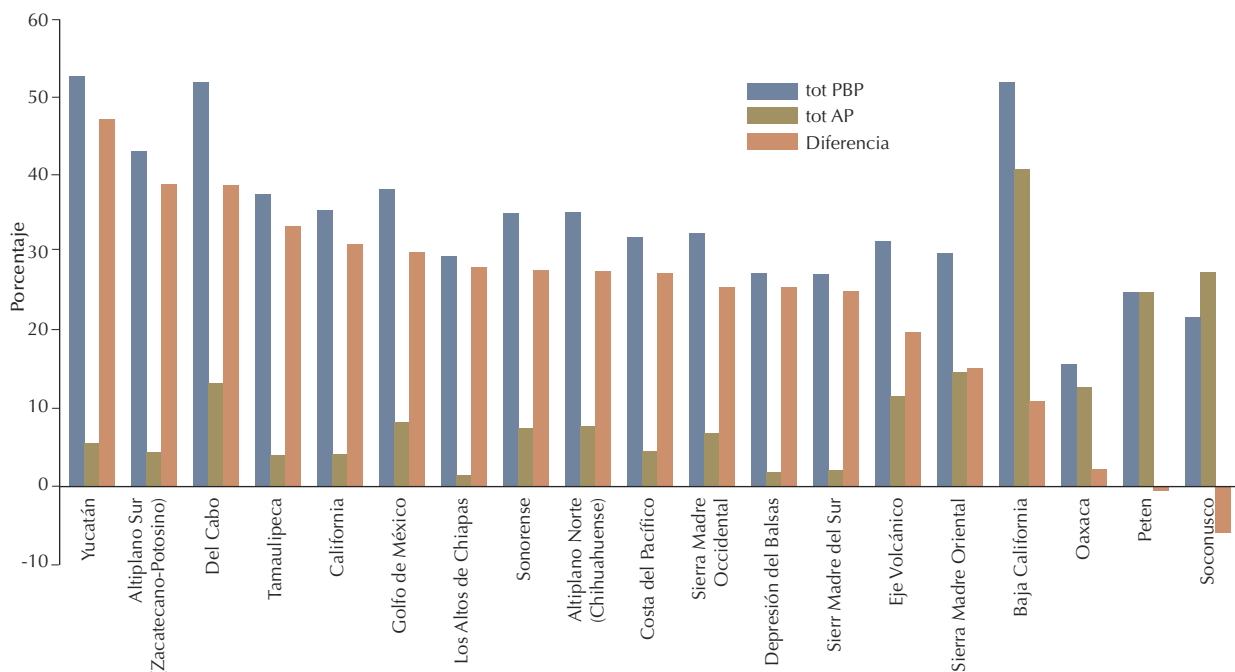
Cuadro 5.3. Niveles de coincidencia de las sumas de las distintas priorizaciones nacionales y su área protegida en las AP				
Coincidencia de priorización	Área (ha)	Superficie en el territorio nacional (%)	Superficie cubierta por AP (ha)	Superficie cubierta por AP (%)
1	67 729 413	34.84	6 886 101	10.17
2	41 412 617	21.30	4 804 546	11.60
3	20 722 946	10.66	3 357 128	16.20
4	8 164 576	4.20	2 517 274	30.83
5	1 581 095	0.81	696 559	44.06
6	226	0.00	134	59.29
5 y 6*	1 581 321	0.81	696 693	44.06
Coincidencia de priorizaciones globales				
1	96 444 132	49.62	10 613 034	11.00
2	19 029 996	9.79	4 347 464	22.85
3	55 320 220	28.46	3 261 519	5.90
4	14 037 571	7.22	1 624 016	11.57
Coincidencia de nacionales y globales				
1	32 844 465	16.90	954 499	2.91
2	42 756 915	22.00	5 043 110	11.79
3	39 188 216	20.16	4 048 999	10.33
4	34 703 494	17.85	3 460 667	9.97
5	23 714 161	12.20	3 327 239	14.03
6	23 714 161	12.20	2 219 456	9.36
7	4 318 982	2.22	761 609	17.63
8	1 404 870	0.72	362 055	25.77
9	140 167	0.07	48 635	34.70
10	8	0.00	8	100.00
* Se suman para fines de visualización en el mapa (figura 5.3).				



**Figura 5.5.** Representatividad de las priorizaciones a escala nacional en la red de áreas protegidas; en azul se denota la proporción de la superficie de cada priorización respecto al territorio nacional y en café respecto a su inclusión en las AP.



**Figura 5.6.** Proporción del área total de México que cubren los diferentes niveles de superposición de los ejercicios de priorización nacionales analizados y en relación con la red de áreas protegidas.



**Figura 5.7.** Proporción del área de cada provincia biogeográfica de Conabio (1997) que se encuentra identificada por prioridades de conservación (tot PBP), cubierta por áreas protegidas (tot AP) y la diferencia (tot PBP - tot AP), sin considerar el arreglo espacial.

en las áreas con valores altos de superposición. Esto podría indicar que la mayoría de los ejercicios de priorización han considerado entre sus criterios de importancia a las áreas protegidas (e.g., Arriaga *et al.* 2000) y que, efectivamente, muchas áreas protegidas han sido elegidas por la avifauna que albergan.

### Representatividad biogeográfica

A partir de los mapas es evidente que la distribución geográfica de las áreas protegidas es desigual entre las diferentes regiones del país, y esto afecta la protección de los sitios que han sido detectados como prioritarios. La figura 5.7 muestra el porcentaje de

las áreas identificadas por priorizaciones (todos los valores) y cubiertas por áreas protegidas en cada una de las regiones biogeográficas de la Conabio (1997). Se observa que mientras alguna región tiene un alto porcentaje de las áreas priorizadas en este ejercicio (e.g., Yucatán, cuyo total de área priorizada es aun mayor que el total de áreas protegidas, al igual que Altiplano Sur y Del Cabo, que tienen bajos porcentajes de área contenida en AP), otra región que ha sido priorizada con baja frecuencia está bien representada, como Soconusco. Estas afirmaciones, deben verse con cautela, ya que las áreas naturales pueden no ser prioritarias según el análisis de un grupo, pero su valor en brindar servicios ambientales no se ha evaluado.

Llama mucho la atención la existencia de regiones del país en las que la proporción de AP es muy baja (menor de 2%; e.g., Los Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Cuenca del Balsas). Estas regiones tienen sitios de alta coincidencia en la priorización y sin embargo no se han establecido programas serios de protección de áreas, por razones poco estudiadas aún, como la densidad de población humana, la presencia de grupos étnicos con esquemas propios de manejo de recursos, problemas sociales y de seguridad (e.g., Peterson *et al.* 2003). Es importante desatacar, además, que en esas regiones se ha documentado una elevada riqueza de especies; son áreas de alta concentración de especies endémicas y especies prioritarias para la conservación (Koleff *et al.* 2008), por lo que la falta de áreas protegidas u otros esquemas alternativos de conservación es un enorme vacío en la conservación efectiva de las aves y por lo tanto otros componentes de la biota de similar distribución en México.

### ¿Son las aves los indicadores adecuados?

La riqueza de aves de México es notable, pues se han registrado 1 107 especies (Navarro y Gordillo 2006), de aproximadamente 9 721 en el mundo (Navarro y Sánchez-González 2003). Las aves tienen una mayor movilidad y áreas de distribución relativamente más amplias que los otros grupos de vertebrados,

por lo que sólo 125 de las especies mexicanas son endémicas. Estas especies se concentran en las selvas bajas caducifolias de la vertiente del Pacífico de México, la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre del Sur, las zonas áridas y semiáridas del centro de México y el Eje Neovolcánico Transversal (Escalante *et al.* 1993, Arizmendi 2003). Parte de la avifauna mexicana es migratoria (223 especies, que corresponden a cerca de 30%, Medellín *et al.* 2009) y su conservación depende de procesos a escalas regionales y continentales. A pesar de que en la mayoría de las clasificaciones de sitios prioritarios nacionales se han considerado sólo las aves residentes, el componente migratorio es muy importante ya que representa hasta 30% de la avifauna nacional y muchas de las poblaciones se encuentran declinando tanto en sus terrenos de reproducción en Norteamérica como en los de invernación en los trópicos (Berlanga *et al.* 2010).

El hecho de que muchas priorizaciones generales tomen en cuenta a las aves, y que haya además varios enfoques dedicados exclusivamente a ellas, se debe seguramente a que representan el grupo de vertebrados que ha sido más estudiado y que seguramente cuenta con una mayor cantidad de aficionados que colaboran en la recopilación de información valiosa sobre su ecología y distribución (Navarro y Sánchez-González 2003; Gómez de Silva y Alvarado-Reyes 2010), como por ejemplo la base de datos de observaciones de *aVerAves* (<http://avesmx.conabio.gob.mx/index.html>), lo que en buena medida ha contribuido a un mayor grado de conocimiento. Esta es una razón importante por la que las aves han sido incluidas en distintas priorizaciones en México y en el mundo. Así, contamos con priorizaciones exclusivas para este grupo, como también con ejercicios que lo han considerado como una fuente de información o sustituto de biodiversidad, en adición a otros criterios de selección.

El papel de las aves como sustitutos o indicadores para identificar prioridades para otros grupos no se había evaluado a profundidad; si bien *grosso modo* se podría esperar que dado que muchas priorizaciones



se basan en las especies endémicas —usualmente las más amenazadas (Loyola *et al.* 2007)— existan pocas coincidencias con otros grupos de vertebrados terrestres (contrario a los resultados de Rodrigues y Brooks 2007), puesto que en general existe poco traslape con los patrones espaciales de concentración de especies endémicas de reptiles, anfibios y mamíferos (Koleff *et al.* 2008).

### COROLARIO

Este breve análisis, que utiliza un grupo carismático muy estudiado y para el cual se han invertido mucho dinero y esfuerzos en aras de delimitar sus prioridades de conservación, demuestra que las acciones reales de conservación, en especial aquellas que tienen que ver con el establecimiento de áreas protegidas, son aún insuficientes en el contexto geográfico de México. Sin embargo, este patrón no es exclusivo de nuestro país y ha sido analizado en función de la complejidad que representa implementar y manejar las áreas (Prendergast *et al.* 1999, Shi *et al.* 2005). Esto explica en parte que análisis como el de Butchart *et al.* (2010) consideren que existe un claro retraso en el cumplimiento de los compromisos internacionales de protección de la biodiversidad y disminución de la tasa de desaparición de poblaciones y especies.

Dado que el objetivo de establecer reservas es asegurar la supervivencia de poblaciones viables de las especies, tanto del conjunto de ellas como en especial de aquellas para las cuales se han detectado ya problemas de conservación, la falta de representatividad biogeográfica en el sistema de áreas protegidas mexicano es un problema central. En especial, la ausencia de áreas protegidas en regiones como por ejemplo la Sierra Madre del Sur, que es una zona de muy alto endemismo y con concentraciones de especies en peligro (e.g., *Cyanolyca mirabilis*, *Lophornis brachylophus*; Peterson *et al.* 1993), que además contiene sitios con alta frecuencia de priorización, enciende focos rojos a los encargados de implementar programas *in situ* adecuados para la protección de la biodiversidad y en particular de las aves. Esta labor

no es sencilla, pues requiere un diálogo entre las comunidades de científicos que generan los modelos para conservar (teóricos) y las personas responsables del manejo directo de las áreas en conjunto con los propietarios legítimos de las tierras (Prendergast *et al.* 1999, Robinson 2006), que muchas veces parecen estar hablando idiomas diferentes.

Nuestro análisis, además de recopilar la información acerca de esos sitios altamente prioritarios en todos los ejercicios de jerarquización de áreas, pretende servir de guía hacia las futuras acciones de establecimiento de programas de conservación en México, tomando en cuenta lo que las aves, su diversidad y los ambientes que habitan nos están comunicando y exigiendo.

### Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de Alejandro Gordillo, César Ríos y Tania Urquiza para la realización de este trabajo y los comentarios de Ernesto Enkerlin, Eduardo Íñigo-Elías, Nubia Morales que contribuyeron a mejorarlo. Fue recibido apoyo financiero del proyecto Semarnat-Conacyt (C01-0265). ALN cuenta con el apoyo de una beca para realizar sus estudios de posgrado del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (189216).

### REFERENCIAS

- Abebe, E., W. Decraemer y P. De Ley. 2008. Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:67-78.
- Aguilar-Ortíz, F. 1979. *Aves en peligro de extinción en México: un llamado dramático a la investigación para la sobrevivencia*. INIREB, Xalapa, México.
- Álvarez del Toro, M. 1968. Aves notables de Chiapas y su conservación, en E. Beltrán (ed.), *Las aves en México: homenaje a la sección mexicana del Comité Internacional para la Protección de las Aves*. IMERNAR, México, pp. 27-34.
- 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* 29:112-120.
- Arriaga, L., E. Vázquez, J. González, R. Jiménez, E. Muñoz y V. Aguilar (coords.). 1998a. *Regiones marinas prioritarias de*

- México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Arriaga, L., V. Aguilar, J. Alcocer, R. Jiménez, E. Muñoz y E. Vázquez (coords.). 1998b. *Regiones hidrológicas prioritarias: fichas técnicas y mapa*, escala 1:4 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coords.). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer (coords.). 2002. *Aguas continentales y diversidad biológica de México*. Conabio, México.
- Arriaga-Cabrera, L., et al. 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 433-457.
- Arizmendi, M.C. 2001. Multiple ecological interactions: Nectar robbers and hummingbirds in a highland forest in Mexico. *Canadian Journal of Zoology* 79:997-1006.
- Arizmendi, C. 2003. Estableciendo prioridades para la conservación de las aves, en H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.), *Conservación de aves: experiencias en México*. CIPAMEX-Conabio-NFWF, México, pp. 133-149.
- Arizmendi, C., y L. Márquez-Valdelamar. 2000. *Áreas de importancia para la conservación de las aves en México (AICA)*. Cipamex-Conabio-CCN-FMCN, México.
- Beltrán, E. 1968. *Las aves en México. Homenaje a la Sección Mexicana del Comité Internacional para la Protección de las Aves*. IMERNAR, México.
- Berlanga, H., V. Rodríguez-Contreras, A. Oliveras de Ita, M. Escobar, L. Rodríguez et al. 2008. *Red de Conocimientos sobre las Aves de México (AVESMX)*. Conabio, México.
- Berlanga, H., J.A. Kennedy, T.D. Rich, M.C. Arizmendi, C.J. Beardmore et al. 2010. *Conservando a nuestras aves comparadas: la visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la conservación de las aves terrestres*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.
- Bibby, C.J., N.J. Collar, M.J. Crosby, M.F. Heath, C. Imboden et al. 1992. *Putting Biodiversity on the Map: Priority Areas for Global Conservation*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, RU.
- Bojórquez-Tapia, L., I. Azuara, E. Ezcurra y O. Flores-Villela. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographical information systems and modeling. *Ecological Applications* 5:215-231.
- Bowder, S.F., D.H. Johnson e I.J. Ball. 2002. Assemblages of breeding birds as indicators of grassland condition. *Ecological Indicators* 2:257-270.
- Brooks, T.M., R.A. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann et al. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313:58-61.
- Brown, K. 2003. Three challenges for a real people-centred conservation. *Global Ecology and Biogeography* 12:89-92.
- Bryant, D., D. Nielsen y L. Tangle. 1997. *The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Butchart, S.H.M., M. Walpole, B. Collen, A. Van Strien, J.P.W. Scharlemann et al. 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328:1164-1168.
- Cantú, C., R.G. Wright, J.M. Scott y E. Strand. 2004. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation* 115:411-417.
- Caro, T.M., y G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13:805-814.
- Carter, M.F., W.C. Hunter, D.N. Pashley y K.V. Rosenberg. 2000. Setting conservation priorities for landbirds in the United States: The Partners in Flight approach. *Auk* 117:541-548.
- Ceballos, G., et al. 2009. Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 575-600.
- Ceballos, G., y L. Márquez-Valdelamar (eds.). 2000. *Las aves de México en peligro de extinción*. Conabio-UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro*. Conabio-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.
- Cleary, D. 2006. The questionable effectiveness of science spending by international conservation organizations in the tropics. *Conservation Biology* 20:733-738.
- Collar, N.J., L.P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño-Nieto, L.G. Naranjo et al. 1992. *Threatened Birds of the Americas: The ICBP/IUCN Red Data Book*. International Council for Bird Preservation, Cambridge.
- Conabio. 1997. *Provincias biogeográficas de México*, escala 1:4 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conanp y Conabio. 2007. *Mapa de AP para los análisis de vacíos y omisiones en conservación. Editado para el proyecto Análisis Gap*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Corcuera, P. y M.L. Jiménez. 2008. Arañas de México. *Ciencia* 59:58-63.
- Davis, S.D., V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villalobos y A. Hamilton (eds.). 1997. *Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for their Conservation*. Volume 3: The Americas. IUCN Publications Unit, Cambridge, RU. Disponible en <<http://botany.si.edu/projects/cpd/>>.
- Donlan, C.J., B.R. Tershy, B.S. Keitt, J.A. Sánchez, B. Wood et al. 2000. Island conservation action in northwest Mexico, en D.R. Browne, K.L. Mitchell y H.W. Chaney (eds.).

- Proceedings of the Fifth California Islands Symposium*. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, pp. 330-338.
- Eken, G., L. Bennun, T.M. Brooks, W. Darwall, L.D.C. Fishpool *et al.* 2004. Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience* **54**:1110-1118.
- Escalante, P., A.G. Navarro-Sigüenza y A.T. Peterson. 1993. A geographic, historical, and ecological analysis of avian diversity in Mexico, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 281-307.
- ESRI. 2004. *ArcGIS 9.3*. Environmental Systems Research Institute, EUA.
- Flores-Villela, O., y P. Gerez 1988. *Conservación en México: síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo*. INIREB-CI, México.
- Fjeldsø, J. 1991. The conservation of biological diversity: Using birds to set priorities, en J.A. Hansen (ed.), *Environmental Concerns: An Interdisciplinary Exercise*. Elsevier Applied Science, Londres, pp. 157-175.
- Fuller, T.M., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation. *Biological Conservation* **134**:593-600.
- Gallardo del Ángel, J.C., E. Velarde G. y R. Arreola A. 2004. Las aves del Golfo de México y las aéreas prioritarias para su conservación, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. INE, Semarnat-Inecol- Harte Research Institute, México, pp. 301-322.
- García-Moreno, J., R. Clay y C.A. Ríos-Muñoz. 2007. The importance of birds for conservation in the Neotropical region. *Journal of Ornithology* **149**:321-326.
- Garson, J., A. Aggarwal y S. Sarkar. 2002. Birds as surrogates for biodiversity: An analysis of a data set from southern Québec. *Journal of Biosciences* **27**:347-360.
- Gómez de Silva, H., y R.A. Medellín. 2001. Evaluating completeness of species lists for conservation and macroecology: A case study of Mexican land birds. *Conservation Biology* **15**:1384-1395.
- Gómez de Silva, H., y A. Oliveras de Ita (eds.). 2003. *Conservación de aves: experiencias en México*. Cipamex-National Fish and Wildlife Foundation-Conabio, México.
- Gómez de Silva, H., y E. Alvarado-Reyes. 2010. Breve historia de la observación de aves en México en el siglo XX y principios del siglo XXI. *Huitzil* **11**:9-20.
- González-Cortés, A. 1968. Las aves migratorias en México y sus problemas de conservación, en E. Beltrán (ed.), *Las aves en México. Homenaje a la Sección Mexicana del Comité Internacional para la Protección de las Aves*. IMERNAR, México, pp. 21-25.
- González-Oreja, J.A. 2008. The Encyclopedia of Life vs. the Brochure of Life: Exploring the relationships between the extinction of species and the inventory of life on Earth. *Zootaxa* **1965**:61-68.
- Gordon, C., y J. F. Ornelas. 2000. A comparison of endemism and habitat restriction in the Mesoamerican tropical deciduous forest avifauna: Implications of biodiversity conservation planning. *Bird Conservation International* **10**:289-303.
- Halpern, B.S., C.R. Pyke, H.E. Fox, J.C. Haney, M.A. Schlaepfer *et al.* 2006. Gaps and mismatches between global conservation priorities and spending. *Conservation Biology* **20**:56-64.
- Herrera, A.L. 1898. Proyecto de ley para la protección de las aves útiles de México. *La Naturaleza Segunda Serie* **3**:42-50.
- Hernández-Baños, B.E., A.T. Peterson, A.G. Navarro-Sigüenza y P. Escalante-Pliego. 1995. Bird faunas of the humid montane forests of Mesoamerica: Biogeographic patterns and conservation priorities. *Bird Conservation International* **5**:251-277.
- Higgins, J.V., J.L. Touval, R.S. Unnasch, S. Reichle, D.C. Oren *et al.* 2006. Who needs to spend money on conservation science anyway? *Conservation Biology* **20**:1566-1567.
- Hoekstra, J.M., T.M. Boucher, T.H. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**:23-29.
- Hoth, J., y T. Wilkinson. 2001. *Establece la CCA prioridades para conservación de la biodiversidad*. Disponible en <www.cec.org>.
- IUCN. 2009. *The IUCN Red List of Threatened Species*, en <www.iucnredlist.org/> (consultado en 2009).
- Koleff, P., J. Soberón *et al.* 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 323-364.
- Koleff, P., M. Tambutti, I. March, R. Esquivel, C. Cantú y A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* **11**:849-856.
- Lamoreux, J.F., J.C. Morrison, T.H. Ricketts, D.M. Olson, E. Dinerstein *et al.* 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* **440**:212-214.
- Langhammer, P.F., M.I. Bakarr, L.A. Bennun, T.M. Brooks, R.P. Clay *et al.* 2007. *Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Suiza.
- Leopold, A. S. 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley.
- Loyola, R.D., U. Kubota y T.M. Lewinsohn. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* **13**:389-396.
- Mace, G.M., A. Balmford y J.R. Ginsberg. 1998. *Conservation in a Changing World*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Medellín, R.A *et al.* 2009. Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 459-515.

- McNeely, J.A. 1996. Assessing methods for setting conservation priorities, en *Investing in Biological Diversity: The Cairns Conference*. Proceedings of the OECD International conference on incentive measures for the conservation and sustainable use of biological diversity in Cairns, Australia. Paris, pp. 25-55.
- Mehlman, D.W., K.V. Rosenberg, J.V. Wells y B. Robertson. 2004. A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. *Biological Conservation* 120:383-390.
- Melinchuk, R. 1995. Ducks unlimited's landscape approach to habitat conservation. *Landscape and Urban Planning* 32: 211-217.
- MA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water. Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Mittermeier, R.A., y C.G. Mittermeier, 1992. La importancia de la diversidad biológica de México, en J. Sarukhán y R. Dirzo (eds.), *México ante los retos de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 63-73.
- Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil y C.G. Mittermeier (eds.). 1997. *Megadiversity. Earth's Biologically Wealthiest Nations*. Conservation International-Cemex-Agrupación Sierra Madre, México.
- Mittermeier, R.A., C.G. Mittermeier, T.M. Brooks, J.D. Pilgrim, W.R. Konstant *et al.* 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings National Academy of Sciences* 100:10309-10313.
- Mittermeier, R.A., J. Schipper, G. Davidse, P. Koleff, J. Soberón *et al.* 2004. Mesoamerica, en R.A. Mittermeier, P. Robles-Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks *et al.*, *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Cemex-Conservation International-Agrupación Sierra Madre, México, pp. 103-112.
- Moffett, A., y S. Sarkar. 2006. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: A minireview with recommendations. *Diversity and Distributions* 12:125-137.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- NABCI. 2002. *Bird Conservation Regions*, en <www.nabci.net/International/English/bird\_conservation\_regions.html> (consultado en 2010).
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R.E. Green *et al.* 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:9495-9500.
- Navarro, A.G., A.T. Peterson y A. Gordillo-Martínez. 2003. Museums working together: The atlas of the birds of Mexico, en N. Collar, C. Fisher y C. Feare (eds.), *Why Museums Matter: Avian Archives in an Age of Extinction*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 123A:207-225.
- Navarro, A.G., y L.A. Sánchez-González. 2003. La diversidad de las aves, en H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.), *Conservación de las aves de México*. Cipamex-Conabio-National Fish and Wildlife Foundation, México, pp. 24-85.
- Navarro, A.G., y A. Gordillo. 2006. *Catálogo de autoridades taxonómicas de las aves de México*. Facultad de Ciencias, UNAM. Base de datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad, Proyecto CS010. Conabio, México.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell *et al.* 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933-938.
- Olson, D.M., y E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.
- Ortega-Huerta, M.A., y A.T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity in northeastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10:39-54.
- Parrish, J.D., D. Braun y R. Unnasch. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity in evaluations of protected area management effectiveness. *BioScience* 53:851-860.
- Pearson, D.L. 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity, en D.L. Hawksworth (ed.), *Biodiversity: Measurement and Estimation*. Chapman and Hall, Londres, pp. 75-80.
- Prendergast, J.R., R.M. Quinn y J.H. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13:484-492.
- Pérez-Arteaga, A., S.F. Jackson, E. Carrera y K.J. Gaston. 2005. Priority sites for wildfowl in Mexico. *Animal Conservation* 8:41-50.
- Pérez Gil-Salcido, R., I. Arroyo-Quiroz y R. Romero Ramírez. 2009. Understanding investment in biodiversity conservation in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 18:1421-1434.
- Peterson, A.T., y A.G. Navarro. 1999. Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology* 13:427-431.
- Peterson, A.T., O.A. Flores-Villela, L.S. León-Paniagua, J.E. Llorente-Bousquets, M.A. Luis-Martínez *et al.* 1993. Conservation priorities in Mexico: Moving up in the world. *Biodiversity Letters* 1:33-38.
- 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, Mexico. *Biological Conservation* 93:85-94.
- Peterson, A.T., A.G. Navarro-Sigüenza, B.E. Hernández-Baños, G. Escalona-Segura, F. Rebón-Gallardo *et al.* 2003. The Chimalapas region, Oaxaca, Mexico: A high-priority region for bird conservation in Mesoamerica. *Bird Conservation International* 13:227-254.
- Phillips, A.R. 1968. La distribución ecológica de las aves mexicanas y las perspectivas para su supervivencia, en E. Beltrán (ed.), *Las aves en México. Homenaje a la Sección Mexicana del Comité Internacional para la Protección de las Aves*. IMERNAR, México, pp. 5-11.
- Pimm, S., P. Raven, A. Peterson, C.H. Şekercioğlu y P.R. Ehrlich. 2006. Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:10941-10946.



- Pressey, R.L., y M.C. Bottrill. 2008. Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning. *Conservation Biology* 22:1340-1345.
- Ramamoorthy, T.P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). 1993. *Biological diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York.
- Ramírez-Bastida, P., A.G. Navarro-Sigüenza y A.T. Peterson. 2008. Aquatic bird distributions in Mexico: Designing conservation approaches quantitatively. *Biodiversity and Conservation* 17:2525-2558.
- Ramos, M.A. 1985. Problems hindering the conservation of tropical forest birds in Mexico and Central America, and steps towards a Conservation Strategy, en A.W. Diamond, y T.E. Lovejoy (eds.), *Conservation of Tropical Forest Birds*. International Council for Bird Preservation, Technical Publication No. 4, pp. 67-76.
- Ricketts, T.H., E. Dinerstein, T. Boucher, T.M. Brooks, S.H.M. Butchart *et al.* 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102:18497-18501.
- Robinson, J.G. 2006. Conservation biology and real-world conservation. *Conservation Biology* 20:658-669.
- Rodrigues, A.S.L., y T.M. Brooks. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38:713-737.
- Rodríguez-Estrella, R. 2005. *Terrestrial Birds and Conservation Priorities in Baja California Peninsula*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191, Albany, EUA.
- Rojas-Soto, O., O. Alcántara y A.G. Navarro-Sigüenza. 2003. Regionalization of the avifauna of the Baja California peninsula, Mexico: A parsimony analysis of endemism and distributional modeling approach. *Journal of Biogeography* 30:449-461.
- Sahagún, B. 1999. *Historia general de las cosas de la Nueva España*. Colección Sepan Cuantos. Editorial Porrúa. México.
- Sanderson, E.W., M. Jaiteh, M.A. Levy, K.H. Redford *et al.* 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52:891-904.
- Schaeffer, P.P., y S.M. Ehlers (eds.). 1980. *Proceedings of the National Audubon Society Symposium on the Birds of Mexico: Their Ecology and Conservation*. Western Education Center, Tiburon, EUA.
- Şekercioğlu, C.H., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:18042-18047.
- Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana Nom-059-Semarnat-2001, 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*, 6 de marzo de 2002.
- Shi, H., A. Singh, S. Kant, Z. Zhu y E. Waller. 2005. Integrating habitat status, human population pressure and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation Biology* 19:1273-1285.
- Smith, R.J., P.S. Goodman y W.S. Matthews. 2006. Systematic conservation planning: A review of perceived limitations and an illustration of the benefits, using a case study from Maputaland, South Africa. *Oryx* 40:400-410.
- Spector, S. 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 16:1480-1487.
- Stattersfield, A.J., M.J. Crosby, A.J. Long y D.C. Wege. 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. BirdLife Conservation Series no. 7. BirdLife International, Cambridge, RU.
- Toledo, V.M., P. Alarcón-Chaires, P. Moguel, A. Cabrera, M. Olivo *et al.* 2001. El Atlas Etnoecológico de México y Centroamérica: fundamentos, métodos y resultados. *Etnoecológica* 6:7-41.
- Toribio, M., y A.T. Peterson. 2008. Prioritisation of Mexican lowland forests for conservation using modelled geographic distributions of birds. *Journal for Nature Conservation* 16:109-116.
- WHSRN. 2010. *Red Hemisférica de Reserva para Aves Playeras*, en <www.whsrn.org> (consultado en 2010).
- Wilson, M.H., y S.A. Sader. 1995. *Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico*. Miscellaneous publication 727. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Orono, EUA.
- Williams, P.H., C.R. Margules, y D.W. Hilbert. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* 27:327-338.



# 6

## SITIOS PRIORITARIOS

### PARA LA CONSERVACIÓN DE MAMÍFEROS TERRESTRES:

### EVALUACIÓN DE LOS CRITERIOS DE SELECCIÓN DE INDICADORES

*Tania Urquiza-Haas, Wolke Tobón, Patricia Koleff*

#### RESUMEN

México es reconocido como uno de los tres países con mayor diversidad de mamíferos en el mundo; habitan en sus variados ecosistemas 488 especies terrestres y 47 marinas. Sin embargo, esta privilegiada biodiversidad se encuentra amenazada por causas antrópicas (pérdida de hábitat, sobreexplotación, introducción de especies exóticas invasoras). En México se ha reportado la desaparición de al menos 15 especies en el territorio nacional, y por lo menos 176 especies o subespecies se encuentran hoy en riesgo de extinción. El establecimiento de sistemas de áreas protegidas es una de las estrategias mundiales más importantes para minimizar la pérdida de biodiversidad. Su efectividad depende de qué tan bien logren mitigar los factores de amenaza a la biodiversidad, pero a la vez su ubicación resulta clave para maximizar la representación de la diversidad biológica. En las últimas décadas se han desarrollado métodos de planeación sistemática para asegurar una selección más eficiente de las áreas de conservación. Las especies que se encuentran en riesgo, así como las endémicas y raras, han sido los indicadores de biodiversidad comúnmente utilizados en este tipo de ejercicios. Sin embargo, recientemente se ha hecho un llamado a adoptar nuevos enfoques para incluir al mayor número de elementos de la biodiversidad posible, y no sólo a las especies en riesgo de extinción, y que además brinden soluciones más viables desde el punto de vista económico. El presente capítulo tiene como objetivo determinar si un sistema de sitios prioritarios para la conservación basado en la selección de especies de mamíferos de acuerdo con criterios de endemismo, rareza y riesgo de extinción, es adecuado para representar a otras especies de este grupo. Asimismo, se analiza cómo afectan los diferentes criterios para asignar metas de conservación, en términos de la extensión y configuración del sistema de sitios prioritarios. Las soluciones de los cuatro escenarios de conservación, con las tres variantes de metas de conservación, difieren tanto en la superficie total, distribución espacial y frecuencia de selección de las unidades de análisis, como en la representación de las especies de mamíferos. Los resultados muestran que las especies en riesgo de extinción, que constituyen cerca de 20% del total de especies de mamíferos terrestres, son buenos indicadores, ya que logran representar cerca de 90% de las especies, mientras que si se consideran además las especies endémicas y de distribución restringida se logra incluir a todas las especies del grupo en el sistema de áreas prioritarias de una manera eficiente.





### ABSTRACT

Mexico ranks second in mammal diversity at the global level; 488 terrestrial species and 47 marine species are distributed throughout its various ecosystems. However, this exceptional biodiversity is threatened by anthropogenic factors (habitat loss, overexploitation, introduction of invasive alien species). In Mexico, the disappearance of at least 15 species across the country has been reported and at least 176 species or subspecies are now at risk of extinction. The establishment of protected area systems is globally one of the most important strategies to minimize biodiversity loss. Its success depends on how effectively threats to biodiversity can be mitigated, yet location is crucial in order to maximize the representation of biodiversity. In recent decades, methods for systematic planning have been developed to ensure the most efficient selection of conservation areas. Species at risk, as well as those that are endemic and rare, have been commonly used as surrogates in such exercises. However, recently there has been a call to adopt more equitable and potentially more economical approaches, in order to include as great a number

of biodiversity elements as possible and not simply to focus on endangered species. This chapter aims to determine whether a system of priority sites for conservation based on the selection of species of mammals that fulfill criteria of endemism, rarity and extinction risk, is appropriate in terms of the representation of other species in this group. It also examines how different criteria to assign conservation targets influence the configuration and total extent of the system of conservation areas. The solutions of the four conservation scenarios, with the three variants of conservation goals, differ in total area, spatial distribution and in selection frequency of planning units, as well as in the representation of mammal species. The results show that species at risk of extinction, constituting about 20% of terrestrial mammal species, are good surrogates since they can represent around 90% of species. If endemic species and those of restricted distribution are also considered, the efficient inclusion of all species of the group in the system of priority areas is possible.



## INTRODUCCIÓN

México es el decimotercer país del mundo en extensión; no obstante, al considerar el número de especies que habitan en su territorio se ha catalogado como el cuarto en diversidad biológica y se encuentra entre los 17 países denominados megadiversos, que albergan entre 60 y 70 por ciento de la biodiversidad del planeta. En el país habitan 47 especies de mamíferos marinos y 488 de mamíferos terrestres —de las cuales 161 son endémicas—, es decir, contamos con una de las mastofaunas más diversas, sólo detrás de Indonesia y Brasil, así como con el mayor número de especies de mamíferos marinos (Sarkar *et al.* 2009). Sin embargo, al igual que muchos otros países, México no escapa a los problemas ambientales que afectan al mundo, en una magnitud sin precedentes que ha causado graves impactos en la biota. Por ejemplo, se estima que desde 1600 se han extinguido entre 79 y 108 especies de mamíferos en el mundo, principalmente en islas (Dobson 1996; Ceballos *et al.* 2010); en México se ha reportado la desaparición de 15 especies por causas antrópicas. Entre ellas destaca la desaparición en el medio silvestre de especies que alguna vez tuvieron una amplia distribución, como el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) y el oso pardo (*Ursus arctos*), en el norte de México (Ceballos y Oliva 2005; Baena *et al.* 2008). Sin embargo, la mayoría de las extinciones pasan inadvertidas (Ceballos *et al.* 2010), en especial en el caso de los grupos de organismos menos conspicuos y de los menos conocidos. Actualmente 176 especies y subespecies de mamíferos se han clasificado como amenazadas o en peligro de extinción en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Pero para la mayoría de las especies ni siquiera se sabe si están en riesgo, al no contar con datos sobre la estructura de sus poblaciones y las tendencias de cambio de las mismas.

En las últimas décadas, la planeación sistemática surgió como una de las ramas de la biología de la conservación para brindar una guía clara y completa en el proceso de creación de sistemas representativos de áreas para la conservación, mediante la identificación de sitios o áreas prioritarias que incluyan

los elementos más vulnerables e irremplazables de la biodiversidad que deben ser protegidos, y para hacer más eficiente la asignación de recursos que permitan implementar acciones de conservación en las áreas prioritarias que las desvincule de procesos que amenazan su permanencia (Margules y Sarkar 2009).

Las áreas protegidas (AP) son uno de los instrumentos de conservación *in situ* más consolidados en el mundo, y su efectividad para proteger la biodiversidad de una región o un país depende de qué tan bien cumple la red de reservas con dos objetivos primordiales: 1] representar adecuadamente a la biodiversidad; en otras palabras, que contengan una muestra de la variabilidad biológica, idealmente de todos los niveles de organización (*i.e.* genes, especies, ecosistemas y paisajes)<sup>1</sup> y 2] permitir su permanencia; es decir, las reservas deben favorecer la supervivencia a largo plazo de las especies y de otros elementos de la biodiversidad, mantener poblaciones viables y procesos naturales, y lograr excluir las principales amenazas de origen antropogénico (Margules y Pressey 2000).

Un antecedente notable en México es el estudio de Ceballos (2007), quien evaluó la efectividad de las 30 principales áreas protegidas y encontró que 82% de las especies de mamíferos terrestres de México están representadas en esta red de reservas. Sin embargo, aún no se sabe si el área de dichas reservas es suficiente para asegurar la permanencia de sus poblaciones a largo plazo, ni si estas áreas son las más adecuadas en términos de su estado de conservación, las amenazas que enfrentan y su arreglo espacial para facilitar la conectividad de las mismas. Dicho de otra manera, este estudio se basa en el principio de complementariedad, en el que se evalúan las especies que faltan por estar representadas en alguna AP,

<sup>1</sup> En la práctica no es posible contar con una “muestra completa”, ya que resulta prácticamente imposible estimar o cuantificar la diversidad biológica en todos sus aspectos. El concepto de biodiversidad debe hacerse operativo mediante el uso de indicadores o sustitutos de la biodiversidad (tipos de hábitat, presencia de especies u otros taxones) que puedan ser cuantificados y evaluados (Margules y Sarkar 2009).

considerando que la red existente significa ya una inversión y es efectiva, independientemente de si estas mismas áreas serían las más adecuadas, o las que se hubieran elegido de haber podido destinar la misma proporción de superficie en otras regiones.

Asimismo, Vázquez y Valenzuela-Galván (2009), con información sobre la presencia de mamíferos en celdas de  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  determinaron que 84.9 y 88.2% de las especies de mamíferos terrestres se encuentran representadas en las AP y en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Sinap), respectivamente, y que la distribución espacial de las AP en el país no es la más eficiente para representar a los mamíferos en términos de su superficie.

Por otro lado, el estudio de Ceballos (2007) mostró que solo 55, 45 y 59% de las especies endémicas, de distribución restringida y enlistadas como amenazadas o en riesgo de extinción, respectivamente, se encuentran representadas en las áreas protegidas. El estudio de Vázquez y Valenzuela-Galván (2009) arroja porcentajes más altos para las especies endémicas y en riesgo, probablemente debido a que la información sobre la presencia de especies de mamíferos se generaliza a partir de los datos de las celdas de medio grado en las AP y por ello se tiende a sobreestimar la representatividad de los mamíferos en las AP, sobre todo para especies de distribución restringida. No obstante, estas cifras representan un porcentaje muy bajo, en particular si se considera que, en general, los esfuerzos de planeación de la conservación y las principales acciones en campo se enfocan justamente en dichas especies (Lawer *et al.* 2003; Moore *et al.* 2003; Rondinini y Boitani 2006).

Recientemente se ha hecho un llamado a adoptar nuevos enfoques para incluir el mayor número de elementos de la biodiversidad posible y no sólo las especies en riesgo de extinción, que además brinden soluciones más viables desde el punto de vista económico —dada la competencia de tierras para otros usos—, a la vez que se consideren los costos de las acciones de manejo y las probabilidades de éxito de las mismas (Possingham *et al.* 2002; Joseph *et al.* 2009; Drummond *et al.* 2010). Otros auto-

res destacan que en la planeación de áreas para la conservación se debe maximizar la diversidad filogenética, con la idea de salvaguardar la historia evolutiva (Isaac *et al.* 2007), y que se debe tomar en consideración la integridad de los ecosistemas y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos (Chan *et al.* 2006; Egoh *et al.* 2007; Mattson y Angermeier 2007). No obstante, dada la falta de conocimiento sobre los patrones de distribución, abundancia y requerimientos ecológicos de la gran mayoría de las especies, los ejercicios de planeación sistemática usualmente expresan las metas cuantitativas de conservación con base en una parte o proporción del área geográfica de distribución de los elementos de la biodiversidad mejor conocidos (especies, tipos de vegetación, etc.), sin que éstos tengan un verdadero fundamento biológico para asegurar su permanencia en el largo plazo, así como la de otras especies poco conocidas o de los ecosistemas (Soulé y Sanjayan 1998; Margules y Sarkar 2009).

El presente capítulo tiene como propósito central determinar si un sistema de sitios prioritarios para la conservación basado en una selección de especies de mamíferos (con base en criterios de endemismo, rareza y riesgo de extinción, como se decidió para los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México; Koleff *et al.* 2009) es apropiado para representar a otras especies de este grupo. Asimismo, en el capítulo se examina cómo afectan los diferentes criterios para asignar metas de conservación, en términos de la superficie, la configuración del sistema de sitios prioritarios y la representatividad de las especies de mamíferos.

## MÉTODOS

Como insumos se utilizaron los modelos de distribución potencial generados para el análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad de México (Ceballos *et al.* 2006). El área de distribución para 354 especies de mamíferos terrestres, pertenecientes a 10 órdenes, fue estimada a partir de modelos de distribución (basados en el concepto de nicho ecológico) generados mediante el algoritmo

GARP (Stockwell y Peters 1999), a una resolución espacial de 1 km<sup>2</sup>, los cuales fueron editados con base en mapas de distribución conocidos conforme al atlas del libro *Mamíferos silvestres de México* de Ceballos y Oliva (2005). Asimismo, se consideraron mapas puntuales de 113 especies de mamíferos pertenecientes a seis órdenes, cuya distribución es muy restringida y no se cuenta con suficiente información (al menos siete localidades únicas) para crear modelos de nicho ecológico. Los mapas puntuales, por lo tanto, buscan representar la distribución conocida de las especies (véanse detalles en Ceballos 2008; Koleff *et al.* 2009). Para generar los modelos y mapas puntuales se utilizaron las bases de datos del Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre del Instituto de Ecología de la UNAM y del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México (SNIB). Los datos fueron revisados y depurados para eliminar los registros duplicados, sin coordenadas y dudosos al no corresponder con la distribución conocida (Ceballos y Oliva 2005; Ceballos 2008). Los modelos de distribución potencial considerados en el análisis corresponden a 95.7% de las 488 especies de mamíferos terrestres conocidas para México.

Se generaron diez propuestas de sistemas de sitios o áreas prioritarias para la conservación (en adelante denominadas “escenarios”), con tres criterios de asignación de metas de conservación que se definieron con base en diversos subconjuntos de especies de mamíferos, como se indica a continuación:

- 1] *Especies en riesgo* (ER;  $n=104$ ): se basa en las especies enlistadas en las categorías de mayor riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2001 (E, P y A)<sup>2</sup> y de la lista roja de la UICN (Cr, En, Vu);
- 2] *Especies prioritarias* (EP;  $n=241$ ): son las especies que cumplen con alguno de los siguientes

criterios: a] es endémica del país; b] tiene distribución restringida (utilizando como umbral el cuarto cuartil de la curva del tamaño de las áreas de distribución de todos los mamíferos de los que se contaba con información,  $n=445$ ); c] está enlistada en alguna de las tres categorías de mayor riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2001; d] está enlistada en alguna de las tres categorías de mayor riesgo en la lista roja de la UICN, y e] se encuentra en el Apéndice I o II de la lista de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

- 3] *Especies comunes* (EC;  $n=204$ ): son las especies de mamíferos que no cumplen con los criterios mencionados para las ER y EP; podemos definirlas como aquellas no prioritarias.
- 4] *Todas las especies* (ET;  $n=445$ ): incluye las especies de mamíferos de las que se contaba con información para generar mapas de distribución potencial y conocida, excluyendo las especies de distribución exclusivamente insular.

La meta de conservación se expresó como la proporción del área de distribución de cada una de las especies. Se asignaron metas de conservación de 10 y 20%, así como metas variables con base en una serie de valores asignados a criterios de endemismo (de distribución exclusiva en México), rareza (definida como área de distribución restringida), estado de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2001; UICN), y presión por comercio internacional (CITES). Las metas de conservación se asignaron de acuerdo con la suma de los valores dados a los criterios de la siguiente manera: 5% ( $\Sigma=1$  a 21); 10% ( $\Sigma=22$  a 41); 30% ( $\Sigma=42$  a 63); 40% ( $\Sigma=64$  a 85) (véanse detalles en Conabio *et al.* 2007a, b; Koleff *et al.* 2009).

Los análisis para identificar sitios prioritarios para cada uno de los escenarios antes descritos se llevaron a cabo con el programa Marxan versión 1.8, usando una rejilla de 8 045 hexágonos de 256 km<sup>2</sup> y se ejecutó con 10 000 corridas, cada una con un millón de iteraciones. Con este programa se busca op-

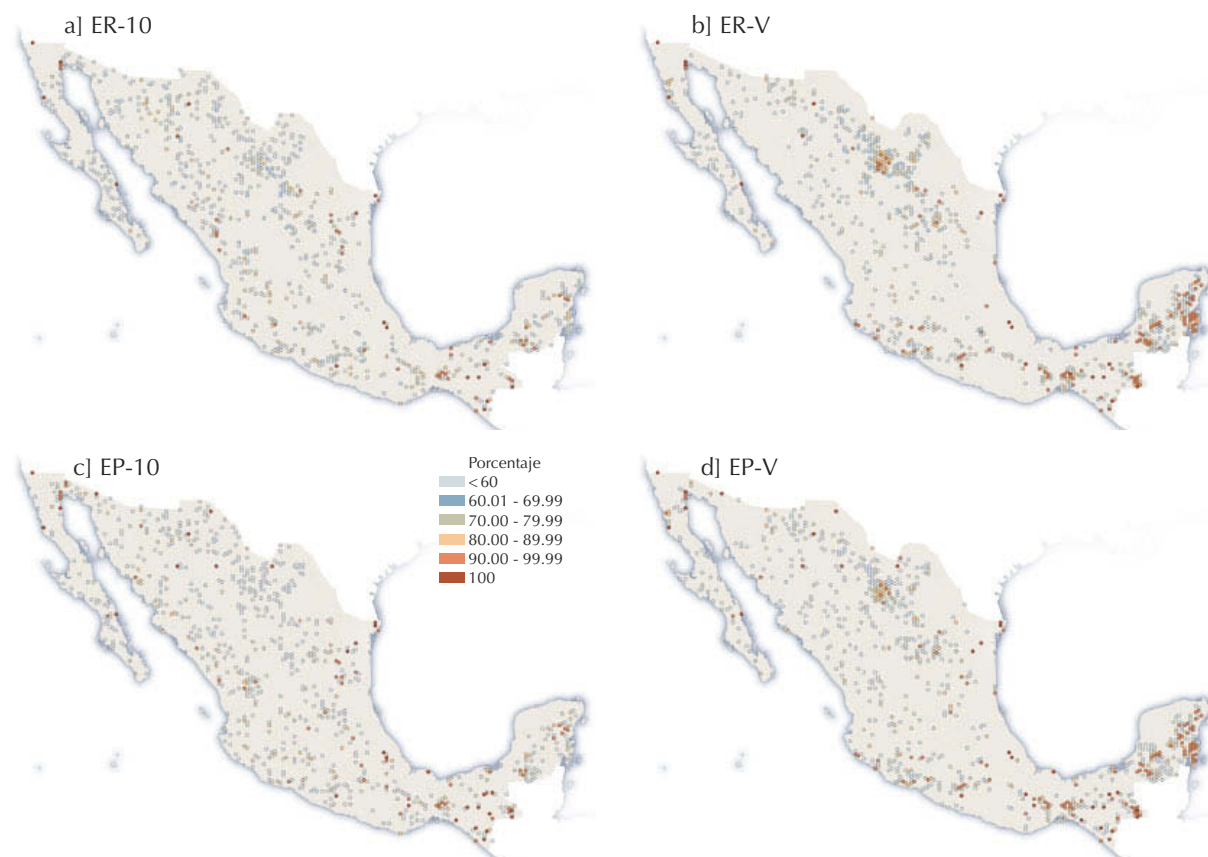
<sup>2</sup> E=probablemente extinta en el medio silvestre; P=en peligro de extinción; A=amenazada. Las NOM-059-SEMARNAT-2001 y 2010 también incluyen la categoría Pr (sujeta a protección especial).

timizar la selección en la que se logren las metas de conservación al menor “costo” y área posible (Ball y Possingham 2000). Los costos en este proceso de priorización son una medida del impacto relativo de diversos factores, principalmente antropogénicos, que constituyen una presión o amenaza a la biodiversidad. Los factores de presión o amenazas fueron seleccionados con base en información sobre sus impactos; sin embargo, no se cuenta con la cartografía a la escala adecuada de todos estos factores para realizar los análisis. Las variables se jerarquizaron en un gradiente de importancia, y se les asignó un valor conforme a sus impactos sobre los ecosistemas (véanse detalles en Koleff *et al.* 2009; Urquiza-Haas *et al.* 2009). Al final de las iteraciones de cada corrida, el algoritmo seleccionó un conjunto de unidades que se denomina “la mejor solución”, y al término de todas las corridas se obtuvo una mejor solución global y un valor de frecuencia de selección para

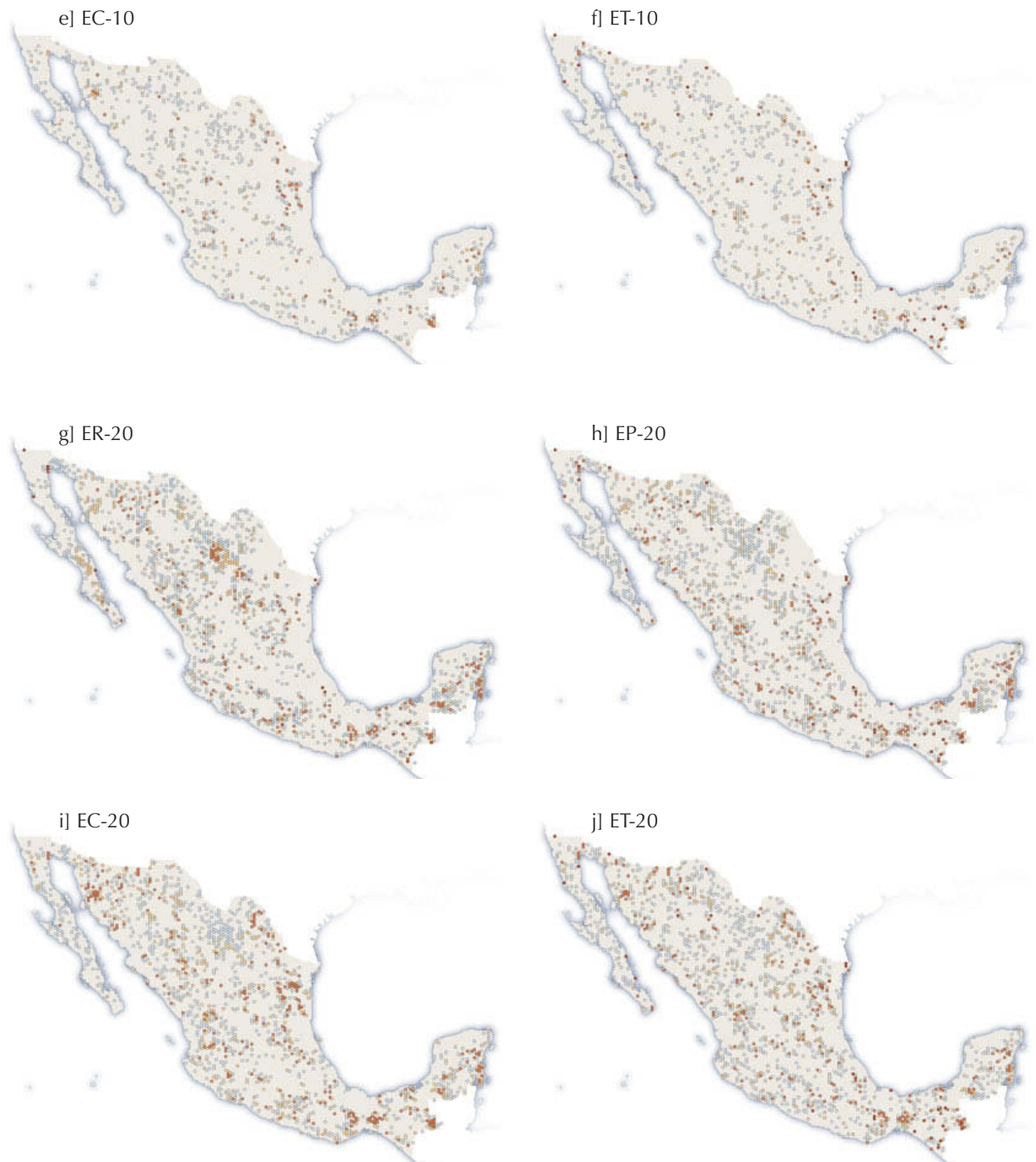
cada unidad que indica su importancia para cumplir con las metas de conservación eficientemente (Ball y Possingham 2000). Finalmente, se examinó la mejor solución global de cada uno de los escenarios para evaluar la representatividad de las especies de mamíferos respecto al número de especies, así como a la proporción del área de distribución de las especies incluida en el sistema de áreas de conservación. En el caso del escenario EP-V también se evaluó el cumplimiento de sus metas de conservación.

