



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

APLICACIÓN DE MODELOS DE
OPTIMIZACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN: EL
CASO DE LA SIERRA MADRE OCCIDENTAL

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

MARÍA JOSÉ SOLARES MILLÁN

DIRECTOR DE TESIS DR. LUIS ANTONIO BOJÓRQUEZ TAPIA

MÉXICO, D.F.

OCTUBRE, 2005



N: 349646



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.
 NOMBRE: Maria José Solares Millán
 FECHA: 19 de octubre de 2005
 FIRMA: M. J. Solares

Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
 Director General de Administración Escolar, UNAM
 Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 18 de abril del 2005, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del(a) alumno(a) **SOLARES MILLAN MARIA JOSE** con número de cuenta **90541753** con la tesis titulada: **Aplicación de modelos de optimización para la conservación: el caso de la Sierra Madre Occidental**, bajo la dirección del(a) Dr. Luis A. Bojórquez Tapia.

Presidente: Dr. Gerardo Jorge Ceballos González
 Vocal: Dr. Enrique Martínez Meyer
 Secretario: Dr. Luis A. Bojórquez Tapia
 Suplente: Dr. José Alejandro Velázquez Montes
 Suplente: M. en C. Salvador Sánchez Colón

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
 "POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
 Cd. Universitaria, D.F. a, 11 de octubre del 2005


 Dr. Juan Nuñez Parfán
 Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

Agradezco el apoyo económico recibido por parte de:

- Programa de Beca Crédito del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) para estudios de Maestría en la Facultad de Ciencias, UNAM.
- Programa de Beca para estudios de Posgrado de la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM.

Agradezco la asesoría proporcionada por los miembros del Comité Tutoral y del Jurado:

- Dr. Luis Antonio Bojórquez Tapia
- M. en C. Salvador Sánchez Colón
- Dr. Alejandro Velázquez Montès

Agradezco el tiempo dedicado a la revisión y comentarios de otros miembros del jurado:

- Dr. Gerardo Ceballos
- Dr. Enrique Martínez Meyer

A Rodrigo
A mis papás Josefina e Ignacio
A Myrna
A mis hermanos Diego y Maty
A Bela
A mi familia
A mis amigos
A mi asesor Luis Bojórquez
A la UNAM

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN.....	3
ÁREA DE ESTUDIO.....	6
ANTECEDENTES.....	9
<i>Programación lineal.....</i>	<i>11</i>
<i>Algoritmos heurísticos.....</i>	<i>11</i>
<i>Distribución de la biodiversidad.....</i>	<i>12</i>
<i>Análisis de Discrepancias.....</i>	<i>14</i>
MÉTODO.....	15
<i>Distribución de especies.....</i>	<i>15</i>
<i>Optimización.....</i>	<i>17</i>
<i>Análisis de discrepancias.....</i>	<i>21</i>
RESULTADOS.....	22
<i>Distribución de especies.....</i>	<i>22</i>
<i>Optimización.....</i>	<i>38</i>
<i>Análisis de discrepancias.....</i>	<i>43</i>
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	44
<i>Conflictos sectoriales por el uso del territorio.....</i>	<i>44</i>
<i>Información biológica limitada.....</i>	<i>48</i>
BIBLIOGRAFÍA.....	52
ANEXO.....	61

Resumen

El establecimiento de reservas naturales se ha convertido en una de las principales estrategias de conservación de la biodiversidad. Esta tarea no resulta sencilla cuando la información biológica con la que se cuenta para tomar decisiones es incompleta y cuando las áreas que se pueden destinar para su protección son limitadas por la competencia territorial que enfrenta el sector de la conservación con los sectores productivos interesados en aprovechar los recursos naturales. El objetivo de este trabajo fue identificar el área mínima necesaria para proteger la diversidad biológica de la Sierra Madre Occidental. Se utilizó el programa de modelación espacial Genetic Algorithm for Rule-set Production (GARP) para obtener la distribución potencial de las especies de vertebrados terrestres registradas en el área de estudio. También se aplicaron dos algoritmos de programación lineal, el primero para minimizar los requerimientos de área y el segundo para maximizar el valor de conservación de los sitios seleccionados, garantizando la representación de todas las especies. Finalmente, se realizó un análisis de discrepancias o "Gap Analysis" para identificar diferencias y similitudes con las Áreas Naturales Protegidas (ANP) federales y las Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) establecidas por el gobierno. Como resultado, se obtuvieron 10 cuadrantes que garantizan la representatividad de todas las especies en el área de estudio. No se encontró ninguna coincidencia con las ANP y sólo con cuatro RTP. La estrategia planteada en este trabajo responde a la necesidad de tomar decisiones en materia de conservación con la aplicación de técnicas rigurosas que permitan la incorporación de información actualizada.

Abstract

The creation of natural protected areas is one of the most important strategies to confront the loss of biodiversity. However, the selection of new protected areas may be complicated when scientific information to support decision making is incomplete. Another issue affecting the establishment of natural protected areas is site competition among stakeholders. The objective of this work was to build a decision making strategy to identify those areas that guarantee the maximum protection of biodiversity in the Sierra Madre Occidental in the lesser area. In order to do that, Genetic Algorithm for Rule-set Production (GARP), a spatial modeling tool, was used to predict species spatial distribution for terrestrial vertebrates. Two lineal programming algorithms were also applied: one to minimize the area and the other to maximize the conservation value of each site. Finally a discrepancy analysis or Gap Analysis was used to