## RESULTADOS

Las soluciones de los cuatro escenarios de conservación, con las tres variantes de metas de conservación, difieren tanto en la superficie total, distribución espacial y frecuencia de selección de las unidades de análisis (figuras 6.1a-j), como en el número de especies de mamíferos representadas y el porcentaje de represen-







**Figura 6.1.** Sitios prioritarios para la conservación de los mamíferos terrestres, considerando la mejor solución global de los diferentes escenarios. Las unidades de estudio se representan con base en la frecuencia de selección (*i.e.*, grado de irremplazabilidad).

tación del área de distribución de las mismas. Sin embargo, varios escenarios presentan similitudes en algunos de los aspectos mencionados. Los escenarios que abarcan una mayor superficie del territorio nacional son aquéllos a los que se les asignó una meta de conservación de 20% a cada una de las especies. Al incrementar las metas de conservación (de 10 a 20%) para cada especie se observó una relación directamente proporcional, ya que prácticamente se duplicó el número de unidades de la mejor solución global (cuadro 6.1), aunque es importante señalar que no se incrementa considerablemente el número de especies representadas, sólo aumenta en 8 y 12 especies (que representa un incremento de 1.8 y 2.7%) para los escenarios ER y EC, respectivamente (cuadro 6.2). Los escenarios con metas de conservación de 20%, como era de esperarse, cubren una mayor proporción del área de distribución de las especies (figura 6.2,  $P < 0.001$ ).

Los escenarios ER, EP y ET con metas de conservación de 10% y variables presentaron soluciones similares en cuanto al número de unidades de análisis (767 a 819) y de especies representadas (91.5 a 100%); el porcentaje más bajo de representación y menor número de unidades corresponde a la solución para el escenario ER (cuadros 6.1 y 6.2). En contraste, el escenario EC representa sólo a 82% de las especies de mamíferos, en 826 unidades (cuadros

6.1 y 6.2). El escenario EP, ya sea con metas de conservación variables o de 10% logra representar a la totalidad de especies de mamíferos ( $n = 445$ ) en 819 o 780 unidades, respectivamente (cuadro 6.2).

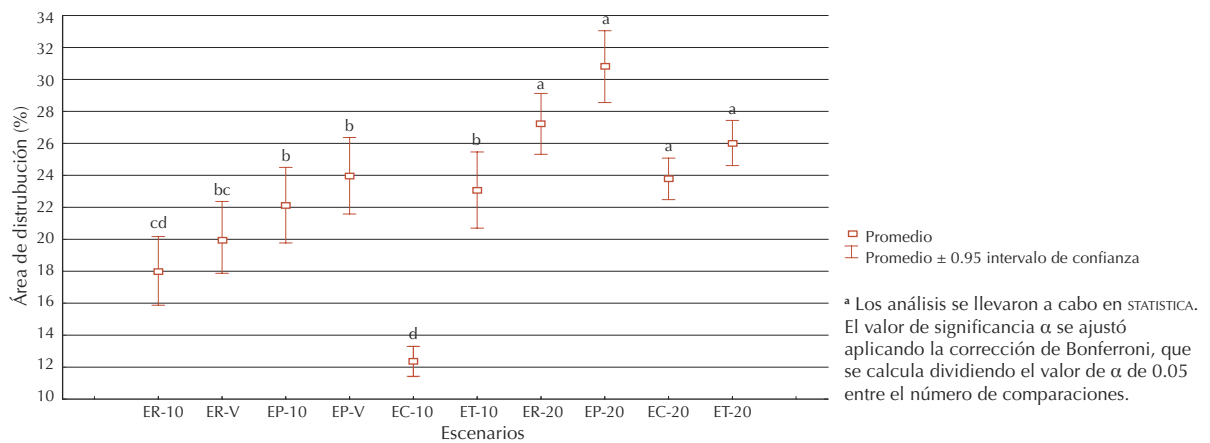
Por otro lado, el escenario ER con metas de conservación de 10% (ER-10), aunque logra representar a un gran porcentaje de las especies totales (92%), no captura una gran proporción de las especies de distribución restringida (34%; cuadro 6.2). El escenario EC con metas de conservación de 10% (EC-10) es el menos eficiente, sobre todo para representar a las especies de distribución restringida, ya que 76.4% de estas especies no se encuentran en esta solución; asimismo, no cubre adecuadamente las especies en riesgo, endémicas y de distribución restringida, ni incluso con una meta de conservación de 20%; cerca o más de un tercio de este grupo de especies no se encuentran en la solución a pesar de que la mejor solución global tiene un mayor número de unidades de análisis que el escenario diseñado para todas las especies de mamíferos (cuadros 6.1 y 6.2); además, en el escenario EC-10 tan sólo 3.6% de estas especies estarían representadas en al menos 20% de su área de distribución (cuadro 6.3a).

Las soluciones con metas de conservación de 10% y variables para los escenarios ER y EP, con el mismo subconjunto de especies, representan a

**Cuadro 6.1.** Comparación de los distintos escenarios para la conservación de los mamíferos terrestres, considerando el número de indicadores utilizados, el tamaño de la solución y su nivel de protección en la red de áreas protegidas

Escenarios	Número de indicadores	Número de unidades	Área (km <sup>2</sup> )	% superficie continental	Coincidencia con AP (%)
ER-10	104	785	194 057	9.90	14.81
ER-V	104	767	191 328	9.77	14.95
EP-10	241	780	194 439	9.92	15.59
EP-V	241	819	201 479	10.28	17.09
EC-10	204	826	206 210	10.52	15.31
ET-10	445	819	201 288	10.27	15.73
ER-20	104	1560	386 817	19.74	27.05
EP-20	241	1571	388 064	19.81	29.66
EC-20	204	1599	398 583	20.34	28.66
ET-20	445	1588	394 647	20.14	28.60

Cuadro 6.2. Número y proporción de especies representadas en los distintos escenarios de conservación					
Criterio	Especies totales <i>n</i> =445	Especies en riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2001: E, P y A; UICN: Cr, En, Vu <i>n</i> =104	Especies prioritarias <i>n</i> =241	Especies endémicas <i>n</i> =128	Especies de distribución restringida <i>n</i> =106
ER-10	409 (91.91%)	104 (100%)	205 (85.06%)	114 (89.06%)	70 (66.04%)
ER-V	407 (91.46%)	104 (100%)	203 (84.23%)	112 (87.50%)	70 (66.04%)
EP-10	445 (100%)	104 (100%)	241 (100%)	128 (100%)	106 (100%)
EP-V	445 (100%)	104 (100%)	241 (100%)	128 (100%)	106 (100%)
EC-10	364 (81.8%)	70 (67.31%)	160 (66.39%)	95 (74.22%)	25 (23.58%)
ET-10	445 (100%)	104 (100%)	241 (100%)	128 (100%)	106 (100%)
ER-20	417 (93.71%)	104 (100%)	213 (88.38%)	119 (92.97%)	78 (73.58%)
EP-20	445 (100%)	104 (100%)	241 (100%)	128 (100%)	106 (100%)
EC-20	376 (84.49%)	72 (69.23%)	172 (71.07%)	99 (77.34%)	37 (34.91%)
ET-20	445 (100%)	104 (100%)	241 (100%)	128 (100%)	106 (100%)



**Figura 6.2.** Cobertura del área de distribución de las especies consideradas en cada uno de los diferentes escenarios. Las letras indican diferencias significativas entre escenarios (Kruskal-Wallis,  $n=4130$ ,  $P<0.001$ ).

casi el mismo número de especies en una superficie relativamente similar; no obstante, una diferencia importante es la distribución espacial y las frecuencias de selección de las unidades de análisis (figuras 6.1a *vs.* b, y c *vs.* d). Las soluciones con metas de conservación variables presentan un mayor número de unidades con frecuencias de selección alta, así como una mayor agrupación de las mismas unidades. Se identifican al menos tres zonas, en las cuales se agrupan sitios con valores altos de frecuencia de

selección: en el norte del Altiplano mexicano entre Laguna del Jaco y Mapimí, en la costa sur del Pacífico mexicano en los estados de Michoacán y Guerrero, y en la zona sur del país en los Chimalapas, la Lacandona y la Selva Maya —entre las reservas de la biosfera de Calakmul y Sian Ka'an— y al norte de Sian Ka'an (figuras 6.1b y 6.d).

En general, los escenarios con metas de conservación de 10% presentan unidades con menor agrupación y con valores menores de frecuencia de selec-

**Cuadro 6.3. Desempeño de los diferentes escenarios en relación con el área de distribución de las especies. Las filas indican el porcentaje de especies en cada una de las categorías conforme a la proporción de su área de distribución (intervalos de 10%). El total indica el porcentaje de especies que están representadas en cada escenario**

<b>a) todas las especies (n = 445)</b>											
Escenario	Proporción del área de distribución de las especies										Total (%)
	<10%	≥10%	≥20%	≥30%	≥40%	≥50%	≥60%	≥70%	≥80%	≥90%	
ER-10	24.27	54.61	2.02	1.57	1.12	2.47	0.22	0.90	0.00	4.72	91.91
ER-V	30.11	39.78	6.74	3.82	1.80	2.47	0.22	1.80	0.00	4.72	91.46
EP-10	13.03	66.07	3.15	2.02	4.04	2.47	0.90	0.90	0.00	7.42	100
EP-V	26.97	43.82	7.64	4.72	4.27	2.47	0.67	2.25	0.00	7.19	100
EC-10	13.26	64.94	1.12	0.67	0.45	0.90	0.00	0.00	0.00	0.45	81.80
ET-10	0.00	77.98	3.82	2.02	4.27	2.25	0.67	1.57	0.00	7.42	100
ER-20	4.94	20.45	52.58	4.94	2.02	2.25	1.57	0.00	0.22	4.72	93.71
EP-20	0.90	12.81	62.70	4.94	4.49	2.92	1.35	1.35	0.67	7.87	100
EC-20	3.37	9.66	63.15	3.60	0.67	1.80	0.67	0.00	0.45	1.12	84.49
ET-20	0.00	0.00	77.53	4.27	3.60	3.82	1.35	1.57	0.22	7.64	100
<b>b) especies prioritarias (n = 241)</b>											
Escenario	Proporción del área de distribución de las especies										Total (%)
	<10%	≥10%	≥20%	≥30%	≥40%	≥50%	≥60%	≥70%	≥80%	≥90%	
ER-10	16.18	44.81	3.73	2.90	2.07	4.56	0.41	1.66	0.00	8.71	85.06
ER-V	25.31	26.14	6.22	6.64	2.90	4.56	0.41	3.32	0.00	8.71	84.23
EP-10	0.00	61.41	5.81	3.73	7.47	4.56	1.66	1.66	0.00	13.69	100
EP-V	23.65	29.88	7.47	7.88	7.88	4.56	1.24	4.15	0.00	13.28	100
EC-10	24.48	35.68	1.66	1.24	0.83	1.66	0.00	0.00	0.00	0.83	66.39
ET-10	0.00	59.75	6.64	3.73	7.88	4.15	1.24	2.90	0.00	13.69	100
ER-20	4.98	13.69	41.91	7.88	3.73	4.15	2.90	0.00	0.41	8.71	88.38
EP-20	0.00	0.00	57.68	7.88	8.30	5.39	2.49	2.49	1.24	14.52	100
EC-20	6.22	17.84	33.20	5.39	1.24	3.32	1.24	0.00	0.83	2.07	71.37
ET-20	0.00	0.00	59.34	7.05	6.64	7.05	2.49	2.90	0.41	14.11	100

ción que los escenarios con metas de conservación de 20% y variables (figuras 6.1a, c, e y f).

Es notable que, independientemente del valor de metas de conservación para los escenarios ER, EP y ET, existen entre 17 y 32 unidades de análisis (16 unidades coinciden para todos los escenarios) que presentan una frecuencia de selección de 100% (*i.e.* irremplazables) y por lo tanto son esenciales para cumplir con las metas de conservación establecidas para las especies seleccionadas. Sin embargo, los escenarios EC no contienen unidades irremplazables, lo cual era de esperarse dado que se trata de especies con áreas de

distribución relativamente de mayor tamaño y, por ello, para cumplir con las metas es posible encontrar varias soluciones que representen a las especies.

Las diferencias entre los escenarios se reflejan también en el área promedio de la distribución de las especies que cubre la mejor solución global, lo que está relacionado con los criterios establecidos en cada caso. En los escenarios con metas de conservación de 10% y variables, el tamaño de las áreas de distribución varía en promedio entre 12 y 24%; el escenario EC presenta el promedio más bajo, y difiere significativamente del resto de los escenarios,



Cuadro 6.3. [concluye]

c) especies en riesgo (n = 104)											
Escenario	Proporción del área de distribución de las especies										Total (%)
	<10%	≥10%	≥20%	≥30%	≥40%	≥50%	≥60%	≥70%	≥80%	≥90%	
ER-10	0.00	64.42	3.85	2.88	1.92	7.69	2.88	0.00	0.00	16.35	100
ER-V	12.50	31.73	6.73	12.50	4.81	9.62	0.00	5.77	0.00	16.35	100
EP-10	0.00	64.42	3.85	1.92	4.81	6.73	0.96	1.92	0.00	15.38	100
EP-V	10.58	35.58	6.73	11.54	8.65	5.77	0.00	5.77	0.00	15.38	100
EC-10	22.12	41.35	0.96	0.96	0.00	1.92	0.00	0.00	0.00	0.00	67.31
ET-10	0.00	60.58	6.73	2.88	4.81	5.77	0.00	3.85	0.00	15.38	100
ER-20	0.00	0.00	63.46	5.77	4.81	6.73	1.92	0.00	0.96	16.35	100
EP-20	0.00	0.00	60.58	4.81	6.73	7.69	0.96	2.88	0.96	15.38	100
EC-20	4.81	15.38	40.38	2.88	0.96	2.88	0.00	0.00	0.00	1.92	69.23
ET-20	0.00	0.00	62.50	1.92	6.73	7.69	0.96	4.81	0.00	15.38	100
d) especies endémicas (n = 128)											
Escenario	Proporción del área de distribución de las especies										Total (%)
	<10%	≥10%	≥20%	≥30%	≥40%	≥50%	≥60%	≥70%	≥80%	≥90%	
ER-10	27.34	43.75	5.47	1.56	1.56	0.78	0.00	1.56	0.00	7.03	89.06
ER-V	32.03	27.34	5.47	5.47	3.91	2.34	0.00	3.91	0.00	7.03	87.50
EP-10	0.00	68.75	8.59	2.34	5.47	3.13	1.56	1.56	0.00	8.59	100
EP-V	29.69	32.03	6.25	6.25	6.25	4.69	0.78	5.47	0.00	8.59	100
EC-10	36.72	33.59	1.56	1.56	0.00	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	74.22
ET-10	0.00	67.19	8.59	1.56	5.47	3.91	1.56	3.13	0.00	8.59	100
ER-20	7.03	23.44	39.84	6.25	3.13	1.56	3.13	0.00	0.78	7.81	92.97
EP-20	0.00	0.00	65.63	9.38	5.47	3.13	2.34	2.34	2.34	9.38	100
EC-20	10.16	26.56	29.69	6.25	0.00	3.13	0.78	0.00	0.78	0.00	77.34
ET-20	0.00	0.00	67.19	8.59	3.13	5.47	1.56	3.91	0.78	9.38	100
e) especies de distribución restringida (n = 106)											
Escenario	Proporción del área de distribución de las especies										Total (%)
	<10%	≥10%	≥20%	≥30%	≥40%	≥50%	≥60%	≥70%	≥80%	≥90%	
ER-10	4.72	10.38	4.72	6.60	4.72	10.38	0.94	3.77	0.00	19.81	66.04
ER-V	4.72	4.72	3.77	8.49	5.66	10.38	0.94	7.55	0.00	19.81	66.04
EP-10	0.00	16.98	9.43	8.49	16.04	10.38	3.77	3.77	0.00	31.13	100
EP-V	4.72	9.43	5.66	10.38	16.98	10.38	2.83	9.43	0.00	30.19	100
EC-10	8.49	4.72	0.94	1.89	1.89	3.77	0.00	0.00	0.00	1.89	23.58
ET-10	0.00	15.09	9.43	8.49	17.92	8.49	2.83	6.60	0.00	31.13	100
ER-20	2.83	4.72	11.32	10.38	7.55	9.43	6.60	0.00	0.94	19.81	73.58
EP-20	0.00	0.00	13.21	11.32	16.98	12.26	4.72	5.66	2.83	33.02	100
EC-20	6.60	1.89	2.83	5.66	1.89	6.60	2.83	0.00	1.89	4.72	34.91
ET-20	0.00	0.00	16.04	9.43	14.15	15.09	5.66	6.60	0.94	32.08	100

salvo el ER-10, mientras que el escenario EP con metas de conservación variables presenta el promedio más alto (figura 6.2). En los escenarios con metas de conservación de 20% los escenarios alcanzan en promedio de entre 24 y 31% del área de distribución de las especies.

En los cuadros 6.3b-e se muestra la proporción de especies considerando varias características: en riesgo de extinción (especies del escenario ER), endémicas, de distribución restringida o prioritarias (especies del escenario EP) conforme al porcentaje del área de distribución de las mismas que es cubierto por los diferentes escenarios. Todos los escenarios cubren las metas de conservación propuestas; así, para los valores de meta de 10%, la mayor proporción de las especies se concentra en el intervalo de 10 a 19% del área de distribución representada en las mejores soluciones globales de los escenarios correspondientes, mientras que para los escenarios con metas de conservación de 20% hay una mayor proporción de especies en el intervalo de 20 a 29%. Los escenarios ER y EP con metas de conservación variables también cumplen con los valores establecidos para cada una de las especies consideradas, que varían entre 5 y 40%, por lo cual los valores difieren en comparación con las de los otros escenarios. Por otro lado, en todos los escenarios se alcanza para una gran proporción de especies (>70%) una meta de conservación superior a 10%. Sin embargo, independientemente del conjunto de especies analizadas, los escenarios EC-10 y EC-20 presentaron una menor proporción de especies en el intervalo que corresponde a más de 90% del área de distribución cubierto por las soluciones de esos escenarios (cuadro 6.3a-e). La diferencia entre los escenarios es particularmente notable para las especies de distribución restringida, en donde el escenario EC-10 es el que tiene un desempeño menos eficiente para cubrir una mayor proporción del área de distribución de este grupo de especies (cuadro 6.3e).

Los escenarios ET con metas de conservación de 10% y EP con metas de conservación variables cubren una superficie similar del país y su solución

global representa a una proporción similar de especies por categoría (cuadros 6.1 y 6.2), aunque difieren en la distribución espacial y la frecuencia de selección de las unidades de análisis (figuras 6.1d y f), así como en la cobertura del área de distribución de las especies; por ejemplo, el escenario EP-V tiene una mayor proporción de especies que están representadas en menos de 10% de su área de distribución, pero una mayor proporción de especies presentan más de 20% de su área de distribución en la mejor solución global, en comparación con el escenario EP-10, aunque no existen diferencias significativas entre los valores promedio ( $P=0.56$ ) (figura 6.2, cuadro 6.3). En general, las metas de conservación establecidas no se cumplen incidentalmente para todas las especies; por ejemplo, el escenario EP-V no cumple las metas establecidas del escenario ET-10 para 27% de las especies (cuadro 6.3a); por el contrario, el escenario ET-10 no cumple con las metas de conservación establecidas para 5.4% de las especies prioritarias (cuadro 6.4). Por otro lado, los escenarios EC-10 y EC-20 son los menos eficientes para cumplir con las metas de conservación establecidas del escenario EP-V (cuadro 6.4).

La superficie de las mejores soluciones globales obtenidas con los cuatro escenarios varía entre 9.8 y 20.3% respecto a la superficie continental del país,

**Cuadro 6.4.** Número de especies prioritarias en cada uno de los escenarios, cuya área de distribución es igual o superior a la meta establecida para el escenario EP-V

Escenario	Número de especies $n=241$
ER-10	178 (73.86%)
ER-V	183 (75.93%)
EP-10	226 (93.78%)
EP-V	241 (100%)
EC-10	125 (51.87%)
ET-10	228 (94.61%)
ER-20	198 (82.16%)
EP-20	230 (95.44%)
EC-20	156 (64.73%)
ET-20	230 (95.44%)

pero sólo entre 14.8 y 29.7% de esta superficie coincide con las áreas protegidas federales, estatales y municipales (Conabio 2010). Se observó una mayor coincidencia con las AP cuando la superficie de la mejor solución global es de mayor tamaño (cuadro 6.1).

## DISCUSIÓN

La planeación sistemática ha demostrado ser una herramienta valiosa para la toma de decisiones, ya que permite enfocar de manera más eficiente los esfuerzos y recursos para la conservación. Sin embargo, no existe hasta el momento conocimiento de base para la mayoría de las especies (ej. “impedimiento lineano y wallaceano”; véase Koleff *et al.* 2009) ni un método universal para establecer los indicadores de la biodiversidad y sus metas de conservación (Tear *et al.* 2005; Favreau *et al.* 2006) que permitan definir con certeza los umbrales de requerimientos de hábitat que garantice la permanencia de las especies a largo plazo, aun si se lograran detener o disminuir los factores de amenaza en los sitios seleccionados como prioritarios. No obstante, a pesar de que existen limitantes en estos análisis, resulta urgente dirigir acciones de conservación y restauración en zonas de alta biodiversidad, de la manera más eficiente posible, considerando el extenso deterioro que han sufrido la biodiversidad y los ecosistemas del país, en particular en los últimos cincuenta años (Challenger *et al.* 2009).

La importancia de realizar este tipo de ejercicios de planeación para el grupo de los mamíferos, como sustitutos de la biodiversidad, es que se trata de un taxón que ha sido fuertemente afectado por la deforestación, la fragmentación, el cambio en el uso del suelo y la introducción de especies exóticas invasoras, ocasionados por actividades antropogénicas. En México, 291 especies de mamíferos o poblaciones de las mismas se incluyen en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en las diversas categorías de riesgo (E, A, P y Pr), que corresponde a cerca de 54% del total de las especies de mamíferos. Por otra parte, muchos de los mamíferos de talla grande y algunos pequeños —como los perritos llaneros— son considerados como especies

clave porque pueden afectar la distribución y diversidad de las comunidades de fauna y flora a las que pertenecen, debido a su función en el ecosistema, por ejemplo, en la relación depredador-presa, a su papel como herbívoros y dispersores de semillas o como ingenieros de los ecosistemas (Ceballos *et al.* 1999; Fritz *et al.* 2002; Galetti *et al.* 2006). La pérdida de depredadores mayores como lobos y osos puede generar cambios en la estructura de las comunidades y causar un efecto en cascada que tiene como consecuencia la liberación de mesodepredadores, como los coyotes, que afectan a presas de diversos taxones, principalmente aves y vertebrados pequeños (Crooks y Soulé 1999; Ritchie y Johnson 2009). Por otro lado, la pérdida de los grandes herbívoros puede tener repercusiones incluso en la relación mutualista entre las especies de hormigas y las plantas (Palmer *et al.* 2008), lo que manifiesta nuevamente la importancia de los mamíferos en la dinámica y funcionamiento de las comunidades naturales y, por lo tanto, su necesidad de protección.

Los resultados de los escenarios analizados muestran que la selección del conjunto de especies consideradas para establecer las metas de conservación afecta la efectividad de las soluciones para representar a otras especies no incluidas desde el inicio en el análisis de priorización; por ejemplo, las especies de distribución restringida estuvieron subrepresentadas en las soluciones diseñadas en el escenario EC, aun con metas de conservación de 20%, mientras que la solución del escenario EP representa a todas las especies analizadas. El hecho de que las soluciones del conjunto de especies prioritarias y amenazadas (EP y ER) logren representar a un mayor número de especies de distribución restringida en comparación con los escenarios EC se explica en gran medida porque estos conjuntos incluyen una gran proporción de estas especies como indicadores (>40%), con metas de conservación que el algoritmo debe buscar cumplir. En este sentido es importante dirigir las acciones de conservación tanto a las especies en riesgo de extinción como a las de distribución restringida, ya que estas últimas generalmente re-

quieren mayores esfuerzos dirigidos para su conservación y son más proclives a ser catalogadas como especies en riesgo en un futuro próximo (Gaston 1994; Tognelli 2005).

Los resultados que obtuvimos son similares a los de Drummond y colaboradores (2010), quienes trabajaron en la provincia de Kalimantan del Este, Indonesia, en la isla de Borneo, en donde las especies en riesgo de extinción, que constituyen cerca de 20% del total de especies de la región, son buenos indicadores, ya que logran representar en la solución global a cerca de 90% del total de especies de mamíferos. De igual manera, Lawler y colaboradores (2003) encontraron que un conjunto de especies de diversos grupos taxonómicos enlistados en por lo menos una categoría de riesgo representan en promedio a 84% del resto de las especies. Por el contrario, las especies en riesgo se encontraron pobremente representadas cuando no se incluyeron en el análisis de los diversos grupos taxonómicos, con un porcentaje de representación de entre 17 y 58%. En nuestro caso, cerca de 30% de las especies en alguna categoría de riesgo (especies del escenario ER) no fueron incluidas en la mejor solución global del escenario EC.

Por otro lado, estudios sobre indicadores reportan que los sistemas de reservas diseñados para un conjunto de especies de vertebrados pueden incluir porcentajes altos de otras especies no consideradas en el análisis de priorización, en particular cuando el grupo indicador contiene un gran número de especies cuyas áreas de distribución abarcan diversas condiciones ecológicas (Moritz *et al.* 2001; Lawler *et al.* 2003; Moore *et al.* 2003; capítulo 7). No obstante, el uso de especies enlistadas en alguna categoría de riesgo como indicador de otras especies no debe considerarse como una panacea y su eficacia puede variar según la región y el grupo taxonómico de interés (Drummond *et al.* 2010). Asimismo, el tamaño de la unidad de análisis utilizada puede ser un factor relevante, ya que existe una mayor probabilidad de representar a un mayor número de especies cuando se utilizan unidades de análisis más amplias; por ejemplo, en el estudio de Lawler y

colaboradores (2003) usaron unidades de 650 km<sup>2</sup>; en el nuestro fueron unidades de 256 km<sup>2</sup> y en el estudio de Drummond y colaboradores (2010) se utilizaron unidades de 1 km<sup>2</sup>. Sin embargo, el tamaño de la unidad de análisis parece no influir de manera importante en la representatividad, ya que en el estudio de Lawler *et al.* (2003), el nivel de representatividad fue en promedio de 84% cuando se utilizaron como indicadores las especies en riesgo, y en nuestro estudio y el de Drummond *et al.* (2010), los niveles de representación fueron muy similares ( $\approx 90\%$ ). Por ello, la representatividad depende del arreglo espacial de las áreas de distribución de las especies, y por ende de sus patrones de diversidad, *i.e.* la riqueza de especies y la diversidad beta.

El uso de especies en riesgo de extinción puede ser inadecuado cuando se usan muy pocas (Andelman y Fagan 2000) y cuando se desea representar a la totalidad de especies conocidas en un sistema de reservas, incluyendo aquellas que son comunes para evitar que se conviertan en amenazadas, que es la idea que sigue el programa GAP en Estados Unidos (USGS GAP Analysis Program. 2011). Sin embargo, seguir esta estrategia para México resulta un reto, debido a la elevada diversidad biológica que alberga el país y el conocimiento aún insuficiente de una gran mayoría de los grupos taxonómicos (Escobar *et al.* 2009). En particular, las regiones con diversidad beta más elevada tenderán a tener soluciones o escenarios con mayor superficie, ya que no será posible lograr la representatividad de todas las especies de interés o cumplir con las metas de conservación en áreas relativamente pequeñas. Por otra parte, es transcendental incluir información sobre los factores de presión y amenaza en el proceso de planeación para tener mayores probabilidades de éxito en la implementación del mismo; no obstante, debido a la pérdida y degradación de los hábitats naturales, los sistemas de sitios prioritarios resultan ser cada vez menos eficientes en términos de su superficie para representar adecuadamente a la mastofauna (Fuller *et al.* 2007; Carwardine *et al.* 2008) y a su vez existen menores probabilidades de ser reemplazados por



otros sitios. En ese sentido, los resultados del presente análisis refuerzan el uso de especies según los criterios establecidos en los talleres de expertos, al representar al menos para los mamíferos la totalidad de especies con las que se cuenta con información sobre su distribución y cubrir con el sistema de sitios prioritarios para la gran mayoría de las especies un porcentaje mayor a 10% del área de su distribución. En términos numéricos sólo es superado por el escenario ET-10; sin embargo, se debe considerar también la configuración del sistema de sitios prioritarios; asimismo, el escenario EP-V permite focalizar mejor los esfuerzos de conservación para aquellas especies que son más vulnerables a la extinción.

Las soluciones que se obtuvieron con los distintos escenarios, con metas de conservación de 10, 20% y variables arrojaron resultados diferentes, aunque el escenario que cumple con las metas de conservación establecidas en la menor área y que presenta una mayor agrupación de sitios prioritarios se obtuvo utilizando metas variables para especies de mamíferos prioritarias (EP-V; cuadro 6.1, figura 6.1d). Una mayor agrupación de los sitios es relevante para el diseño de reservas, ya que la conectividad entre ecosistemas y hábitats aumenta la probabilidad de mantener poblaciones viables de especies de flora y fauna, así como la preservación de servicios ecológicos y procesos evolutivos a largo plazo (Margules y Sakar 2009; DeFries 2010; Sampaio *et al.* 2010).

Los sitios que pueden considerarse de mayor prioridad son aquellos que fueron seleccionados siempre, *i.e.* 100% de las veces en las “mejores soluciones globales”, ya que corresponden a sitios que albergan especies que no se encuentran en otros sitios o porque son trascendentales para cumplir eficientemente con las metas de conservación establecidas. En este estudio, la distribución espacial de las unidades de análisis y su frecuencia de selección —que indica la irremplazabilidad de las unidades— difiere entre los escenarios. En general los sitios seleccionados en los escenarios con metas de conservación de 10% se encuentran dispersos a lo largo del territorio nacional (véanse figuras 6.1a-f). En contraste,

los dos escenarios con metas de conservación variables presentan un patrón de concentración de sitios irremplazables en el norte del Altiplano mexicano entre la Laguna del Jaco y Mapimí, en la costa sur del Pacífico mexicano en los estados de Michoacán y Guerrero, y en la zona sur del país en los Chimalapas, la Lacandona y la Selva Maya entre las reservas de la biosfera de Calakmul y Sian Ka'an y al norte de Sian Ka'an, entre otros (figuras 6.1b y d). A pesar de la similitud de ambos escenarios en cuanto al patrón de dispersión de sitios, el que considera las especies prioritarias (EP-V) presenta un porcentaje mayor de coincidencia con las AP (cuadro 6.1) y logra representar a una mayor proporción de especies en las diferentes categorías en comparación con el escenario ER-V (cuadro 6.2). Con base en patrones de riqueza, concentración de especies endémicas y en riesgo, Ceballos y colaboradores (1998), identificaron también a los Chimalapas, la Lacandona, los Tuxtlas y las selvas secas del Pacífico mexicano como regiones prioritarias para la conservación de los mamíferos.

Las especies de distribución restringida están en su mayoría representadas en los diferentes escenarios analizados, excepto en el que considera únicamente a las especies comunes (EC, cuadro 6.2). Adicionalmente, cerca de 30% de las especies de distribución restringida tienen en los escenarios EP y ET más de 90% de su área de distribución, independientemente del valor de las metas de conservación establecidas (cuadro 6.3 e). Las especies de distribución restringida y endémicas son más vulnerables ante los eventos naturales adversos y las actividades humanas (Ceballos *et al.* 1998; Gaston 2003; Jenkins y Giri 2008), por lo que es recomendable incluir estas especies explícitamente en la selección de áreas de conservación, más aún si se considera que 90% de las especies endémicas de mamíferos de México presentan distribución restringida equivalente o menor a 20% de la superficie del país y su permanencia depende enteramente de enfocar acciones de conservación.

La coincidencia espacial de las mejores soluciones de todos los escenarios con las áreas protegidas

es muy similar al resultado obtenido para el análisis nacional que incluyó a otros grupos de vertebrados terrestres y a otros elementos de la biodiversidad (ej. tipos de vegetación, especies de plantas; Koleff *et al.* 2009). Estos resultados, en conjunto con los de Ceballos (2007) y Vázquez y Valenzuela-Galván (2009) muestran que aún existen importantes va-

cíos y omisiones en conservación para los mamíferos terrestres, a pesar de ser uno de los grupos que han captado la mayor atención para su estudio y por parte de diversas organizaciones de la sociedad (véanse los estudios a escala nacional y global de priorización llevados a cabo para el grupo de los mamíferos en el cuadro 6.5).

**Cuadro 6.5. Síntesis de los principales estudios realizados en la última década, enfocados a la planeación sistemática para la conservación de los mamíferos terrestres, considerando en primer lugar los estudios a escala global en los que está incluido México**

Ámbito (región)	Número de especies	Unidades de análisis	Principales resultados	Referencia
Global	4 795	10 000 km <sup>2</sup>	Para representar al menos una vez a todas las especies se requiere ~4.2% de la superficie terrestre; en cambio se requiere ~11% de la superficie para incluir al menos 10% del área de distribución de cada una de ellas.	Ceballos <i>et al.</i> 2005
Global	4 795	10 000 km <sup>2</sup>	En comparación con los resultados de Ceballos <i>et al.</i> (2005) se logró minimizar el conflicto con áreas agrícolas y el costo de oportunidad en 50%, mientras que el número de celdas prioritarias se incrementó en 2%.	Carwardine <i>et al.</i> 2008
Regional (del mundo) (México, la región florística del Cabo en Sudáfrica y el oeste de Europa)	179 (aves y mamíferos), 316 (plantas), 1 200 (plantas)	1 km <sup>2</sup> , 1.8 km <sup>2</sup> , 50 km <sup>2</sup> , respectivamente	Las áreas prioritarias se determinaron con base en el efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de las especies. Las acciones tempranas para establecer nuevas áreas protegidas basadas en los escenarios futuros tienen el potencial de ser más efectivas y menos costosas en términos económicos.	Hannah <i>et al.</i> 2007
Nacional	799 aves, 727 mamíferos, 346 anfibios	0.25° × 0.25°	Se requieren 94 del total de 3 040 celdas para cubrir todas las especies que no están representadas en el sistema de reservas, las cuales en la mayoría de los casos no generan conflictos con las actividades humanas (asentamientos establecidos, uso del suelo y productividad agrícola).	Brandon <i>et al.</i> 2005
Nacional	462	La extensión de las AP varió entre <1000 y >2.5 × 10 <sup>6</sup> ha	76% de los mamíferos terrestres están registrados en 30 AP que cubren 3.8% del territorio. Además, 55% de las especies endémicas, 45% con distribución restringida y 59% de las especies en riesgo están representadas al menos una o dos veces dentro de la red de AP.	Ceballos 2007
Nacional	86	0.5° × 0.5°	En un periodo de 30 años, 90% de las especies han reducido su área de distribución con base en modelos de nicho ecológico. Para el año 2000 se estimó 90% más de área para cubrir adecuadamente las especies endémicas que el área que se requería en 1970.	Fuller <i>et al.</i> 2007
Nacional	28 (carnívoros en riesgo)	0.5° × 0.5°	Las áreas de mayor riqueza de carnívoros coinciden en 68.3% con las áreas donde se presenta el mayor número de especies en riesgo, ubicadas en la región sureste de México.	Valenzuela-Galván y Vázquez 2008

Cuadro 6.5 [concluye]				
Ámbito (región)	Número de especies	Unidades de análisis	Principales resultados	Referencia
Nacional	423	0.5° × 0.5°	En 63 AP están representadas 373 especies por lo menos una vez; 67% de las especies endémicas, 69.1% consideradas en riesgo por la UICN y 77.5% de las enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 están cubiertas por AP terrestres en 38 celdas para representarlas por lo menos una vez.	Vázquez y Valenzuela-Galván 2009
Regional (Eje Neovolcánico)	Mamíferos no voladores	0.04° × 0.04°	Las áreas prioritarias identificadas en conjunto con 13 áreas protegidas de la región permiten establecer corredores, considerando vegetación remanente en buen estado de conservación.	Sánchez-Cordero <i>et al.</i> 2005
Regional (Eje Neovolcánico)	99	0.1° × 0.1°	Considerando 39 áreas protegidas en la zona de estudio, los sitios prioritarios cubren 9.1% del Eje Neovolcánico; en cambio, las áreas prioritarias seleccionadas a partir de especies raras cubren 6%. Con el fin de establecer conectividad espacial entre los sitios seleccionados, en ambos casos se requiere adicionalmente 1.5% del área total de la región.	Fuller <i>et al.</i> 2006
Regional (Oaxaca)	183	0.1° × 0.1°	Al considerar el hábitat de las seis especies endémicas, se requiere mantener 11.36% del territorio de Oaxaca. Al incluir 45 especies en alguna categoría de riesgo, todo el estado es prioritario. Al restringir el área dedicada a la conservación de 5 a 30%, las soluciones integran partes de la Sierra Mazateca, la Sierra Mixteca, la Sierra Madre del Sur, los Valles Centrales y las partes bajas del Pacífico.	Illoldi-Rangel <i>et al.</i> 2008

## CONCLUSIONES

Las especies en riesgo, junto con las especies endémicas y de distribución restringida resultaron ser buenos indicadores en el diseño de áreas de conservación para los mamíferos terrestres; excluirlas del proceso generó soluciones menos eficientes en términos de superficie y número de especies representadas en las mismas. Ante la transformación de los ecosistemas naturales y los recursos limitados para las acciones de conservación, asegurar la permanencia y recuperación de las especies vulnerables es sin duda un reto de gran magnitud que debemos enfrentar.

Como primer paso para la conservación efectiva se encuentra la planeación sistemática en la cual es de vital importancia incluir explícitamente las especies raras y en riesgo en la identificación de prioridades y el diseño de redes de reservas y de otras

áreas dedicadas a la conservación, así como cubrir los actuales vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad. En la última conferencia del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD 2010), las partes exhortaron a incrementar el número y la extensión de áreas protegidas para lograr 17% de la superficie de los países en el ámbito terrestre y 10% en el ámbito marino. Estos acuerdos impulsarán el establecimiento de nuevas áreas protegidas, como ya se venía dando desde la década de 1980 (Conabio *et al.* 2007a). Por ello, es fundamental contar con información actual y precisa sobre la distribución de diversos elementos de la biodiversidad, así como tener información sobre la abundancia de las especies y sus interacciones bióticas, para que los análisis sistemáticos como el que aquí se presenta permitan orientar de una manera más eficiente los esfuerzos de conservación en el país.

## Agradecimientos

A todos los que contribuyeron con datos, información, ideas y sugerencias para el desarrollo de este capítulo y los análisis de vacíos y omisiones en conservación. En especial a Gerardo Ceballos, Andrés Lira-Noriega, Melanie Kolb, Patricia Illoldi, Víctor Sánchez Cordero y los cientos de investigadores que han documentado la diversidad de la mastofauna de México. Agradecemos en particular la revisión de Enrique Martínez Meyer, cuyos comentarios enriquecieron y mejoraron este capítulo.

## REFERENCIAS

- Andelman, S.J., y W.F. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *PNAS* **98**:5954-5959.
- Baena, M.L., G. Halffter *et al.* 2008. Extinción de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 263-282.
- Ball, I.R., y H.P. Possingham. 2000. *Marxan (v1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual*. The University of Queensland, Brisbane.
- Brandon, K., L.J. Gorenflo, A.S.L. Rodrigues y R.W. Waller. 2005. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Development* **33**:1403-1418.
- Carwardine, J., K.A. Wilson, G. Ceballos, P.R. Ehrlich, R. Naidoo *et al.* 2008. Cost-effective priorities for global mammal conservation. *PNAS* **105**:11446-11450.
- CBD. 2010. *A new era of living in harmony with nature is born at the Nagoya Biodiversity Summit*. Press release. Disponible en <<http://cbd.int/doc/press/2010/pr-2010-10-29-cop-10-en.pdf>>
- Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: The efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* **17**:569-578.
- Ceballos, G. 2008. *Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis Gap*. EcoCiencia, S.C. Informe final SNIB-Conabio, proyecto DS006, México.
- Ceballos, G., P. Rodríguez y R.A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* **8**:8-17.
- Ceballos, G., J. Pacheco y R. List. 1999. Influence of prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments* **41**:161-172.
- Ceballos, G., y G. Oliva (coords.). 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Conabio-Fondo de Cultura Económica, México.
- Ceballos, G., P.R. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar y J.P. Fay. 2005. Global mammal conservation: What must we manage? *Science* **309**:603-607.
- Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. 2006. *Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis Gap*. Instituto de Biología, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto DS006, México.
- Ceballos, G., A. García y P.R. Ehrlich. 2010. The sixth extinction crisis. Loss of animal populations and species. *Journal of Cosmology* **8**:1821-1831.
- Chan, K.M., R.M. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood y G.C. Daily. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLOS Biology* **4**:376-379.
- Challenger, A., R. Dirzo, *et al.* 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 37-73.
- Conabio (comp.). 2010. *Mapa de áreas naturales protegidas para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007 a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007b. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Crooks, K.R., y M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* **400**:563-566.
- Dobson, A.P. 1996. *Conservation and Biodiversity*. Scientific American Library, Nueva York.
- DeFries, R., K.K. Karanth y S. Pareeth. 2010. Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation* **143**:2870-2880.
- Drummond, S.P., K.A. Wilson, E. Meijaard, M. Watts, R. Dennis *et al.* 2010. Influence of a threatened-species focus on conservation planning. *Conservation Biology* **24**:441-449.
- Egoh, B., M. Rouget, B. Reyers, A.T. Knight, M.R. Cowling *et al.* 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* **63**:714-721.
- Escobar, F., P. Koleff y M. Rös. 2009. Evaluación de capacidades para el conocimiento: El Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) como un estudio de caso, en *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*. Conabio y PNUD, México, pp. 23-49.
- Favreau, J.M., C.A. Drew, G.R. Hess, M.J. Rubino, F.H. Koch y K.A. Eschelbach. 2006 Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation* **15**:3949-3969.



- Fritz, H., P. Duncan, I.J. Gordan y A.W. Illius. 2002. Megaherbivores influence trophic guilds structure in African ungulate communities. *Oecologia* 131:620-625.
- Fuller, T. M., Munguía, M., Mayfield, V., Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 13:131-142.
- Fuller, T., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134:593-600.
- Galetti, M., C.I. Donatti, A.S. Pires, P.R. Guimarães y P. Jordano. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: The combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of Linnean Society* 151:141-149.
- Gaston, K.J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall Ltd, Londres.
- Gaston, K.J. 2003. *The Structure and Dynamics of Geographical Ranges*. Oxford University Press, Oxford, RU.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman, M. Araújo, G. Hughes et al. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:131-138.
- Illoldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 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.
- Isaac, N.J.B., S.T. Turvey, B. Collen, C. Waterman y J.E.M. Baillie. 2007. Mammals on the edge: Conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS ONE* 2:e296.
- Jenkins, C.N., y C. Giri. 2008. Protection of mammal diversity in Central America. *Conservation Biology* 22:1037-1044.
- Joseph, L.N., R.F. Maloney y H.P. Possingham. 2009. Optimal allocation of resources among threatened species: A project prioritization protocol. *Conservation Biology* 23:328-338.
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega et al. 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital Natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- Lawler, J.J., D. White, J.C. Sifneos y L.M. Master. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17:875-882.
- Margules, C., y R. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Margules, C., y S. Sarkar. 2009. *Planeación sistemática de la conservación*. UNAM-Conanp-Conabio, México.
- Mattson, K.M., y P.L. Angermeier. 2007. Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. *Environmental Management* 39:125-138.
- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen et al. 2003. Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17:207-218.
- Moritz, C., K.S. Richardson, S. Ferrier, G.B. Monteith, J. Stanisic et al. 2001. Biogeographical concordance and efficiency of taxon indicators for establishing conservation priority in a tropical rainforest biota. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268:1875-1881.
- Palmer, T.M., M.L. Stanton, T.P. Young, J.R. Goheen, R.M. Pringle y R. Karban. 2008. Breakdown of an ant-plant mutualism follows the loss of large herbivores from an African savanna. *Science* 319:192-195.
- Possingham, H.P., S.J. Andelman, M.A. Burgman, R.A. Medellin, L.L. Master y D.A. Keith. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17:503-507.
- Ritchie, E.G., y C.N. Johnson. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecological Letters* 12:982-998.
- Rondinini, C., y L. Boitani. 2006. Differences in the umbrella effects of African amphibians and mammals based on two estimators of the area of occupancy. *Conservation Biology* 20:170-179.
- Sampaio, R., A.P. Lima, W.E. Magnusson y C.A. Peres. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity Conservation* 19:2421-2439.
- Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Munguía y S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity content using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11-23.
- Sarukhán, J., et al. 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México.
- Soulé, M.E., y M.A. Sanjayan. 1998. Conservation targets, do they help? *Science* 279:2060-2061.
- Stockwell, D., y D. Peters. 1999. The GARP modeling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13:143-158.
- Tear, T., P. Kareiva, P. Angermeier, P. Comer, B. Czech, et al. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55:835-849.
- Tognelli, M.F. 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation* 121:409-417.
- Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón. 2009. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *Gap Bulletin* 16:70-80.
- USGS GAP Analysis Program. 2011. GAP: Keeping common species common, en <<http://gapanalysis.nbii.gov>> (consultado en abril de 2011).
- Valenzuela Galván, D., y L.B. Vázquez. 2008. Prioritizing areas for conservation of Mexican carnivores considering natural protected areas and human population density. *Animal Conservation* 11:215-223.
- Vázquez, L.B., y D. Valenzuela-Galván. 2009. ¿Qué tan bien representados están los mamíferos mexicanos en la red federal de áreas naturales protegidas del país? *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:249-258.



## 7 SELECCIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS VERTEBRADOS TERRESTRES: ¿ES POSIBLE USAR UN GRUPO COMO INDICADOR?

*Tania Urquiza-Haas, Patricia Koleff, Andrés Lira-Noriega,  
Melanie Kolb, Jesús Alarcón*

### RESUMEN

En las dos últimas décadas se han desarrollado planteamientos sistemáticos con el fin de identificar objetivamente áreas prioritarias para implementar instrumentos de conservación *in situ*, y así maximizar la distribución y el manejo de los escasos recursos que se destinan a la conservación de la biodiversidad. El propósito del presente trabajo es evaluar si un sistema de áreas terrestres para la conservación diseñado para un taxón de vertebrados es adecuado para representar al resto de los taxones de vertebrados. Se usaron los datos y criterios para identificar los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre que forman parte de los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad de México. Se diseñaron sistemas de sitios prioritarios para cada uno de los taxones de vertebrados terrestres (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) con el algoritmo de optimización del programa Marxan. El sistema de sitios identificados para el grupo de los anfibios tuvo un área menor (477 unidades de planeación de 256 km<sup>2</sup>) al de los otros grupos, mientras que el sistema identificado para aves fue tres veces mayor. Los sistemas diseñados para anfibios y reptiles logran representar a una mayor proporción de especies de los otros grupos (80 y 86%, respectivamente), mientras que el diseñado para aves fue el menos eficiente para representar a las especies de los otros taxones (*i.e.*, representó al menor número de especies en un área mayor). Se estimó que en promedio los sitios prioritarios para anfibios y aves logran representar en una superficie de igual tamaño a 80.1 y 60.9% de las especies de los otros grupos, respectivamente. Por el contrario, las especies de aves se encontraron representadas casi en su totalidad (97.8%) en los sistemas diseñados para los otros taxones. Los resultados indican que ningún sistema de áreas para la conservación diseñado para un solo taxón es adecuado para los otros grupos; sin embargo, los reptiles y anfibios son mejores indicadores (sustitutos de la biodiversidad), ya que logran representar un porcentaje muy alto de los otros grupos.





GC



MAS



MAS



CN

### ABSTRACT

Over the last two decades, systematic approaches have been developed aimed at the identification of priority areas for the implementation of in situ conservation strategies, in order to optimize the distribution and management of the scarce resources allocated to biodiversity conservation. The purpose of this study is to determine whether a system of land areas for conservation designed for one vertebrate taxon can be appropriate for the rest of the vertebrate taxa. The study utilized the data and criteria that were generated in the identification of priority sites, as part of the gap analyses in terrestrial biodiversity conservation in Mexico. Conservation area systems were generated for each taxon of terrestrial vertebrates (amphibians, reptiles, birds, and mammals) with the optimization algorithm of the Marxan program. The system of conservation areas identified for the group of amphibians had a smaller area (477 planning units of 256 km<sup>2</sup>) than the other

groups, while the system identified for birds was three times larger. Systems designed for amphibians and reptiles were able to represent a higher proportion of species from other groups (80% and 86% respectively), while the system designed for birds was to the least effective for the species of the other taxa (i.e. it represented the lowest number of species over a larger area). It was estimated that the priority sites for amphibians and birds are, on average, able to represent, within an area equal in size, 80.1% and 60.9% of the species of other groups, respectively. By contrast, bird species were represented almost entirely (97.8%) by the systems designed for other taxa. The results indicate that, while no conservation area system designed for a single taxon is entirely appropriate for the other groups, the reptiles and amphibians are the most effective indicators (surrogates), since they achieve the representation of a very high percentage of the other groups.



## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas del planeta y la biodiversidad que albergan han sido fuertemente impactados por actividades antropogénicas. El factor de cambio más importante en los ambientes terrestres ha sido el cambio de uso del suelo; en los últimos tres siglos se perdió 40% de la cobertura forestal nativa mundial, y la extensión de las áreas agrícolas alcanzó 30% de la superficie terrestre (Nelson 2005; Shvidenko *et al.* 2005). Se ha documentado que un elevado número de especies (entre 10 y 50% del total) de los grupos taxonómicos mejor estudiados (mamíferos, aves, anfibios, coníferas y cícadas) están amenazadas o en peligro de extinción (MA 2005).

Una de las estrategias globales más consolidadas para aminorar la crisis de la biodiversidad ha sido el establecimiento de áreas protegidas (AP), tanto en ambientes terrestres como marinos (Balmford *et al.* 2004; Chape *et al.* 2005). Actualmente la red mundial de AP cubre cerca de 20 millones de km<sup>2</sup>, que representan 12.2% de la superficie terrestre (Chape *et al.* 2005). Sin embargo, la mayoría de las AP se ha seleccionado de acuerdo con criterios que no aseguran la adecuada representación de la biodiversidad de una región dada; por ejemplo, la mayoría de ellas se ha seleccionado por su valor escénico o recreacional o se han decretado en lugares remotos o en zonas no aptas para actividades comerciales. Por este sesgo en la distribución de las AP, en la década de los ochenta se empezó a desarrollar el campo de la planeación sistemática para la conservación, con el propósito de identificar áreas prioritarias en donde se pudieran implementar estrategias de conservación *in situ* para lograr la protección de una porción viable y representativa de la biodiversidad y así distribuir mejor los escasos recursos que se destinan al manejo de la biodiversidad (Rodrigues *et al.* 2004; Gaston *et al.* 2002; Sarkar *et al.* 2006).

La planeación sistemática para la conservación es un enfoque para proponer redes o sistemas de áreas para la conservación siguiendo una serie de pasos; algunos de ellos son indispensables para identificar dichas áreas prioritarias, como los siguientes:

1] compilar, evaluar y depurar los datos sobre la biodiversidad de la región de interés; 2] identificar los sustitutos o indicadores (*surrogates* en inglés) que pueden representar dicha biodiversidad, y 3] establecer objetivos y metas de conservación para los sustitutos (Margules y Sarkar 2009).

Los sustitutos pueden ser elementos del paisaje, tipos de hábitats, especies o combinaciones de varios de estos elementos y se utilizan debido a que la biodiversidad es un concepto complejo, imposible de estimar o cuantificar en su totalidad (Williams *et al.* 2002; Sarkar *et al.* 2006; Maclaurin y Sterelny 2008), más aún si se consideran los sesgos y deficiencias en el conocimiento sobre los organismos. Incluso, existen diferencias notables en las estimaciones del número de especies que habitan la Tierra (Llorente-Bousquets y Ocegueda 2008) y se supone que se conoce menos de una cuarta parte de ellas (Hawksworth y Kalin-Arroyo 1995; Mace 2004).

Entre los diferentes sustitutos de la biodiversidad con frecuencia se ha propuesto utilizar el grupo de vertebrados terrestres como sustituto para otros, argumentando el mayor conocimiento que se tiene sobre ellos y que se trata de un grupo paraguas.<sup>1</sup> En este sentido, la eficacia del planteamiento de usar sustitutos depende del grado en que su conservación permite la protección, de manera simultánea, de otros taxones o elementos de biodiversidad que no se incluyen en el proceso de planeación (Reyers *et al.* 2000; Franco *et al.* 2009). Un elemento clave en la planeación sistemática de la conservación es la disponibilidad de datos comparables y de buena calidad (Van Wyngaarden y Fandiño-Lozano 2005), ya que se ha documentado que el uso de datos sesgados reduce la eficacia en la selección de áreas para la conservación (Grand *et al.* 2007). Idealmente se requieren datos de distribución y abundancia de

<sup>1</sup> Una especie paraguas se define como una especie cuya conservación conferiría protección a un gran número de especies que coexisten naturalmente. Este concepto ha sido propuesto como una herramienta para seleccionar sitios a incluir en redes de reservas, entre otros (Roberge y Angelstam 2004).

especies y de hábitats (Williams *et al.* 2002); sin embargo, a pesar de los grandes esfuerzos por documentar la biodiversidad en los ámbitos global y nacional, los datos son insuficientes para la mayoría de los grupos, además de tener una baja representación geográfica (Mace *et al.* 2005). Ejemplo de ello es el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), que es la fuente de información que integra un mayor número de registros de ejemplares recolectados en nuestro país, albergados en colecciones científicas de México y el extranjero; en 2009 ya contenía más de 3.5 millones de registros únicos de 594 bases de datos taxonómico-biogeográficas (Conabio 2009) que representaban apenas 17.6% de las especies conocidas para México (excluyendo a las gimnospermas y briofitas) (Escobar *et al.* 2009).

Los vertebrados terrestres son uno de los grupos de organismos mejor estudiados (Koleff *et al.* 2008; MA 2005), y entre ellos el grupo de las aves es uno de los que ha recibido mayor atención nacional e internacional. Por ejemplo, en 1981 comenzó el Programa de las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves, que ha promovido la formación de una red de sitios para proteger la avifauna global (O'Dea *et al.* 2006). En México el programa promovió la delimitación de las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves o AICA (véanse detalles en Arriaga Cabrera *et al.* 2009). Asimismo, existen ejemplos de esfuerzos importantes para monitorear poblaciones de aves con ayuda de la ciudadanía (Soberón *et al.* 2008; BBS 2007; Conabio 2009; véase capítulo 5).

Otro de los análisis frecuentemente utilizados para identificar posibles sustitutos consiste en cuantificar la correlación entre los patrones de riqueza o rareza de especies de los diferentes grupos. Sin embargo, una alta correlación espacial no necesariamente indica la eficiencia de un grupo como indicador, por lo que es necesario verificar hasta qué punto el sistema de sitios prioritarios diseñado con la información de un grupo captura la diversidad de otros grupos taxonómicos (Pinto *et al.* 2008, Moore *et al.* 2003; Rondinini y Boitani 2006; Lawler *et al.* 2003).

El propósito de este capítulo es evaluar si un sistema de áreas para la conservación diseñado para un taxón de vertebrados terrestres es adecuado para representar y cumplir con las metas cuantitativas de conservación asignadas a las especies prioritarias<sup>2</sup> de otros taxones de vertebrados terrestres. Se tomó como punto de partida los datos y criterios existentes para identificar sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre que forman parte de los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad de México, resultado de un esfuerzo coordinado en el que participaron varias instituciones de diferentes sectores, con más de 200 expertos (véase Koleff *et al.* 2009).

## MÉTODOS

### Selección de sitios prioritarios

Las áreas de distribución de las especies de vertebrados terrestres fueron estimadas a partir de modelos de distribución potencial (utilizando métodos de modelado de nicho ecológico) generados y editados por grupos de expertos para cada uno de los taxones de vertebrados terrestres y con base en datos del SNIB (mamíferos: Ceballos *et al.* 2006; aves: Navarro-Sigüenza y Peterson 2007; anfibios y reptiles: Ochoa-Ochoa *et al.* 2006) mediante el algoritmo GARP (Stockwell y Peters 1999), a una resolución espacial de 1 km<sup>2</sup> (véanse detalles en Koleff *et al.* 2009; Urquiza-Haas *et al.* 2009). Los modelos de distribución potencial considerados para el análisis corresponden a 83.7, 86.4, 86.0, 87.3% de las especies conocidas para México de anfibios, reptiles, aves y mamíferos, respectivamente<sup>3</sup> (Llorente-Bousquets y Ocegueda 2008; Koleff *et al.* 2009). La selección de las especies y la asignación de metas de

<sup>2</sup> El término especies prioritarias hace referencia a las especies seleccionadas a las que se asignó meta de conservación de acuerdo con los criterios establecidos para ello (véase metodología).

<sup>3</sup> Por falta de registros georreferenciados no fue posible generar modelos de nicho ecológico para todas las especies conocidas para México.

conservación (expresadas en proporción de su área de distribución) se fundamentó en los criterios determinados por el grupo de expertos que participó en los talleres realizados entre 2005 y 2006 para definir el proceso de análisis antes referido (Conabio *et al.* 2007a,b; Koleff *et al.* 2009). Se asignaron valores para las metas de conservación dependiendo de si la especie: 1] es endémica al país; 2] tiene distribución restringida (utilizando como umbral el cuarto cuartil de la curva del tamaño de las áreas de distribución para cada grupo); 3] está enlistada en alguna de las tres categorías de mayor riesgo (E, P y A) en la NOM-059-SEMARNAT-2001;<sup>4</sup> 4] está enlistada en alguna de las tres categorías de mayor riesgo (Cr, En, Vu)<sup>5</sup> en la lista roja de la UICN, y 5] se encuentra en el Apéndice I o II de la CITES. Las metas de conservación se asignaron con base en la suma de los valores para cada uno de los criterios antes mencionados, los cuales variaron entre 5 y 40% del área geográfica de distribución de la especie en cuestión (véanse detalles en Koleff *et al.* 2009). De un total de 303 especies de anfibios, 695 de reptiles, 943 aves y 467 de mamíferos para los cuales se contaba con modelos de distribución potencial, se seleccionaron con los criterios de asignación de metas de conservación 208 (68.6%), 424 (61.0%), 273 (29.0%) y 241 (51.8%) especies, respectivamente. Se consideraron únicamente especies continentales y para el caso de las aves los expertos consideraron pertinente incluir sólo a las de residencia permanente.

Para la identificación de los sitios prioritarios para la conservación se usó el programa Marxan, que permite identificar una combinación de unidades de planeación que cumplirá con un costo mínimo y en un

área mínima las metas cuantitativas para cada una de las especies o elementos de la biodiversidad seleccionados (Ball y Possingham 2000). Los *costos* de cada una de las unidades de planeación se asignaron con base en 19 variables que representan distintos factores de presión sobre los ecosistemas (véanse detalles en Koleff *et al.* 2009; Urquiza-Haas *et al.* 2009).

El programa Marxan se ejecutó con 10 000 corridas, cada una con 1 000 000 de iteraciones. El programa comienza las simulaciones con un conjunto aleatorio de unidades de planeación, en este caso hexágonos de 256 km<sup>2</sup>, y en cada una de las iteraciones desecha y adiciona nuevas unidades. Los cambios en la selección de las unidades de planeación que mejoran el valor de la función objetivo<sup>6</sup> son retenidos, mientras que otros se aceptan con cierta probabilidad que disminuye conforme avanzan las iteraciones. De esta manera el algoritmo tiene la posibilidad de evaluar todos los conjuntos de unidades en la búsqueda de una solución casi óptima. Al final de las iteraciones de cada corrida, el algoritmo selecciona un conjunto de unidades que se denomina la mejor solución, y al término de todas las corridas se obtienen una mejor solución global y un valor de frecuencia para cada unidad que indica el número de veces que fueron seleccionados por el algoritmo (Ball y Possingham 2000). Este procedimiento se hizo por separado para cada uno de los taxones de vertebrados terrestres usando sus distribuciones y el conjunto de 19 factores de presión y amenaza representados por los *costos* (véanse detalles en Conabio *et al.* 2007b; Urquiza-Haas *et al.* 2009; Koleff *et al.* 2009) y se obtuvo así un conjunto de cuatro soluciones (Conabio *et al.* 2007a), una por cada grupo taxonómico, con las cuales fue posible identificar el grado de cobertura que ofrece cada una.

<sup>4</sup>En los talleres del análisis de vacíos y omisiones en conservación realizados durante 2005 y 2006 se acordó revisar y modificar las categorías de la NOM-059-SEMARNAT-2001 asignadas a las especies con base en el criterio de los especialistas de cada grupo. E: probablemente extintas en el medio silvestre; P: en peligro de extinción; A: amenazadas.

<sup>5</sup>Categorías de riesgo en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Cr: en peligro crítico; En: en peligro; Vu: vulnerable.

<sup>6</sup>Función objetivo: una ecuación asociada con un problema de optimización que determina la eficacia de una solución ante un problema. A cada solución del diseño de reserva se le asigna un valor de función objetivo; una solución con un valor bajo es mejor que una con un valor alto (Game y Grantham 2008).

### Análisis de representatividad entre los grupos de vertebrados

Para identificar el grado en que cada taxón de vertebrados terrestres es el sustituto más adecuado para representar y cumplir con las metas de conservación de los otros taxones, se obtuvo el número y proporción de especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos incluidas en los hexágonos de la mejor solución global para el grupo objetivo<sup>7</sup> y se generaron curvas de acumulación de especies con el programa EstimateS 8.2.0 (Colwell 2006). Asimismo se estudió la congruencia espacial de la riqueza de especies totales y prioritarias<sup>8</sup> entre los diversos grupos de vertebrados con un análisis de correlación. Sin embargo, las variables de riqueza presentaron autocorrelación espacial positiva de acuerdo con la prueba de Mantel realizada en el programa PASSaGE (Rosenberg 2001) con 999 permutaciones (anfibios:  $r=0.30$ , reptiles:  $r=0.21$ , aves:  $r=0.45$ , mamíferos:  $r=0.49$ ;  $P=0.001$ ), lo que indica que no se puede asumir independencia de los datos. Existe autocorrelación positiva cuando la presencia de un valor en una zona hace más probable que ese valor o valores semejantes ocurran en lugares próximos, o autocorrelación negativa cuando la presencia de un valor en una zona del espacio hace menos probable que valores semejantes ocurran en su entorno (López Hernández y Palacios Sánchez 2000; Diniz-Filho *et al.* 2003). Por ello, se llevaron a cabo análisis de correlación mediante el método de Clifford, Richardson y Hémon (CRH) en el programa PASSaGE, que ajusta los grados de libertad para tomar en cuenta la autocorrelación espacial (Rosenberg 2001). Finalmente, se examinó si existen diferencias significativas en el tamaño del área de distribución de las especies y las metas de

conservación (en términos de área) asignadas a cada especie por grupo taxonómico. Para ello se realizó una prueba no paramétrica de Mann-Whitney, ya que las variables no pudieron ser normalizadas. El valor de significancia  $\alpha$  se ajustó aplicando la corrección de Bonferroni, que se calcula dividiendo el valor de  $\alpha$  de 0.05 entre el número de comparaciones; en este caso el nuevo valor por debajo del cual se aceptan resultados significativos fue de  $P=0.008$ .

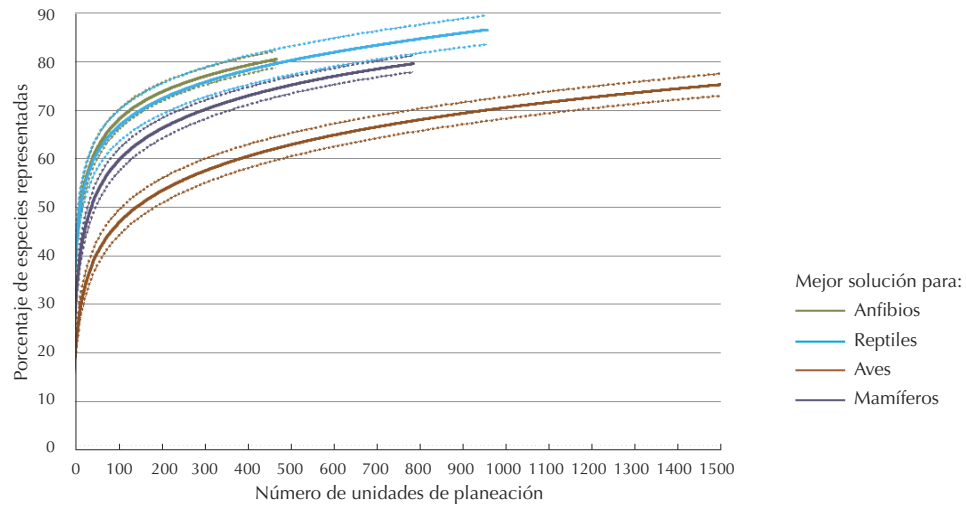
### RESULTADOS

Las mejores soluciones globales para los grupos de anfibios y reptiles logran representar a una mayor proporción de especies de los otros grupos (véase la figura 7.1). Por ejemplo, la mejor solución de los anfibios (477 hexágonos, figura 7.2), logra representar 753 (80.3%) especies de los otros tres grupos, *i.e.* reptiles, aves y mamíferos, para incluir un total de 961 especies (cuadro 7.1), mientras que en la mejor solución global de las aves, se encuentran presentes 653 (74.8%) especies de anfibios, reptiles y mamíferos, contabilizando un total de 926 especies, en un área aproximadamente tres veces mayor que la solución diseñada para anfibios (1 510 hexágonos). Las estimaciones a partir de las curvas de acumulación indican que un conjunto de 477 hexágonos, usando como grupo objetivo a los reptiles, las aves y los mamíferos, incluyen respectivamente a  $576 \pm 21$  ( $79.8 \pm 2.9\%$ ),  $542 \pm 21$  ( $62.1 \pm 2.4\%$ ) y  $672$  ( $74.3 \pm 1.8\%$ ) especies de los otros grupos (cuadro 7.2). Cabe mencionar que en ninguna de las mejores soluciones se alcanzaron las asíntotas de acumulación de especies y que aunque los anfibios logran representar a una mayor proporción de especies, los intervalos de confianza se traslapan entre las soluciones diseñadas para anfibios y reptiles, y en menor medida entre las soluciones diseñadas para reptiles y mamíferos (figura 7.1), por lo que no existen diferencias significativas en cuanto a la proporción de especies representadas, salvo en el caso de la solución diseñada para las aves, que es significativamente menos eficiente. Aunque las diferencias disminuyen cuando se considera el promedio de la proporción de especies presentes en las mejores solu-

<sup>7</sup>Se refiere al grupo para el cual es diseñado el sistema de áreas de conservación (o *target group* en inglés).

<sup>8</sup>La riqueza de especies en este documento se refiere al número total de especies por grupo por unidad de análisis, conforme a sus áreas de distribución potencial. La riqueza de especies prioritarias se refiere al número total de especies seleccionadas en el análisis por grupo por unidad de análisis, conforme a sus áreas de distribución potencial.





**Figura 7.1.** Curvas de acumulación de la proporción de especies de otros grupos en sitios prioritarios para la conservación (mejor solución global) seleccionados para los anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Las líneas punteadas indican el intervalo de confianza de 95%.



**Figura 7.2.** Sitios prioritarios para la conservación de los anfibios, considerando la mejor solución. Las unidades de estudio se presentan de acuerdo con su frecuencia de selección.

**Cuadro 7.1. Número de especies (y porcentaje) de anfibios, reptiles, aves y mamíferos presentes en la mejor solución global de cada grupo objetivo para a) todas las especies seleccionadas con metas de conservación y b) especies endémicas seleccionadas con metas de conservación**

<b>a)</b>					
Unidades de planeación	Anfibios (n=208) 477	Reptiles (n=424) 967	Aves (n=273) 1510	Mamíferos (n=241) 795	Promedio <sup>a</sup>
Anfibios	208 (100%)	172 (82.7%)	156 (75%)	131 (63%)	73.5%
Reptiles	331 (78.1%)	424 (100%)	330 (77.8%)	316 (74.5%)	76.8%
Aves	261 (95.6%)	271 (99.3%)	273 (100%)	269 (98.5%)	97.8%
Mamíferos	161 (66.8%)	180 (75.1%)	167 (69.3%)	241 (100%)	70.4%
Total	961 (83.9%)	1047 (91.5%)	926 (80.8%)	957 (83.5%)	
Promedio <sup>a</sup>	80.1%	85.7%	74.0%	78.7%	
<b>b)</b>					
Anfibios	188 (100%)	158 (84%)	144 (76.6%)	119 (63.3%)	74.6%
Reptiles	275 (78.8%)	349 (100%)	273 (78.2%)	258 (73.9%)	76.9%
Aves	94 (96.9%)	94 (96.9%)	97 (100%)	97 (100%)	97.9% <sup>b</sup>
Mamíferos	97 (75.8%)	107 (83.6%)	98 (76.5%)	128 (100%)	78.6%
Total	654 (85.8%)	708 (92.9%)	612 (80.3%)	602 (79.0%)	
Promedio <sup>a</sup>	83.8%	88.2%	77.1%	79.1%	
<sup>a</sup> No se incluye el grupo objetivo.					
<sup>b</sup> Diferencias estadísticamente significativas, $P < 0.05$ (véase texto).					

**Cuadro 7.2. Estimación<sup>a</sup> del número de especies (y porcentaje) de anfibios, reptiles, aves y mamíferos seleccionadas con metas de conservación en 477 hexágonos de la mejor solución global de cada grupo objetivo**

	Anfibios (n=208)	Reptiles (n=424)	Aves (n=273)	Mamíferos (n=241)	Promedio <sup>b</sup>
Anfibios	208 (100%)	143 ± 13 (68.8%)	115 ± 12 (55.3%)	115 ± 9 (55.3%)	59.8%
Reptiles	331 ± 14 (78.1%)	424 (100%)	277 ± 13 (65.3%)	290 ± 12 (68.4%)	70.7%
Aves	261 ± 1 (95.6%)	270 ± 1 (98.9%)	273 (100%)	267 ± 2 (97.8%)	97.3% <sup>c</sup>
Mamíferos	161 ± 11 (66.8%)	163 ± 14 (67.6)	150 ± 11 (62.2%)	241 (100%)	65.6%
Total	961 (83.9%)	1 000 (87.3%)	815 (71.1%)	913 (79.7%)	
Promedio <sup>b</sup>	80.1%	78.4%	60.9%	73.8%	
<sup>a</sup> Número de especies estimadas a partir de las curvas de acumulación de especies (véase métodos).					
<sup>b</sup> No se incluye el grupo objetivo.					
<sup>c</sup> Diferencias estadísticamente significativas, $P < 0.05$ (véase texto).					

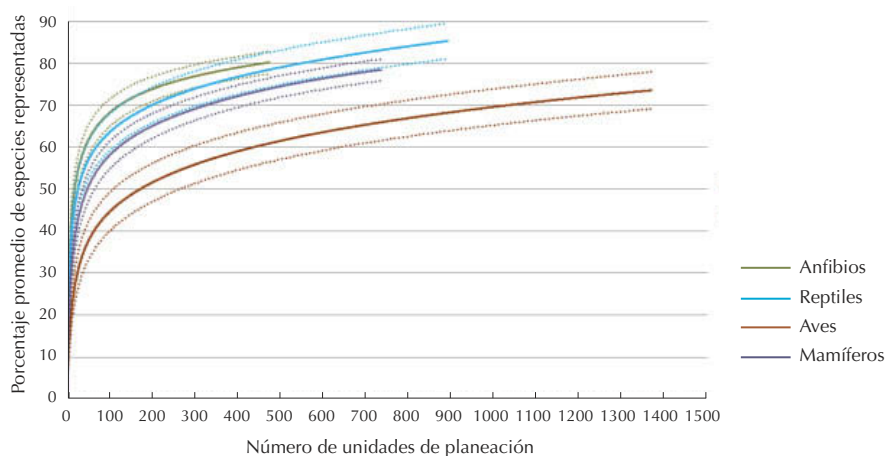
ciones globales por taxón (figura 7.3), la solución diseñada para aves sigue siendo la menos eficiente para representar a las especies de los otros grupos, dado que no existe sobreposición entre los intervalos de confianza de este grupo con los demás (figura 7.3).

Si se incluye también a las especies del grupo objetivo, la mejor solución para los reptiles concentra un total de 1 047 especies (91.5%) en 967 hexágonos (figura 7.4), la solución para los anfibios 961 (83.9%) en 477 hexágonos y la mejor solución diseñada para aves y mamíferos contiene 926 (80.8%) y 957 (83.5%) especies en 1 510 y 795 hexágonos, respectivamente (figuras 7.5, 7.6; cuadro 7.1a, véanse resultados de especies endémicas en el cuadro 7.1b). Si bien no existen diferencias significativas entre los porcentajes promedio, es decir, los valores que resultan de promediar la proporción de especies representadas por taxón en las mejores soluciones globales (cuadro 7.1a:  $F_{3,11}=0.39$ ,  $P=0.76$ ; cuadro 7.1b:  $F_{3,11}=0.54$ ,  $P=0.67$ ; cuadro 7.2:  $F_{3,11}=0.88$ ,  $P=0.49$ ), la diferencia entre el valor mínimo y el máximo es mucho mayor cuando la superficie de la solución es equivalente (véanse valores promedio en los cuadros 7.1a y 7.2); por ejemplo, a partir de las curvas de acumulación de especies se estimó que en promedio la solución diseñada para aves contiene 60.9% de especies de los otros grupos en 477 hexá-

gonos, mientras que en promedio la solución diseñada para anfibios contiene 80.1% de las especies, para el mismo número de hexágonos.

Por otro lado, las especies de aves seleccionadas se encuentran mejor representadas (261 a 271 de un total de 273 especies) en las soluciones para los otros grupos de vertebrados (cuadro 7.1a), que el resto de los vertebrados terrestres en la solución diseñada para aves. Se observan resultados similares para las especies endémicas; en ambos casos encontramos diferencias significativas entre los valores promedio para aves y el resto de los grupos (cuadro 7.1a:  $F_{3,11}=14.79$ ,  $P=0.001$ , Bonferroni *post-hoc*  $P\leq 0.01$ ; cuadro 7.1b:  $F_{3,11}=9.9$ ,  $P=0.005$ , Bonferroni *post-hoc*  $P\leq 0.02$ ; cuadro 7.2:  $F_{3,11}=28.75$ ,  $P=0.0001$ , Bonferroni *post-hoc*  $P\leq 0.002$ ).

En cuanto al cumplimiento de las metas de conservación asignadas a cada una de las especies, la solución menos eficiente corresponde a la solución que uso como grupo objetivo a las aves, ya que sólo logra incrementar el número total de especies seleccionadas en una proporción de 2.5% (1.8%) respecto a la solución para los mamíferos, en un área 1.9 veces mayor, y de 7.6% (7.0%) respecto a la solución para los anfibios, en un área 3.2 veces mayor (entre paréntesis se indican los porcentajes cuando se excluye a las especies del grupo objetivo). A pesar de que



**Figura 7.3.** Curvas de acumulación de la proporción promedio de especies de otros grupos en sitios prioritarios para la conservación (mejor solución global) seleccionados para los anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Las líneas punteadas indican el intervalo de confianza de 95%.



**Figura 7.4.** Sitios prioritarios para la conservación de los reptiles, considerando la mejor solución. Las unidades de estudio se presentan de acuerdo con su frecuencia de selección.

la solución diseñada para los reptiles logra cumplir con las metas de conservación de un mayor número de las especies totales y endémicas seleccionadas, se requiere el doble del área respecto a la solución diseñada para los anfibios, y sólo logra incrementar el número de especies totales y endémicas 18.3% (16.6%) y 15.1% (12.8%), respectivamente, respecto a la solución para los anfibios (cuadros 7.3a, b). No existen diferencias significativas entre los porcentajes promedio para las especies totales seleccionadas (cuadro 7.3a:  $F_{3,11} = 1.5$ ,  $P = 0.28$ ). En cambio, sí se presentaron diferencias significativas entre los porcentajes promedio que se refieren a la proporción de especies endémicas que cumplieron con la meta de conservación asignada en las soluciones diseñadas para los diferentes grupos objetivo. La red diseñada para los reptiles logra cumplir con un porcentaje significativamente mayor ( $74.1\% \pm 4.0$ ) en comparación con la red diseñada para los anfibios ( $59.9\% \pm 5.3$ ) y la diseñada para los mamíferos

( $55.6\% \pm 6.2$ ) (cuadro 7.3b:  $F_{3,11} = 8.5$ ,  $P = 0.007$ ; Bonferroni post-hoc  $P \leq 0.04$ ).

Para lograr representar a todas las especies prioritarias de vertebrados terrestres y cumplir con sus metas establecidas de una manera óptima y a la vez buscando reducir los factores de presión y amenaza sobre la biodiversidad, se requieren 1 824 hexágonos (23.3% de la superficie del país; figura 7.7). Actualmente, 14.1% del área prioritaria para los vertebrados terrestres se encuentra bajo protección de las AP federales, estatales, municipales o certificadas (Conabio 2010). La suma de soluciones, considerando que el análisis de priorización se realiza por separado para cada uno de los grupos (figuras 7.2 a 7.6), abarca 2 582 hexágonos (32.9% de la superficie del país); mientras que sólo se presenta coincidencia espacial para dos o más grupos en un tercio de las unidades de planeación (figura 7.8: 47, 221 y 606 de los hexágonos coinciden espacialmente para cuatro, tres y dos grupos de vertebrados terrestres, respectivamente).





**Figura 7.5.** Sitios prioritarios para la conservación de las aves, considerando la mejor solución. Las unidades de estudio se presentan de acuerdo con su frecuencia de selección.



**Figura 7.6.** Sitios prioritarios para la conservación de los mamíferos, considerando la mejor solución. Las unidades de estudio se presentan de acuerdo con su frecuencia de selección.

**Cuadro 7.3.** Número de especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos presentes en la mejor solución global de cada grupo objetivo y cuya área de distribución es igual o superior a la meta establecida para a) todas las especies seleccionadas con metas de conservación y b) especies endémicas seleccionadas con metas de conservación

<b>a)</b>					
	Anfibios (n=208)	Reptiles (n=424)	Aves (n=273)	Mamíferos (n=241)	Promedio <sup>a</sup>
Anfibios	208 (100%)	152 (73.1%)	132 (63.5%)	101 (48.6%)	61.7%
Reptiles	260 (61.3%)	424 (100%)	285 (67.2%)	258 (60.8%)	63.1%
Aves	173 (63.4%)	228 (83.5%)	273 (100%)	207 (75.8%)	74.6%
Mamíferos	105 (43.6%)	154 (63.9%)	145 (60.2%)	241 (100%)	56.0%
Total	748 (65.3%)	958 (83.6%)	835 (72.9%)	807 (70.4%)	
Promedio <sup>a</sup>	56.1%	73.5%	63.6%	62.1%	
<b>b)</b>					
	Anfibios (n=208)	Reptiles (n=424)	Aves (n=273)	Mamíferos (n=241)	Promedio <sup>a</sup>
Anfibios	188 (100%)	142 (75.5%)	121 (64.4%)	91 (48.4%)	62.8%
Reptiles	223 (63.9%)	349 (100%)	243 (69.6%)	208 (59.6%)	64.4%
Aves	60 (61.9%)	75 (77.3%)	97 (100%)	57 (58.8%)	66.0%
Mamíferos	69 (53.9%)	89 (69.5%)	83 (64.8%)	128 (100%)	62.7%
Total	540 (70.9%)	655 (86.0%)	544 (71.4%)	484 (63.5%)	
Promedio <sup>a</sup>	59.9% <sup>b</sup>	74.1% <sup>b</sup>	66.3%	55.6% <sup>b</sup>	

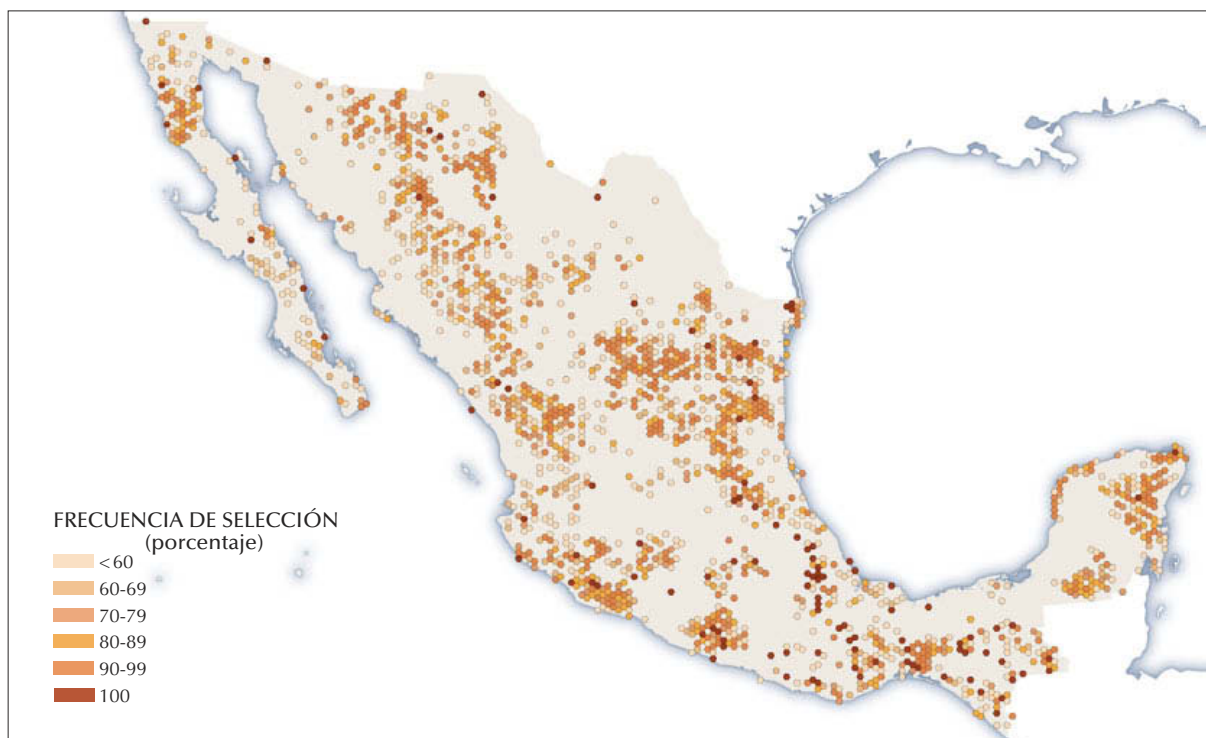
<sup>a</sup> No se incluye al grupo objetivo.  
<sup>b</sup> Diferencias estadísticamente significativas,  $P < 0.05$  (véase texto).

La correlación espacial entre la riqueza de especies de cada grupo fue significativa en todos los casos y el coeficiente de correlación más bajo se presentó entre las aves y reptiles ( $r=0.69$ ). La correlación espacial entre la riqueza de especies prioritarias fue significativa en todos los casos, y presentaron valores del coeficiente de correlación muy similares ( $r=0.70$  a  $0.78$ ); el más alto se presentó entre los anfibios y los reptiles ( $r=0.89$ ) (cuadro 7.4).

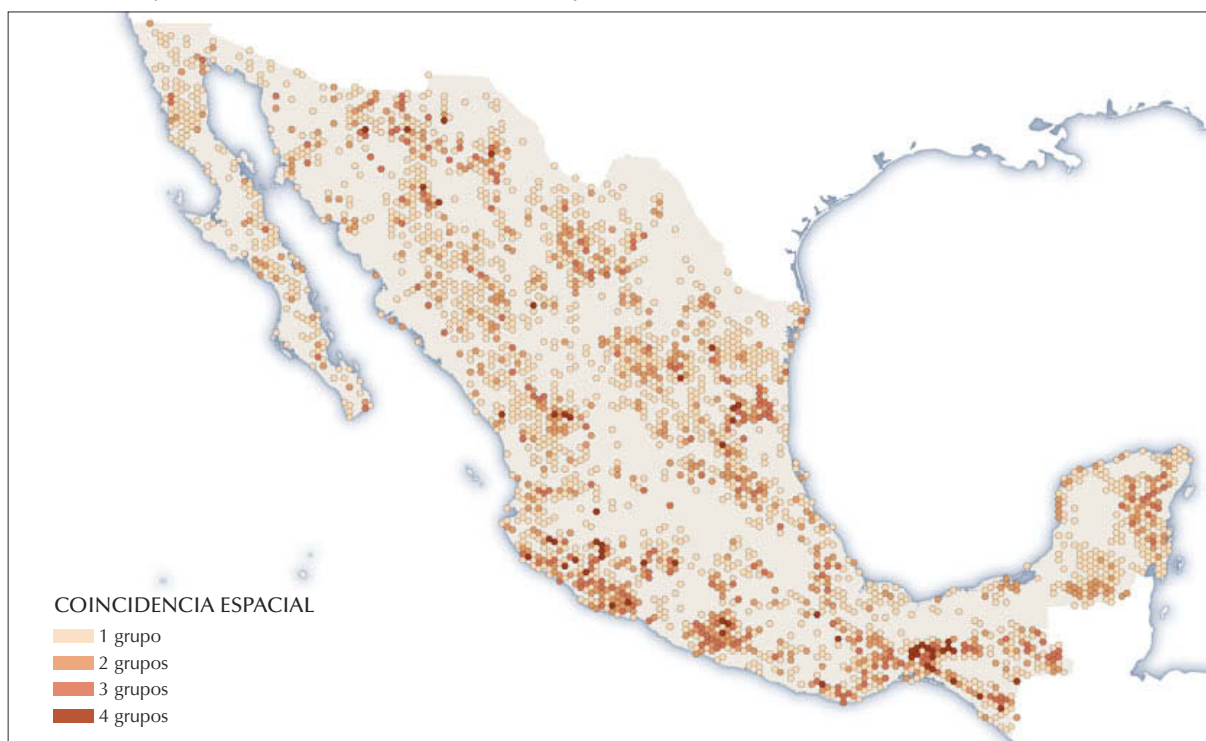
La congruencia espacial entre la riqueza de especies de los distintos grupos, así como entre la riqueza de especies prioritarias (cuadros 7.4 y 7.5) a nivel del hexágono, no permite explicar por qué un taxón es más eficiente que el otro como subrogado, o por qué la solución diseñada para un grupo de vertebrados es adecuada en mayor o menor grado para cubrir a otro taxón. Por ejemplo, la correlación entre la riqueza de especies prioritarias entre anfibios y mamíferos fue muy similar a la del resto de los

grupos; sin embargo, la solución diseñada para los anfibios cubre el menor número de especies de mamíferos y la solución diseñada para los mamíferos es la que representa a un menor número de especies de anfibios, tanto totales como endémicos.

El tamaño promedio del área de distribución de las especies y las metas de conservación expresadas en proporción de su área de distribución fue diferente en casi todas las pruebas pareadas entre los diferentes grupos taxonómicos (U de Mann-Whitney: tamaño promedio del área de distribución:  $z = -14.5$  a  $-2.9$ ,  $P \leq 0.004$ ; meta de conservación:  $z = -15.1$  a  $-2.9$ ,  $P \leq 0.004$ ). Los únicos grupos sin diferencias significativas entre el tamaño promedio del área de distribución de las especies fueron los reptiles y mamíferos (U de Mann-Whitney: tamaño promedio del área de distribución:  $z = -0.5$ ,  $P = 0.62$ ; meta de conservación:  $z = -0.7$ ,  $P = 0.48$ ) (figura 7.9).



**Figura 7.7.** Sitios prioritarios para la conservación de los cuatro grupos de vertebrados terrestres, considerando la mejor solución. Las unidades de estudio se presentan de acuerdo con su frecuencia de selección.



**Figura 7.8.** Coincidencia espacial de sitios prioritarios de las mejores soluciones para cada uno de los cuatro grupos de vertebrados terrestres.

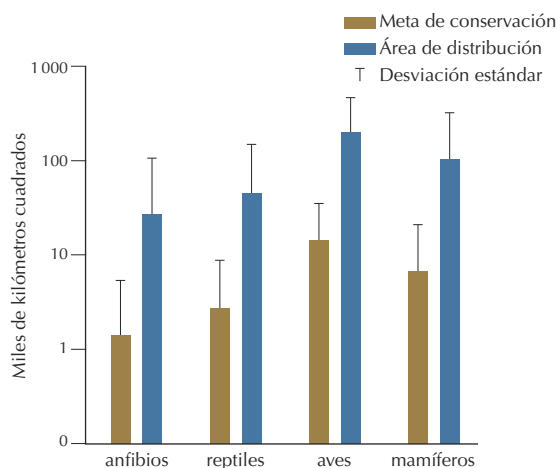
**Cuadro 7.4.** Coeficientes de correlación de Pearson y sus valores de significancia (ajustados mediante el método CRH) indicando la correlación entre:  
a) la riqueza potencial de especies de cada grupo;  
b) riqueza potencial de especies prioritarias de cada grupo

<b>a)</b>			
	Reptiles	Aves	Mamíferos
Anfibios	$r=0.83, P<0.001$	$r=0.82, P=0.016$	$r=0.87, P=0.007$
Reptiles		$r=0.69, P=0.021$	$r=0.79, P=0.005$
Aves			$r=0.84, P=0.04$
<b>b)</b>			
Anfibios	$r=0.89, P<0.001$	$r=0.75, P=0.003$	$r=0.76, P<0.001$
Reptiles		$r=0.70, P=0.007$	$r=0.78, P<0.001$
Aves			$r=0.76, P=0.007$

**Cuadro 7.5.** Coeficientes de correlación de Pearson y sus valores de significancia (ajustados mediante el método CRH) indicando la correlación entre la riqueza de especies prioritarias de un grupo con el restante de los grupos

	Reptiles, aves y mamíferos	Anfibios, aves y mamíferos	Anfibios, reptiles y mamíferos	Anfibios, reptiles y aves
Anfibios	$r=0.84, P<0.001$			
Reptiles		$r=0.79, P=0.001$		
Aves			$r=0.78, P=0.003$	
Mamíferos				$r=0.82, P=0.001$

## DISCUSIÓN



**Figura 7.9.** Promedio del área de distribución de las especies y del área de las metas de conservación, por grupo taxonómico.

La planeación sistemática para la conservación requiere el uso de sustitutos de la biodiversidad que puedan ser estimados y cuantificados de forma relativamente fácil, por lo que resulta esencial investigar el grado en que los sitios seleccionados como prioritarios mediante el uso de los sustitutos pueda proporcionar protección a otras especies u otro tipo de elementos de la biodiversidad (Rondinini y Boitani 2006; Sarkar *et al.* 2006; Kremen *et al.* 2008).

Como se ha establecido en otros estudios sobre el diseño de sistemas de reservas o la identificación de sitios prioritarios para la conservación de un conjunto de especies (Rondinini y Boitani 2006; Moore *et al.* 2003; Larsen *et al.* 2009; Lawler *et al.* 2003), encontramos también que cualquier grupo representa a más de la mitad de las especies de los



otros grupos, pero ninguno logra cubrir la totalidad de las especies examinadas.

Por otro lado, si sólo se consideran los patrones de riqueza de especies de los diversos grupos de organismos, a pesar de que haya correlación entre los mismos, este resultado no brinda información relevante y detallada para inferir la eficacia de un grupo de especies como sustitutos de la biodiversidad (Pinto *et al.* 2008; Howard *et al.* 1998).

Moore y colaboradores (2003) han sugerido que es de esperarse un alto grado de representación de especies entre grupos con relativa similitud taxonómica y ecológica, como la que presentan los grupos de vertebrados terrestres considerados en este estudio, por lo que es posible que la representación de otros grupos como peces, invertebrados o plantas disminuyera considerablemente en sistemas de reservas diseñados para vertebrados terrestres. Moritz y colaboradores (2001) encontraron que los vertebrados no son buenos sustitutos de la biodiversidad para especies de plantas, insectos, y caracoles; sin embargo, el grupo de insectos y de plantas sí fueron efectivos para representar a los vertebrados.

Los sitios prioritarios seleccionados para la conservación del grupo de los reptiles abarcan al mayor número de especies prioritarias de vertebrados terrestres, tanto totales como endémicas, e incluyen la mayor proporción de especies que cumplen con las metas de conservación establecidas. El alto grado de representación y cumplimiento de metas de otras especies en el sistema de reservas diseñado para reptiles puede deberse al mayor número de especies de reptiles seleccionadas (Larsen *et al.* 2009), realizada con base en los criterios de asignación de metas de conservación, ya que se utilizaron más del doble de las especies en el proceso de selección de sitios que para los otros grupos. Sin embargo, es probable que su efectividad esté más relacionada con otros factores, dado que los anfibios, con 208 especies, resultaron ser mejores sustitutos que las aves, con 273 especies. Estudios que han tratado de discernir por qué algunos grupos de especies son más adecuados que otros para guiar la selección de áreas para la con-

servación, han mostrado que hay mayor efectividad cuando se usa una mayor proporción de especies amenazadas, endémicas y de distribución restringida en los grupos indicadores; particularmente, en la representación de otras especies también amenazadas y de distribución restringida (véase capítulo 6). En contraste, el incremento de la proporción de especies de amplia distribución y de cuerpo grande disminuye la efectividad (Larsen *et al.* 2007).

Si bien la red de sitios prioritarios diseñada para los reptiles cubre el mayor número de especies de todos los grupos, ésta abarca aproximadamente el doble del área que la solución diseñada para los anfibios y, en la mayoría de los casos, no se presentaron diferencias significativas entre los porcentajes promedio de representación y del cumplimiento de metas, por lo que la red diseñada con información sobre la distribución de especies prioritarias de anfibios es la más eficiente para representar a otras especies de vertebrados; 80% de las especies de los otros grupos están representadas y aproximadamente 60% de ellas cumplen con su meta de conservación establecida en cerca de 6% de la superficie del país. Nuestro análisis sólo se limita a la representación de especies de vertebrados y al cumplimiento de las metas asignadas, por lo que no es posible evaluar si un sistema de áreas de conservación para un grupo de vertebrados permite asegurar la viabilidad de las especies en el largo plazo, en particular aquellas que tienen ámbitos hogares grandes (ej. jaguar, osos, águilas) y por lo tanto requieren zonas de conservación más extensas (por ejemplo, véase Sanderson *et al.* 2002).

Se ha propuesto que el efecto paraguas de un grupo de especies está relacionado con la distribución espacial del rango geográfico de sus especies; el efecto paraguas de un grupo indicador será mayor cuando incluya muchas especies con rangos de distribución relativamente distintos que cubren diversos ambientes (Lawler *et al.* 2003). Los anfibios en México presentan un grado de endemismo y rareza geográfica mayor al de los otros grupos, seguidos de los reptiles y luego de los mamíferos y las aves, y no es posible encontrar en una región más de 20% del

total de las especies de anfibios o de reptiles, mientras que sí existen regiones en donde es posible encontrar hasta 60% de las aves residentes de México (Koleff *et al.* 2008).

El grupo de las aves se ha utilizado frecuentemente como sustituto en varios ejercicios de priorización ya que es uno de los grupos conocidos con mayores esfuerzos de monitoreo y se ha considerado como un buen indicador de la biodiversidad (Howard *et al.* 1998; Myers *et al.* 2000). Sin embargo, los resultados de este análisis al igual que los de otros estudios (Moore *et al.* 2003; Lawler *et al.* 2003) indican que las aves son los sustitutos menos eficientes para diseñar un sistema de áreas para la conservación, y las especies de aves se encuentran representadas casi en su totalidad por el sistema de áreas diseñadas para otros grupos. Respecto al efecto paraguas mencionado, este resultado es presumiblemente atribuible al tamaño del área de distribución de las especies. En promedio, las aves tienen áreas de distribución más amplias que el resto de los vertebrados terrestres (Koleff *et al.* 2008), por lo que es más probable que pueden ser cubiertas por otros grupos, pero no son buenos sustitutos para representar otros grupos de especies con áreas de distribución más restringidas y que tienen una mayor diversidad beta (Moore *et al.* 2003; Lawler *et al.* 2003; Larsen *et al.* 2007). Si bien no se evaluó el componente migratorio, que es muy importante ya que representa cerca de 30% de la avifauna nacional y muchas de las poblaciones se encuentran declinando en sus terrenos de reproducción o invernación (capítulo 5; Berlanga *et al.* 2010), consideramos que el no haber incluido a las aves migratorias no cambia los resultados observados, en cuanto no se tengan mapas más precisos de los hábitats de destino y más relevantes en el proceso de migración ya que los mapas actuales presentan áreas de distribución potencial muy amplias: el promedio es aproximadamente tres veces mayor que el de las aves residentes. Por otro lado, cerca de 82% de las especies migratorias no cumplieron con los criterios de asignación de metas. Es menos probable que las áreas seleccionadas para cumplir

de forma óptima con las metas de las especies de aves cubran un mayor número de especies de otros grupos con mayor diversidad beta que de manera inversa. Esto se debe a las diferencias en los patrones de riqueza de especies y endemismo entre grupos, que son distintos a pesar de la aparente similitud general de sus patrones de distribución. La elevada diversidad beta que muestran los reptiles y anfibios implica que ninguna región razonablemente pequeña del territorio de México, contiene por sí sola una proporción alta de las especies (Koleff *et al.* 2008). La mejor solución para los anfibios fue la más reducida en área, seguida por la de mamíferos, reptiles y luego la de aves. Esto se debe principalmente a que el ejercicio de priorización no sólo busca representar en su totalidad a las especies en las unidades de planeación seleccionadas, sino también cumplir con las metas de conservación establecidas. En el caso de los anfibios, en promedio las especies tienen valores de meta menores en términos absolutos, es decir la meta de cada especie se expresa en una menor área geográfica (figura 7.9).

Aunque la solución para anfibios es la más eficiente, en términos del número de especies consideradas (presencia y cumplimiento de metas) por área, la red de sitios prioritarios diseñada para el grupo de los reptiles es superior en términos absolutos, ya que casi la totalidad de las especies prioritarias (91.5%) se encuentra representada y una buena proporción de estas (83.6%) cumplen con sus metas de conservación en el sistema de áreas diseñado para ese grupo. Además, la solución para los reptiles logra cumplir con las metas de conservación de un mayor número de especies endémicas de los otros grupos. No obstante, debemos tener en cuenta que dentro de los vertebrados terrestres, aún falta por descubrir y describir especies de reptiles (Llorente-Bousquets y Ocegueda 2008), por lo que conforme se incrementa el conocimiento de un grupo, es común que se deban de actualizar este tipo de análisis de manera periódica.

Los resultados podrían variar si se utilizan escalas a mayor detalle, es decir cuando se utiliza una unidad de planeación de menor tamaño. Asimismo, la

eficacia de los grupos sustituto para proteger a los otros grupos puede también variar en función de la delimitación del área de estudio debido a diferencias en los patrones espaciales de distribución de las especies (Lawler *et al.* 2003).

Como indican Drummond y colaboradores (2010), utilizar solamente las especies amenazadas en ejercicios de priorización puede ser una excelente forma de identificar sitios prioritarios para un grupo en particular. Estos autores mostraron que para los mamíferos de Kalimantan del Este, en Indonesia, la priorización exclusivamente de especies amenazadas logró cubrir 90% de las especies de mamíferos aún no consideradas amenazadas, y a su vez el área requerida en el diseño de reserva disminuyó en casi 38%, lo cual es significativo si pensamos que los recursos de tierra o hábitat y económicos disponibles suelen ser escasos por lo general.

En un trabajo similar al nuestro, Kremen y colaboradores (2008) identificaron sitios prioritarios en Madagascar utilizando modelos de distribución potencial de 1 km<sup>2</sup> de resolución, y a pesar de haber usado la mayor resolución posible basándose en datos provenientes de modelaje de nicho ecológico de las especies (como en nuestro caso), su conclusión es muy similar a lo que nuestros análisis muestran: las soluciones para un solo grupo taxonómico no logran representar la totalidad de los taxones y no se logra cubrir las metas de conservación de muchas de ellas; en cambio, al incluir a más sustitutos (su trabajo incluye hormigas, mariposas, ranas, gecos, lemures y plantas), la calidad de la red de reservas mejora sustancialmente.

Nuestros resultados deben tomarse con cautela respecto a la conservación aplicada, como sucede en otros ejercicios de planeación sistemática (Grenyer *et al.* 2006), por la escala y resolución de los insumos para el análisis y por ignorar los factores socio-políticos y socioeconómicos que pueden determinar el éxito o el fracaso de las acciones de conservación *in situ*. Asimismo, conforme se obtenga mayor información sobre la biología de las especies se podrá analizar en ejercicios posteriores con un mayor nivel

de detalle si las metas asignadas o las áreas de conservación seleccionadas son suficientes para asegurar la viabilidad a largo plazo de las metapoblaciones y especies, o para maximizar la persistencia de las mismas (véase Nicholson *et al.* 2006). Cabe mencionar también que algunas de las especies excluidas en el presente análisis —cuyo nicho ecológico no se pudo modelar por falta de registros georreferidos— pueden ser especies raras y vulnerables, y será fundamental en la práctica de la conservación el uso de metodologías complementarias para definir los sitios o zonas prioritarias de estas especies (véase por ejemplo Ceballos *et al.* 2009), como el hecho de contar con medidas o estimaciones de error que permitan valorar mejor los resultados y apoyen en la toma de decisiones.

## CONCLUSIONES

Asegurar la conservación de una porción representativa y significativa de la biodiversidad de un país o una región no es exclusivamente una cuestión de ética o una responsabilidad única de los gobiernos. Se ha demostrado ampliamente que la biodiversidad desempeña un papel fundamental en la provisión, soporte y regulación de una amplia gama de servicios ecosistémicos, como la provisión de agua dulce, alimentos y combustibles, así como en la regulación del clima y la formación del suelo y reciclaje de nutrientes, entre otros (Sarukhán *et al.* 2009; Mooney *et al.* 2009). Resulta por ende fundamental ampliar considerablemente la superficie bajo protección y manejo sustentable en México (*i.e.* áreas protegidas, áreas de conservación voluntaria, bosques certificados, pago por servicios ambientales, sistemas agroforestales) y lograr mayor participación y compromiso de toda la sociedad. La planeación sistemática de la conservación nos brinda un método valioso para dirigir estos esfuerzos y en especial para optimizar los recursos. El uso de sustitutos de la biodiversidad es inevitable; sin embargo, nuestros resultados demuestran que la selección de los mismos determina en gran medida la efectividad para representar a especies de otros grupos taxonómicos

no incluidas en el análisis. En general, podemos decir que los anfibios, reptiles y mamíferos son buenos sustitutos para representar a la gran mayoría de las especies de vertebrados. Las aves fueron los sustitutos menos eficientes, posiblemente atribuible al mayor tamaño del área de distribución de las especies. Los resultados del presente análisis, en conjunto con otros estudios, apoyan la hipótesis de que los grupos taxonómicos que incluyen a un mayor número de especies con áreas de distribución restringida son mejores sustitutos, como en este caso los anfibios y reptiles (Rondinini y Boitani 2006; Larsen *et al.* 2009; Manne y Williams 2003).

Considerando la evidencia acerca de que los vertebrados terrestres no son buenos sustitutos de la biodiversidad de otros grupos menos conocidos, como las plantas y los invertebrados (Moritz *et al.* 2001), resulta indispensable ampliar el conocimiento taxonómico, ecológico y geográfico de los mismos. Por otra parte, extender el monitoreo biológico es fundamental para considerar otros aspectos como la abundancia. Finalmente, si la alternativa fuera utilizar modelos de nicho ecológico, siempre será necesaria la supervisión de expertos en los grupos, la evaluación de la incertidumbre y mejor aún, la validación en campo.

Aunque el uso de especies o grupos indicadores resulta una herramienta útil, no es posible predecir si en todos los casos será efectivo, sobre todo si se usa un número limitado de sustitutos de la biodiversidad. Lo más adecuado es considerar tantas especies de distintos grupos taxonómicos como sea posible, para lograr abarcar la diversidad y heterogeneidad ambiental. Sin duda, esto ofrece mejores resultados en un país megadiverso y con una elevada heterogeneidad ambiental como es el caso de México. Será por lo tanto aconsejable que los ejercicios enfocados en un solo grupo de especies, o con un número reducido de las mismas sean utilizados únicamente para definir prioridades y llevar a cabo acciones concretas de conservación para esas especies o taxa, y no para definir prioridades para la conservación de la biodiversidad en su conjunto.

Además de tomar en cuenta especies de diversos grupos taxonómicos, resulta fundamental considerar otros niveles de organización de los sistemas vivos, como los tipos de vegetación, en particular en buen estado de conservación (vegetación primaria), que puedan fungir como grandes paraguas de otros elementos de la biodiversidad no considerados en los ejercicios de planeación por falta de conocimiento, así como para dirigir los esfuerzos de conservación a sitios prioritarios mejor preservados en donde existe una mayor probabilidad de que se mantengan poblaciones viables y servicios ecosistémicos, y en donde las acciones de conservación sean menos costosas y tengan una mayor probabilidad de éxito.

### Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a todos los participantes en diferentes etapas del proceso del análisis de vacíos y omisiones, desde la planeación y la generación de datos hasta las reuniones, análisis, talleres, revisiones; nuestro agradecimiento en particular a Rocío Esquivel, Jorge Soberón y Marcia Tambutti. Reconocemos en particular al doctor Leonardo Chapa Vargas, cuya crítica constructiva y comentarios enriquecieron y mejoraron este escrito.

### REFERENCIAS

- 
- Arriaga Cabrera, L., *et al.* 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 433-457.
- Ball, I.R., y H.P. Possingham. 2000. *Marxan (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual*. The University of Queensland, Brisbane.
- Balmford, A., P. Gravestock, N. Hockley, C.J. McClean y C. M. Roberts. 2004. The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101:9694-9697.
- BBS. 2011. *North American Breeding Bird Survey*, en <www.pwrc.usgs.gov/BBS/> (consultado en junio de 2011).
- Berlanga, H., J.A. Kennedy, T.D. Rich, M.C. Arizmendi, C.J. Beardmore *et al.* 2010. *Conservando a nuestras aves compartidas: la visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la conservación de las aves terrestres*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca.



- Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. 2006. Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis Gap. Instituto de Biología, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto DS006, México.
- Ceballos, G., *et al.* 2009. Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 575-600.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding e I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360:443-455.
- Colwell, R.K. 2006. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Versión 8. Disponible en <www.purl.oclc.org/estimates>.
- Conabio 2009. *Informe de actividades, enero 2007 a julio 2009*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio (comp.). 2010. *Mapa de áreas naturales protegidas para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007a. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad—Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas—The Nature Conservancy, Programa México; Pronatura, A.C.—Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007b. *Vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad—Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas—The Nature Conservancy, Programa México—Pronatura, A.C.—Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Diniz-Filho, J.A.F., L.M. Bini, y B.A. Hawkins. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography* 12:53-64.
- Drummond, S.P., K.A. Wilson, E. Meijaard, M. Watts, R. Dennis *et al.* 2010. Influence of a threatened-species focus on conservation planning. *Conservation Biology* 24:441-449.
- Escobar, F., P. Koleff y M. Rös. 2009. Evaluación de las capacidades para el conocimiento: el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad como un estudio de caso, en Conabio y PNUD (coords.), *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, México.
- Franco, A.M.A., B.J. Anderson, D.B. Roy, S. Gillings, R. Fox *et al.* 2009. Surrogacy and persistence in reserve selection: Landscape prioritization for multiple taxa in Britain. *Journal of Applied Ecology* 46:82-91.
- Game, E.T., y H.S. Grantham. 2008. *Manual del Usuario de Marxan: para la versión Marxan 1.8.10*. Universidad de Queensland, St. Lucia, Australia, y la Asociación para la Investigación y Análisis Marino del Pacífico, Vancouver, Canadá.
- Gaston, K.J., R.L. Pressey y C.R. Margules. 2002. Persistence and vulnerability: Retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. *Journal of Biosciences* (suppl. 2) 27:361-384.
- Grand, J., M.P. Cummings, T.G. Rebelo, T.H. Ricketts y M.C. Neel. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecology Letters* 10:364-374.
- Grenyer, R., C.D.L. Orme, S.F. Jackson, G.H. Thomas, R.G. Davies *et al.* 2006. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature* 444:93-6.
- Hawksworth, D.L., y M.T. Kalin-Arroyo. 1995. Magnitude and distribution of biodiversity, en V.H. Heywood y R.T. Watson (eds.), *Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environment Programme, Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 107-193.
- Howard, P.C., P. Viskanic, T.R.B. Davenport, F.W. Kigenyi, M. Baltzer *et al.* 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394:472-475.
- Koleff, P., J. Soberón *et al.* 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 323-364.
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S.J. Phillips, C.D. Thomas *et al.* 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science* 320:222-226.
- Larsen, F.W., J. Blandt y C. Rahbek. 2007. Improving the performance of indicator groups for the identification of important areas for species conservation. *Conservation Biology* 21:731-740.
- Larsen, F.W., J. Blandt y C. Rahbek. 2009. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions* 15:70-79.
- Lawler, J.J., D. White, J.C. Sifneos y L.L. Master. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17:875-882.
- Llorente-Bousquets, J., y S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 283-322.
- López Hernández, F.A., y M.A. Palacios Sánchez. 2000. *Distintos modelos de dependencia espacial. Análisis de autocorrelación*. Anales de Economía Aplicada. XIV Reunión ASEPELT. Oviedo, España.
- MA. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.

- Mace, G. 2004. The role of taxonomy in species conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:711-719.
- Mace, G.M., J. Baillie, H. Masundire *et al.* 2005. Biodiversity, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. The Millennium Ecosystem Assessment series, Island Press, Washington, D.C., 77-122.
- Maclaurin, J., y K. Sterelny. 2008. *What is Biodiversity?* University of Chicago Press, Chicago.
- Manne, L.L., y P.H. Williams. 2003. Building indicator groups based on species characteristics can improve conservation planning. *Animal Conservation* 6:291-297.
- Margules, C., y S. Sarkar. 2009. *Planeación Sistemática de la Conservación*. UNAM y Conabio, México.
- Mooney, H., A. Larigauderie, M. Cesario, T. Elmquist, O. Hoegh-Guldberg *et al.* 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1:46-54.
- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen *et al.* 2003. Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17:207-218.
- Moritz, C., K.S. Richardson, S. Ferrier, G.B. Monteith, J. Stannisic *et al.* 2001. Biogeographical 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.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Navarro-Singüenza, A.G., y A.T. Peterson. 2007. *Mapa de las aves de México basados en WWW*. Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM y University of Kansas, Museum of Natural History. Base de datos SNIB-Conabio Proyecto CE015. México.
- Nelson, G.C. 2005. Drivers of ecosystem change: Summary chapter, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. The Millennium Ecosystem Assessment series, Island Press, Washington, D.C., 73-76.
- Nicholson, E., M.I. Westphal, K. Frank, W.A. Rochester, R.L. Pressey *et al.* 2006. A new method for conservation planning for the persistence of multiple species. *Ecology letters* 9:1049-60.
- O'Dea, N., M.B. Araújo y R.J. Whittaker. 2006. How well do Important Bird Areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes? *Diversity and Distributions* 12:205-214.
- Ochoa-Ochoa, L., O. Flores-Villela, U. García-Vázquez, M. Correa-Cano y L. Canseco-Márquez. 2006. *Áreas potenciales de distribución y GAP análisis de la herpetofauna de México*. Museo de Zoología Alfonso L. Herrera, Facultad de Ciencias, UNAM. Bases de datos SNIB-Conabio, proyecto DS009, México.
- Pinto, M.P., J.A.F. Diniz-Filho, L.M. Bini, D. Blamires y T.F.L.V.B. Rangel. 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: Birds of the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions* 14:78-86.
- Reyers, B., A.S. Van Jaarsveld y M. Krüger. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267:505-513.
- Roberge, J.M., y P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18:76-85.
- Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rondinini, C., y L. Boitani. 2006. Differences in the umbrella effects of African amphibians and mammals based on two estimators of the area of occupancy. *Conservation Biology* 20:170-179.
- Rosenberg, M.S. 2001. *PASSaGE. Pattern Analysis, Spatial Statistics, and Geographic Exegesis. Version 1.0*. Department of Biology, Arizona State University, Tempe, EUA.
- Sanderson, E.W., K.H. Redford, C.L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellin, A.R. Rabinowitz *et al.* 2002. Planning to save a species: The jaguar as a model. *Conservation Biology* 16:58-72.
- Sarkar, S., R.L. Pressey, D.P. Faith, C.R. Margules, T. Fuller *et al.* 2006. Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123-59.
- Sarukhán, J., *et al.* 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México.
- Shvidenko, A., C.V. Barber, R. Persson *et al.* 2005. Forest and Woodland Systems, en R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. The Millennium Ecosystem Assessment series, Island Press, Washington, D.C., 585-621.
- Soberón, J., J. Llorente Bousquets y G. Halffter. 2008. Reflexiones sobre el conocimiento de la biodiversidad en México: retos y perspectivas, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 607-612.
- Stockwell, D., y D. Peters. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13:143-158.
- Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón. 2009. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *Gap Bulletin* 16:70-80.
- Van Wyngaarden, W., y M. Fandiño-Lozano. 2005. Mapping the actual and original distribution of the ecosystems and the chorological types for conservation planning in Colombia. *Diversity and Distributions* 11:461-473.
- Williams, P.H., C.R. Margules y D.W. Hilbert. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* 27:327-338.











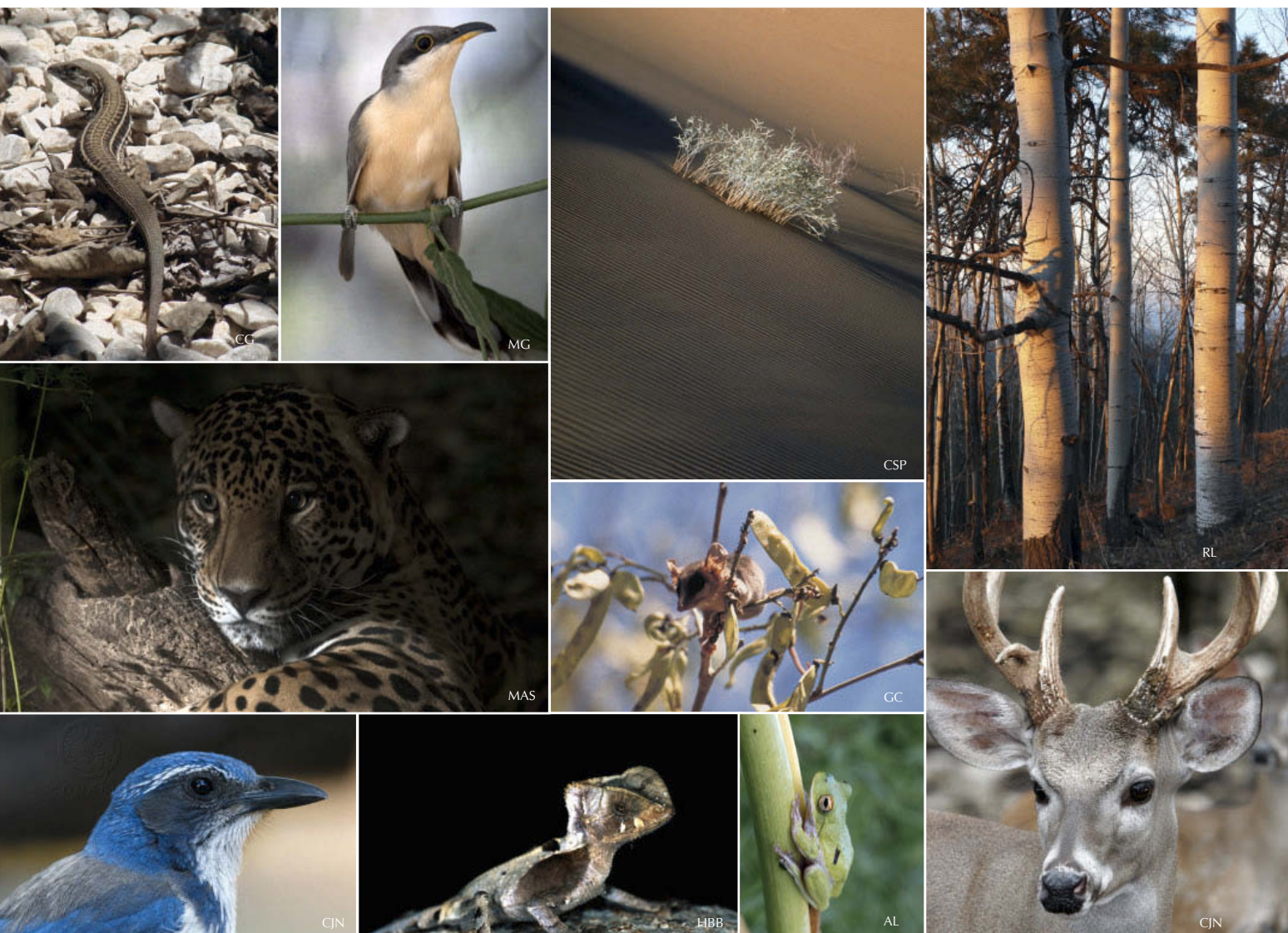
## 8 CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD TERRESTRE: PLANEACIÓN, REFLEXIONES Y LECCIONES APRENDIDAS

*Patricia Koleff, Tania Urquiza-Haas*

### RESUMEN

En un mapa que fue publicado en 2007 se resume el desarrollo de una propuesta actualizada de sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad de México. Sin embargo, no toda la información asociada con el mismo había sido profusamente documentada y en el proceso se generaron varios estudios. En este capítulo se hace una reflexión sobre los resultados de dichos análisis, las lecciones aprendidas en la identificación de los sitios prioritarios y sobre los retos de la conservación en un país megadiverso con una gran heterogeneidad ambiental.

Ha sido fundamental conjuntar una visión integral con distintos enfoques de planeación, que aun desde el ámbito nacional, brinde una guía de apoyo en el quehacer de la conservación. Es imperativo mantener los hábitats conservados, restaurar los que requieren acciones más urgentes y albergan elementos únicos de la diversidad biológica, fortalecer las áreas protegidas, ampliar el abanico de instrumentos que contribuyen a la conservación y promover y apoyar a quienes han innovado en el manejo sostenible de los recursos, así como difundir estos resultados, para que de manera coordinada diversos actores se sumen a la magna tarea de conservar y usar sustentablemente el patrimonio natural de México.



### ABSTRACT

*The development of an updated proposal for biodiversity conservation priority sites in Mexico was summarized in a map published in 2007. However, not all the information associated with this map was thoroughly documented and several studies were generated in the process. This chapter reflects upon of these analyses, the lessons learned in the identification of priority sites and on challenges for conservation in a megadiverse country of such wide environmental heterogeneity. To bring together a comprehensive vision with different planning approaches, that even from a national scope*

*is able to provide guidance to the conservation effort, has been fundamental. It is imperative to keep the preserved habitats, restore those that require more urgent actions and harbor unique elements of biological diversity, strengthen natural protected areas, increase the array of tools that contribute to conservation and to promote and support those who have innovated in the field of sustainable use of resources. These results should be spread to allow other actors to join the great task of conserving and sustainably using Mexico's natural wealth in a coordinated manner.*

## INTRODUCCIÓN

La conservación de la diversidad biológica tiene muy diversas facetas y cada vez es más claro que se requiere la colaboración de equipos multidisciplinarios, de numerosos actores de distintos sectores, e incluso podemos decir que de la participación de toda la sociedad, pero especialmente de las poblaciones humanas que dependen de manera más directa de los servicios y bienes que brindan los ecosistemas.

Sin duda, lo más complejo cuando se habla de la conservación, en sentido amplio, es pasar de la planeación para identificar hábitats prioritarios a realizar acciones de conservación *in situ*, con todo lo que ello conlleva. Ejemplo de ello es que existen numerosos ejercicios y propuestas, a distintas escalas y enfoques, en los que es claro que aun cuando hay áreas bien identificadas como prioritarias, no siempre se han podido establecer programas de protección, e incluso se menciona que la planeación sistemática de la conservación está sumida en una crisis de implementación (Knight 2006; Knight *et al.* 2008; véase el capítulo 5). A pesar de ello, no se puede ignorar que en las últimas décadas ha habido importantes avances conceptuales en la planeación de la conservación, que significan un paso inicial crítico para asignar mejor los esfuerzos y los relativamente escasos recursos para fortalecer la protección *in situ* y el manejo sustentable de los hábitats y especies más vulnerables.

La biología de la conservación y la rama de la planeación sistemática de la conservación es una ciencia que ha surgido hace apenas tres décadas con el propósito principal de buscar soluciones a la crisis ambiental ocasionada por las actividades humanas que, ante la premura de realizar acciones dada la tendencia de los cambios que han llevado a la pérdida y degradación del capital natural, ha sido criticada por dar recomendaciones para el manejo de la biodiversidad sin conocer todos los hechos (Soulé 1985). No obstante, si bien es cierto que puede haber distintos niveles de incertidumbre asociada al resultado de los llamados “escenarios”, “soluciones”, “portafolios”, “red de áreas prioritarias” o “sistemas

de áreas para la conservación”, hay fundamentos científicos sólidos de la biología y otras disciplinas, que han permitido avances considerables en esta ciencia en todo el mundo (Meine 2010).

Los principios generales de la conservación sistemática buscan establecer objetivos explícitos, expresados en forma cuantitativa; se basan en los conceptos de complementariedad (véase el recuadro 2.2 del capítulo 2), irremplazabilidad y vulnerabilidad, lo que se traduce en buscar la representatividad de los elementos de interés y cumplir con metas de conservación por medio de soluciones eficientes, desde diversas perspectivas, p. ej., buscar la “economía espacial”, menores costos económicos y sociales en la implementación, y una mayor probabilidad de persistencia de los elementos de la biodiversidad. El uso de algoritmos en la planeación sistemática tiene además la ventaja de que el proceso puede ser transparente, flexible y repetible (Margules y Pressey 2000; Rodrigues *et al.* 2000; Luck *et al.* 2004; Sarkar *et al.* 2006).

En muy pocos años el campo de la planeación sistemática ha producido cientos de artículos científicos y capítulos de libros, de los cuales la mayoría considera únicamente un enfoque de representación de la biodiversidad (Pressey *et al.* 2007), y sólo hace apenas un par de años se publicó el primer libro en español sobre planeación sistemática (Margules y Sarkar 2009, traducido por Víctor Sánchez Cordero y Fernanda Figueroa), en el que se revisan los aspectos teóricos de esta rama de la biología de la conservación.

Recientemente, en el marco de las celebraciones del Año de la Diversidad Biológica designado por Naciones Unidas, se publicó una obra<sup>1</sup> (Sodhi y Ehrlich 2010) que reúne contribuciones de los especialistas más reconocidos en el mundo para cubrir todos los aspectos de la biología de la conservación; la obra analiza los factores del deterioro ambiental

<sup>1</sup> *Conservation Biology for All*, que en formato electrónico se encuentra disponible de manera gratuita en [www.conabio.org/publications/consbioforall/](http://www.conabio.org/publications/consbioforall/).

y los impactos en las poblaciones humanas, y provee herramientas, técnicas y el marco para proponer soluciones prácticas. En ella se resume la literatura más reciente, que muestra acciones de conservación a diferentes escalas y por lo tanto debe considerarse como una obra inspiradora para conservacionistas en todo el mundo.

A pesar de que las dos obras antes referidas son una excelente guía teórica y metodológica, no hacen un análisis o propuestas que puedan ser un marco de referencia para crear una agenda de conservación para una región o un país.

En México, se dio un paso muy importante con la publicación de las regiones terrestres prioritarias, coordinada por la Conabio (Arriaga *et al.* 2000), obra en la que se muestran los resultados consensuados de reuniones entre especialistas; sin embargo, no se había realizado antes para todo el país un análisis de planeación sistemática para varios grupos de organismos, como el publicado por la Conabio *et al.* (2007), si bien existen numerosas publicaciones para algunos grupos de organismos o sobre algunas regiones de México en la literatura científica (véase revisión en Koleff *et al.* 2009). Además, surgió la necesidad de documentar más profusamente los análisis que se llevaron a cabo para la identificación de los sitios prioritarios en México, así como para contribuir al conocimiento al brindar más elementos técnicos que permitieran responder a las preguntas que surgieron en las intensas discusiones que hubo durante el desarrollo de los análisis, y que, por ejemplo, llevaron a plantear comparar los resultados obtenidos con los diferentes algoritmos utilizados (capítulo 4), los elementos de la biodiversidad seleccionados (recuadro 1 del capítulo 1; capítulos 6 y 7), los criterios acordados (capítulo 6), la escala de los análisis y la concordancia con otras priorizaciones (capítulo 5), entre otros. En este capítulo hacemos una reflexión sobre los principales resultados que se presentan en los capítulos y recuadros en los que se ilustran las aplicaciones más importantes de las capacidades generadas en la aplicación de estos métodos, como el diseño de corredores biológicos

(recuadro 8.1), o en el análisis preliminar sobre los posibles efectos del cambio climático sobre el papel de los sitios prioritarios (recuadro 8.2), tomando en cuenta los posibles cambios en el área de distribución de las especies consideradas en estos análisis. Sin duda es una aproximación muy general, ya que se desconocen los efectos sinérgicos con otros factores causales de pérdida de la biodiversidad que, como se sabe, podrían incrementar los impactos.

Los aspectos clave que permitieron este análisis se mencionan en el capítulo 1. Éstos se pueden resumir en que el hecho de contar con un Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) ha permitido compilar una gran cantidad de información dispersa y generar modelos de distribución potencial para minimizar el sesgo en los datos; otro punto clave es que el proceso haya sido ampliamente participativo, con la colaboración de académicos, investigadores, conservacionistas y la sociedad civil organizada, bajo el liderazgo de la Conabio y la Conanp.

#### ECORREGIONES: UN MARCO DE REFERENCIA

En el marco de la planeación sistemática de la conservación se reconoce y analiza la limitante que implica la imposibilidad de conocer y poder cuantificar en su totalidad la biodiversidad (Favreau *et al.* 2006; Margules y Sarkar 2009). Se han evaluado variables ambientales que no han resultado ser buenos indicadores de la diversidad de especies (Araújo *et al.* 2001; Rodrigues y Brooks 2007; véase también Sarkar *et al.* 2005). Sin embargo, las ecorregiones se han considerado ampliamente adecuadas como unidades de planeación para detectar prioridades de conservación y dar una visión general de la representatividad de la heterogeneidad de ecosistemas y condiciones ambientales en las redes de áreas protegidas (Olson y Dinerstein 1998; Jenkins y Joppa 2009; BIP 2010), y en particular resultan de extrema relevancia en regiones en donde se cuenta con poca información sobre la distribución de los diferentes elementos de la biodiversidad (Brooks *et al.* 2006). Esta visión es relevante, ya que se ha mostrado que



cumplir con la meta de proteger 10% de la superficie de un país o de una región no es una medida suficientemente informativa, ya que depende de la riqueza local y regional, y de la heterogeneidad de dicha región y, por ende, de las especies contenidas en dicha proporción de área según su arreglo espacial (Faith *et al.* 2001; Gering *et al.* 2003; Londoño-Murcia *et al.* 2010).

Pero incluso es preciso considerar que uno de los aspectos centrales a tener en cuenta para que las evaluaciones regionales sean realmente útiles, es la escala de definición de dichas ecorregiones, ya que las grandes regiones ecológicas (nivel I) lo que representan en buena medida son los biomas. En ese caso, los valores de representatividad de las ecorregiones en el sistema de áreas protegidas no reflejan fielmente la heterogeneidad de ecosistemas que albergan, en particular en regiones con elevada beta-diversidad. Sin embargo, en un análisis más detallado pueden ser más útiles para identificar vacíos y omisiones en la conservación. Por ello, se puso un gran empeño en contar con una cartografía más detallada para México, como el nivel IV de las ecorregiones terrestres, que ha permitido detectar “focos rojos” en cuanto a la necesidad de proteger estos ambientes, ya que representa un referente de caracterización de las mismas sobre la diversidad y unicidad de los elementos —ecosistemas y especies— que albergan (véase el índice de importancia biológica en Conabio *et al.* 2007) y las amenazas que enfrentan. No obstante, aún resulta necesario evaluar si este nivel de las ecorregiones refleja adecuadamente la heterogeneidad ambiental (Londoño-Murcia *et al.* 2010) y las diferencias en los patrones de composición de especies, al menos de los grupos mejor conocidos, sin descuidar el efecto de contar con unidades espaciales de muy diversos tamaños para determinar las prioridades de conservación, debido al conocido patrón de relación riqueza de especies-área (Brooks *et al.* 2006; McDonald *et al.* 2005).

Con el fin de completar los análisis ya publicados, el capítulo 2 hace una síntesis para las siete grandes ecorregiones, en la que de manera recurrente se hace

referencia al nivel IV, y que muestra las diferentes conclusiones a las que se puede llegar respecto al análisis de vacíos y omisiones por efecto de la escala del análisis (véase también el análisis global sobre los vacíos y omisiones en el ámbito de reinos biogeográficos, biomas y ecorregiones; Jenkins y Joppa 2009).

También se aborda la pregunta de cómo cambia la selección de prioridades si se usan indicadores de diferentes elementos de la biodiversidad. Se compararon las prioridades identificadas a partir de las plantas en riesgo de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001, Semarnat 2002) con la propuesta de incluir en el proceso de planeación a los hábitats (*i.e.* tipos de vegetación) como un indicador adicional. A pesar de la importancia de enfocar esfuerzos en las especies más vulnerables, por estar en mayor riesgo de extinción, si además se consideran las comunidades vegetales se obtiene una propuesta para conservar la diversidad vegetal en un sistema de áreas más compacto, que por su naturaleza tendería a ser importante para el diseño de corredores biológicos y de áreas protegidas, y que sería de gran relevancia para otras especies de flora y fauna, tal como han mostrado otros estudios (ej. Lombard *et al.* 2003). Es por lo tanto indispensable incorporar en cualquier proceso de planeación, en tanto sea posible, diferentes tipos de indicadores que representen los niveles de la biodiversidad, ya que cualquiera que sea el indicador, este presentará siempre ventajas y desventajas en relación con otro tipo de indicadores (véase en Brooks *et al.* 2004 y Pressey 2004 argumentos en contra y a favor del uso de indicadores ambientales y determinados grupos de especies); en ese sentido, a pesar de que los datos ambientales son menos eficientes como sustitutos de la biodiversidad en comparación con indicadores basados en grupos de especies (Rodríguez y Brooks 2007), aún existen extensas lagunas de información (*i.e.* impedimento linneano y wallaceano, véase Koleff *et al.* 2009), que imposibilitan que las especies puedan servir como únicos sustitutos de la biodiversidad en el diseño de reservas (Higgins *et al.* 2004).

### Recuadro 8.1. Identificación de sitios prioritarios para el diseño de corredores biológicos en el sureste de México

EDITH CALIXTO-PÉREZ, PATRICIA KOLEFF, TANIA URQUIZA-HAAS

La tasa actual de pérdida de la biodiversidad impone la búsqueda de alternativas que contribuyan a la conservación de los ecosistemas. Las áreas protegidas dedicadas a la conservación de la biodiversidad han aumentado en superficie en todo el mundo y se han consolidado en los últimos años (Naughton-Treves *et al.* 2005); sin embargo, son aún insuficientes para representar adecuadamente la biodiversidad (Rodrigues *et al.* 2004; Joppa y Pfaff 2009; Koleff *et al.* 2009). De no lograr el uso y manejo sustentable fuera de las áreas dedicadas a la conservación, éstas podrían quedar rodeadas por hábitats transformados y degradados por las actividades humanas, semejando islas en océanos con poblaciones de flora y fauna aisladas. La reducción, fragmentación y deterioro de los hábitats provoca una reducción del tamaño de las poblaciones, que progresivamente lleva a la pérdida definitiva de las mismas. Las poblaciones pequeñas y aisladas son más vulnerables ya que se encuentran sometidas a la pérdida de variación genética y a las fluctuaciones demográficas intrínsecas y ambientales (Santos y Tellería 2006). Asimismo, la fragmentación del hábitat puede desestabilizar las interacciones bióticas (ej., dispersión de semillas, polinización) y tener consecuencias negativas en el funcionamiento de los ecosistemas (Davidar 2010).

En este contexto, el concepto de corredores biológicos se ha convertido en una piedra angular de la conservación (Chetkiewicz *et al.* 2006). Los corredores son concebidos como áreas continuas de vegetación natural que permiten enlazar los fragmentos de hábitat original

remanente (Minor y Urban 2007). El propósito de establecer corredores biológicos es aminorar los efectos de la pérdida y fragmentación de los hábitats naturales, al permitir el movimiento de individuos y por ende el flujo de genes, y así apoyar a mantener tanto la diversidad biológica como los procesos ecológicos y evolutivos (Rosenberg *et al.* 1997; Chetkiewicz *et al.* 2006). En la práctica, los grandes proyectos de corredores, como el del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), buscan promover la conectividad entre las áreas protegidas por medio del fomento de actividades productivas sustentables que influyan en el bienestar social e impulsen la valoración de los servicios ecosistémicos (Álvarez Icaza *et al.* 2008). En este sentido el compromiso de las poblaciones humanas con la conservación, la producción diversificada y el manejo adecuado de los recursos a escala del paisaje son fundamentales para la conservación de la biodiversidad (Elizondo y López Merlín 2009); toda estrategia de conservación debe tomar en cuenta a los dueños del capital natural del país, que dependen en mayor medida de los servicios ecosistémicos (Sarukhán *et al.* 2009). México participa en el programa del CBM, junto con Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá. El CBM en México (CBMM) inició su implementación en 2002 en los estados de Chiapas, Quintana Roo, Yucatán y Campeche, y ha dado un marco de referencia para fortalecer las capacidades locales en el uso sustentable y conservación de los recursos naturales; por ello se considera fundamental extender esta experiencia a otras re-

giones del país (Miller *et al.* 2001; Álvarez Icaza *et al.* 2008).

Los análisis de vacíos y omisiones en conservación de la diversidad biológica a escala nacional indican que 87% de los sitios terrestres identificados como prioritarios no están cubiertos por AP (Conabio *et al.* 2007). Esta situación hace evidente la necesidad de incrementar la superficie protegida, pero también demanda considerar otras herramientas que contribuyan a la conservación de la biodiversidad. Entre las herramientas disponibles destaca el establecimiento de corredores biológicos, pues su implementación en el sureste del país por medio del CBMM, ha demostrado resultados positivos al fomentar la restauración forestal y las actividades productivas sustentables gracias a la inserción de criterios ambientales en las reglas de operación de los programas del sector rural y fungir como espacios en donde confluyen los instrumentos de política ambiental (Álvarez Icaza *et al.* 2008). Debido a la escala a la que se realizó el análisis nacional de vacíos y omisiones (unidades de análisis de 256 km<sup>2</sup>), y a que no se consideraron explícitamente criterios que favorecen la conectividad en la selección de los sitios prioritarios (*i.e.*, la propuesta de un sistema de áreas para la conservación), se decidió realizar un análisis a escala más fina (1 km<sup>2</sup>). Este análisis incorporó diversos criterios espaciales en el diseño de corredores biológicos para Oaxaca y Tabasco, estados que en 2008 iniciaron las gestiones administrativas para ampliar el CBMM. Los sitios identificados como prioritarios para la conservación de la biodiversidad en este análisis servi-

rán de base para que en una segunda etapa los corredores biológicos puedan ser diseñados considerando aspectos sociales y políticos. Aquí se muestran los resultados del estudio y se analiza la congruencia entre los sitios identificados como prioritarios para la implementación de corredores biológicos en Oaxaca y Tabasco con los sitios prioritarios terrestres identificados a escala nacional.

#### Identificación de sitios prioritarios en el ámbito regional

Se emplearon como sustitutos de la biodiversidad las especies prioritarias de vertebrados terrestres (definidas en el análisis nacional de vacíos y omisiones en conservación) que se distribuyen en el estado de Tabasco y en Oaxaca; para este último además se incluyeron las plantas enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2001. Debido a los sesgos geográficos de recolecta de los inventarios biológicos se usaron modelos de distribución potencial de las especies (Sánchez-Cordero *et al.* 2005). Los modelos fueron generados por especialistas (Ceballos *et al.* 2006; Ochoa-Ochoa *et al.* 2006; Navarro Singüenza y Peterson 2007), basados en el concepto de nicho ecológico y utilizando como herramienta un algoritmo de inteligencia artificial (GARP, Genetic Algorithm for Rule-set Prediction, Stockwell y Peters 1999). La selec-

ción y asignación de los valores de las metas de conservación se basó en criterios de endemismo, rareza, estado de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2001 y lista roja de la UICN) y presión por comercio internacional (CITES). Los valores de las metas de conservación asignadas con base en los criterios fueron expresados en porcentaje del área de distribución de las especies (véanse detalles en Koleff *et al.* 2009; capítulo 6).

En el caso del estado de Tabasco, los modelos de distribución potencial fueron recortados con base en documentación bibliográfica sobre los tipos de vegetación (primaria, secundaria, inducida) en los que se han reportado cada una de las especies, tomando en cuenta la cartografía de uso de suelo y vegetación del año 2002 (INEGI 2005); El valor de meta de conservación fue la suma de los valores asignados para cada criterio (cuadro R8.1.1).

Para la identificación de los sitios prioritarios se usaron unidades de análisis de 1 km<sup>2</sup>, y el análisis de optimización se llevó a cabo con el programa ConsNet versión 1.01 (Ciarleglio *et al.* 2009) que realiza las búsquedas con algoritmos heurísticos y permite incorporar múltiples criterios en el análisis. La configuración espacial del sistema de áreas de conservación es muy relevante desde el punto de vista biológico, y por ello se utilizaron criterios espaciales que

favorecieran la compactibilidad y conectividad; el primero se define comúnmente como la relación entre el perímetro y el área de unidades de análisis agregadas (*clusters*, en inglés), y se utiliza para reducir un posible “efecto de borde”<sup>1</sup> en las áreas de conservación. El segundo mide cómo están interconectadas las áreas de conservación; una medida directa de la conectividad es el número de agregaciones de unidades de análisis en el sistema<sup>2</sup> (Ciarleglio 2008; Ciarleglio *et al.* 2008; 2009). Adicionalmente se buscó minimizar la coincidencia con áreas que han sido transformadas por actividades antropogénicas (vegetación inducida, uso de suelo agrícola-pecuario-forestal, asentamientos humanos).

La superficie de los sitios identificados como prioritarios fue de 2785100 ha para el estado de Oaxaca y 678300 ha en Tabasco, lo que representa cerca de 30 y 28% de la superficie de cada estado, respectivamente (figura R8.1.1).

<sup>1</sup>El efecto de borde puede definirse como el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes; este puede manifestarse por la fragmentación antropogénica de un hábitat en cambios bióticos y abióticos dentro de un fragmento, por lo que ha sido considerado como un criterio para el diseño de áreas protegidas (López-Barrera 2004; Fahring 2003).

<sup>2</sup>Para favorecer la conectividad del sistema se buscó minimizar el número de agregaciones y se utilizaron los algoritmos del programa ConsNet que favorecieran la adyacencia (véanse detalles en Ciarleglio *et al.* 2008).

**Cuadro R8.1.1 Criterios para establecer las metas de conservación para los sustitutos de la biodiversidad en el estado de Tabasco**

% área de distribución remanente (nivel nacional)	Valor	% área de distribución remanente (nivel estatal)	Valor	Especie endémica de México	Valor	Categoría de riesgo NOM-059-SEMARNAT-2001	Valor	Categoría de riesgo IUCN	Valor	Apéndice CITES	Valor
20-25	20	20-25	20	Sí	5	E	20	Cr	15	I	10
25-50	15	25-50	15	No	0	P	20	En	10	II	5
50-75	10	50-75	10			A	15	Vu	5		
75-100	5	75-100	5								

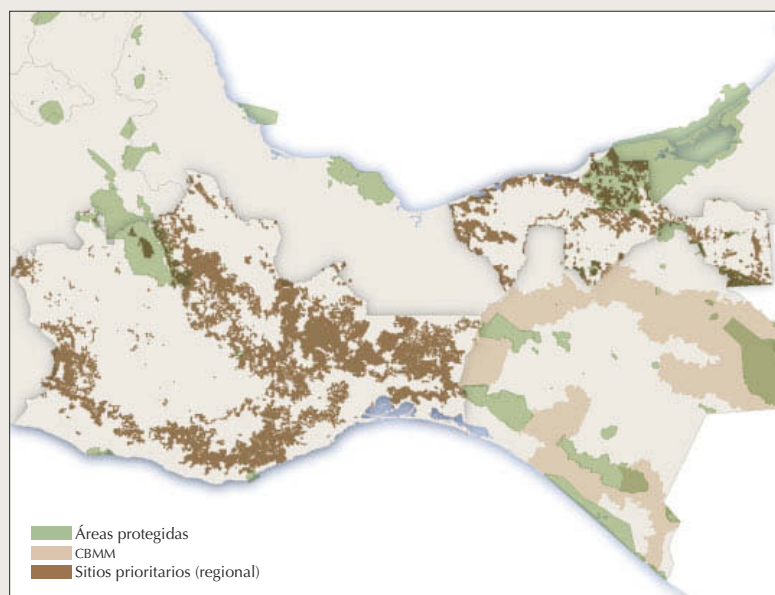
Los sitios prioritarios se ubican principalmente en zonas con vegetación primaria y secundaria, porque entre los criterios espaciales se buscó maximizar la coincidencia con la vegetación primaria y secundaria arbórea, y minimizar la coincidencia con el uso de suelo (agrícola, pecuaria, forestal e inducida). No obstante, no siempre fue posible (figura R8.1.2), ya que no hay otras opciones para poder cumplir con las metas de conservación de-

finidas. Hay que considerar que en ambos estados las tasas de pérdida y fragmentación de hábitat son muy altas, particularmente en Tabasco (figura R8.1.3).

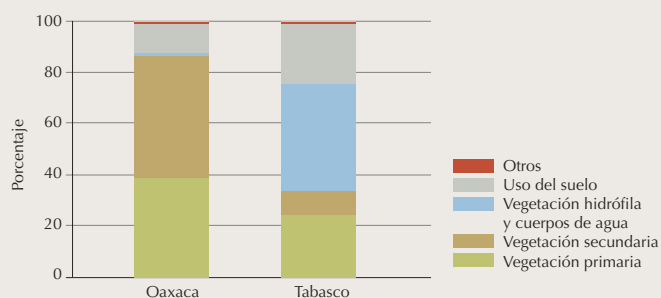
Al hacer la sobreposición de los sitios prioritarios identificados a escala nacional y regional se observó (figura R8.1.4) que coinciden en 60% en el estado de Oaxaca y en 24% para Tabasco; lo cual es consistente con una mayor área identificada como prioritaria en el análisis

nacional para Oaxaca que para Tabasco. Esto puede deberse a que Oaxaca tiene una mayor diversidad y un alto grado de endemismos, y ha tenido un impacto relativamente menor que el estado de Tabasco. Cuando se compara la superficie de los sitios prioritarios a escala nacional, 42 y 48% coincide con los sitios identificados a escala regional para Oaxaca y Tabasco, respectivamente. Cabe destacar que de los sitios clasificados como de extrema prioridad en el análisis nacional y que se encuentran dentro de los estados analizados, 93% coincide con los sitios a nivel regional para el estado de Oaxaca, mientras que para Tabasco la coincidencia es de 100% (cuadro R8.1.2). Esto se debe probablemente al valor de “irreemplazabilidad” de los sitios prioritarios (véase la definición en el capítulo 8), por lo que son seleccionados en ambos análisis a pesar de las diferencias en los criterios utilizados.

El número de especies representadas es similar en el análisis nacional y regional; sin embargo, la superficie varía considerablemente (cuadro R8.1.3). A escala nacional se seleccionaron muy pocos sitios en el estado de Tabasco (figura R8.1.4), probablemente debido a que se usó como un criterio adicional la pérdida y fragmentación de sus hábitats, (referido como “costos” en el análisis nacional, véanse detalles en Koleff *et al.* 2009), es decir, las metas de conservación se pueden cumplir en otras regiones que presentan un mejor estado de conservación. Por otro lado, en el análisis regional el algoritmo tuvo que seleccionar zonas degradadas con el fin de cumplir con las metas de conservación establecidas. Por lo que, las diferencias en la selección de sitios a escala nacional y regional puede deberse básicamente a que cambia el dominio del análisis. Si bien se requieren estudios detallados, las zonas perturbadas podrían

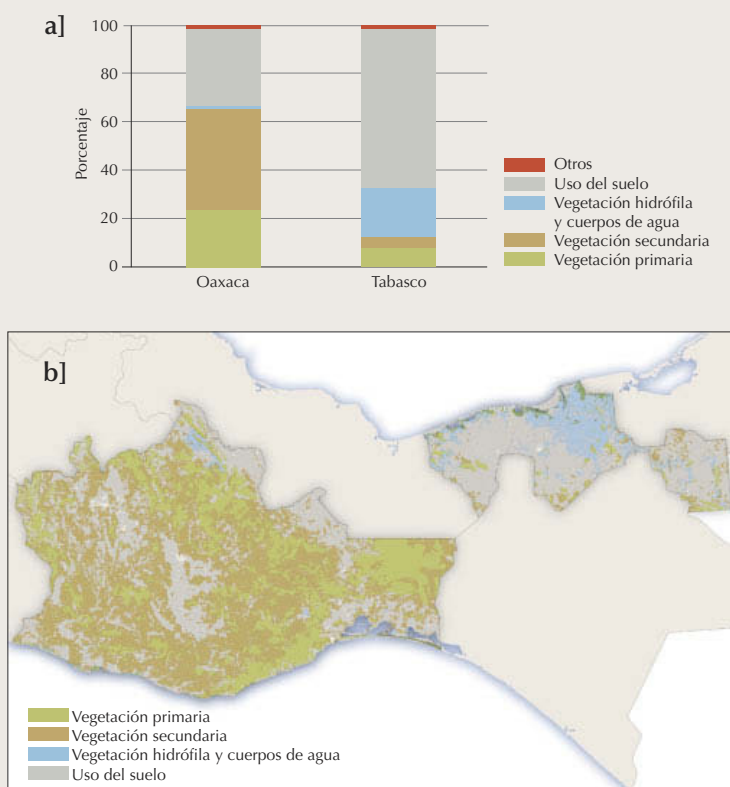


**Figura R8.1.1** Sitios prioritarios identificados en el ámbito regional para el diseño de corredores biológicos en los estados de Oaxaca y Tabasco.

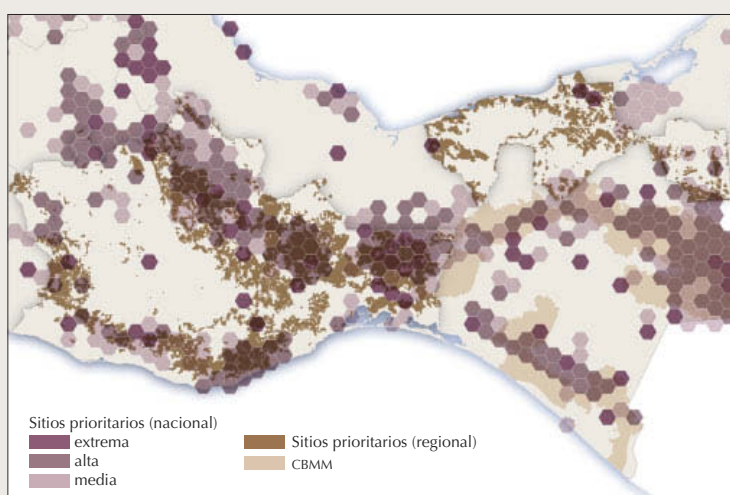


**Figura R8.1.2** Proporción de tipos de vegetación en los sitios prioritarios identificados para el diseño de corredores biológicos (la categoría uso de suelo incluye vegetación inducida, agrícola, pecuaria y forestal, y desprovisto de vegetación (INEGI 2005)).





**Figura R8.1.3** a) Porcentaje de tipos de vegetación (la categoría uso de suelo incluye vegetación inducida, agrícola, pecuaria, forestal y desprovisto de vegetación; b) Estado de conservación de la vegetación en los estados de Oaxaca y Tabasco (INEGI 2005).



**Figura R8.1.4** Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre del análisis nacional y regional de los estados de Oaxaca y Tabasco.

considerarse como una prioridad para acciones de restauración, con el fin de mejorar la conectividad con las zonas mejor conservadas del estado, que representan los reservorios de la diversidad biológica de la región.

Una gran proporción de las áreas de coincidencia entre los análisis nacional y regional se ubica en regiones reconocidas por su elevada riqueza biológica. Por ejemplo, en Oaxaca la región de los Chimalapas presenta una de las masas forestales más extensas de América (Arriaga *et al.* 2000) y junto con la Sierra de Juárez han sido catalogadas como uno de los centros de diversidad de plantas (Dávila *et al.* 1997). La Sierra de Juárez forma parte de la cadena montañosa conocida como Sierra Norte de Oaxaca, y también fue identificada como prioritaria en los dos análisis. En esta región, además de una gran diversidad de ecosistemas, se encuentran los bosques mesófilos más extensos y mejor conservados de México (Conabio 2010). Otro caso en donde coinciden ambos análisis es en la Sierra Sur y Costa de Oaxaca y la Sierra Triqui-Mixteca, que han sido clasificadas como regiones terrestres prioritarias (RTP) de México (Arriaga *et al.* 2000). En el caso de Tabasco, los sitios prioritarios identificados en ambos análisis coinciden con dos de las regiones de humedales de gran importancia en el país: la región Pantanos de Centla (sitio Ramsar) y las Lagunas de Catzajá. Ambas, además de ser RTP y áreas protegidas (de carácter federal y regional, respectivamente), representan un importante refugio de numerosas poblaciones de aves acuáticas migratorias y especies en peligro de extinción como el manatí, el cocodrilo de pantano, la tortuga blanca, el halcón aplomado, el jaguar, el ocelote y el mono aullador de manto (Arriaga *et al.* 2000; Conabio 2000).

**Cuadro R8.1.2 Coincidencia del número de sitios prioritarios del análisis nacional (SPN) con los sitios prioritarios del análisis regional (SPR)**

	% del área de SPR que coincide con SPN	% de SPN* que coinciden con SPR	% sitios de extrema prioridad que coinciden con SPR	% sitios de alta prioridad que coinciden con SPR	% sitios de media prioridad que coinciden con SPR
Oaxaca	60.7	87	93	89.6	79.8
Tabasco	24.1	96	100	85.7	100

**Cuadro R8.1.3 Proporción de especies representadas en los sitios prioritarios y porcentaje de la superficie ocupada por los sitios prioritarios de los análisis a escala nacional (SPN) y regional (SPR)**

	% del estado con SPN	Especies representadas en los SPN	% del estado con SPR	Especies representadas en los SPR
Oaxaca	43	1 292	30	1 301
Tabasco	15	789	28	801

### Conclusiones

Los sitios prioritarios identificados sirven de punto de partida para el diseño de corredores biológicos; para su delimitación final será esencial considerar a los actores, las condiciones políticas y sociales, así como sinergias y programas para su gestión. Tomar como base sitios prioritarios para la conservación es central para promover corredores que albergan especies en riesgo, endémicas y de distribución restringida, así como vegetación natural remanente y zonas en las que se concentra gran parte de la riqueza biológica de la región Mesoamericana. Sin embargo, será necesario establecer acciones de conservación concretas para cada una de las áreas de acuerdo con sus características biológicas y estado de conservación, con la participación de los propietarios de las tierras. En zonas conservadas y de muy alto valor biológico se puede impulsar la creación de áreas protegidas voluntarias u otras iniciativas como el pago por servicios ambientales y la certificación forestal. En Oaxaca existen las capacidades locales; en particular, las comunidades indíge-

nas han sido líderes en la creación de AP comunitarias que forman parte de un mosaico de bosques, selvas y matorrales conservados, de áreas con programas de manejo forestal y ecoturismo (Galindo 2010 a,b). Por otro lado, en zonas muy perturbadas se deberá fomentar la reconversión productiva<sup>3</sup> o la restauración. La creación de espacios como los corredores biológicos, en donde se fomenten procesos productivos distintos a la agricultura, como la apicultura, el ecoturismo, el cultivo de café de sombra, entre otros, pueden contribuir a reducir la frontera agrícola y atenuar la presión sobre los recursos forestales (Álvarez-Icaza 2010), y con ello ayudar a mantener la diversidad biológica fuera de las áreas protegidas. Esto resulta fundamental, ya que si bien éstas son el

instrumento más consolidado para la conservación de la biodiversidad, su funcionamiento depende del estado de conservación de las áreas circundantes (Hansen y DeFries 2007).

El establecimiento de corredores biológicos en Oaxaca y Tabasco permitirá dar continuidad a los ya establecidos por el CBMM en los estados del sureste de México; de esta manera, las acciones de conservación, manejo sustentable, reconversión productiva y restauración se realizarían con un enfoque de paisajes que integren tanto los ecosistemas naturales como los agroecológicos y antropizados para mantener la flora y fauna de Mesoamérica y el bienestar de las poblaciones humanas.

### Agradecimientos

Nuestro más sincero agradecimiento a Miguel Ángel Sicilia Manzo, quien colaboró en el desarrollo de estos análisis, y a Jorge Álvarez-Romero por sus atinados comentarios.

<sup>3</sup>La acción de transformación tecnológica hacia un uso sustentable de la tierra, que puede consistir en el mejoramiento del sistema agropecuario, el cambio a otro cultivo o la transición a otro sistema. Desde la perspectiva ambiental, la reconversión productiva debe propiciar la transformación de la agricultura y la ganadería convencionales en sistemas agroecológicos y agroforestales (Anta Fonseca et al. 2008).

### Recuadro 8.2. Impacto del cambio climático en la biodiversidad de los sitios terrestres prioritarios para la conservación en México

ENRIQUE MARTÍNEZ-MEYER, EDITH CALIXTO-PÉREZ, DENISE ARROYO LAMBAER

El cambio climático es considerado una de las mayores amenazas en el ámbito mundial, tanto para la estabilidad de los sistemas naturales como para el bienestar de la población humana (Parry *et al.* 2007). Entre los impactos que se prevén para el país se encuentran: la agudización de las sequías, la desertificación del territorio y la potencial modificación de las regiones ecológicas, así como la reducción drástica de ecosistemas boscosos templados y tropicales, el aumento en la incidencia de incendios forestales, el incremento de la deforestación, la erosión, la liberación de carbono y la pérdida de la biodiversidad (Semarnap 1997; Semarnat e INE 2001; INE y Semarnat 2006). Estudios previos indican que para el año 2050 en México existe un riesgo de extinción de 8% de los mamíferos, 5% de las aves y 7% de las mariposas por efectos directos sobre las poblaciones causados por los cambios en el clima (Thomas *et al.* 2004). Estos resultados suponen que es posible la libre dispersión de los organismos, lo cual, a pesar de ser un escenario optimista, es poco realista. Aunado a esto se encuentran las otras amenazas a la biodiversidad, como la pérdida y fragmentación del hábitat, la contaminación, la sobreexplotación, etc., que en algunos casos podrían actuar en sinergia con los efectos del cambio climático (Hansen *et al.* 2009). Ante este panorama resulta fundamental evaluar si las estrategias de conservación de la biodiversidad que hasta ahora conocemos, como el establecimiento de áreas protegidas para conservación o la protección especial a especies en situación de riesgo, seguirán siendo efectivas en estos escenarios de clima cambiante.

En este sentido, a pesar de que la protección legal de tierras para la conservación es una de las estrategias más consolidadas (Chape *et al.* 2009), las altas tasas de deforestación que comúnmente caracterizan las áreas que las rodean (Wittemyer 2008), pueden representar un obstáculo para el movimiento de las especies, que es una respuesta frecuente de éstas a los cambios en el clima (Parmesan y Yohe 2003).

La identificación de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre (STP) en el análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la diversidad biológica (Conabio *et al.* 2007) no consideró entre los factores de amenaza los efectos del cambio climático. En este sentido, es importante como una primera aproximación analizar los cambios estimados en el número de especies en los STP (i.e., riqueza de especies) en escenarios de cambio climático proyectados a 2030 y 2050, con el fin de identificar cuáles de éstos requieren especial atención de cara al cambio climático.

Para ello, se elaboraron mapas de distribución potencial de 859 especies de vertebrados terrestres seleccionadas como prioritarias por estar en riesgo de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001, UICN), por estar sujetas a presión por comercio internacional (CITES), ser endémicas o de distribución restringida. Los mapas se generaron considerando el promedio de las condiciones climáticas de 1950 a 2000 proyectada a los años 2030 y 2050 y cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: uno con incrementos relativamente altos de emisiones (A2), otro con incrementos

relativamente bajos (B2) y dos intermedios (A1 y B1). Estos escenarios fueron reescalados para México desde una escala mundial, lo que les confiere un mayor detalle para nuestro país (Conde *et al.* 2008).

Los mapas de distribución final para cada una de las especies son un ensamble de modelos individuales; es decir, son el resultado de combinar y consensuar modelos de nicho ecológico generados para una misma especie empleando cuatro diferentes métodos (Bioclim, GARP, Envelope Score y Support Vector Machine), y tres modelos de circulación general (ECHAM5/MPI, UKHADGEM1 y GFDL CM 2.0). Este enfoque de ensamblaje de modelos ha sido propuesto como una mejor alternativa que el uso de modelos individuales, ya que el consenso entre diferentes modelos reduce la incertidumbre producida por idiosincrasias inherentes a los métodos de modelado de nichos ecológicos y a los escenarios climáticos (Araújo y New 2006). En todos los casos se emplearon 19 variables ambientales derivadas de valores mensuales de precipitación y temperatura proporcionados por el Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM (Conde *et al.* 2008). Así, los mapas obtenidos representan la distribución potencial de las especies en cada uno de los periodos estudiados; es decir, los sitios con potencial climático para mantener poblaciones de esas especies en el presente, en 2030 y en 2050, sin considerar factores que puedan interferirles para ocupar esos sitios, como su capacidad de dispersión, la existencia de hábitat, la interacción con otras especies, entre otros. Los mapas generados con estos modelos son

simplificaciones de la distribución de las especies que permiten elaborar hipótesis sobre sus posibles respuestas geográficas ante cambios en el clima. Finalmente, los mapas obtenidos para cada una de las especies fueron superpuestos entre sí para generar mapas que denominamos de “riqueza de las especies prioritarias” para el presente y para los escenarios futuros.

Los resultados muestran que en los mapas de riqueza actual de las especies prioritarias de vertebrados terrestres se concentran hasta 376 especies en un mismo sitio. Esto ocurre principalmente en las zonas de elevación intermedia en las montañas del occidente, sur y centro del país, específicamente el sur de la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre del Sur (hasta Los Altos de Chiapas), la porción central del Eje Volcánico Transmexicano y una pequeña porción de la Sierra Madre Oriental (Veracruz, Puebla y Oaxaca) (figura R8.2.1). Potencialmente, el número máximo de especies se ubica en Los Altos de Chiapas.

Al considerar escenarios de cambio climático, las áreas de mayor riqueza de especies prioritarias se reducen en el escenario más drástico (A2-2050) en casi 55%, y las reducciones más importantes se ubican en la Sierra Madre Occidental y particularmente en las serranías de Chiapas (figura R8.2.1). Estas contracciones en la superficie de las zonas de alta riqueza de especies prioritarias son resultado de la reducción y desplazamiento fuera de los sitios de alta riqueza de las áreas de distribución de varias especies por el cambio en las condiciones del clima (cuadro R8.2.1), particularmente en las zonas con elevaciones mayores. Esto es lo esperable en un evento de calentamiento, ya que las franjas climáticas están fuertemente determinadas por la elevación. Por lo tanto, con el aumento de la temperatura

los climas tenderían a desplazarse hacia arriba, viéndose más afectadas las especies que habitan zonas de climas templados y fríos por la continua reducción de área conforme aumenta la elevación, como se ha observado en cambios climáticos anteriores (McDonald *et al.* 1993) y en este mismo evento de calentamiento en otras regiones (Grabherr *et al.* 1994). Además, la pérdida de especies en las zonas de elevada riqueza de especies prioritarias —en comparación con el escenario actual— fue muy similar en los escenarios A1, A2 y B1, tanto en 2030 como en 2050, con una reducción de alrededor de 14 y 19 especies, respectivamente (cuadro R8.2.1).

Al analizar estos resultados en los STP se observó que aproximadamente 72% de éstos pierden especies para el año 2030, que en los escenarios más extremos (A1 y A2) estas pérdidas representan alrededor de 50% de las especies. Para 2050 el porcentaje de sitios que pierden especies se incrementa a 85% y la reducción de especies en éstos se reduce hasta 65% en los casos más extremos. En contraste, en aproximadamente 20% de los sitios prioritarios se esperaría que la riqueza de especies prioritarias au-

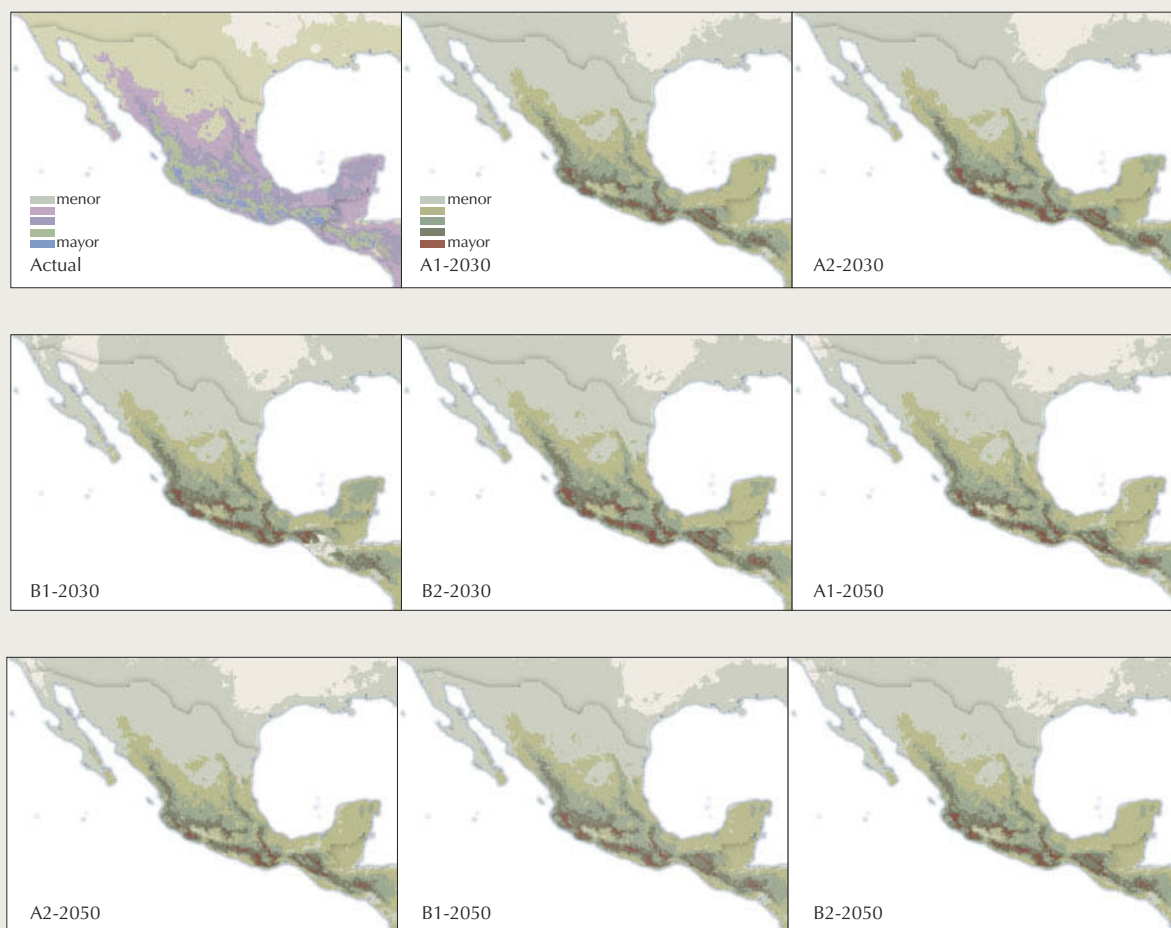
mente como resultado de la posible expansión de la distribución de algunas especies, con ganancias entre 45 y 80% de especies para 2030 y entre 50 y 60% para 2050.

Los sitios prioritarios con mayor pérdida proporcional de especies en los escenarios A1 y A2 se concentran en el norte del país, tanto para 2030, como para 2050, específicamente en los estados de Coahuila, Sonora, Nuevo León y Tamaulipas. Para 2050 se observa un aumento considerable en el número de STP que reportan reducción de riqueza en Sonora, así como en los estados de Campeche y Tabasco y algunos sitios en Yucatán, Quintana Roo, Chiapas, Oaxaca, Michoacán, Jalisco y Sinaloa. En el caso de los escenarios B1 y B2, los sitios prioritarios más afectados se concentran en Sonora y Coahuila y un sitio en Tabasco en 2030, mientras que en 2050 los sitios más afectados se concentran en Campeche y Coahuila, con algunos sitios en Sonora, Nuevo León, Tamaulipas y Yucatán (figura R8.2.2). En general, nuestros resultados son congruentes con un estudio previo en el que se analizó la respuesta geográfica de todas las aves, mamíferos y dos familias de mariposas en México ante el cam-

**Cuadro R8.2.1 Superficie (km<sup>2</sup>) de las zonas de mayor riqueza de especies prioritarias (> 300 especies), porcentaje de pérdida de esta área y número máximo de especies para cada escenario**

Escenario	Superficie (km <sup>2</sup> )	Pérdida de área (%)	Número máximo de especies
Actual	89 700	-	376
A1 2030	65 500	27.0	363
A2 2030	64 600	28.0	361
B1 2030	57 000	36.5	372
B2 2030	70 400	21.5	364
A1 2050	49 500	44.8	357
A2 2050	40 400	55.0	358
B1 2050	64 800	27.8	357
B2 2050	60 200	32.9	363





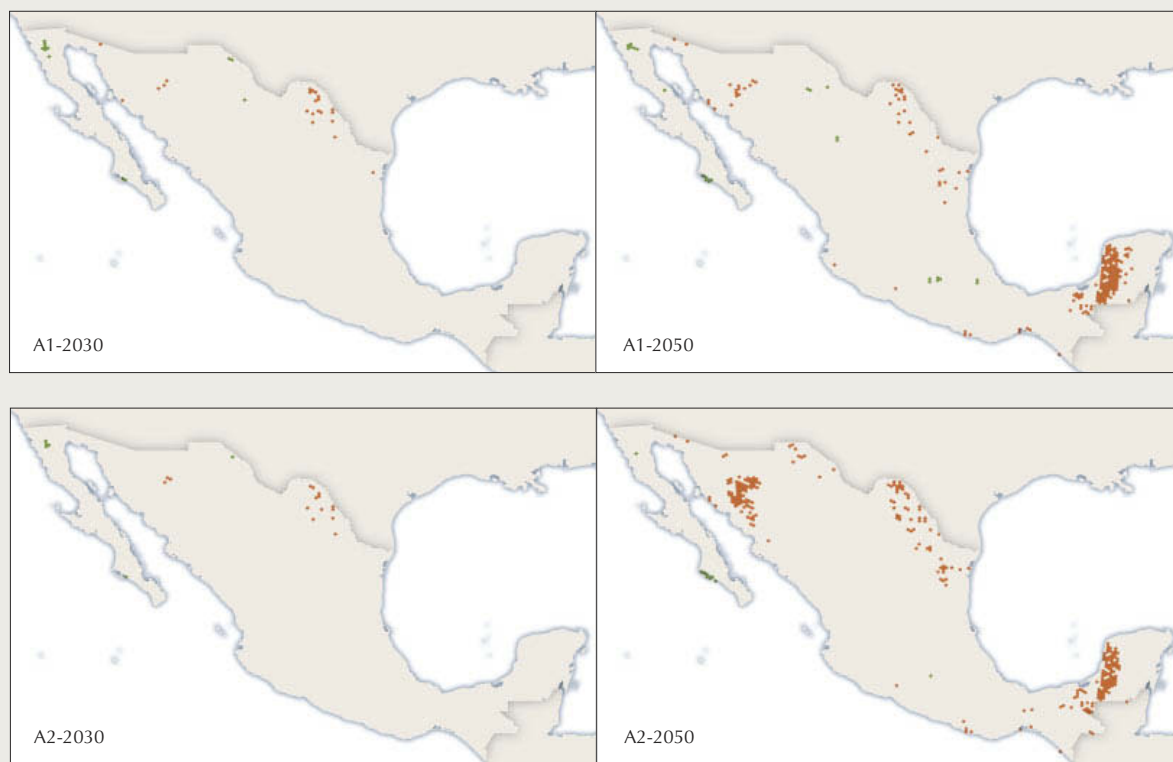
**Figura R8.2.1** Mapas de riqueza potencial para los vertebrados terrestres prioritarios de México. En azul se muestran los sitios con más de 300 especies para el mapa de riqueza actual, y en rojo para los mapas con proyecciones al futuro.

bio de clima (Peterson *et al.* 2002). Esto se atribuye a que en los desiertos mexicanos se esperaría el mayor recambio de especies (i.e, la tasa de extinciones y colonizaciones locales) debido, por un lado, a que los cambios proyectados en el clima son más acentuados en latitudes mayores y, por otro, a que las especies en zonas bajas tienden a tener desplazamientos mayores que las especies montañas, pues sus movimientos son más bien latitudinales y están menos restringidos por la

disponibilidad de área, como ocurre en las montañas, lo que también explica los resultados en la península de Yucatán.

En contraparte, los sitios prioritarios con los mayores incrementos en la riqueza de especies para el año 2030 se encuentran en Baja California, Baja California Sur y Chihuahua para los escenarios más pesimistas (A1 y A2), y en los mismos estados, además de Durango y Coahuila, para los escenarios optimistas (B1 y B2). Hacia el año

2050, las tendencias son similares en los escenarios pesimistas, pero destacan otros estados del centro del país, incluyendo el Estado de México, el Distrito Federal, Puebla y Veracruz. En los escenarios optimistas, los STP con ganancias importantes en su riqueza de especies se encuentran en los estados de Baja California, Baja California Sur y Chihuahua (figura R8.2.2). Sin embargo, es necesario considerar que a pesar de que pudieran darse las condiciones ambientales para la



**Figura R8.2.2** En naranja se muestran los sitios terrestres prioritarios que observaron pérdidas potenciales de 40% o más de especies en los diferentes escenarios a futuro; en verde se muestran los sitios terrestres prioritarios que observaron ganancias potenciales de 30% o más de especies en los diferentes escenarios a futuro.

existencia de las especies, la pérdida y fragmentación de los hábitats, la contaminación, el efecto de las especies invasoras, la sobreexplotación y demás factores de degradación ambiental representan una seria amenaza para la biodiversidad.

Con base en lo anterior podemos concluir que hay una tendencia general a la reducción potencial en el número de especies representadas en los STP al considerar escenarios de cambio climático hacia los años 2030 y 2050, lo cual es de gran relevancia considerando que los STP fueron identificados por su importancia para la conservación biológica (Conabio *et al.* 2007). Además, es interesante que en el norte del país

se concentran principalmente los sitios que muestran mayores pérdidas pero también ganancias potenciales de especies, lo que nos habla de la sensibilidad de los desiertos mexicanos al cambio climático (Peterson *et al.* 2001). Por otro lado, la vulnerabilidad de las especies prioritarias de las montañas se refleja en la reducción de las áreas de mayor riqueza que se encuentran en las serranías tropicales del sur del país. Por ende, es necesario incorporar estos hallazgos en los análisis para el establecimiento de prioridades para la conservación en México (Conabio *et al.* 2007), con el fin de ajustar dichas prioridades considerando también el efecto del cambio

climático en la biodiversidad. Asimismo, destaca también la importancia cada vez más imperiosa de desarrollar estrategias de monitoreo de poblaciones y ecosistemas en todas las ecorregiones del país que permitan establecer con datos empíricos las tendencias de respuesta de la biodiversidad a los cambios en el ambiente, así como ampliar los esquemas actuales de conservación que permitan incorporar conectores entre áreas que faciliten el movimiento de las especies.

Finalmente, es importante considerar estos resultados como tendencias de posibles respuestas geográficas de las especies, ya que como se mencionó, los modelos de nicho

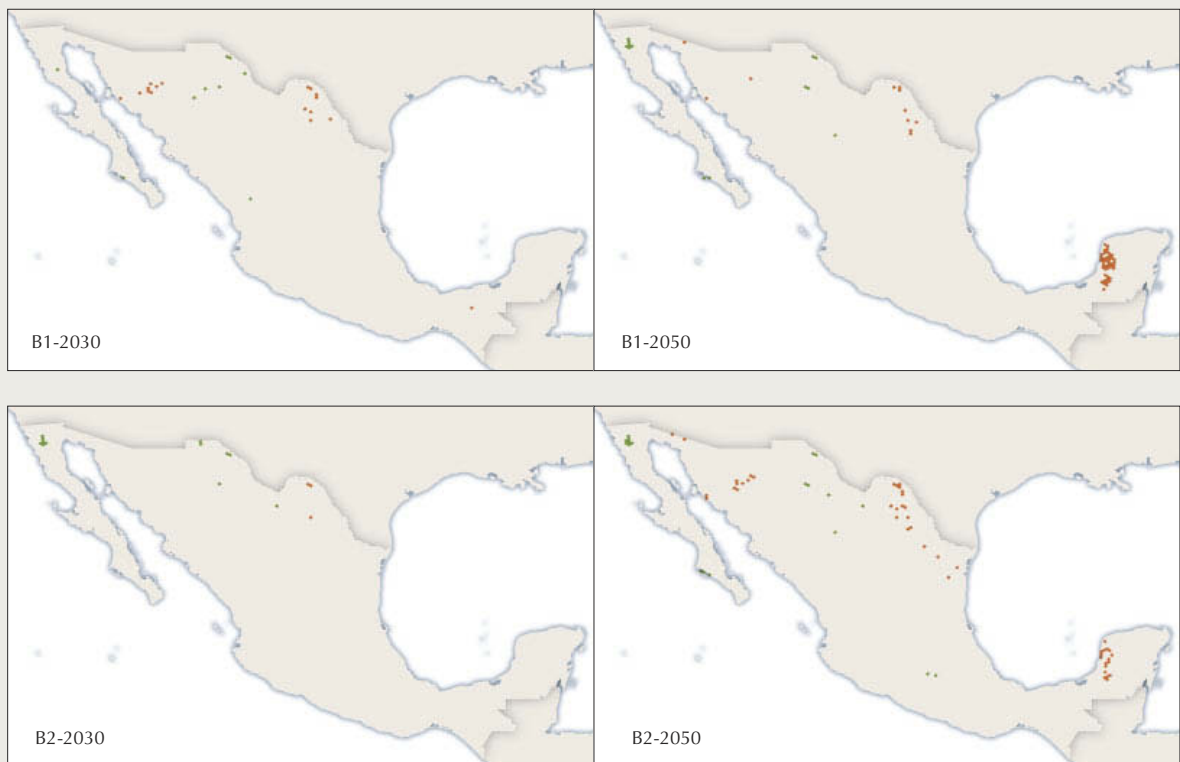


Figura R8.2.2 [concluye].

ecológico en su estado actual de desarrollo no consideran diversos aspectos intrínsecos de las especies, como su capacidad de dispersión, ni contemplan procesos de preadaptación o adaptación a las condiciones nuevas que les permitan soportar los cambios en las próximas décadas (Pearson y Dawson 2003). Estos modelos, al ser estáticos, tampoco aportan ninguna información sobre el proceso mismo de los cambios de la distribución, simplemente suponen que las especies se podrían mover libremente en el espacio sin considerar sinergias del cambio climático con otros factores de presión sobre la biodiversidad que podrían potencializar los problemas (e.g.

reducción de hábitat, contaminación, etc.), ni cómo se afectarían las interacciones bióticas necesarias para mantener la funcionalidad de los ecosistemas. Por lo tanto, esta primera aproximación sirve como marco de referencia que valdría la pena verificar mediante estudios específicos en campo y otros enfoques metodológicos que permitan determinar los efectos del cambio climático en los ecosistemas y su biota, de modo que sea posible diseñar estrategias de conservación, sistemas de monitoreo y proponer acciones específicas de adaptación para hacer frente a los impactos esperados del cambio climático.

#### Agradecimientos

Agradecemos a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad el apoyo a este proyecto y facilitar los datos necesarios. Al Instituto Nacional de Ecología por el financiamiento otorgado para realizar la investigación. A Julia Martínez, Miguel Altamirano y Uriel Ubando por el apoyo brindado y los comentarios realizados a lo largo de estos análisis; a Jorge Álvarez Romero por sus atinados comentarios al manuscrito, y muy especialmente a Patricia Koleff por sus valiosas aportaciones y apoyo para la realización del análisis, así como las revisiones de este manuscrito.

### ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS: SU PAPEL EN LA CONSERVACIÓN

Se reconoce en todo el mundo que las áreas protegidas son el instrumento de conservación más consolidado (Chape *et al.* 2005); sin embargo, son relativamente escasos los trabajos que evalúan la efectividad de las mismas (ej. Bruner *et al.* 2001; Parrish *et al.* 2003; Naughton-Treves *et al.* 2005) para cumplir con uno de sus objetivos primordiales: el de mantener la estructura y función de los ecosistemas y asegurar la continuidad de la biodiversidad a largo plazo (Margules y Pressey 2000; Figueroa y Sánchez-Cordero 2008; Figueroa *et al.* 2009). En México su evaluación en términos de eficiencia para preservar los hábitats en buen estado de conservación no se había llevado a cabo sistemáticamente para todo el país en el contexto de la planeación para la conservación, aun con los esfuerzos que ha realizado el Sistema de información, monitoreo y evaluación para la conservación (SIMEC) por tener una herramienta que ha ido evolucionando con el tiempo (Conanp 2010).

Esta primera aproximación (capítulo 3) se ha realizado a partir de las cartas de uso de suelo y vegetación de 1993 y 2002 del INEGI, aunque arrojó resultados que podemos decir que son similares a los obtenidos cuando se evaluó la efectividad para conservar la cobertura vegetal a partir de un análisis independiente de las imágenes Landsat, desde la década de 1970; ambos estudios demuestran la efectividad de un poco menos de la mitad de las áreas protegidas y proporcionan información complementaria (recuadro 8.1, capítulo 3). A pesar de que el análisis de los procesos de cambio de uso de suelo es solo una medida parcial de la efectividad de un área protegida para mantener la integridad ecológica de los ecosistemas, y no da cuenta de otros procesos de deterioro, por ejemplo, por la defaunación o la contaminación, entre otros el análisis permitió identificar las AP que requieren acciones inmediatas para lograr los objetivos de la conservación (capítulo 3). Todo indica que muy pronto se tendrán valores con mayor certeza para un mayor número de áreas

protegidas, con el monitoreo realizado por medio de imágenes de satélite de mayor resolución. Hasta ahora, la Conanp ha evaluado la tasa de cambio y pérdida de hábitat con imágenes Landsat y SPOT en nueve áreas naturales (Conanp 2010; Conanp y FMCN 2011). Asimismo, con el fin de mejorar la gestión será crucial analizar las causas detrás de la efectividad de cada una de las AP, tomando en cuenta las acciones de manejo, personal en campo, financiamiento, aceptación social, así como las condiciones geográficas y sociodemográficas (Bruner *et al.* 2001; Ervin 2003; Figueroa *et al.* 2009; capítulo 3).

### DIFERENTES RESULTADOS CON DIFERENTES ALGORITMOS: ¿POR CUÁL DECIDIRSE?

En el capítulo 4 sobre priorización de áreas de conservación para la herpetofauna se analizan diferentes programas usados en la planeación de la conservación y se plantea cómo los algoritmos y los criterios de asignación de metas afectan el tamaño del sistema de áreas de reservas. Es común analizar la eficiencia de un sistema de reservas en términos de su economía, que es uno de los principios básicos de la planeación sistemática de la conservación; la economía puede medirse de distintas maneras (Margules y Sarkar 2009), pero una de las más frecuentes es evaluarla en términos del área o número de sitios seleccionados (ej. Pressey *et al.* 1996; Csuti *et al.* 1997). En general, si lo que se busca son resultados óptimos, es decir, asegurar la economía espacial para cumplir los objetivos de conservación, se debe optar por algoritmos basados en programación lineal llamados también exactos u óptimos, como CPLEX (Underhill 1994; Vanderkam *et al.* 2007). Sin embargo, la decisión sobre el tipo de programa o algoritmo a utilizar como guía en el proceso de planeación debe analizarse desde una perspectiva más amplia, y con base en las características de los datos, escala del análisis, tiempo del proceso de cómputo y la posibilidad de incluir de manera práctica otros criterios como los de diseño (reglas de configuración espacial para abordar procesos biológicos) o consideraciones socioeconómicas. Por ejemplo, se ha



demostrado que cuando se consideran modelos de nicho ecológico recortados con base en la cobertura de vegetación primaria o secundaria, la solución de las áreas para la conservación resulta ser considerablemente de mayor tamaño para el año 2000 que para 1970, es decir la pérdida de ecosistemas naturales limita cada vez más las opciones que se tienen para establecer el sistema de áreas para la conservación (Fuller *et al.* 2007). En ese sentido, programas como Marxan o ConsNet permiten incorporar información sobre amenazas y factores de presión para evitar seleccionar las zonas más perturbadas, en la medida en que existan otras opciones para cumplir con las metas de conservación y favorecer una mayor probabilidad de persistencia de los elementos de la biodiversidad, así como minimizar los costos de la implementación (ej. Chan *et al.* 2006; Koleff *et al.* 2009). Asimismo, se ha encontrado que el área no es un buen indicador en la toma de decisiones con el fin de minimizar los costos de adquisición de tierras o de administración (Carwardine *et al.* 2008), por lo que se ha considerado incluir los costos económicos desde un inicio en el proceso de planeación, así como otras variables como la densidad poblacional humana para minimizar posibles conflictos en la implementación (Luck *et al.* 2004; Steward y Possingham 2005; Loyola *et al.* 2009). Por ello, el desarrollo de algoritmos y programas de cómputo ha estado en constante desarrollo y ha sido sujeto de estudio desde la década de 1980 (Sarkar e Illoldi-Rangel 2010); su evolución debe responder a la necesidad de asegurar la efectividad del sistema de reservas en el largo plazo. En ese sentido, resulta esencial que los algoritmos puedan incorporar consideraciones surgidas del campo de la ecología (a nivel de poblaciones, comunidades y paisajes), incluyendo factores tales como la viabilidad y las amenazas, de tal forma que estas herramientas puedan resolver los problemas de conservación complejos en la toma de decisiones en la vida real, y no resulten en aproximaciones simplistas (Rodrigues *et al.* 2000; Pressey *et al.* 2007).

### COINCIDENCIA DE ÁREAS DE PRIORIZACIÓN, ¿SUMA DE PRIORIDADES?

Los ejercicios de priorización globales, así como los nacionales, han seguido diversos enfoques; esto ha llevado a que sean criticados por el hecho de duplicar esfuerzos y por la falta de claridad en los procesos. Adicionalmente, los ejercicios a nivel global han sido poco sistemáticos, y algunos de ellos redundantes (Mace 2000; Brooks *et al.* 2006). Dado que la selección de sitios prioritarios se ha fundamentado en muy diversos criterios y sustitutos tomando en cuenta diferentes atributos de la biodiversidad como endemismo, singularidad taxonómica, rareza de tipos de hábitat, estatus de conservación y adicionalmente aquellos relacionados con aspectos culturales, de factibilidad y consideraciones socioeconómicas, entre otros, y se han actualizado a la luz de nuevos datos, conceptos ecológicos y métodos de análisis (capítulo 5; Brooks *et al.* 2006; Sarkar *et al.* 2006; Koleff *et al.* 2009), difícilmente pueden compararse de manera directa. Tampoco se debe seguir un solo enfoque para proteger la biodiversidad, dado que ésta abarca la complejidad de los ecosistemas, especies y sus poblaciones, su variabilidad genética y los servicios ambientales invaluable que nos proporciona (Kareiva y Marvier 2003; Koleff *et al.* 2009). Por ello, los diferentes esfuerzos deben verse como una guía, y se deben entender —y ponderar— las ventajas y desventajas de los diversos enfoques, métodos y datos utilizados en cada una de las priorizaciones. Por otra parte, y puesto que proporcionan diferentes perspectivas, en la práctica pueden ser complementarios para orientar diversas acciones e instrumentos de conservación. No obstante, resulta clave que las diversas instituciones dedicadas a la conservación de la biodiversidad trabajen de manera conjunta e integren los diferentes esfuerzos (ej., bases de datos, recursos, difusión de los resultados) y enfoques bajo una misma visión (Mace 2000). Por su extensión, los ejercicios de priorización global difícilmente son útiles para guiar las acciones de conservación en el ámbito nacional (Kremen *et al.* 2008; véase también el capítulo 5), y más bien han servido para dirigir

una pequeña fracción de los recursos económicos que se destinan a la conservación y como un marco general de referencia (Brooks *et al.* 2006). En general es recomendable utilizar más de un enfoque para establecer prioridades y tomar en cuenta los avances conceptuales en el campo de la ecología, en particular en el campo de la planeación sistemática de la conservación y sus herramientas, que permiten enfoques más estructurados y transparentes, basados en la complementariedad, la persistencia y la economía (Mace *et al.* 2007; Margules y Sarkar 2009). La comparación de los diversos ejercicios de priorización permite ubicar aquellas regiones que han sido consideradas desde diversos enfoques como de alta relevancia para la conservación de la biodiversidad y para puntualizar los vacíos importantes que aún existen en la red de áreas protegidas (Brooks *et al.* 2006; capítulo 5). Los grados de protección para los distintos niveles de superposición o coincidencia entre las priorizaciones nacionales y globales también varían, y son en general mayores para las priorizaciones nacionales. Si bien muchos de estos ejercicios han considerado en sus criterios la inclusión de las áreas protegidas, las zonas de mayor superposición de las priorizaciones no son áreas protegidas (ej., Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Cuenca del Balsas) y representan zonas de muy alto endemismo y concentración de especies en riesgo de extinción, por lo que de manera sistemática se deberían orientar esfuerzos para lograr la implementación de programas adecuados de conservación *in situ*. El hecho de que muchas priorizaciones generales tomen en cuenta a las aves, y que se hayan desarrollado varias dedicadas exclusivamente a ellas, se debe principalmente a que es uno de los grupos más carismáticos y mejor estudiados. No obstante, aún hace falta una discusión teórica más profunda sobre las escalas; se ha demostrado que la escala influye en la distribución y el área total del sistema de reservas (Andelman y Willig 2002; Warman *et al.* 2004; Huber *et al.* 2010); asimismo hace falta un análisis sobre si una propuesta es mejor que otra desde la perspectiva filogenética y evaluar el número de especies que

abarcen las priorizaciones, así como en términos de la representación de los diferentes linajes evolutivos (Hazevoet 1996; Agapow *et al.* 2004).

### ¿CÓMO AFECTAN LOS CRITERIOS DE SELECCIÓN DE INDICADORES LA PROPUESTA DE SITIOS PRIORITARIOS?

Se espera que los indicadores o sustitutos de la biodiversidad tengan un efecto “sombrija” que permita que las áreas prioritarias no sólo protejan a las especies “blanco” u “objetivo”, para las cuales se identificaron los sitios prioritarios y se diseñó la red de áreas para su protección, sino que además permitan la conservación de otras especies para las cuales no se diseñó *ex professo* dicho sistema. Este ha sido un campo activo de investigación en la planeación sistemática de la conservación, en donde no sólo se ha evaluado cómo influye en el efecto “sombrija” el tipo de sustitutos de la biodiversidad (ej., grupos de especies, tipos de vegetación, variables abióticas), sino también los criterios de selección de los indicadores (Rodrigues y Brooks 2007; Loyola 2007; Drummond *et al.* 2010).

El capítulo 6 nos muestra que los mamíferos que se encuentran en riesgo de extinción, así como el conjunto de especies endémicas y las de distribución más restringida, son buenos indicadores en el diseño de áreas de conservación para el resto de las especies de mamíferos terrestres, y que, por el contrario, no considerarlas en el proceso de planeación genera soluciones menos eficientes (mayor superficie prioritaria y menor número de especies representadas). Las conclusiones de este capítulo refuerzan el uso de especies de acuerdo con los criterios establecidos en los talleres de expertos, al representar al menos para los mamíferos a todas las especies de las que se cuenta con información sobre su distribución y cubrir con el sistema de sitios prioritarios un porcentaje mayor de 10% del área de distribución de la gran mayoría. Para el caso de la herpetofauna (capítulo 4) se presentan resultados similares; el grupo de especies indicadoras con el que se diseñó el sistema de reservas logra representar a más de 98% de

las especies de anfibios y reptiles. Sin embargo, no necesariamente se debe tomar como regla general; por ejemplo, Franco y colaboradores (2009) encontraron que las especies de aves en riesgo son buenos sustitutos para representar al resto de las aves, pero el grupo de las mariposas en riesgo resultó ser un indicador pobre para el resto de las mariposas. Es importante tener en cuenta que la eficacia de los indicadores puede variar según la región y el grupo taxonómico de interés debido a diferencias en el arreglo espacial de las áreas de distribución de las especies, y por ende de sus patrones de diversidad, *i.e.*, la riqueza de especies y la diversidad beta (capítulo 6).

### ¿CUÁNTOS SUSTITUTOS DE LA BIODIVERSIDAD SON NECESARIOS?

Numerosos investigadores se han preguntado qué información deben proveer los indicadores ya que claramente, como tales, es de pensar que tengan limitaciones en comparación con lo que sería contar con una lista completa de todos los componentes de la biodiversidad (Faith *et al.* 2001).

El capítulo que compara las posibles soluciones obtenidas para todos los grupos de vertebrados terrestres —con el mismo método— por un lado corrobora que las prioridades identificadas para un grupo de organismos son en lo general adecuadas para otros, al menos entre grupos que presentan relativa similitud taxonómica y ecológica, y cuando la comparación se hace dentro de un mismo reino biogeográfico (Rodrigues y Brooks 2007, véase el capítulo 7); en este sentido se ha planteado, ante la falta de información a nivel de especie para un gran número de grupos taxonómicos, sustitutos de un nivel taxonómico superior (ej. Williams *et al.* 1994; Cardoso *et al.* 2004). También se ha encontrado que hay grupos que cumplen mejor con esa función de indicadores que otros (Moritz *et al.* 2001; Moore *et al.* 2003). Esto no puede generalizarse, ya que depende de las características del dominio que se analiza (Warman *et al.* 2004; Lawler y White 2008). Sin embargo, el conjunto de estudios permite es-

bozar las características que hacen que un grupo de especies sean sustitutos de la biodiversidad eficientes en el proceso de selección de sistemas de áreas para la conservación; son más eficientes si ese conjunto de especies presenta áreas de distribución más acotadas y ocupa una mayor diversidad de ambientes. También se ha mostrado mayor efectividad cuando se usan como indicadores las especies amenazadas y endémicas, en particular para la representación de otras especies con estas características (Rodrigues y Brooks 2007; Lawler y White 2008; Drummond *et al.* 2010; Manne y Williams *et al.* 2003; véanse los capítulos 6 y 7).

Por otro lado, existe poca información y falta de acuerdos sobre el papel que tiene un grupo de organismos (en relación con el número de especies y su diversidad taxonómica) en la efectividad del grupo como sustituto de la biodiversidad (Lawler y White, 2008; Larsen *et al.* 2009). En efecto, a pesar de ser una herramienta central en la biología de la conservación, el uso de especies o grupos indicadores es aún tema de debate, y por ello se recomienda seguir un enfoque multitaxones y considerar a todas las especies de las que se cuenta con información de calidad; sobre todo resulta relevante incluir especies de gremios taxonómicamente diversos; por ejemplo, se ha encontrado asimetría en la efectividad entre distintos grupos taxonómicos: los insectos y plantas fueron buenos sustitutos para representar a los vertebrados pero no viceversa (Moritz *et al.* 2001). Asimismo, será necesario considerar la diversidad de los diversos linajes con el fin de preservar la historia evolutiva (Crozier 1997; Redding y Mooers, 2006); sin duda, es probable que esto ofrezca mejores resultados en un país megadiverso y con una elevada heterogeneidad ambiental como México (Favreau *et al.* 2006; Kremen *et al.* 2008; Franco *et al.* 2009; capítulo 7).

### ¿Y LAS LECCIONES?

Hay muchas lecciones que aprender sobre la conservación en México ante la vasta diversidad natural y cultural, y una compleja realidad social y económi-

ca; quizás los aspectos más relevantes a considerar tienen que ver con las políticas públicas y las estrategias que se han planteado con el fin de utilizar el capital natural. Hasta hace unas décadas, en México se valoró poco dicho capital ante opciones productivas que prácticamente han devastado ecosistemas y regiones, sin medir las consecuencias inmediatas y futuras para la misma actividad y los servicios que los ecosistemas brindan al bienestar de la gente, tanto a corto como a largo plazos (Sarukhán *et al.* 2009); ello nos lleva no sólo a una visión más amplia de la conservación, en la que no sólo **no** podemos permitir que continúe la pérdida de ambientes naturales, sino que debemos llevar a cabo acciones de restauración.

Ante el llamado, cada vez mayor, para usar la información científica en los procesos de toma de decisiones (ej. Carolan 2006; Conabio 2008a), esperamos que este proceso sea una guía útil, pero también una muestra de las capacidades que hemos adquirido, las cuales nos permiten hacer planteamientos basados en el uso de miles de datos empíricos sobre la biodiversidad, de modelos y de una gran cantidad de información cartográfica, que a su vez nos permitirán hacer evaluaciones sistemáticas periódicas para tratar de enfocar mejor los esfuerzos de conservación (incluyendo la restauración), en esa matriz heterogénea del territorio mexicano. Más importante aun fue el conjuntar bajo una misma visión diversos enfoques y metodologías, y el análisis de la mayor cantidad de información actualizada, resultado de un esfuerzo conjunto de especialistas de la academia, el gobierno y diversas organizaciones civiles (Koleff *et al.* 2009).

Asignar valores numéricos para su expresión espacial a diferentes elementos de la biodiversidad no es una tarea fácil, menos aún si se toma en cuenta el desconocimiento que hay al respecto (Faith *et al.* 2001); sin embargo, la colaboración de los diversos expertos que permitieron fijar criterios para asignar dichos valores fue fundamental, ya que dependiendo de ellos es como se puede definir el diseño de la propuesta de los sitios prioritarios. Algunas de las

hipótesis planteadas por los autores de este libro, y por otros que han trabajado en este tema refuerzan que los criterios y datos generados para dicho análisis fueron acertados. A pesar de que se ha demostrado la suficiencia de los grupos taxonómicos como sustitutos de la biodiversidad (Rodrigues y Brooks 2007), los grandes vacíos en información a nivel de especies hacen necesario el uso de datos de índole diversa, como los tipos de vegetación natural (primaria y secundaria), índices a partir de niveles taxonómicos superiores y la complementación de los análisis de optimización con enfoques ecorregionales (Higgins *et al.* 2004; Pressey 2004; Koleff *et al.* 2009). Otro aspecto relevante es que difícilmente se podrá lograr la implementación de **diversos instrumentos de conservación *in situ*** en todos los sitios prioritarios (*i.e.*, el sistema de áreas de conservación propuesto) en el corto plazo. No obstante, para evitar una mayor **pérdida de biodiversidad debe considerarse** que esta propuesta incluye un esquema en el que se da prioridad a los sitios altamente vulnerables e irremplazables (Margules y Pressey 2000). Estos últimos tienen que ver con el hecho de que son sitios que se requieren para el cumplimiento de las metas de conservación establecidas (Pressey *et al.* 1994; Carwardine *et al.* 2007), y que no hay sitios alternativos en los que se encuentre el elemento de interés (lo que es muy posible que ocurra en los elementos con área de distribución más restringida), y para éstos elementos es fundamental conservar sus hábitats, disminuir los factores de presión que los amenazan o, incluso, restaurar sus hábitats para lograr mantenerlas *in situ*, y no seguir engrosando las listas de extinciones, o esperar mantenerlos al menos en colecciones *ex situ*, con altos costos económicos que dificultan aún más el poder usar recursos en áreas naturales que albergan más especies, comunidades y sus procesos funcionales. Por otro lado, en el valor de metas de conservación se encuentran implícitas las recomendaciones colegiadas dadas por los especialistas que participaron en los talleres, como por ejemplo la necesidad de conservar casi en su totalidad los tipos de vegetación con una distri-



bución muy restringida o en estado crítico, muchos de los cuales albergan una extraordinaria diversidad (ej., bosque mesófilo de montaña, selva alta y mediana perennifolia, bosque de táscate, pastizal gipsófilo). Por otro lado, las especies que requieren mayor atención son aquellas a las que se les asignaron los valores de metas de conservación más altos, debido a que cumplen con una serie de criterios que reflejan su estado más vulnerable, como el tamaño relativamente pequeño de su área de distribución, estar sujetas al comercio ilegal, y su reconocimiento de que son especies que se encuentran en riesgo de extinción. Entre las herramientas de conservación *in situ* que se deben promover están las áreas de conservación voluntarias, privadas, federales estatales y municipales, el pago por servicios ambientales, el manejo forestal comunitario y la certificación, pero también es fundamental el manejo sustentable fuera de las áreas de protección, con mejores prácticas productivas.

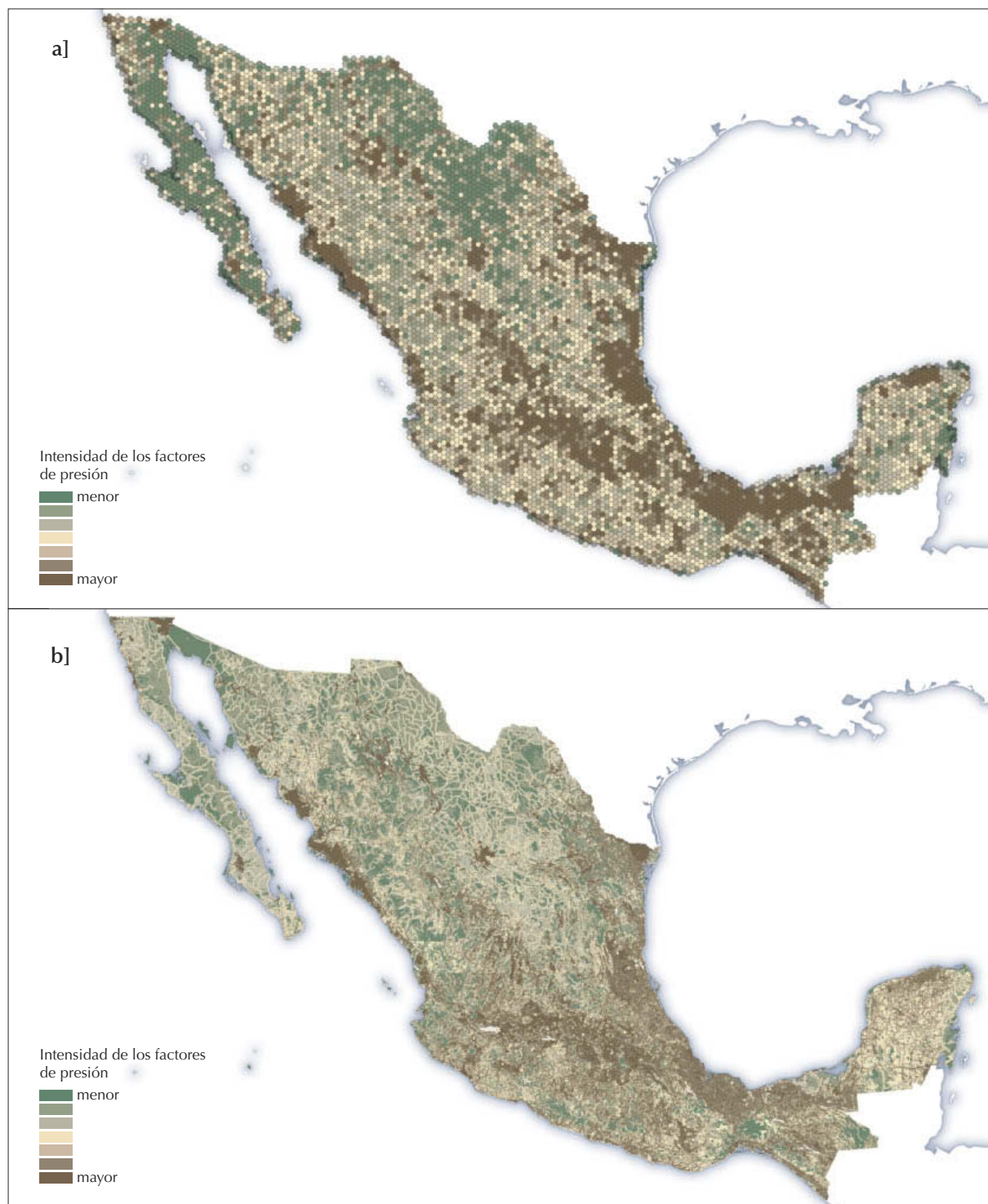
Si queremos transitar a la sustentabilidad, y que la conservación tenga mayores probabilidades de éxito, en particular cuando los elementos de la biodiversidad se distribuyen de manera más amplia (es decir no son “irremplazables”), es de sentido común buscar mantener lo que aún se encuentra en relativamente buen estado de conservación, que además de ser prioritario de acuerdo con los criterios establecidos, sea en donde existen más probabilidades de albergar un mayor número de elementos de la biodiversidad. Fue relevante el haber usado un algoritmo que además permite incorporar información sobre los factores de presión y amenaza (figura 8.1a) que reflejen, *grosso modo*, el estado de conservación de las unidades de análisis. Actualmente la Conabio desarrolla un modelo de impactos a la biodiversidad a un nivel más detallado (1 km<sup>2</sup>) que el usado en los análisis nacionales (figura 8.1b), además de considerar metas explícitas de conservación para hábitats en estado de conservación primario y algunos secundarios, en particular porque se utilizaron modelos de distribución para incorporar la información de especies sin considerar la pérdida del hábitat actual.

La figura 8.2 permite vislumbrar el funcionamiento del algoritmo, ya que selecciona con más frecuencia aquellos sitios con un mayor valor acumulado de metas de conservación (suma de las metas de conservación otorgadas a los elementos de la biodiversidad con base en criterios de rareza, endemismo, estado de riesgo y presión por comercio internacional), pero también en su mayoría sitios que presentan valores más bajos del índice de los factores de presión y amenaza (*costos*, véanse los detalles en Koleff *et al.* 2009 y Urquiza-Haas *et al.* 2009). Por otro lado, es importante considerar la escala del estudio, ya que las acciones deberán enfocarse en los elementos de biodiversidad relevantes en cada uno de los sitios (figura 8.3).

Una primera aproximación para tener una visión integral es considerar no sólo los sitios prioritarios terrestres, sino también aquellos de los ambientes epicontinentales, costeros y marinos. Se ha realizado una primera aproximación, considerando una de las unidades naturales más relevantes, las cuencas. Este análisis integral mostró que una gran proporción del país puede definirse como prioritaria (Aguilar *et al.* 2010), lo cual es de esperarse dada la elevada biodiversidad que alberga.

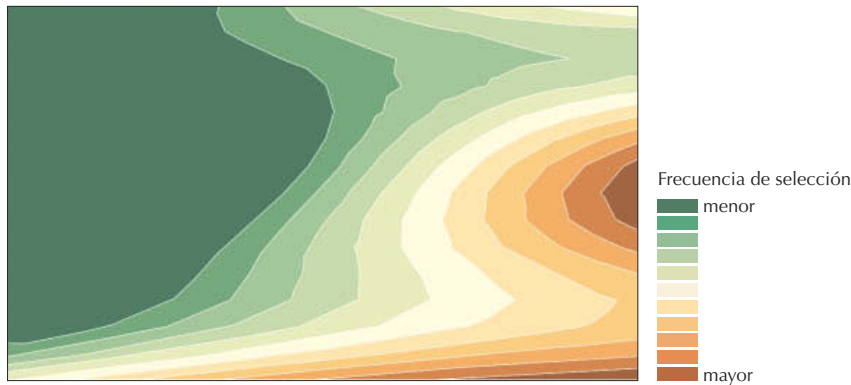
Es pertinente resaltar la importancia que tiene dar continuidad y hacer dinámicos estos esfuerzos. En Estados Unidos han hecho de los “análisis gap” programas continuos, dados los procesos dinámicos como cambios del paisaje, efectos de acciones de conservación, y acceso a nueva información, entre otros, de manera que son procesos comparativos y adaptativos que sirven de marco para planear y adecuar las acciones en conservación, tanto a escalas nacional como regionales (ej. USGS 2011; WDFW 2011), muchos de ellos vinculados con instituciones académicas y con otros sectores.

Si bien mostramos una síntesis por estados en el Apéndice 1, queremos explicar al lector por qué no presentamos un cuadro comparativo, y la razón es que tiene poco sentido, dado que cada estado tiene condiciones diferentes, no sólo políticas y sociales, sino en su biogeografía por su ubicación y tamaño.



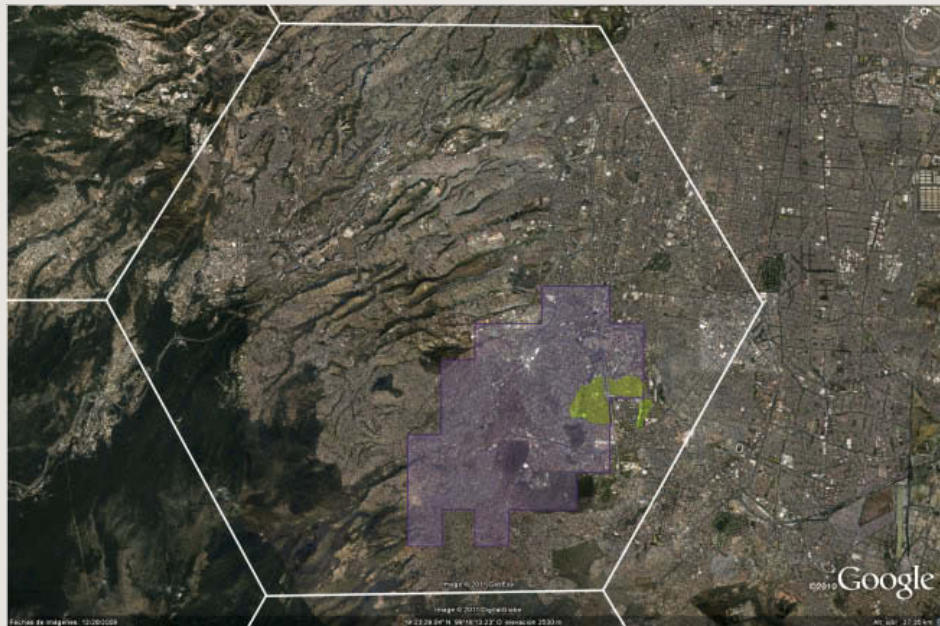
**Figura 8.1.** a) Índice de costos basado en la ponderación de los factores de presión y amenaza a la biodiversidad (Koleff *et al.* 2009); b) Modelo MEXBIO en su versión preliminar (Conabio 2008b)<sup>a</sup>.

<sup>a</sup>El modelo MEXBIO resume varios impactos antropogénicos en un índice compuesto. Este modelo usa relaciones cuantitativas entre presiones humanas y su impacto en la biodiversidad. Los factores de presión considerados fueron el uso del suelo, la infraestructura carretera, la fragmentación del hábitat y el cambio climático.



**Figura 8.2.** Relación de la frecuencia de selección de los sitios, respecto a los valores acumulados de las metas de conservación de los elementos de la biodiversidad que alberga cada unidad, así como los valores acumulados dados a los factores de amenaza considerados.<sup>a</sup>

<sup>a</sup> La frecuencia de selección tiende a ser mayor en los sitios con valores de amenaza más bajos y conforme incluye un mayor valor acumulado de metas de conservación; sin embargo, no se trata de una relación lineal, dada la 'irremplazabilidad' de numerosos elementos (véanse detalles en el texto).



**Figura 8.3.** Ejemplo de un sitio prioritario de extrema prioridad, con imágenes de Google Earth.

Como puede observarse, se trata de áreas heterogéneas en donde hay zonas específicas de interés para la conservación o que contienen elementos irremplazables. El ejemplo muestra la zona sur del Distrito Federal, con zonas urbanas, la reserva ecológica del Pedregal de San Ángel (polígono verde) que alberga probablemente la única población de la rana fisgona de labios blancos (*Eleutherodactylus grandis*), que se encuentra en peligro crítico en la lista roja de la UICN y cuya distribución potencial se muestra en púrpura. Asimismo

las zonas aún conservadas del sitio albergan probablemente otras especies en riesgo, endémicas y de distribución restringida, como el gorrión serrano (*Xenospiza baileyi*), la posiblemente extinta rana de Tláloc (*Lithobates tlaloci*), la cascabel rayada de la Sierra (*Crotalus transversus*), el ajolote *Ambystoma altamirani*, entre otras, así como bosques de oyamel, pino y encino, que brindan importantes servicios ambientales (tomado de un mosaico de imágenes satelitales del 2009 de DigitalGlobe en Google Earth).

La diferencia real y relevante sería cómo coordinar acciones de distintos órdenes de gobierno, entre sectores y la sociedad, para lograr una mayor sustentabilidad y la conservación del capital natural.

Finalmente, queremos destacar que los resultados de cada uno de los capítulos no pretende sustituir el análisis nacional, en particular considerando que México, como otros países reconocidos como megadiversos y cuya flora y fauna enfrenta severas amenazas (*hotspots*), tiene patrones de biodiversidad complejos, con numerosos endemismos, lo cual es un desafío para la selección de prioridades en el país. Sólo en Madagascar se han hecho análisis similares

(Kremen *et al.* 2008) de un amplia gama taxonómica y geográfica, a una alta resolución espacial y con una aproximación multitaxonómica, en vez de aproximaciones por taxón, con el fin de identificar áreas que promuevan la persistencia de un mayor número de elementos. Esta agenda de conservación no implica duplicar la superficie protegida, la cual sin duda deberá incrementarse, más aun ante el cambio climático (recuadro 8.2), sino, como ya se indicó antes, ampliar el abanico de instrumentos que contribuyan a la conservación y el uso sustentable en México.

#### COROLARIO GENERAL

- Dado que el término “biodiversidad” abarca diferentes niveles de organización, y dado que no se tiene un conocimiento completo de todos ellos, es necesario el uso de indicadores en la planeación sistemática, preferentemente de diferentes niveles de la organización, de manera que la propuesta de priorización permita representar tal diversidad, en especial cuando el dominio del análisis es altamente heterogéneo, como es el caso de México.
- Mayor número de datos no necesariamente implica aumentar el número de sitios prioritarios; esto depende en gran medida de los patrones espaciales de la diversidad. Fue importante buscar un enfoque de complementariedad, pero también incorporar criterios que favorezcan una mayor probabilidad de persistencia (ej., metas de conservación basadas en ecología de poblaciones y criterios de diseño); en ese sentido una propuesta de menor área no necesariamente significa una mejor solución en términos de conservación efectiva.
- Los diagnósticos por regiones son particularmente útiles para dar un marco de referencia que permita atender la superficie identificada como prioritaria.
- Es necesario evaluar de manera constante los vacíos y omisiones en la conservación conforme aumente el conocimiento, se realicen acciones de conservación debidamente evaluadas y considerando la dinámica de los procesos de deterioro que determinan el éxito de programas. Sin duda, esto nos proveerá de un indicador importante de los avances en distintas acciones para la conservación.
- Se requiere un enfoque integral que tome en cuenta las prioridades de conservación de todos los ambientes, y que considere los aspectos sociales y la implementación de acciones con la participación de la sociedad, tanto de los que habitan esas zonas y sus alrededores, así como de la sociedad en general.



### Agradecimientos

A la Conanp y nuestros compañeros de trabajo en la Conabio, así como a todos los que de una forma u otra han contribuido a que este libro sea posible y a quienes confiaron en que lo lograríamos. En especial, nuestro profundo reconocimiento al amigo y maestro Antonio Bolívar y a Víctor Sánchez Cordero por aportar comentarios valiosos al manuscrito.

### REFERENCIAS

- Agapow, P.M., O.R.P. Bininda-Emonds, K.A. Crandall, J.L. Gittleman, G. Mace *et al.* 2004. *The Quarterly Review of Biology* 79:161-179.
- Aguilar, V., Kolb, M. Koleff, P. y T. Urquiza-Haas, 2010. Las cuencas de México y su biodiversidad: una visión integral de las prioridades de conservación, en H. Cotler, (coord.), *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*. Instituto Nacional de Ecología y Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P., México, pp. 142-153.
- Álvarez Icaza, P. 2010. Diez años del Corredor Biológico Mesoamericano-México, en J. Carabias *et al.* (coords.), *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*. Conabio, México, pp. 142-143.
- Álvarez Icaza, P., C. Muñoz Piña *et al.* 2008. Instrumentos territoriales y económicos que favorecen la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México, pp. 229-258.
- Andelman, S.J., y M.R. Willig. 2002. Alternative configurations of conservation reserves for Paraguayan bats: Considerations of spatial scale. *Conservation Biology* 16:1352-1363.
- Anta Fonseca, S., J. Carabias *et al.* 2008. Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. III: *Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México, pp. 87-153.
- Araújo, M.B., y M. New. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22:42-27.
- Araújo, M.B., C.J. Humphries, P.J. Densham, R. Lampinen, W.J.M. Hagemeyer *et al.* 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24:103-110.
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coords.). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Conabio, México.
- BIP. 2010. Protected area overlays with biodiversity. Indicator Factsheet 1.3.2.2010 Biodiversity Indicators Partnership. UNEP, WCMC, Cambridge, RU. Disponible en <www.bip-indicators.net>.
- Brooks, T., G.A.B da Fonseca y A.S.L. Rodrigues. 2004. Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology* 18:1682-1688.
- Brooks, T.M., R.A. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann *et al.* 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313:58-61.
- Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice y G.A. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128.
- Cardoso, P., I. Silva, N.G. de Oliveira y A.R.M. Serrano. 2004. Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 120:517-524.
- Carolan, M.S. 2006. Scientific knowledge and environmental policy: Why science needs values. *Environmental Sciences* 3:229-237.
- Carwardine, J., W.A. Rochester, K.S. Richardson, K.J. Williams, R.L. Pressey y H.P. Possingham. 2007. Conservation planning with irreplaceability: Does the method matter? *Biodiversity and Conservation* 16:245-258.
- Carwardine, J., K.A. Wilson, M. Watts, A. Etter, C.J. Klein y H.P. Possingham. 2008. Avoiding costly conservation mistakes: The importance of defining actions and costs in spatial priority setting. *PloS ONE* 3:e2586.
- Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. 2006. *Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis Gap*. Instituto de Biología, UNAM. Base de datos SNIB-Conabio, proyecto DS006, México.
- Chan, K.M.A., M.R. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood y G.C. Daily. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4:e379.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding e I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 360:443-455.
- Chetkiewicz C.L.B., C.C. St. Clair y M.S. Boyce. 2006. Corridors for conservation: Integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:317-342.
- Ciarleglio, M. 2008. *Modular abstract self-learning tabu search (MASTS). Metaheuristic search theory and practice*. PhD thesis, The University of Texas, Austin.
- Ciarleglio M., S. Sarkar y J.W. Barnes. 2008. *ConsNet Manual*. Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, The University of Texas, Austin.
- Ciarleglio, M., J.W. Barnes y S. Sarkar. 2009. ConsNet: New software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32:205-209.
- Conabio. 2008a. *La evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Perspectivas y retos para la toma de decisiones*. Informe del taller 24 y 25 de marzo de 2008. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio. 2008b. *Mapa de impactos antropogénicos a la biodiversidad*, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio. 2010. El Bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo

- sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Conabio, Conanp, TNC, Pronatura y FCF-UANL. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C.-Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Conanp 2000. *Programa de manejo reserva de la biosfera Pantanos de Centla*, México. Disponible en <www.conanp.gob.mx/que\_hacemos/pdf/programas\_manejo/centla.pdf>
- Conanp. 2010. Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación (SIMEC). Informe 2010. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en <http://simec.conanp.gob.mx/PUBLICACION\_SIMEC.pdf>
- Conanp y FMCN 2011. Análisis de tasa de transformación del hábitat en áreas naturales protegidas federales con ecosistemas terrestres. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, en <http://simec.conanp.gob.mx/indexG.php#> (consultado en julio de 2011).
- Conde, C., B. Martínez, O. Sánchez, F. Estrada, A. Fernandez *et al.* 2008. *Escenarios de cambio climático (2030 y 2050) para México y Centro América. Temperatura y precipitación*. Disponible en <http://www.atmosfera.unam.mx>.
- Crozier, R.H. 1997. Preserving the information content of species: Genetic diversity, phylogeny, and conservation worth. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:243-268.
- Csuti, B., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J. D. Camm *et al.* 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80:83-97.
- Davidar, P. 2010. Conservation of plant-animal mutualisms, en N. Sodhi, y P.R. Ehrlich (eds.), *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford, RU.
- Dávila, P., L. Torres, R. Torres y O. Herrera-MacBryde. 1997. Sierra de Juárez, Oaxaca, en S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos y A. Hamilton (eds.). *Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for Their Conservation. Volume 3: The Americas*. WWF-IUCN Publications Unit, Cambridge, RU, pp. 135-138.
- Drummond, S.P., K.A. Wilson, E. Meijaard, M. Watts, R. Dennis *et al.* 2010. Influence of a threatened-species focus on conservation planning. *Conservation Biology* 24:441-449.
- Elizondo, C., y D. López Merlin. 2009. *Las áreas voluntarias de conservación en Quintana Roo*. Corredor Biológico Mesoamericano México. Serie acciones, número 6. Conabio, México.
- Ervin, J. 2003. Protected area assessments in perspective. *BioScience* 53:819-822.
- Faith, D.P., C.R. Margules, P.A. Walker, J. Stein, J. y G. Natera. 2001. Practical application of biodiversity surrogates and percentage targets for conservation in Papua New Guinea. *Pacific Conservation Biology* 6:289-303.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.
- Favreau, J.M., C.A. Drew, G.R. Hess, M.J. Rubino, F.H. Koch y K.A. Eschelbach. 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity and Conservation* 15:3949-3969.
- Figuerola, F., y V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of Natural Protected Areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17:3223-3240.
- Figuerola, F., V. Sánchez-Cordero, J. Meave e I. Trejo. 2009. Socio-economic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation* 36:180-191.
- Franco, A.M.A., B.J. Anderson, D.B. Roy, S. Gillings, R. Fox *et al.* 2009. Surrogacy and persistence in reserve selection: Landscape prioritization for multiple taxa in Britain. *Journal of Applied Ecology* 46:82-91.
- Fuller, T., V. Sánchez-Cordero, P. Iloldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134:593-600.
- Galindo, C. 2010a. Áreas comunitarias protegidas en Oaxaca, en J. Carabias *et al.* (coords.), *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*. Conabio, México, pp. 20-21.
- Galindo, C. 2010b. Corredor Biológico de la Sierra Norte, en J. Carabias *et al.* (coords.), *Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito*. Conabio, México, pp. 108-109.
- Gering, J.C., T.O. Crist y J.A. Veech. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17:488-499.
- Grabherr, G., M. Gottfried y H. Pauli. 1994. Climate change on mountain plants. *Nature* 369:448.
- Hansen, A.J., y R. DeFries. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17:974-988.
- Hansen, L., J. Hoffman, C. Drews y E. Mielbrecht. 2009. Designing climate-smart conservation: Guidance and case studies. *Conservation biology* 24:63-69.
- Hazevoet, C.J. 1996. Conservation and species lists: Taxonomic neglect promotes the extinction of endemic birds, as exemplified by taxa from eastern Atlantic islands. *Bird Conservation International* 6:181-196.
- Higgins, J.V., T.H. Ricketts, J.D. Parrish, E. Dinerstein, G. Powell *et al.* 2004. Beyond Noah: Saving species is not enough. *Conservation Biology* 18:1672-1673.
- Huber, P.R., S.E. Greco y J.H. Thorne. 2010. Spatial scale effects on conservation network design: Trade-offs and omissions in regional versus local scale planning. *Landscape Ecology* 25:683-695.
- INE, y Semarnat. 2006. México: Tercera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- INEGI. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, serie III (continuo nacional), escala*

- 1:250000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- Jenkins, C.N., y L. Joppa. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142:2166-2174.
- Joppa L.N., y A. Pfaff. 2009. High and far: Biases in the location of protected areas. *PLoS ONE* 4:e8273.
- Kareiva, P., y M. Marvier. 2003. Conserving biodiversity cold-spots. *American Scientist* 91:344-351.
- Knight, A.T. 2006. Failing but learning: Writing the wrongs after Redford and Taber. *Conservation Biology* 20:1312-1314.
- Knight A.T., R.M. Cowling, M. Rouget, A. Balmford, A.T. Lombard y B.M. Campbell. 2008. Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology* 22:610-617.
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega *et al.* 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S.J. Phillips, C.D. Thomas *et al.* 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science* 11:222-226.
- Larsen, F.W., J. Blandt y C. Rahbek. 2009. Indicator taxa revisited: Useful for conservation planning? *Diversity and Distributions* 15:70-79.
- Lawler, J.J., y D. White. 2008. Assessing the mechanisms behind successful surrogates for biodiversity in conservation planning. *Animal Conservation* 11:270-280.
- Lombard, A.T., R.M. Cowling, R.L. Pressey y A.G. Rebelo. 2003. Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112:45-62.
- Londoño-Murcia, M.C., O. Téllez-Valdés y V. Sánchez-Cordero. 2010. Environmental heterogeneity of WWF ecoregions and implications for conservation in Neotropical biodiversity hotspots. *Environmental Conservation* 37:114-127.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 13: 67-77.
- Loyola, R.D., U. Kubota y T.M. Lewinsohn. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13:389-396.
- Loyola, R.D., L.G.R. Oliveira-Santos, M. Almeida-Neto, D.M. Nogueira, U. Kubota *et al.* 2009. Integrating economic costs and biological traits into global conservation priorities for carnivores. *PLoS ONE* 4:e6807.
- Luck, G.W., T.H. Ricketts, G.C. Daily y M. Imhoff. 2004. Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. *PNAS* 101:182-186.
- Mace, G.M. 2000. It's time to work together and stop duplicating conservation efforts. *Nature* 405:393.
- Mace, G.M., H.P. Possingham y N. Leader-Williams. 2007. Prioritizing choices in conservation, en D. MacDonald y K. Service (eds.). *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, Oxford, RU, pp. 17-34.
- Macdonald, G.M., T.W. Edwards, K.A. Moser, R. Pienitz y J.P. Smol. 1993. Rapid response of treeline vegetation and lakes to past climate warming. *Nature* 361:243-246.
- Manne L.L., y P.H. Williams. 2003. Building indicator groups based on species characteristics can improve conservation planning. *Animal Conservation* 6:291-297.
- Margules, C.R., y R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Margules, C., y S. Sarkar. 2009. *Planeación sistemática de la conservación*. UNAM-Conabio, México.
- Mcdonald, R., M. Mcknight, D. Weiss, E. Selig, M. Oconnor *et al.* 2005. Species compositional similarity and ecoregions: Do ecoregion boundaries represent zones of high species turnover? *Biological Conservation* 126:24-40.
- Meine, C. 2010. Conservation biology: Past and present, en N.S. Sodhi y P.R. Ehrlich (eds.). *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford, RU, pp. 7-26.
- Miller, K., P. Chang y N. Johnson. 2001. *Defining common ground for the Mesoamerican Biological Corridor*. World Resource Institute, Washington, DC.
- Minor, E.S., y D.L. Urban. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* 17:1771-1782.
- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen *et al.* 2003. Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17:207-218.
- Moritz, C., K.S. Richardson, S. Ferrier, G.B. Monteith, J. Stanisic *et al.* 2001. Biogeographical 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.
- Naughton-Treves, L., M.B. Holland y K. Brandon. 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30:219-252.
- Navarro Singüenza, A.G., y T. Peterson. 2007. *Mapa de las aves de México basados en WWF*. Base de datos SNIB-CONABIO proyecto CE015, México.
- Ochoa-Ochoa, L., O. Flores-Villela, U. García-Vázquez, M. Correa-Cano y L. Canseco-Márquez. 2006. Áreas potenciales de distribución y GAP análisis de la herpetofauna de México. Museo de Zoología Alfonso L. Herrera, Facultad de Ciencias, UNAM. Bases de datos SNIB-Conabio, proyecto DS009, México.
- Olson, D.M., y E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.
- Parmesan, C., y G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42.
- Parrish, J.D., D.P. Braun y R.S. Unnasch. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* 53:851-860.

- Parry, M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. Van der Linden y C.E. Hanson. 2007. *Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Pearson, R.G., y T.P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361-371.
- Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartle, R.W. Buddemeier y A.G. Navarro-Sigüenza. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological modelling* 14:21-30.
- Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626-629.
- Pressey, R.L. 2004. Conservation planning and biodiversity: Assembling the best data for the job. *Conservation Biology* 18:1677-1681.
- Pressey, R.L., I.R. Johnson y P.D. Wilson. 1994. Shades of irreplacability: Towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biological Conservation* 3:242-262.
- Pressey, R.L., H.P. Possingham y C.P. Margules. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much? *Biological Conservation* 76:259-267.
- Pressey, R.L., M. Cabeza, M.E. Watts, R.M. Cowling y K.A. Wilson. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution* 22:583-92.
- Redding, D.W., y A.Ø. Mooers. 2006. Incorporating evolutionary measures into conservation prioritization. *Conservation biology* 20:1670-1678.
- Rodrigues, A.S.L., y T.M. Brooks. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: The Effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38:713-737.
- Rodrigues, A.S.L., J.O. Cerdeira y K.J. Gaston. 2000. Flexibility, efficiency, and accountability: Adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23:565-574.
- Rodrigues A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rosenberg, D.K., B.R. Noon y E.C. Meslow 1997. Biological Corridors: Form, function, and efficacy. *BioScience* 10:677-687.
- Sánchez-Cordero V., V. Cirelli, M. Munguía y S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11-23.
- Santos, T., y J.L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15:3-12.
- Sarkar, S., y P. Illoldi-Rangel. 2010. Systematic conservation planning: An updated protocol. *Natureza & Conservação* 8:19-26.
- 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* 77:75-825.
- Sarkar, S., R.L. Pressey, D.P. Faith, C.R. Margules, T. Fuller *et al.* 2006. Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123-159.
- Sarukhán, J. *et al.* 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Conabio, México.
- Semarnap, 1997. *México: Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMAR-NAT-2001, 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*, 6 de marzo de 2002.
- Semarnat, e Ine. 2001. *México: Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Sodhi, N.S., y P.R. Ehrlich (eds.). 2010. *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford, RU.
- Soulé, M.E. 1985. What is conservation biology? *Bioscience* 35:727-734.
- Stewart, R.R., y H.P. Possingham 2005. Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental Modeling and Assessment* 10:203-213.
- Stockwell, D.R., y D. Peters. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 2:143-158.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beamont *et al.* 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Underhill, L.G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70:85-87.
- Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega y J. Alarcón. 2009. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *Gap Bulletin* 16:70-80.
- USGS. 2011. USGS Gap Analysis Program. Keeping common species common, en <gapanalysis.usgs.gov/> (consultado en mayo 2011).
- Vanderkam, R.D., Y.F. Wiersma y D.J. King. 2007. Heuristic algorithms vs. linear programs for designing efficient conservation reserve networks: Evaluation of solution optimality and processing time. *Biological Conservation* 137:349-358.



- Warman, L.D., A.R.E. Sinclair, G.G.E. Scudder, B. Klinkenberg y R.L. Pressey. 2004. Sensitivity of systematic reserve selection to decisions about scale, biological data, and targets: Case study from southern British Columbia. *Conservation Biology* 18:655-666.
- WDFW. 2011. *Washington Gap Analysis Program*. Wahington Department of Fish and Wildlife, en <wdfw.wa.gov/conservation/gap/> (consultado en mayo 2011).
- Williams, P.H., C.J. Humphries y K.J. Gaston. 1994. Centres of seed-plant diversity: The family way. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 256:67-70.
- Wittemyer, G., P. Elsen, W.T. Bean, A.C.O. Burton y J.S. Brashares, 2008. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science* 321:123-126.



APÉNDICE  
SÍNTESIS POR ESTADOS


*Nubia Morales-Guerrero, Jesús Alarcón*



## ÁGUASCALIENTES

Extensión: 5 616 km<sup>2</sup>








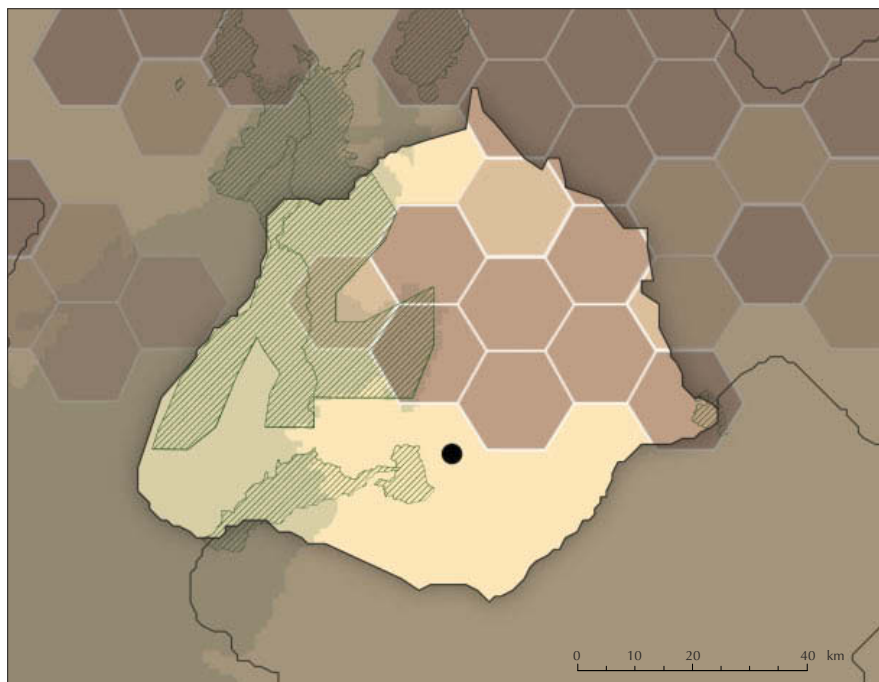
 Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

-  extrema
-  alta
-  media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

-  0
-  > 0.01 a 1
-  > 1 a 6
-  > 6 a 11.99
-  ≥ 12

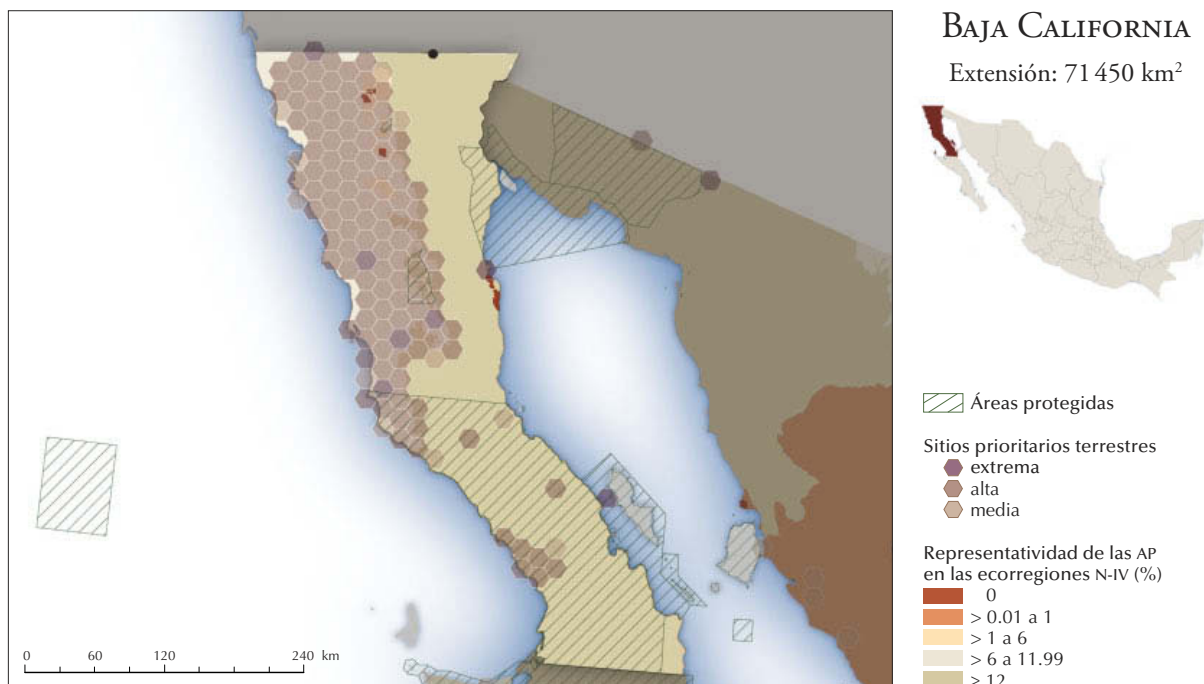


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	4	1 193.41	22.85
Estatad	2	69.90	1.34
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>1 263.31</b>	<b>24.19</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	-	-	-	-
Alta (SA)	13	1 742.15	33.36	6.82
Media (SM)	6	562.19	10.77	33.62
<b>SE + SA + SM</b>	<b>19</b>	<b>2 304.34</b>	<b>44.13</b>	<b>13.36</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Cañones con selva baja caducifolia de la Sierra Madre Occidental	214.19	4.10	0.02
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	3 455.44	66.17	2.46
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	0.07	-	-
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 552.53	29.73	21.71
<b>Total</b>	<b>5 222.23</b>	<b>100</b>	<b>24.19</b>





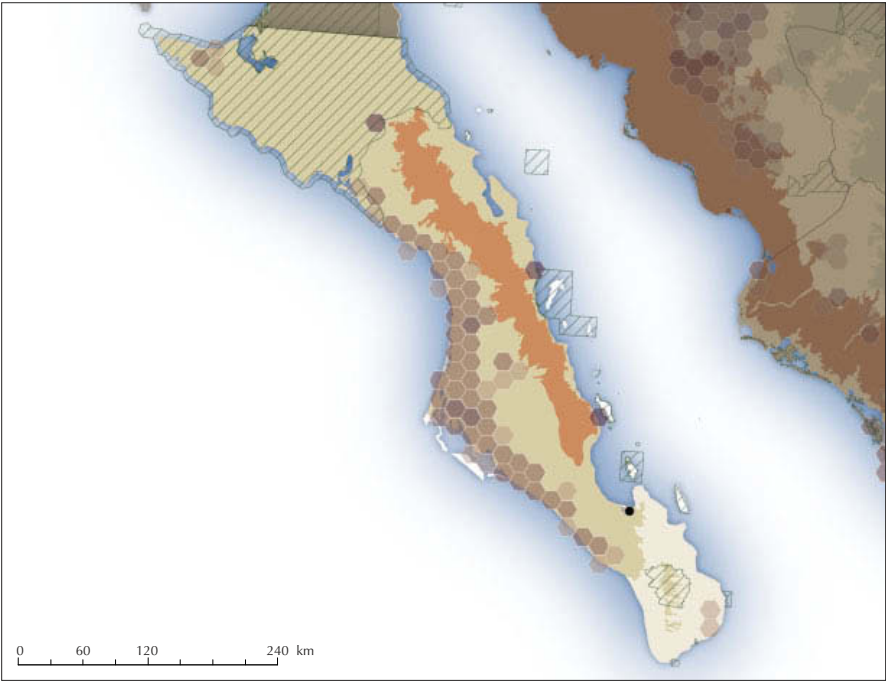
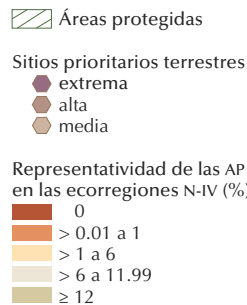
Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	7	27627.63	38.76
Estatad	-	-	-
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>27627.63</b>	<b>39.76</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	9	1 344.26	1.89	10.21
Alta (SA)	130	26 786.49	37.58	15.33
Media (SM)	13	1 975.66	2.77	43.63
<b>SE + SA + SM</b>	<b>152</b>	<b>30 106.40</b>	<b>42.23</b>	<b>16.96</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Desiertos del Alto Golfo (Altar, El Pinacate, corredor Mexicali-San Felipe, Cuencas de Asunción, Sonya y San Ignacio-Aribaipa)	16 215.21	22.75	0.93
Humadales costeros del Pacífico bajacaliforniano	50.39	0.07	0.07
Humadales costeros del poniente del Mar de Cortés	105.52	0.15	-
Humadales del delta del Río Colorado	3 004.11	4.21	2.22
Lomeríos y planicies con matorral xerófilo y chaparral	22 610.26	31.72	2.15
Planicies y lomeríos costeros bajacalifornianos del Mar de Cortés con matorral xerófilo sarco-sarcocrasicaule	2 473.54	3.47	2.42
Planicies y lomeríos de los desiertos de El Vizcaíno y Magdalena con vegetación xerófila sarco-sarcocrasicaule y halófila	2 423.74	3.40	3.40
Planicies y sierras del Desierto Central Bajacaliforniano con matorral xerófilo sarcocrasicaule y rosetófilo	22 484.72	31.54	26.85
Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos	60.50	0.08	-
Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos (de Juárez)	1 137.98	1.60	0.04
Sierras y lomeríos con bosques de coníferas, encinos y mixtos (de San Pedro Mártir)	721.52	1.01	0.67
<b>Total</b>	<b>71 287.49</b>	<b>100</b>	<b>38.76</b>

# BAJA CALIFORNIA SUR

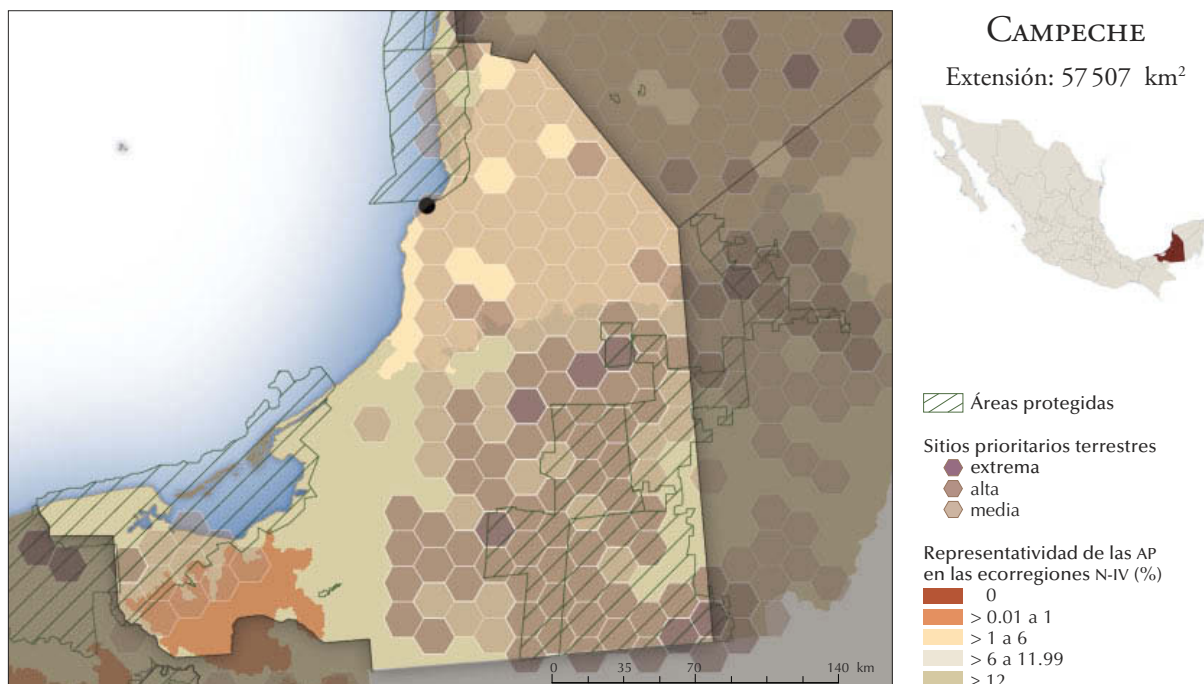
Extensión: 73 909 km<sup>2</sup>



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	7	22309.10	32.09
Estatad	1	4.28	0.01
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>8</b>	<b>22313.38</b>	<b>32.10</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	8	1255.23	1.81	19.44
Alta (SA)	43	8413.60	12.10	4.03
Media (SM)	21	3104.68	4.47	20.31
<b>SE + SA + SM</b>	<b>72</b>	<b>12773.50</b>	<b>18.38</b>	<b>9.50</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humadales costeros del Pacífico bajacaliforniano	5244.89	7.55	6.16
Planicie y lomeríos con selva baja caducifolia y matorral xerófilo	7344.04	10.56	1.08
Planicies y lomeríos costeros bajacalifornianos del Mar de Cortés con matorral xerófilo sarco-sarcocrasicaule	8571.79	12.33	3.05
Planicies y lomeríos de los desiertos de El Vizcaíno y Magdalena con vegetación xerófila sarco-sarcocrasicaule y halófila	34861.50	50.15	18.91
Planicies y sierras del Desierto Central Bajacaliforniano con matorral xerófilo sarcocrasicaule y rosetófilo	1644.51	2.37	2.37
Sierra con bosques de encino y coníferas	533.90	0.77	0.54
Sistema de sierras del corredor de la Giganta con vegetación xerófila y subtropical	11313.61	16.28	0.01
<b>Total</b>	<b>69514.22</b>	<b>100</b>	<b>32.10</b>



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	5	10 666.82	21.46
Estatad	3	5 030.24	10.12
Municipal	2	302.73	0.61
<b>Total</b>	<b>10</b>	<b>15 999.78</b>	<b>32.19</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	8	1 255.23	2.53	19.44
Alta (SA)	43	8 413.60	16.93	4.03
Media (SM)	21	3 104.68	6.25	20.31
SE + SA + SM	72	12 773.50	25.70	9.50

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humedales del norte de Yucatán	1 470.44	2.96	2.40
Humedales del sur del Golfo de México	4 727.03	9.51	6.18
Lomeríos del sur de Yucatán con selva alta y mediana subperennifolia	28 183.03	56.70	23.23
Planicie central yucateca con selva mediana subcaducifolia	12 601.03	25.35	0.14
Planicie noroccidental con selva baja caducifolia	52.08	0.10	-
Selva alta perennifolia de la planicie costera del Golfo	2 668.54	5.37	0.24
<b>Total</b>	<b>49 702.15</b>	<b>100</b>	<b>32.19</b>

## CHIAPAS

Extensión: 73 311 km<sup>2</sup>



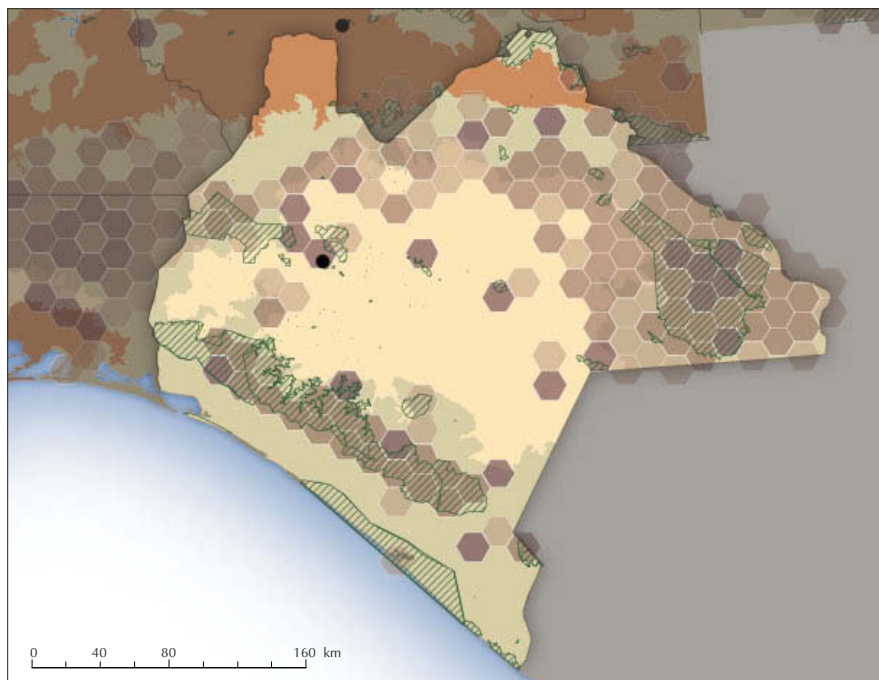
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	23	10 773.55	14.65
Estatad	26	1 597.04	2.17
Municipal	62	0.89	-
<b>Total</b>	<b>111</b>	<b>12 371.44</b>	<b>16.83</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	34	5 354.90	7.28	38.10
Alta (SA)	127	18 543.45	25.22	34.29
Media (SM)	65	8 992.25	12.23	11.52
<b>SE + SA + SM</b>	<b>226</b>	<b>32 890.59</b>	<b>44.73</b>	<b>28.69</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosque mesófilo de montaña de Los Altos de Chiapas	6 370.73	8.66	0.29
Bosques de coníferas, encinos y mixtos de Los Altos de Chiapas	10 508.31	14.29	0.15
Depresión de Chiapas con selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia	13 381.25	18.20	0.69
Humedales del Soconusco	1 461.05	1.99	1.20
Humedales del sur del Golfo de México	566.13	0.77	0.51
Planicie costera y lomeríos con selva alta perennifolia	8 261.83	11.24	1.83
Selva alta perennifolia de la planicie costera del Golfo	3 876.45	5.27	0.03
Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur	19 720.79	26.82	6.74
Sierra Madre Centroamericana con bosque mesófilo de montaña	2 763.53	3.76	2.63
Sierra Madre Centroamericana con bosques de coníferas, encinos y mixtos	6 618.58	9.00	2.75
<b>Total</b>	<b>73 528.64</b>	<b>100</b>	<b>16.83</b>





Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	14	15917.13	6.48
Estatad	-	-	-
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>14</b>	<b>15917.13</b>	<b>6.48</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	6	1 280.00	0.52	39.33
Alta (SA)	11	2 630.99	1.07	-
Media (SM)	142	32 451.37	13.22	7.20
<b>SE + SA + SM</b>	<b>159</b>	<b>36 362.37</b>	<b>14.81</b>	<b>7.81</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Lomeríos con matorral xerófilo y selva baja caducifolia de Sinaloa y Sonora	6 243.13	2.54	0.03
Lomeríos y planicies con matorral xerófilo, pastizal y elevaciones aisladas con bosques de encinos y coníferas	307.68	0.13	0.11
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense norte con matorral xerófilo-micrófilo-rosetófilo	14 740.79	6.00	0.39
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	56 878.35	23.17	1.19
Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila	99 105.27	40.36	1.28
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	68 250.23	27.80	3.49
<b>Total</b>	<b>245 525.45</b>	<b>100</b>	<b>6.48</b>

## COAHUILA

Extensión: 151 595 km<sup>2</sup>



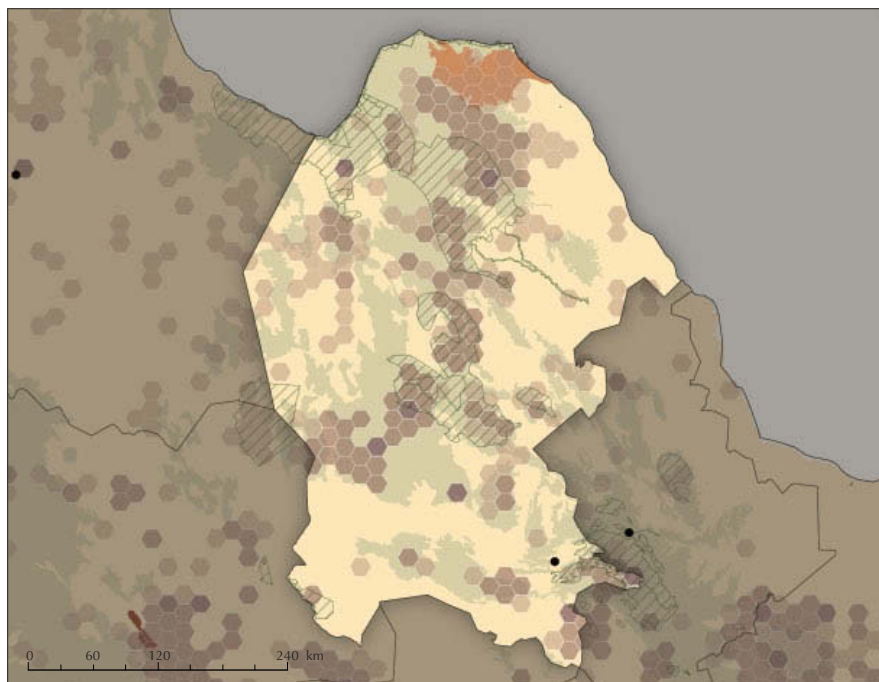
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

- extrema
- alta
- media

Representatividad de las AP en las ecorregiones N-IV (%)

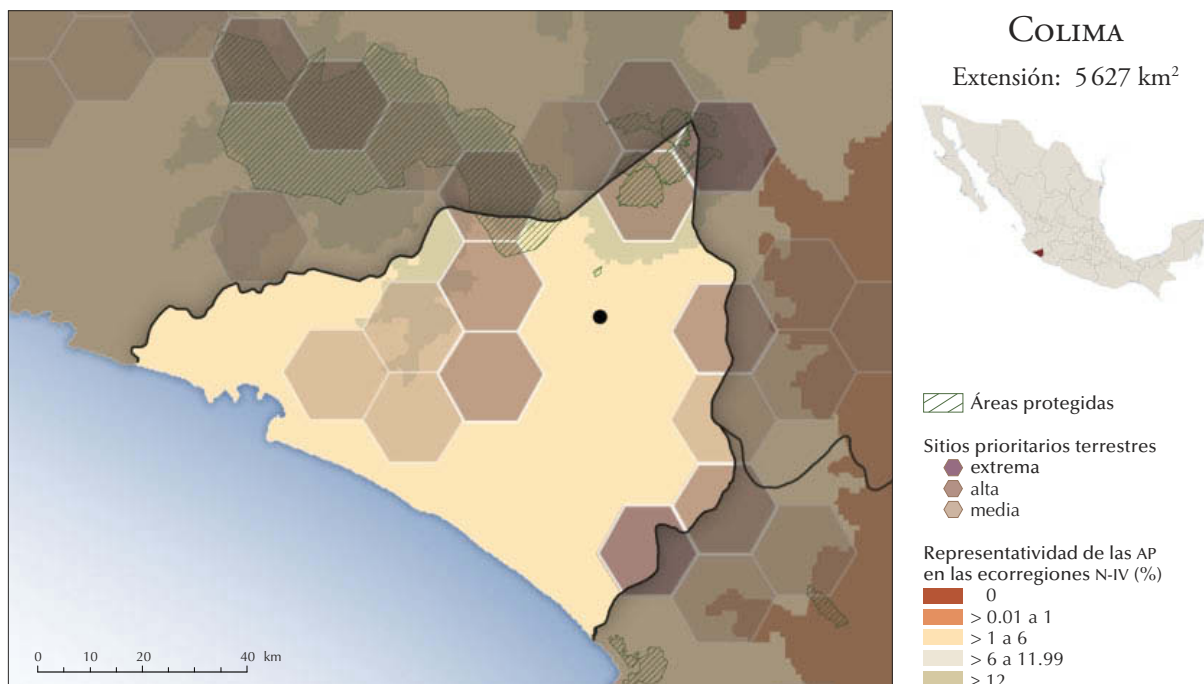
- 0
- > 0.01 a 1
- > 1 a 6
- > 6 a 11.99
- ≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	15	22887.87	15.30
Estatad	1	251.25	0.17
Municipal	1	485.50	0.32
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>23624.61</b>	<b>15.79</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	10	1 671.84	1.12	45.91
Alta (SA)	127	22 565.37	15.08	34.28
Media (SM)	126	25 074.06	16.76	15.28
<b>SE + SA + SM</b>	<b>263</b>	<b>49 311.27</b>	<b>32.96</b>	<b>25.01</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Elevaciones aisladas y plegamientos del Altiplano Zacatecano-Potosino con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encino y mixtos	95.60	0.06	-
Elevaciones mayores del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encinos y mixtos	11 894.92	7.95	4.32
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense norte con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	47 411.59	31.69	5.40
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	3 951.65	2.64	0.26
Lomeríos y sierras con matorral xerófilo y bosques de encino	5 766.24	3.85	1.70
Planicie aluvial de la cuenca del Río Bravo-La Cochina con vegetación xerófila	3 548.35	2.37	-
Planicie interior Tamaulipeca con matorral xerófilo	23 395.38	15.64	0.68
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	4 490.77	3.00	0.07
Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila	42 805.43	28.61	1.88
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	2 942.46	1.97	0.59
Valles endorreicos de Cuatrociénegas con vegetación xerófila micrófilo-halófila-gipsófila	3 288.53	2.20	0.88
<b>Total</b>	<b>149 590.93</b>	<b>100</b>	<b>15.79</b>



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	4	180.41	3.25
Estatad	3	16.32	0.29
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>196.73</b>	<b>3.54</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	3	158.16	2.84	7.41
Alta (SA)	11	1 077.93	19.39	15.69
Media (SM)	6	912.71	16.42	-
<b>SE + SA + SM</b>	<b>20</b>	<b>2 148.80</b>	<b>38.65</b>	<b>8.42</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humadales del Pacífico sur mexicano	182.37	3.28	-
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	392.49	7.06	1.54
Planicie costera y lomeríos del Pacífico sur con selva baja caducifolia	4 572.70	82.26	0.84
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	26.74	0.48	0.19
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	16.89	0.30	0.23
Sierras del occidente de Jalisco con bosques de coníferas, encinos y mixtos	367.94	6.62	0.75
<b>Total</b>	<b>5 559.14</b>	<b>100</b>	<b>3.54</b>

# DISTRITO FEDERAL

Extensión: 1 495 km<sup>2</sup>



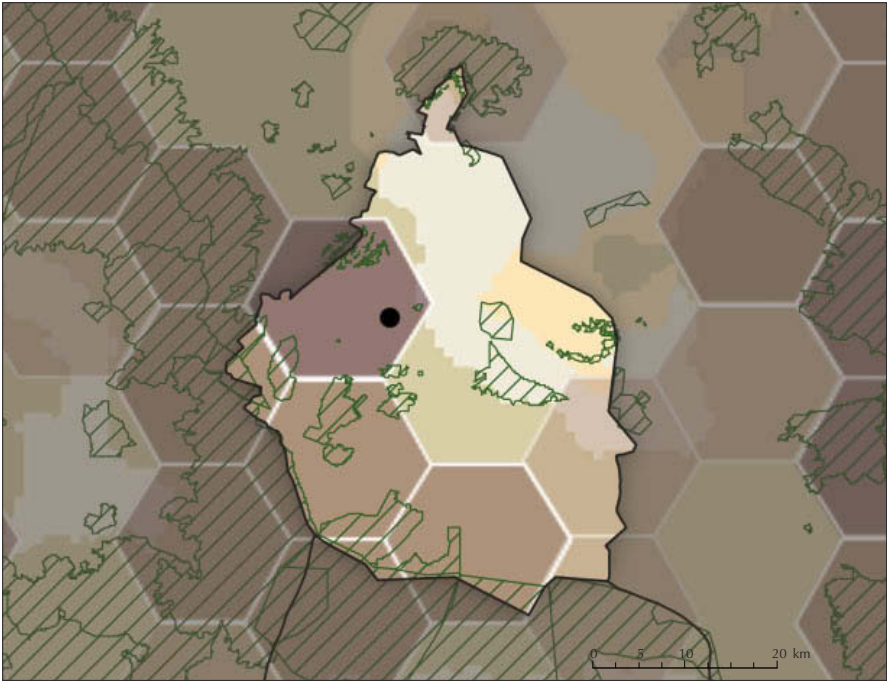
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

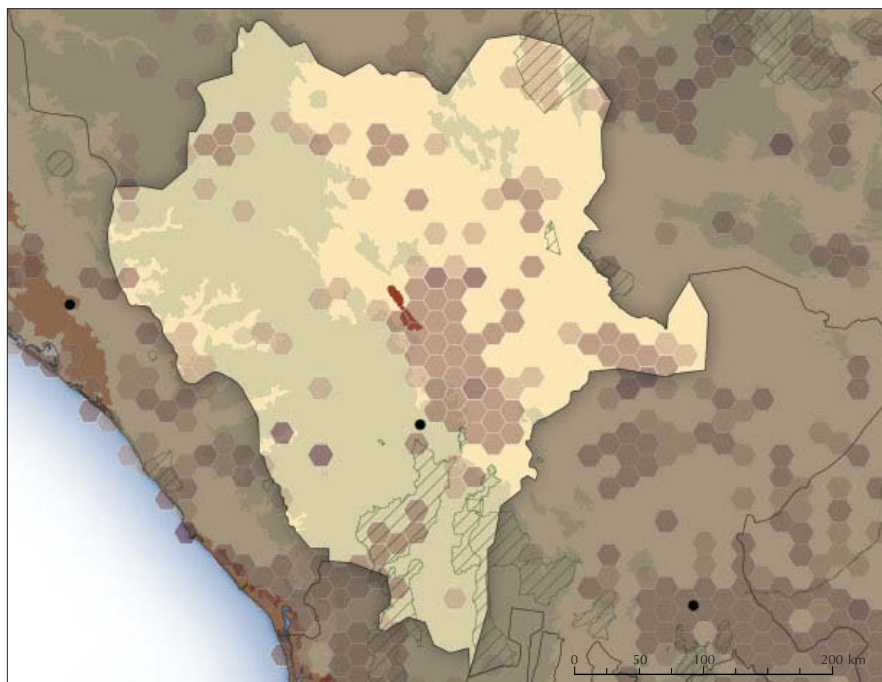


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	10	63.61	4.31
Estatad	16	137.41	9.31
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>26</b>	<b>201.02</b>	<b>13.61</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	2	231.07	15.65	6.68
Alta (SA)	10	484.86	32.83	26.44
Media (SM)	5	163.57	11.08	5.93
<b>SE + SA + SM</b>	<b>17</b>	<b>879.50</b>	<b>59.56</b>	<b>17.43</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humadales lacustres del interior	360.64	24.42	2.36
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 000.87	67.78	10.34
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	115.23	7.80	0.92
<b>Total</b>	<b>1476.74</b>	<b>100</b>	<b>13.61</b>





**DURANGO**  
Extensión: 123 371 km<sup>2</sup>



Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres  
● extrema  
● alta  
● media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)  
■ 0  
■ > 0.01 a 1  
■ > 1 a 6  
■ > 6 a 11.99  
■ ≥ 12

Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	7	8 355.31	6.87
Estatad	5	209.81	0.17
Municipal	2	4.34	-
<b>Total</b>	<b>14</b>	<b>8 569.46</b>	<b>7.05</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	6	1 337.44	1.10	-
Alta (SA)	80	15 768.61	12.99	10.24
Media (SM)	63	11 682.16	9.63	13.43
<b>SE + SA + SM</b>	<b>149</b>	<b>28 788.20</b>	<b>23.72</b>	<b>11.06</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Cañones con selva baja caducifolia de la Sierra Madre Occidental	2139.24	1.76	0.32
Lomeríos con matorral xerófilo y selva baja caducifolia de Sinaloa y Sonora	3563.97	2.94	-
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense norte con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	2371.25	1.95	0.22
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	10492.53	8.65	0.13
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	29776.48	24.54	0.02
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	2889.99	2.38	-
Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila	12834.22	10.58	1.51
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	57290.57	47.21	4.86
<b>Total</b>	<b>121358.25</b>	<b>100</b>	<b>7.06</b>

## ESTADO DE MÉXICO

Extensión: 22 351 km<sup>2</sup>



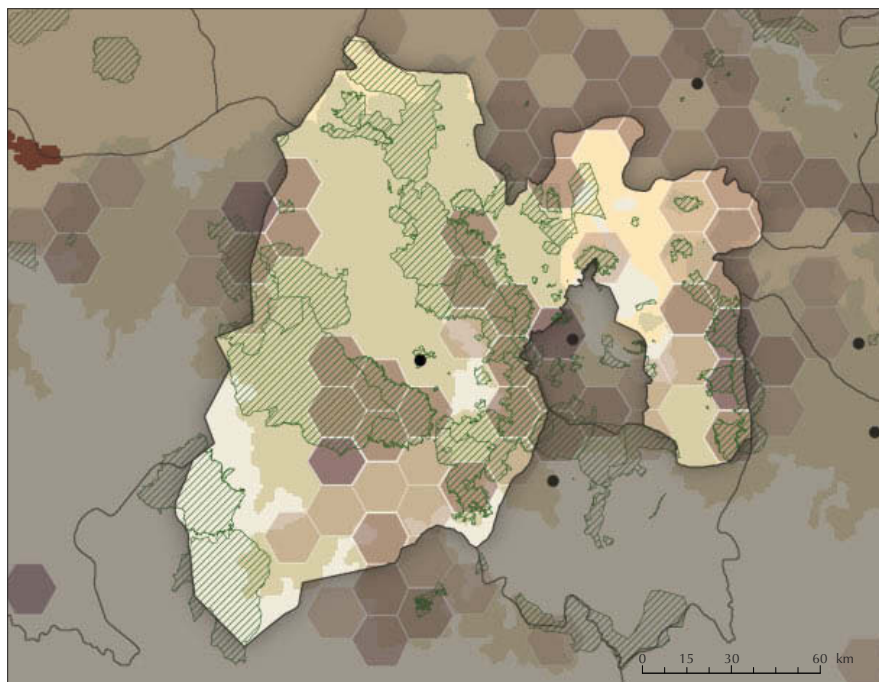
▨ Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

● extrema  
● alta  
● media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

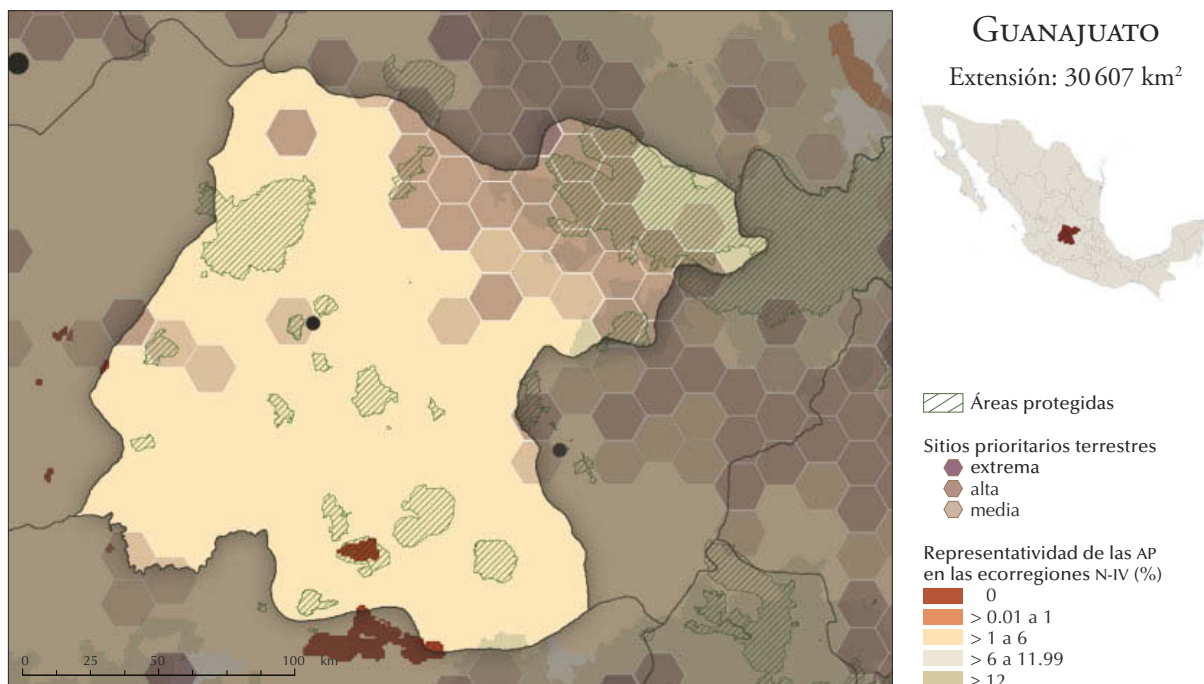
■ 0  
■ > 0.01 a 1  
■ > 1 a 6  
■ > 6 a 11.99  
■ ≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	14	2 631.73	12.35
Estatad	59	5 548.10	26.04
Municipal	6	2.49	0.01
<b>Total</b>	<b>79</b>	<b>8 182.33</b>	<b>38.41</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	10	667.25	3.13	41.30
Alta (SA)	46	4 998.81	23.46	53.09
Media (SM)	29	3 075.28	14.44	18.46
<b>SE + SA + SM</b>	<b>85</b>	<b>8 741.34</b>	<b>41.03</b>	<b>40.01</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	2 157.12	10.13	4.81
Humedales lacustres del interior	855.05	4.01	0.49
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	596.42	2.80	1.48
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	15 390.57	72.24	30.14
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	1 981.09	9.30	0.67
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	222.71	1.05	0.37
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	101.31	0.48	0.45
<b>Total</b>	<b>21 304.26</b>	<b>100</b>	<b>38.41</b>



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	3	2276.69	7.42
Estatad	23	2513.43	8.19
Municipal	1	9.67	0.03
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>4799.79</b>	<b>15.65</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	2	88.23	0.29	7.30
Alta (SA)	48	5 234.70	17.10	28.99
Media (SM)	16	2 395.32	7.83	15.09
<b>SE + SA + SM</b>	<b>66</b>	<b>7718.25</b>	<b>25.22</b>	<b>24.43</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	19 827.33	64.78	7.27
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	61.14	0.20	-
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	1 568.55	5.12	0.09
Planicie interior con mezquital	5 395.20	17.63	0.48
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	3.27	0.01	-
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	3 750.42	12.25	7.65
<b>Total</b>	<b>30 605.91</b>	<b>100</b>	<b>15.49</b>

## GUERRERO

Extensión: 63 596 km<sup>2</sup>



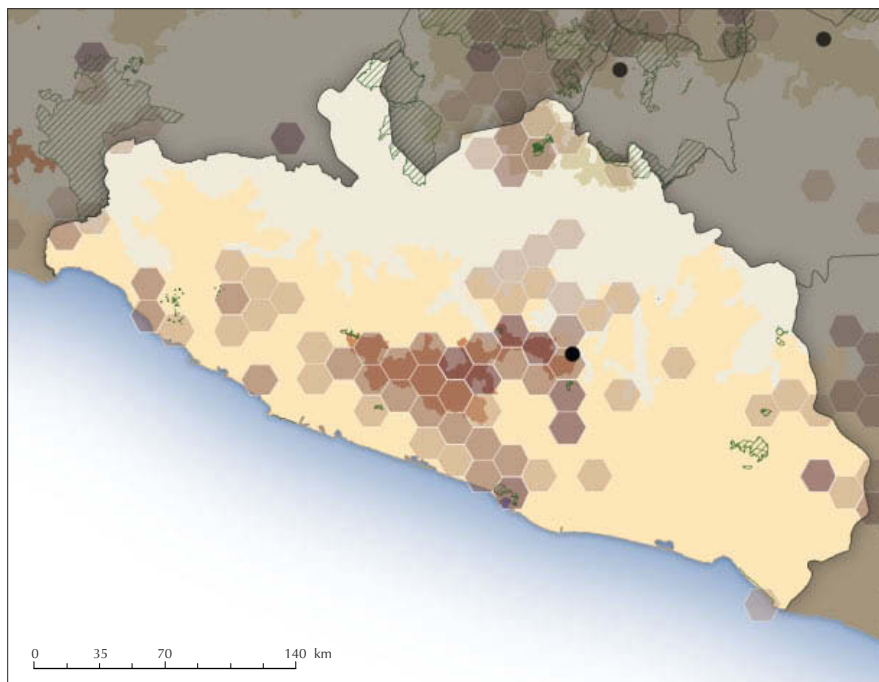
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

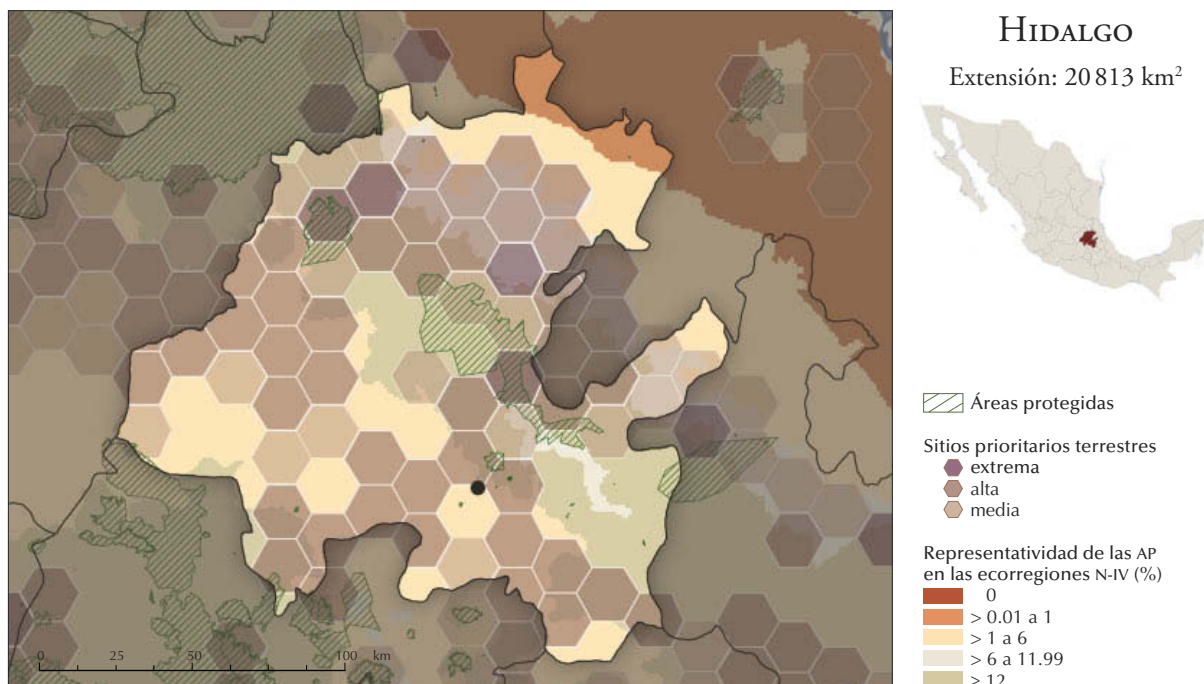


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	57	455.89	0.71
Estatad	4	372.68	0.58
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>61</b>	<b>828.57</b>	<b>1.28</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	11	2 007.66	3.11	1.70
Alta (SA)	34	6 549.52	10.14	0.61
Media (SM)	49	8 680.59	13.44	1.18
<b>SE + SA + SM</b>	<b>94</b>	<b>17 237.77</b>	<b>26.69</b>	<b>1.03</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosque mesófilo de montaña de las sierras de Guerrero	2 319.24	3.59	-
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	21 432.96	33.19	0.88
Humedales del Pacífico sur mexicano	479.19	0.74	-
Lomeríos con selva mediana caducifolia del sur de Oaxaca	1 738.95	2.69	-
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 437.48	2.23	0.06
Planicie costera y lomeríos del Pacífico sur con selva baja caducifolia	12 953.86	20.06	0.08
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	159.39	0.25	0.03
Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca	24 055.12	37.25	0.23
<b>Total</b>	<b>64 576.19</b>	<b>100</b>	<b>1.28</b>





Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	6	1276.23	6.18
Estatad	12	27.58	0.13
Municipal	5	1.17	0.01
<b>Total</b>	<b>23</b>	<b>1304.98</b>	<b>6.32</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	8	1 003.66	4.86	29.55
Alta (SA)	55	8 935.13	43.24	2.40
Media (SM)	27	3 782.20	18.30	9.82
<b>SE + SA + SM</b>	<b>90</b>	<b>13 720.99</b>	<b>66.40</b>	<b>6.43</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana superennifolia	599.41	2.90	-
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia	1 985.38	9.61	0.01
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	5 780.32	27.97	0.23
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 938.69	9.38	0.10
Planicie interior con mezquital	57.19	0.28	-
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción occidental del Sistema Neovolcánico Transversal	313.59	1.52	0.25
Planicies Interiores y Piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	1 994.59	9.65	0.01
Sierra con bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre Oriental	1 899.69	9.19	-
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	6 095.76	29.50	5.71
<b>Total</b>	<b>20 664.62</b>	<b>100</b>	<b>6.32</b>

## JALISCO

Extensión: 78 588 km<sup>2</sup>



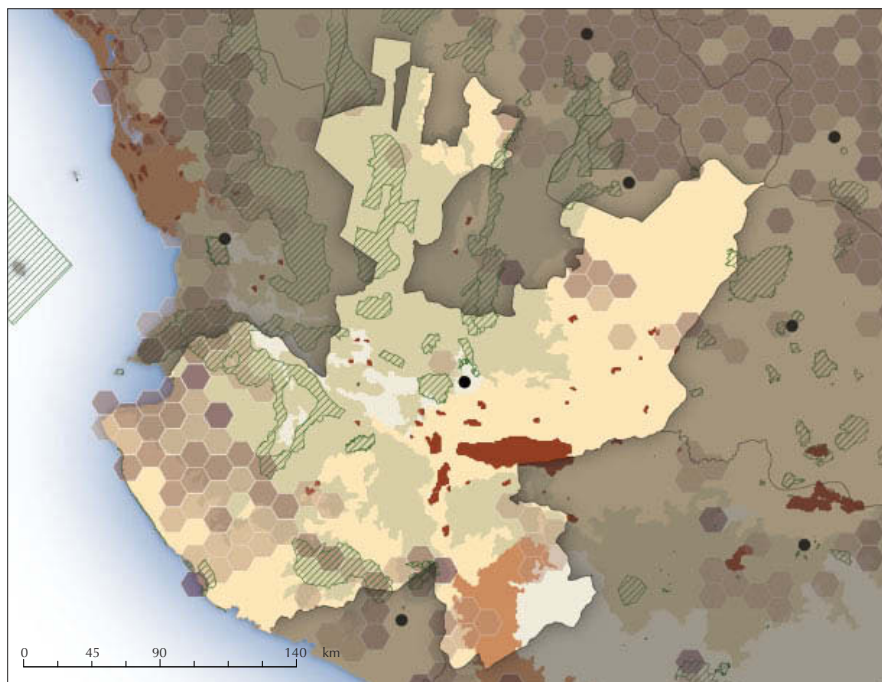
▨ Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

- extrema
- alta
- media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

- 0
- > 0.01 a 1
- > 1 a 6
- > 6 a 11.99
- ≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	20	6 880.26	8.77
Estatad	8	126.32	0.16
Municipal	7	207.01	0.26
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>7 213.60</b>	<b>9.19</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	7	816.72	1.06	4.03
Alta (SA)	46	6 855.49	8.87	15.36
Media (SM)	61	10 688.38	13.84	11.53
<b>SE + SA + SM</b>	<b>114</b>	<b>18 360.58</b>	<b>23.77</b>	<b>12.62</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierras Madre del Sur de Michoacán	2 744.81	3.55	-
Cañones con selva baja caducifolia de la Sierra Madre Occidental	4 747.29	6.15	1.20
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	1 869.92	2.42	-
Humedales de la costa de Vallarta	9.93	0.01	0.00
Humedales del Pacífico sur mexicano	84.86	0.11	0.01
Humedales lacustres del interior	30.25	0.04	-
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	13 695.99	17.73	0.09
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	11 832.21	15.32	1.58
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	5 364.89	6.94	0.05
Planicie costera y lomeríos del Pacífico sur con selva baja caducifolia	10 710.53	13.86	0.31
Planicie interior con mezquital	2 707.55	3.50	-
Planicie y lomeríos con selva mediana subperennifolia del Occidente	1 196.21	1.55	0.42
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción occidental del Sistema Neovolcánico Transversal	2 088.64	2.70	0.16
Planicies Interiores y Piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	413.48	0.54	-
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	36.49	0.05	0.02
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	8 806.00	11.40	1.99
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	12.67	0.02	0.02
Sierras del occidente de Jalisco con bosque mesófilo de montaña	2 163.17	2.80	1.10
Sierras del occidente de Jalisco con bosques de coníferas, encinos y mixtos	8 533.26	11.05	2.37
Valles y piedemonte con selvas bajas, mezquitales y bosques de encino	203.00	0.26	0.02
<b>Total</b>	<b>77 251.13</b>	<b>100</b>	<b>9.34</b>

## MICHOACÁN

Extensión: 58 599 km<sup>2</sup>



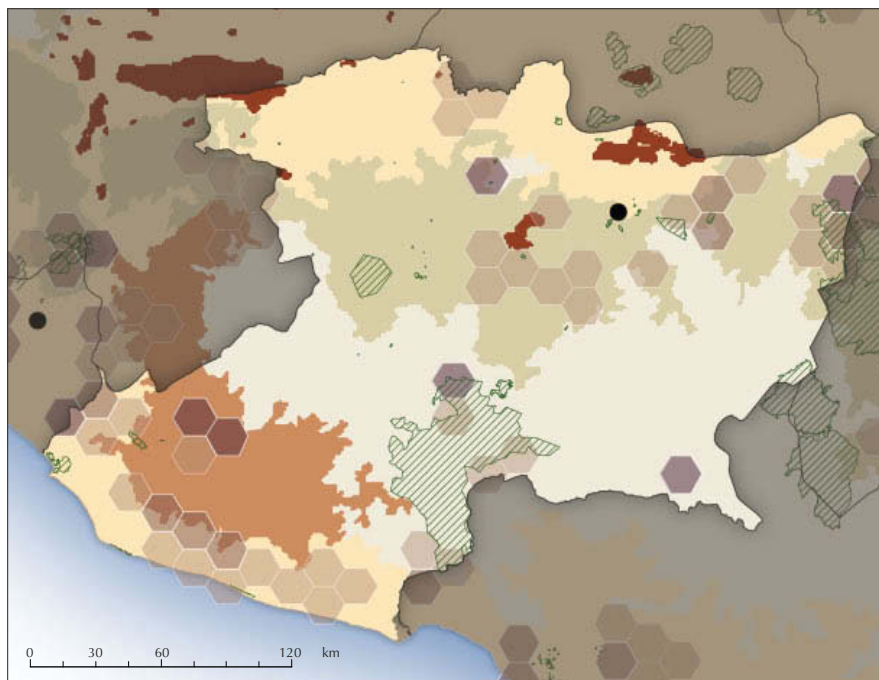
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

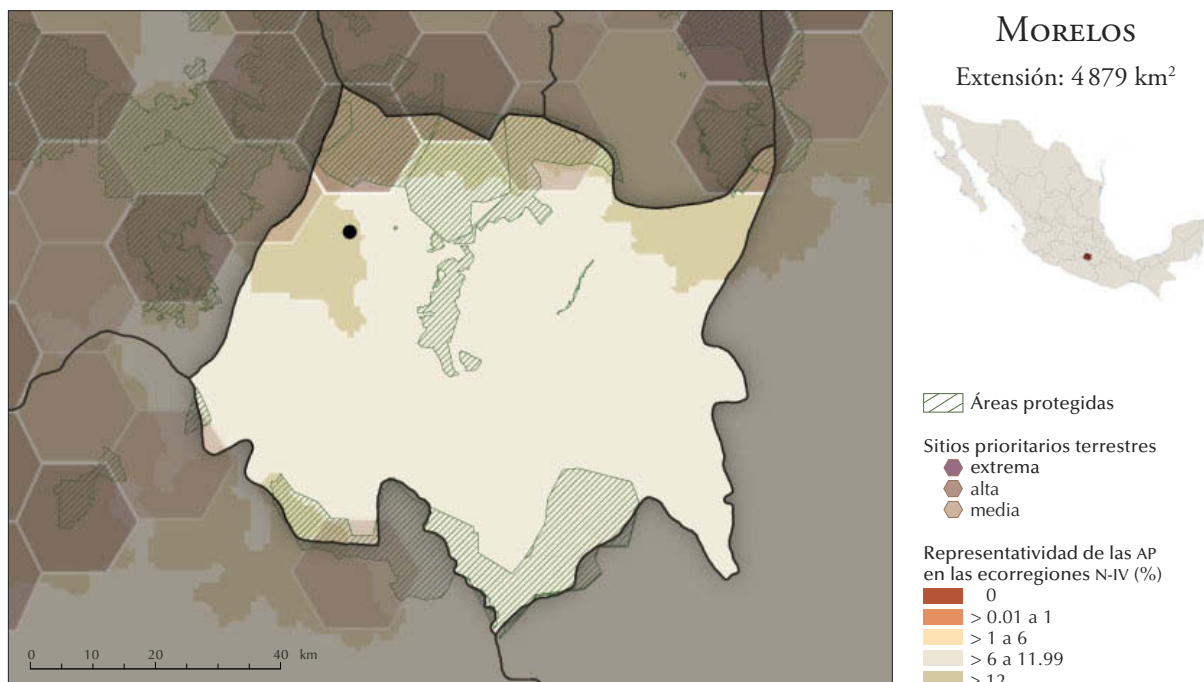


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	12	3293.28	5.67
Estatad	34	212.74	0.37
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>46</b>	<b>3506.01</b>	<b>6.04</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	10	1 616.18	2.81	11.76
Alta (SA)	12	1 654.27	2.88	8.49
Media (SM)	49	7 575.70	13.19	8.31
<b>SE + SA + SM</b>	<b>71</b>	<b>10 846.15</b>	<b>18.89</b>	<b>8.85</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierras Madre del Sur de Michoacán	6 263.42	10.91	0.03
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	21 251.24	37.00	4.88
Humedales lacustres del interior	396.22	0.69	-
Lomeríos y planicies del altiplano con matorral xerófilo y pastizal	7 461.00	12.99	0.02
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	15 137.72	26.36	1.09
Planicie costera y lomeríos del Pacífico sur con selva baja caducifolia	5 333.25	9.29	0.08
Planicie interior con mezquital	1 343.63	2.34	-
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	136.37	0.24	-
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	109.16	0.19	-
<b>Total</b>	<b>57 432.00</b>	<b>100</b>	<b>6.10</b>





Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	6	995.67	20.14
Estatad	9	94.01	1.90
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>1089.68</b>	<b>22.04</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	-	-	-	-
Alta (SA)	8	343.99	6.96	81.57
Media (SM)	8	314.74	6.37	44.23
<b>SE + SA + SM</b>	<b>16</b>	<b>658.73</b>	<b>13.33</b>	<b>63.73</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	3 811.19	77.10	11.23
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 021.07	20.66	8.79
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	94.08	1.90	1.70
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	17.01	0.34	0.32
<b>Total</b>	<b>4 943.35</b>	<b>100</b>	<b>22.04</b>

## NAYARIT

Extensión: 27 857 km<sup>2</sup>



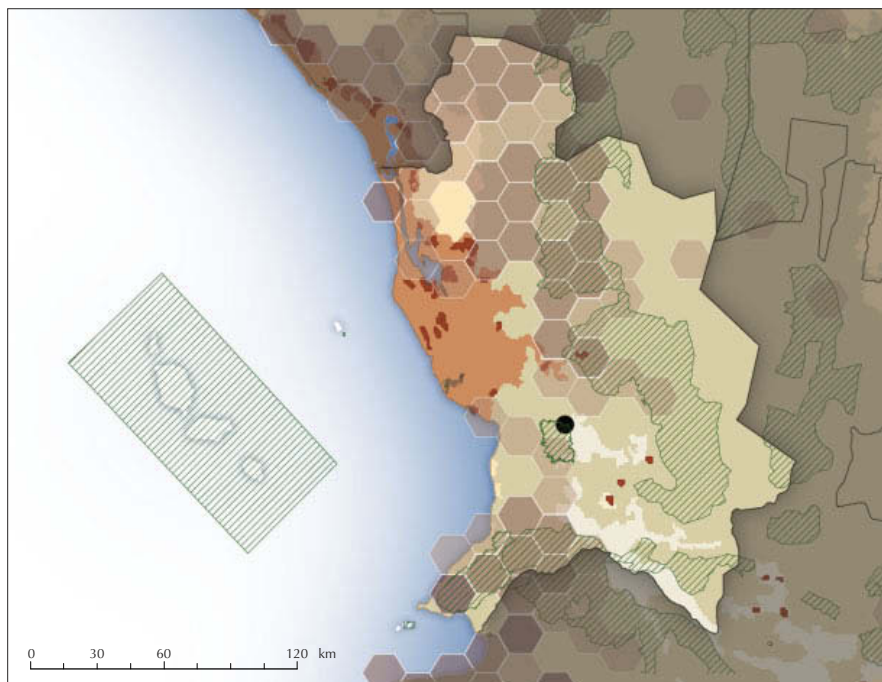
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

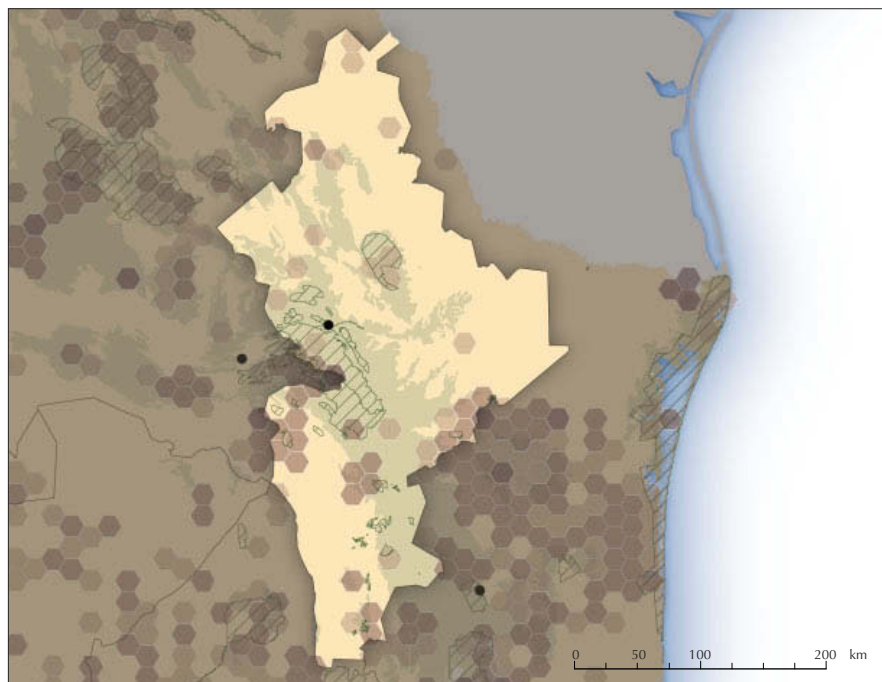
0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	7	6361.13	23.81
Estatad	2	740.54	2.77
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>7101.66</b>	<b>26.58</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	2	238.64	0.90	-
Alta (SA)	53	6720.71	25.27	36.29
Media (SM)	39	5395.68	20.29	25.64
<b>SE + SA + SM</b>	<b>94</b>	<b>12355.03</b>	<b>46.46</b>	<b>32.52</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Cañones con selva baja caducifolia de la Sierra Madre Occidental	2 690.12	10.12	4.61
Humedales de la costa de Vallarta	33.33	0.13	-
Humedales de la planicie aluvial del Río Grande de Santiago	1 676.37	6.30	0.01
Lomeríos con matorral xerófilo y selva baja caducifolia de Sinaloa y Sonora	1 209.46	4.55	-
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	3 739.28	14.06	4.10
Planicie con selva espinosa	1 271.77	4.78	-
Planicie y lomeríos con selva mediana subperennifolia del Occidente	6 109.39	22.97	6.27
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción occidental del Sistema Neovolcánico Transversal	1 326.88	4.99	0.53
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	418.04	1.57	1.01
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	8 117.02	30.52	10.17
<b>Total</b>	<b>26 591.66</b>	<b>100</b>	<b>26.70</b>



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	9	3 190.81	4.97
Estatad	27	1 561.15	2.43
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>36</b>	<b>4751.96</b>	<b>7.40</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	4	149.09	0.23	59.22
Alta (SA)	44	5 114.40	7.97	12.27
Media (SM)	36	4 667.83	7.27	14.58
<b>SE + SA + SM</b>	<b>84</b>	<b>9931.32</b>	<b>15.48</b>	<b>14.06</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Elevaciones aisladas y plegamientos del Altiplano Zacatecano-Potosino con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encino y mixtos	410.38	0.64	0.03
Elevaciones mayores del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encinos y mixtos	305.96	0.48	-
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense Norte con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	1 962.19	3.06	0.20
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense Sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	2 155.66	3.36	0.01
Lomeríos y sierras con matorral xerófilo y bosques de encino	11 027.19	17.18	1.75
Planicie interior tamaulipeca con matorral xerófilo	27 161.52	42.32	0.09
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	8 934.80	13.92	0.40
Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila	2 677.32	4.17	0.01
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	9 541.19	14.87	4.93
<b>Total</b>	<b>64 176.21</b>	<b>100</b>	<b>7.40</b>

## OAXACA

Extensión: 93 757 km<sup>2</sup>








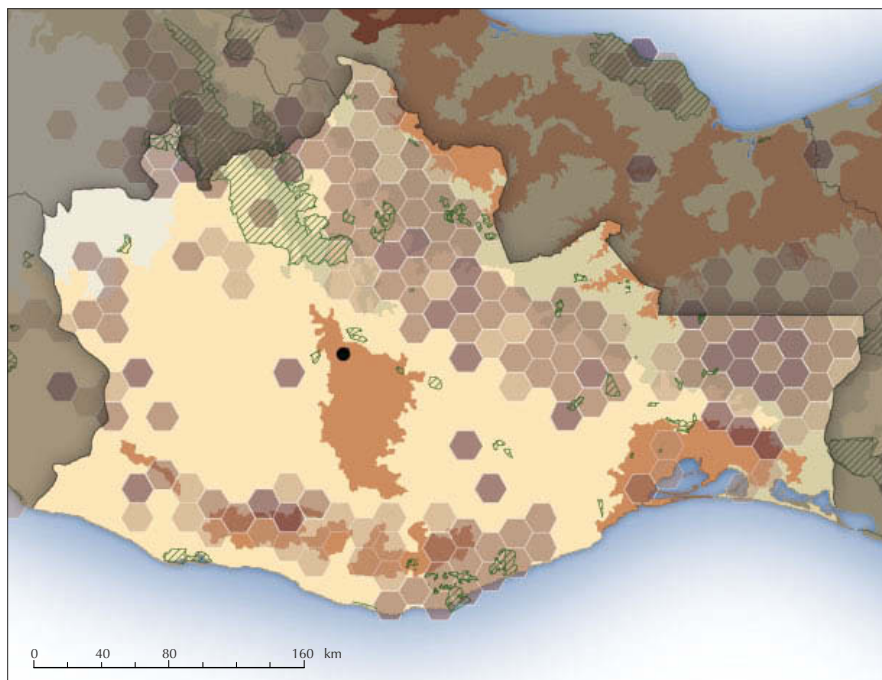
 Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

-  extrema
-  alta
-  media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

-  0
-  > 0.01 a 1
-  > 1 a 6
-  > 6 a 11.99
-  ≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	85	4 139.71	4.49
Estatad	5	65.94	0.07
Municipal	1	0.01	-
<b>Total</b>	<b>91</b>	<b>4 205.66</b>	<b>4.56</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	37	7 104.47	7.71	3.53
Alta (SA)	132	21 582.34	23.42	6.43
Media (SM)	62	11 440.27	12.41	1.59
<b>SE + SA + SM</b>	<b>231</b>	<b>40 127.08</b>	<b>43.54</b>	<b>4.54</b>



OAXACA  
(continúa)

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosque mesófilo de montaña de las sierras del Sur de Oaxaca	3 083.04	3.35	0.01
Bosque mesófilo de montaña del norte de Oaxaca	4 845.24	5.26	0.17
Cañón y lomeríos de Tehuantepec con selva baja caducifolia	8 575.24	9.30	0.16
Depresión de La Cañada con selva baja caducifolia y matorral xerófilo	1 799.35	1.95	1.14
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	4 209.61	4.57	0.18
Humedales del Pacífico sur mexicano	301.78	0.33	0.05
Humedales del Soconusco	448.99	0.49	-
Lomeríos con selva mediana caducifolia del sur de Oaxaca	7 067.10	7.67	0.31
Planicie costera del Istmo con selva baja espinosa	3 111.89	3.38	0.01
Planicie costera y lomeríos con selva alta perennifolia	849.86	0.92	0.01
Planicie costera y lomeríos del Pacífico sur con selva baja caducifolia	571.41	0.62	-
Selva alta perennifolia de la planicie costera del Golfo	1 806.55	1.96	-
Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur	14 164.27	15.37	0.26
Sierra Madre Centroamericana con bosque mesófilo de montaña	201.65	0.22	-
Sierra Madre Centroamericana con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 405.91	1.53	-
Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca	35 474.72	38.49	1.85
Valle de Tehuacán con matorral xerófilo	453.21	0.49	0.42
Valles centrales de Oaxaca con mezquital, selva baja caducifolia y bosque de encino	3 798.31	4.12	0.01
<b>Total</b>	<b>92 168.12</b>	<b>100</b>	<b>4.56</b>

## PUEBLA

Extensión: 34 306 km<sup>2</sup>



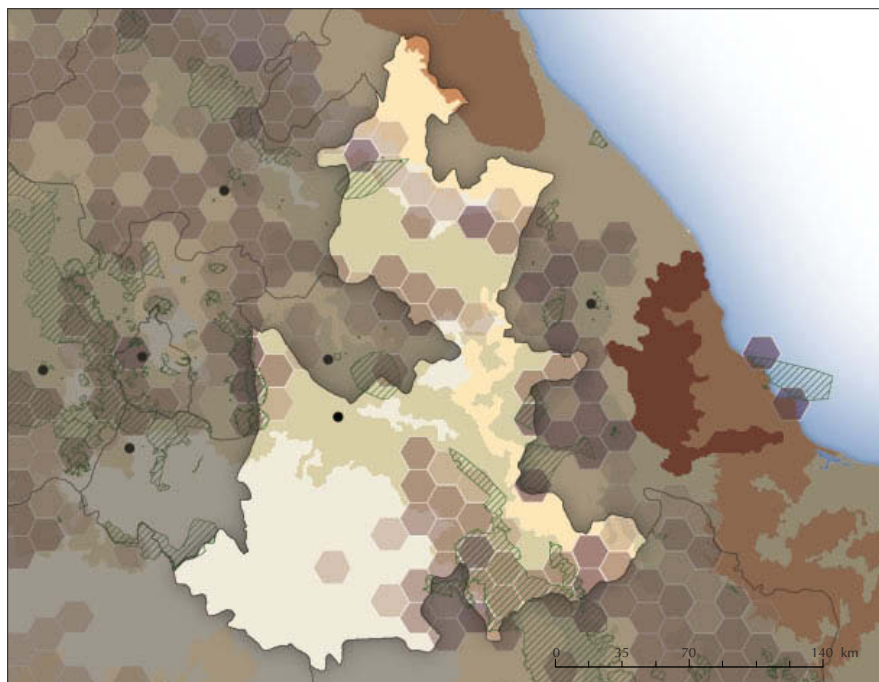
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	9	2578.14	7.60
Estatad	2	29.40	0.09
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>2607.54</b>	<b>7.68</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	18	1 678.74	4.95	32.49
Alta (SA)	49	5 809.80	17.12	20.71
Media (SM)	28	4 016.68	11.84	9.98
<b>SE + SA + SM</b>	<b>95</b>	<b>11 505.22</b>	<b>33.91</b>	<b>18.69</b>

PUEBLA  
(continúa)

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosque mesófilo de montaña del norte de Oaxaca	416.12	1.23	-
Depresión de La Cañada con selva baja caducifolia y matorral xerófilo	547.32	1.61	1.60
Depresión del Balsas con selva baja caducifolia y matorral xerófilos	10286.51	30.32	0.30
Humedales lacustres del interior	605.73	1.79	-
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana superennifolia	255.02	0.75	-
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia	2 616.04	7.71	0.02
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	8 907.06	26.25	0.80
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción occidental del Sistema Neovolcánico Transversal	332.93	0.98	-
Planicies Interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	1 085.51	3.20	-
Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur	179.78	0.53	-
Sierra con bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre Oriental	1 379.94	4.07	0.27
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	480.78	1.42	-
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	927.45	2.73	0.76
Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca	1 291.67	3.81	0.11
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	101.86	0.30	0.29
Valle de Tehuacán con matorral xerófilo	4 518.15	13.32	3.54
<b>Total</b>	<b>33 931.88</b>	<b>100</b>	<b>7.68</b>

## QUERÉTARO

Extensión: 11 699 km<sup>2</sup>



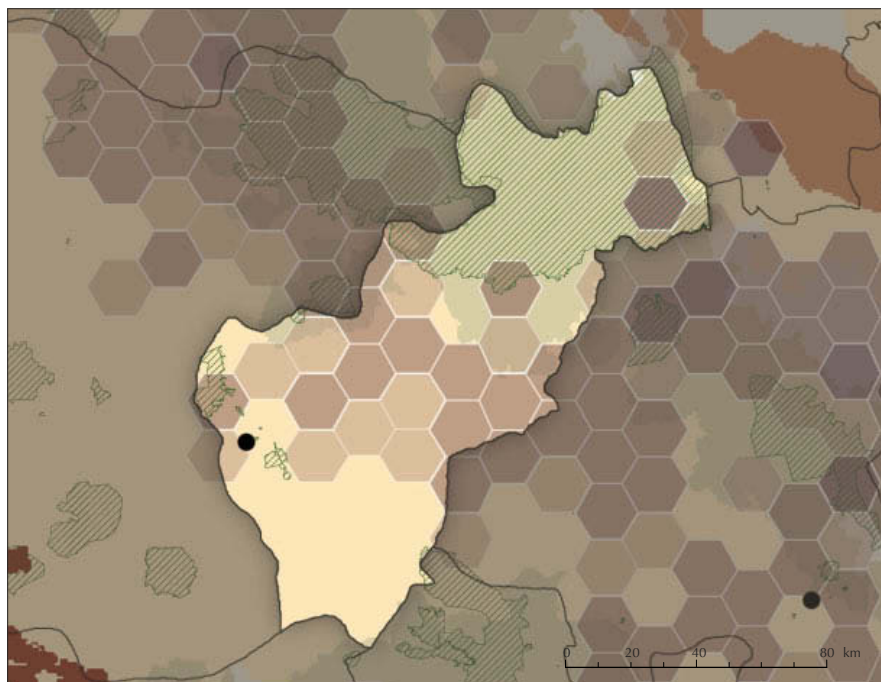
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

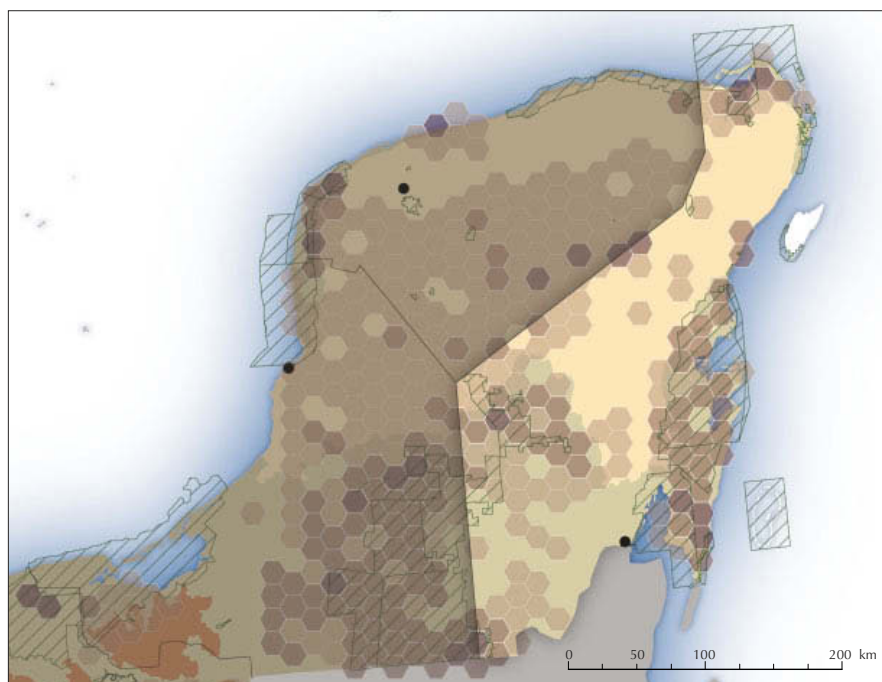


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	4	3 608.42	30.51
Estatad	6	50.18	0.42
Municipal	2	106.92	0.90
<b>Total</b>	<b>12</b>	<b>3 765.52</b>	<b>31.83</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	2	255.70	2.16	99.42
Alta (SA)	23	2 676.27	22.63	11.94
Media (SM)	20	2 654.17	22.44	15.72
<b>SE + SA + SM</b>	<b>45</b>	<b>5 586.14</b>	<b>47.23</b>	<b>17.74</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia	25.21	0.21	0.19
Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (de la Sierra de Cucharas)	36.94	0.31	0.31
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	6 393.49	54.05	1.79
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	3.28	0.03	-
Planicie interior con mezquital	300.53	2.54	0.01
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	12.20	0.10	0.10
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	5 056.61	42.75	29.44
<b>Total</b>	<b>11 828.26</b>	<b>100</b>	<b>31.83</b>





## QUINTANA ROO

Extensión: 44 705 km<sup>2</sup>



Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema

alta

media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0

> 0.01 a 1

> 1 a 6

> 6 a 11.99

≥ 12

Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	17	7436.12	15.11
Estatad	6	1405.41	2.86
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>23</b>	<b>8841.54</b>	<b>17.96</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	16	1 906.99	3.87	45.33
Alta (SA)	75	9 871.04	20.06	49.87
Media (SM)	98	14 664.58	29.80	12.18
<b>SE + SA + SM</b>	<b>189</b>	<b>26 442.61</b>	<b>53.73</b>	<b>28.64</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humadales del Caribe mexicano	7 447.39	15.13	11.10
Lomeríos del sur de Yucatán con selva alta y mediana subperennifolia	18 149.45	36.88	4.10
Planicie central yucateca con selva mediana subcaducifolia	3 244.60	6.59	0.60
Planicie con selva mediana y alta subperennifolia	20 305.53	41.26	2.15
Planicie noroccidental con selva baja caducifolia	68.54	0.14	0.02
<b>Total</b>	<b>49 215.51</b>	<b>100</b>	<b>17.96</b>

# SAN LUIS POTOSÍ

Extensión: 61 137 km<sup>2</sup>



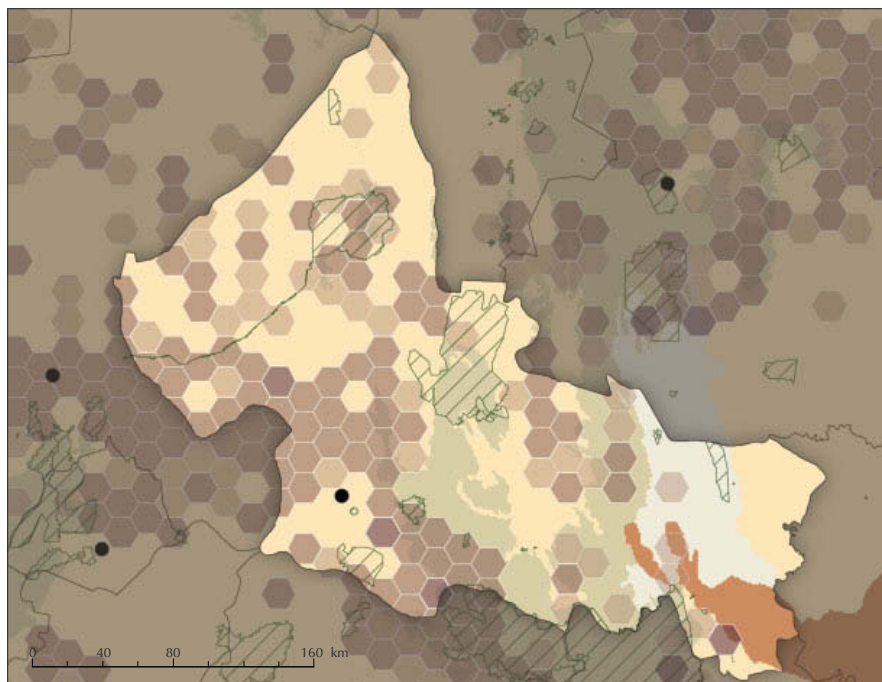
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

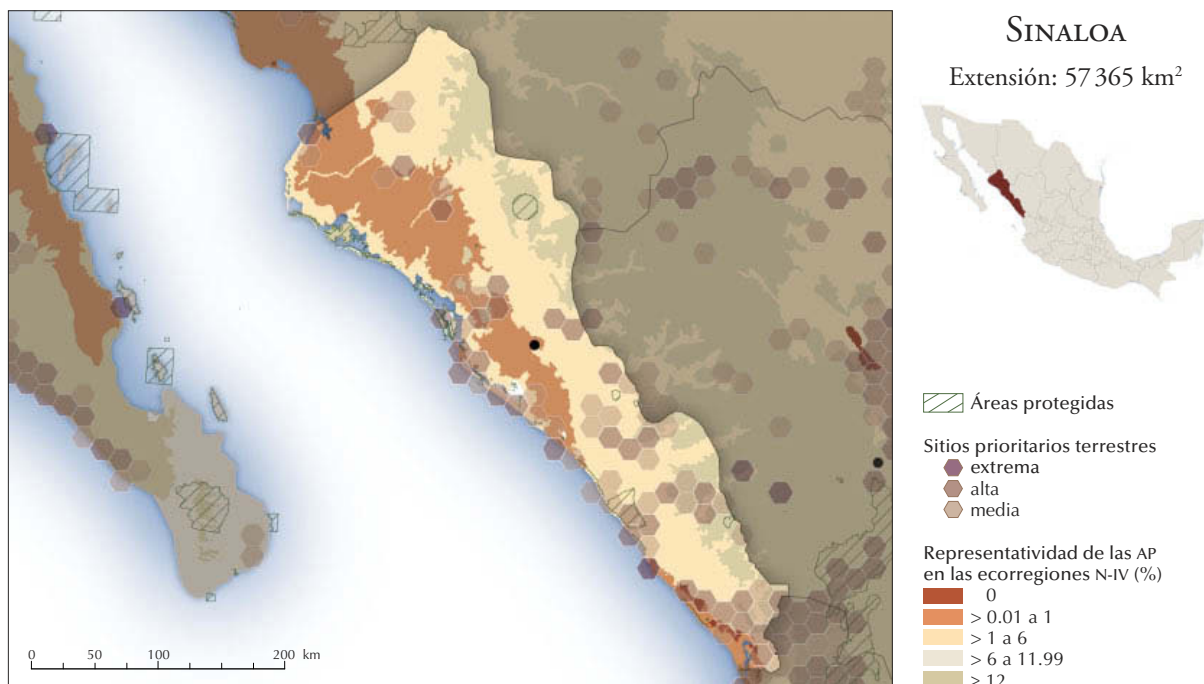
0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	9	1 082.61	1.72
Estatad	11	4 004.62	6.35
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>20</b>	<b>5 087.23</b>	<b>8.07</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	5	935.32	1.48	0.01
Alta (SA)	91	15 918.74	25.26	6.30
Media (SM)	55	9 464.28	15.02	8.28
<b>SE + SA + SM</b>	<b>151</b>	<b>26 318.34</b>	<b>41.76</b>	<b>6.79</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Elevaciones aisladas y plegamientos del Altiplano Zacatecano-Potosino con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encino y mixtos	578.69	0.92	0.49
Humedales del Pánuco	37.05	0.06	-
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana superennifolia	2 337.38	3.71	-
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia	779.88	1.24	0.01
Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (de la Sierra de Cucharas)	4 798.07	7.61	0.40
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	1 059.68	1.68	0.11
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	4 138.48	6.57	1.27
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	2 450.35	3.89	0.11
Planicie costera con selva baja espinosa	2 483.12	3.94	-
Planicie interior con mezquite	77.40	0.12	-
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	32 180.37	51.06	3.22
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	12 102.53	19.20	2.46
<b>Total</b>	<b>63 023.00</b>	<b>100</b>	<b>8.07</b>



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	4	523.29	0.95
Estatad	3	170.19	0.31
Municipal	7	396.84	0.72
<b>Total</b>	<b>14</b>	<b>1090.32</b>	<b>1.98</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	1	49.51	0.09	-
Alta (SA)	41	6 524.81	11.88	4.12
Media (SM)	44	6 895.51	12.55	1.65
<b>SE + SA + SM</b>	<b>86</b>	<b>13 469.83</b>	<b>24.52</b>	<b>2.84</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humedales de la planicie aluvial del Río Grande de Santiago	538.57	0.98	-
Humedales de Sinaloa	2 895.27	5.27	0.04
Lomeríos con matorral xerófilo y selva baja caducifolia de Sinaloa y Sonora	27 510.48	50.08	0.99
Lomeríos de la planicie de Sinaloa con selva baja caducifolia	456.42	0.83	0.29
Planicie con selva espinosa	354.35	0.64	-
Planicie costera sinaloense con selva baja espinosa	11 627.69	21.17	-
Planicie y lomeríos con selva mediana subperennifolia del Occidente	290.26	0.53	-
Planicies aluviales de los ríos Yaqui, Mayo y Fuerte con matorral y mezquital xerófilos	1 915.95	3.49	-
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	9 349.21	17.02	0.66
<b>Total</b>	<b>54 938.21</b>	<b>100</b>	<b>1.98</b>

## SONORA

Extensión: 179 355 km<sup>2</sup>



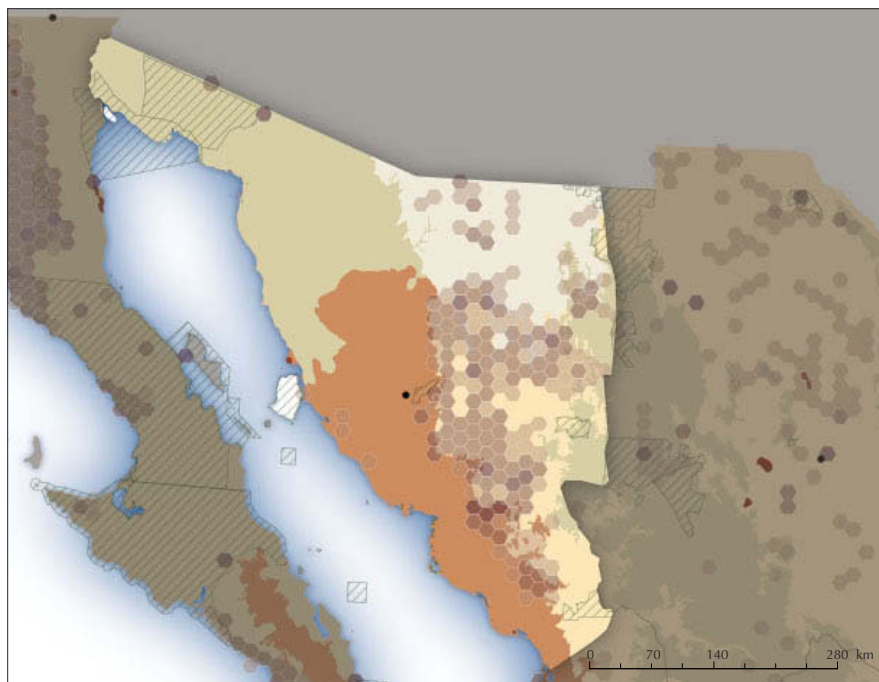
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

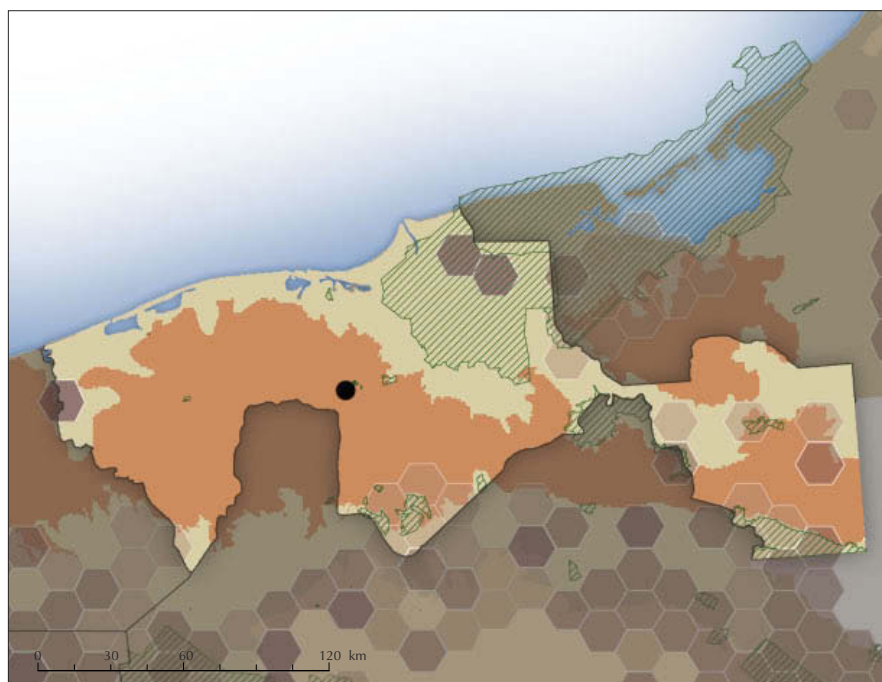


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	10	11635.69	6.48
Estatad	3	960.68	0.54
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>12596.37</b>	<b>7.02</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	12	2 769.512	1.54	-
Alta (SA)	89	2 2316.55	12.43	0.42
Media (SM)	84	2 0210.01	11.26	0.73
<b>SE + SA + SM</b>	<b>185</b>	<b>4 5296.07</b>	<b>25.24</b>	<b>0.53</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Desierto Central Sonorense	30 606.47	17.05	0.16
Desiertos del Alto Golfo (Altar, El Pinacate, corredor Mexicali-San Felipe, cuencas de Asunción, Sonyta y San Ignacio-Aribaipa)	48 080.30	26.79	4.75
Humadales costeros del oriente del Mar de Cortés	670.87	0.37	-
Humadales de las desembocaduras de los ríos Mayo y Yaqui	1 736.10	0.97	-
Humadales de Sinaloa	8.09	-	-
Humadales del delta del Río Colorado	772.42	0.43	0.37
Islas del Desierto Sonorense con matorral xerófilo micrófilo-sarcocaula	25.72	0.01	-
Lomeríos con matorral xerófilo y selva baja caducifolia de Sinaloa y Sonora	39 665.17	22.10	0.70
Lomeríos y planicies con matorral xerófilo, pastizal y elevaciones aisladas con bosques de encinos y coníferas	31 691.34	17.66	0.23
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	479.53	0.27	0.22
Planicies aluviales de los ríos Yaqui, Mayo y Fuerte con matorral y mezquital xerófilos	14 544.89	8.10	-
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	11 215.39	6.25	0.58
<b>Total</b>	<b>179 496.29</b>	<b>100</b>	<b>7.02</b>





## TABASCO

Extensión: 24 731 km<sup>2</sup>



Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	4	3 614.16	14.98
Estatad	13	350.60	1.45
Municipal	1	0.01	-
<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>3 964.77</b>	<b>16.44</b>


Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	3	687.93	2.85	74.29
Alta (SA)	10	520.45	2.16	29.45
Media (SM)	25	2 598.20	10.77	20.31
<b>SE + SA + SM</b>	<b>38</b>	<b>3 806.58</b>	<b>15.78</b>	<b>31.32</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humedales del sur del Golfo de México	8 702.06	36.08	13.39
Lomeríos del sur de Yucatán con selva alta y mediana subperennifolia	1 528.59	6.34	0.02
Selva alta perennifolia de la planicie costera del Golfo	12 829.27	53.19	0.69
Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur	1 059.13	4.39	2.33
<b>Total</b>	<b>24 119.04</b>	<b>100</b>	<b>16.44</b>


## TAMAULIPAS

Extensión: 80 249 km<sup>2</sup>



 Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres


 extrema

 alta


 media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

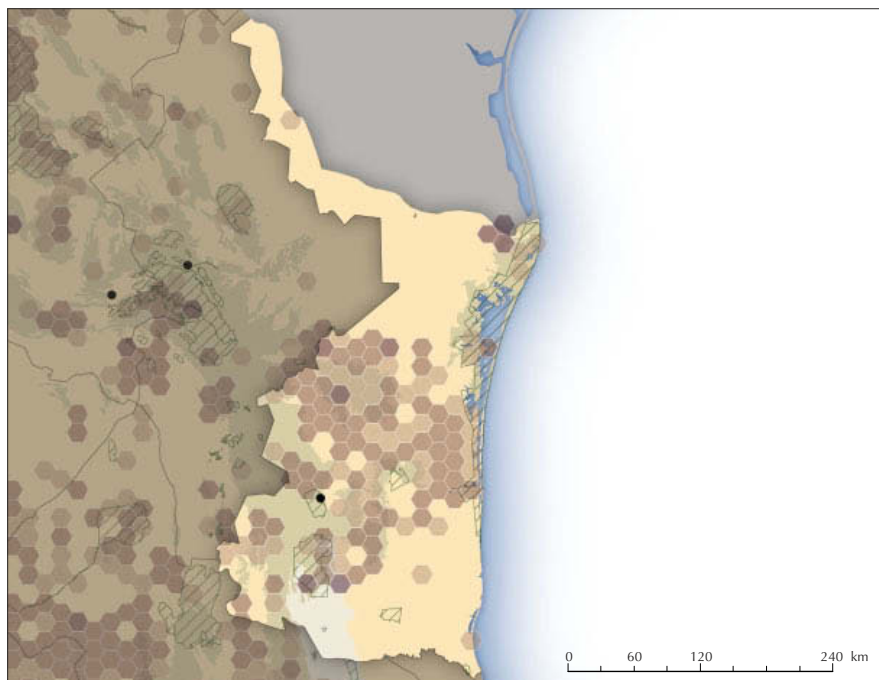
 0

 > 0.01 a 1

 > 1 a 6

 > 6 a 11.99

 ≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	4	3 065.78	4.04
Estatad	7	2 063.62	2.72
Municipal	2	29.70	0.04
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>5 159.10</b>	<b>6.79</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	10	1 774.67	2.34	9.76
Alta (SA)	79	16 224.14	21.37	4.80
Media (SM)	61	11 402.17	15.02	12.66
<b>SE + SA + SM</b>	<b>150</b>	<b>29 400.99</b>	<b>38.72</b>	<b>8.15</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Elevaciones aisladas y plegamientos del Altiplano Zacatecano-Potosino con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encino y mixtos	446.69	0.59	-
Humedales de la Laguna Madre	3 184.70	4.19	2.77
Humedales del Pánuco	451.40	0.59	0.04
Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (de la Sierra de Cucharas)	3 433.10	4.52	0.36
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	1 123.70	1.48	-
Lomeríos y sierras con matorral xerófilo y bosques de encino	8 705.27	11.46	0.24
Planicie costera con selva baja espinosa	15 636.94	20.59	0.84
Planicie costera tamaulipeca con vegetación xerófila o sin vegetación aparente	11 615.03	15.30	0.60
Planicie interior tamaulipeca con matorral xerófilo	15 278.42	20.12	-
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	1 284.90	1.69	-
Selva baja caducifolia y bosque de encino de la Sierra de Dientes de Moreno	6 397.67	8.43	0.17
Sierra con bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre Oriental	166.32	0.22	0.21
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	6 942.77	9.14	1.50
Sierra Martínez con selva mediana caducifolia	1 265.70	1.67	0.05
<b>Total</b>	<b>75 932.62</b>	<b>100</b>	<b>6.79</b>

# TLAXCALA

Extensión: 3 997 km<sup>2</sup>



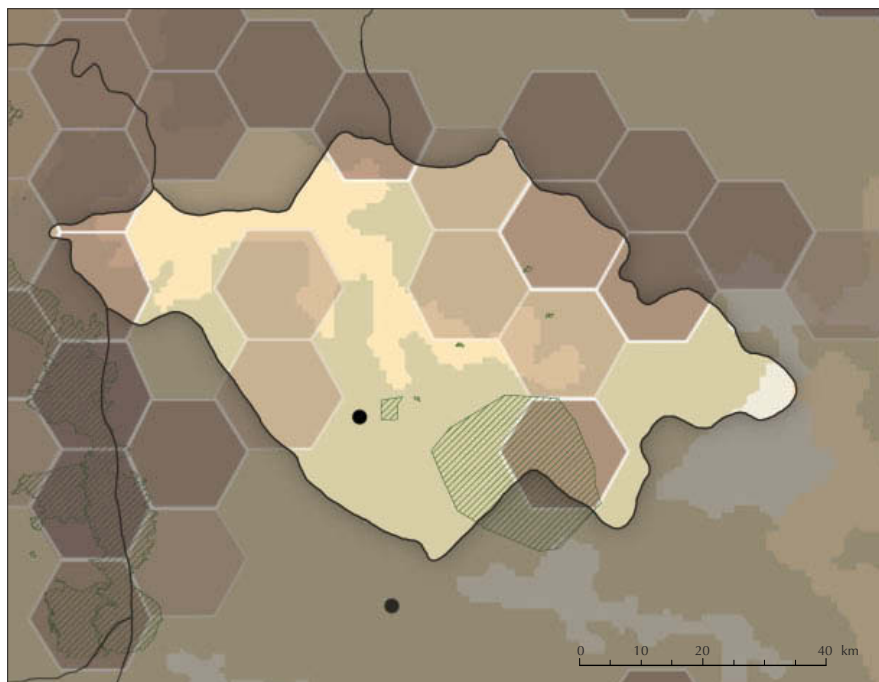
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12

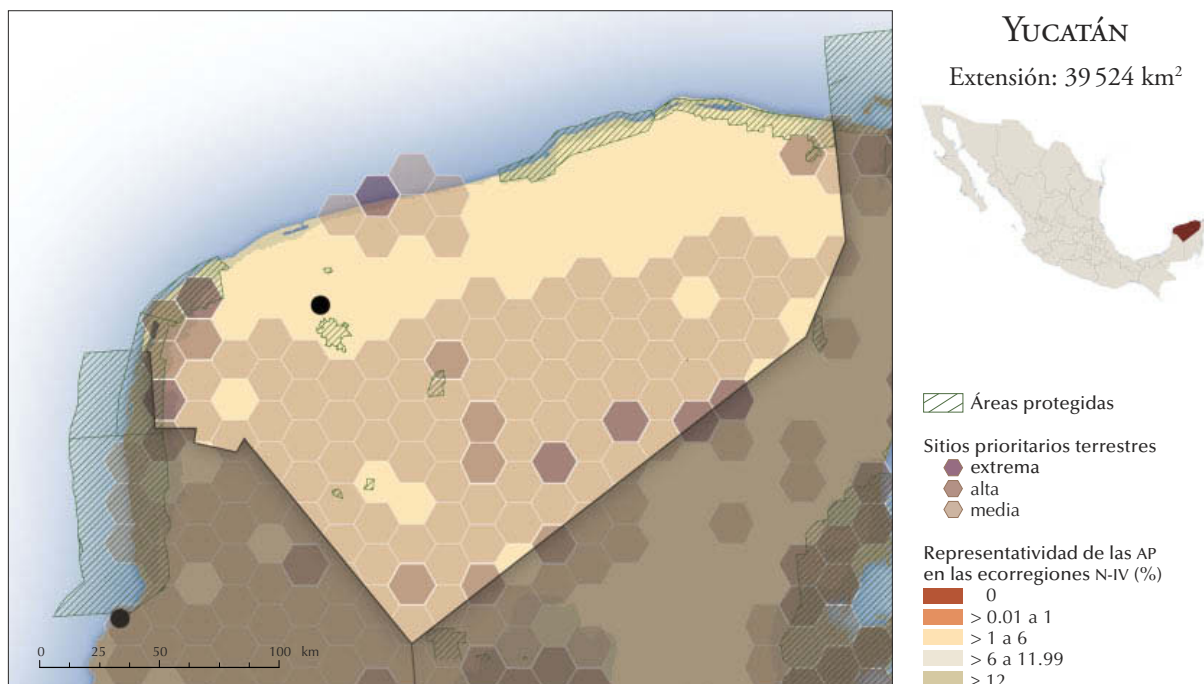


Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	2	334.99	8.27
Estatad	4	1.84	0.05
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>336.83</b>	<b>8.32</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	-	-	-	-
Alta (SA)	9	855.59	21.12	13.90
Media (SM)	8	1 188.87	29.35	0.57
<b>SE + SA + SM</b>	<b>17</b>	<b>2044.46</b>	<b>50.47</b>	<b>6.15</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humadales lacustres del interior	35.93	0.89	-
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	3 155.76	77.91	8.07
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	849.65	20.98	0.01
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	9.33	0.23	0.23
<b>Total</b>	<b>4050.67</b>	<b>100</b>	<b>8.32</b>





Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	5	814.72	2.17
Estatad	5	913.09	2.43
Municipal	2	104.31	0.28
<b>Total</b>	<b>12</b>	<b>1832.12</b>	<b>4.88</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	9	1 237.07	3.30	18.52
Alta (SA)	16	2 146.34	5.72	14.32
Media (SM)	96	20 572.12	54.81	0.46
<b>SE + SA + SM</b>	<b>121</b>	<b>23 955.53</b>	<b>63.82</b>	<b>2.64</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Humadales del Caribe mexicano	73.92	0.20	0.20
Humadales del norte de Yucatán	1 866.90	4.97	2.90
Planicie central yucateca con selva mediana subcaducifolia	26 485.21	70.56	0.67
Planicie con selva mediana y alta subperennifolia	534.33	1.42	0.06
Planicie noroccidental con selva baja caducifolia	8 574.55	22.84	1.06
<b>Total</b>	<b>37 534.91</b>	<b>100</b>	<b>4.88</b>

## VERACRUZ

Extensión: 71 826 km<sup>2</sup>



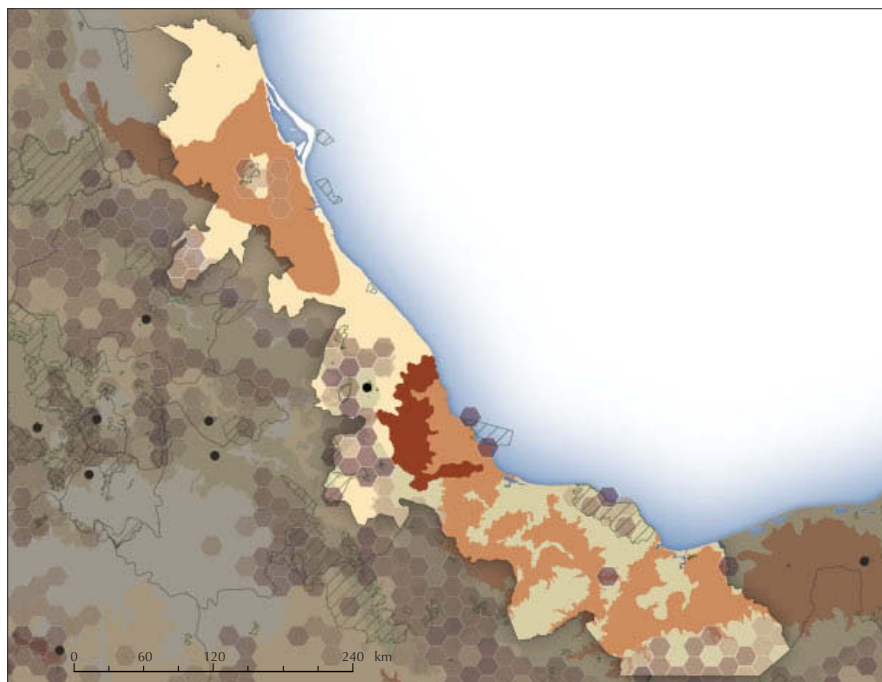
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

- extrema
- alta
- media

Representatividad de las AP en las ecorregiones N-IV (%)

- 0
- > 0.01 a 1
- > 1 a 6
- > 6 a 11.99
- ≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	52	2191.02	3.12
Estatad	21	311.02	0.44
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>73</b>	<b>2502.05</b>	<b>3.56</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	28	2 992.06	4.26	12.05
Alta (SA)	36	5 488.74	7.82	13.99
Media (SM)	34	5 603.71	7.98	10.20
<b>SE + SA + SM</b>	<b>98</b>	<b>14 084.50</b>	<b>20.07</b>	<b>12.07</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Bosque mesófilo de montaña del norte de Oaxaca	1 139.69	1.62	0.12
Humedales del norte de Veracruz	440.62	0.63	0.06
Humedales del Pánuco	1 126.79	1.61	0.01
Humedales del sur del Golfo de México	3 924.13	5.59	-
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana superennifolia	10 302.26	14.68	0.02
Lomeríos del norte de Veracruz con selva mediana y alta perennifolia	8 615.55	12.27	0.34
Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (de la Sierra de Cucharas)	16.04	0.02	-
Lomeríos y planicies con selva baja caducifolia (del Sureste de Xalapa)	3 452.24	4.92	-
Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos	1 464.00	2.09	0.42
Planicie costera con selva baja espinosa	5 020.20	7.15	-
Planicies interiores y piedemontes con pastizal, matorral xerófilo y selvas bajas de la porción oriental del Sistema Neovolcánico Transversal	423.38	0.60	-
Selva alta perennifolia de la planicie costera del Golfo	16 548.24	23.58	0.01
Selva alta perennifolia de la vertiente del Golfo de la Sierra Madre del Sur	9 788.52	13.95	0.03
Sierra con bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre Oriental	490.02	0.70	-
Sierra con bosque mesófilo de montaña del Sistema Neovolcánico Transversal	2 071.44	2.95	0.01
Sierra con bosques de encinos, coníferas y mixtos	601.51	0.86	-
Sierra de Los Tuxtlas con selva alta perennifolia	4 047.17	5.77	2.16
Sierras con bosques de coníferas, encinos y mixtos de Guerrero y Oaxaca	705.31	1.00	0.36
Sierras con pradera de alta montaña y sin vegetación aparente	15.05	0.02	0.02
<b>Total</b>	<b>70 192.17</b>	<b>100</b>	<b>3.56</b>

## ZACATECAS

Extensión: 75 284 km<sup>2</sup>



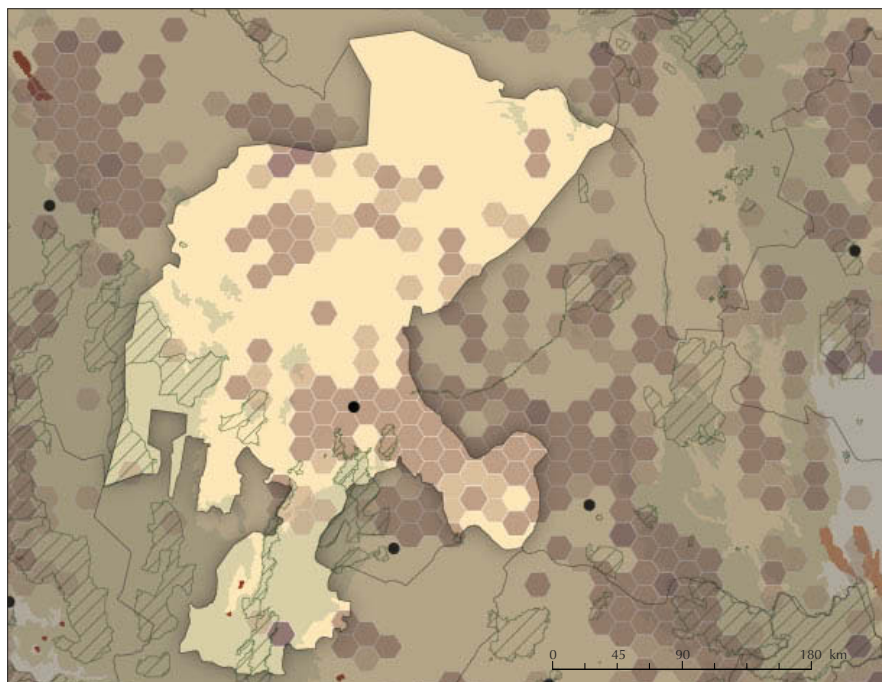
Áreas protegidas

Sitios prioritarios terrestres

extrema  
alta  
media

Representatividad de las AP  
en las ecorregiones N-IV (%)

0  
> 0.01 a 1  
> 1 a 6  
> 6 a 11.99  
≥ 12



Áreas protegidas	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)
Federal	13	5 369.26	7.34
Estatad	4	12.27	0.02
Municipal	-	-	-
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>5 381.53</b>	<b>7.36</b>

Sitios terrestres prioritarios	Número	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Extrema (SE)	4	697.84	0.95	2.29
Alta (SA)	76	13 204.07	18.05	2.99
Media (SM)	41	7 939.64	10.85	7.61
<b>SE + SA + SM</b>	<b>121</b>	<b>21 841.54</b>	<b>29.85</b>	<b>4.64</b>

Ecorregiones N-IV	Superficie (km <sup>2</sup> )	Superficie del estado (%)	% AP
Cañones con selva baja caducifolia de la Sierra Madre Occidental	3 855.23	5.27	1.06
Elevaciones aisladas y plegamientos del Altiplano Zacatecano-Potosino con vegetación xerófila, bosques de coníferas, de encino y mixtos	328.82	0.45	-
Lomeríos y planicies del Altiplano con matorral xerófilo y pastizal	467.80	0.64	-
Lomeríos y sierras bajas del Desierto Chihuahuense sur con matorral xerófilo micrófilo-rosetófilo	4 537.97	6.20	-
Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encinos y coníferas	29 213.01	39.93	1.28
Planicies del Altiplano Zacatecano-Potosino con matorral xerófilo micrófilo-crasicaule	23 898.36	32.67	-
Planicies del centro del Desierto Chihuahuense con vegetación xerófila micrófilo-halófila	88.70	0.12	-
Sierra con bosques de coníferas, encinos y mixtos	10 771.38	14.72	5.01
<b>Total</b>	<b>73 161.26</b>	<b>100</b>	<b>7.36</b>



## FUENTES UTILIZADAS Y NOTAS

- Conabio (comp.). 2010. *Mapa de áreas protegidas para los análisis de vacíos y omisiones en conservación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Mapa inédito, que conjunta los siguientes:
- Bezaury-Creel J.E., J.F. Torres, L.M. Ochoa-Ochoa, M. Castro-Campos, N. Moreno. 2009. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales, del Distrito Federal y municipales de México*. Versión 2.1. The Nature Conservancy-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
  - Conanp. 2010. *Cobertura de las áreas naturales protegidas federales de México y áreas destinadas voluntariamente a la conservación certificadas por la Comisión Nacional de Áreas Protegidas de México*, edición 2009. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Morelia.
- Conabio, Conanp, TNC y Pronatura. 2007. *Sitios prioritarios terrestres para la conservación de la biodiversidad*, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-The Nature Conservancy, Programa México-Pronatura, A.C., México.
- INEGI. 1980. *División política estatal en "Carta topográfica". Atlas del Medio Físico*, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- INEGI, Conabio e INE. 2008. *Ecorregiones terrestres de México*, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.
- INEGI. 2011. Información por entidad federativa, en <<http://cuentame.inegi.org.mx>> (consultado en octubre de 2011).

En algunos casos los valores de la superficie del estado ([www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx)) y la superficie total de las ecorregiones difieren entre sí ya que no se consideraron algunas categorías (ej. cuerpos de agua, islas) y por la escala de la cartografía utilizada para los cálculos.

En el segundo cuadro, “% AP” se refiere al porcentaje de la superficie de sitios prioritarios terrestres que coincide con las áreas protegidas (federales, estatales, municipales y certificadas).



## AUTORES

*Jesús Alarcón*

Conabio

*Denise Arroyo Lambaer*

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

*Humberto Berlanga*

Conabio

*Edith Calixto-Pérez*

Conabio

*César Cantú*

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León

*María del Coro Arizmendi*

Facultad de Estudios Superiores-Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México

*Fernanda Figueroa*

Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México

*Oscar Flores-Villela*

Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México

*Jaime García-Moreno*

Wetlands International, Países Bajos

*Patricia Illoldi-Rangel*

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

*Melanie Kolb*

Conabio

*Patricia Koleff*

Conabio

pkoleff@conabio.gob.mx

*Andrés Lira-Noriega*

Department of Ecology and Evolutionary Biology  
University of Kansas, EUA

*Miguel Linaje*

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

*Enrique Martínez-Meyer*

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

*Nubia Morales-Guerrero*

Conabio

*Adolfo G. Navarro-Sigüenza*

Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México  
fcvg01@servidor.unam.mx

*Leticia Ochoa-Ochoa*

University of Oxford, Reino Unido  
leticia.ochoa@ouce.ox.ac.uk

*A. Townsend Peterson*

Department of Ecology and Evolutionary Biology  
University of Kansas, EUA

*Dení Rayn Villalba*

Consultora independiente

*Víctor Sánchez-Cordero*

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México  
victors@ibiologia.unam.mx

*Wolke Tobón*

Conabio

*J. Nicolás Urbina-Cardona*

Pontificia Universidad Javeriana, Colombia

*Tania Urquiza-Haas*

Conabio  
turquiza@conabio.gob.mx

*Luis Bernardo Vázquez*

Unidad San Cristóbal, El Colegio de la Frontera Sur



*Planeación para la conservación  
de la biodiversidad terrestre en México:  
retos en un país megadiverso*  
se imprimió en los talleres  
de Offset Rebosán, S.A. de C.V, Av. Acueducto 115,  
Col. Huipulco Tlalpan, 14370 México, D.F.









El genuino interés por la conservación del patrimonio natural de México ha aglutinado a numerosos actores de la academia, organizaciones de la sociedad civil y gobiernos en un número ya notable de acciones para salvaguardar especies y hábitats, reconvertir actividades productivas para transitar a la sustentabilidad, restaurar ecosistemas y planear estrategias y programas, así como en la obtención de información básica para avanzar el conocimiento científico en diversos aspectos y, de manera muy importante, mejorar la toma de decisiones. Destaca México, como país megadiverso, por el elevado número de publicaciones que se han producido y que han fortalecido las capacidades de análisis e integración de la información de nuestro país.

Este libro no es la excepción, porque ha sido posible gracias a la colaboración de especialistas dedicados y comprometidos con la conservación. A todos los que de forma directa e indirecta han colaborado, expresamos nuestro profundo reconocimiento, ya que en el proceso del desarrollo de muchos de los análisis que se llevaron a cabo, se generaron insumos y se realizaron diversos talleres en los que fueron discutidas intensamente muchas de las ideas que más tarde dieron lugar a los diferentes capítulos.

La planeación para la conservación ofrece la posibilidad de identificar prioridades para enfocar acciones. Sin embargo, el reto más grande es lograr efectivamente la conservación y el manejo sustentable del patrimonio natural y cultural de los mexicanos, aspectos íntimamente ligados que requieren estrategias integrales para reducir los factores de presión, fortalecer las áreas protegidas y otros instrumentos de conservación, valorar la biodiversidad y los beneficios que obtenemos de ella y traducirlos en bienestar social.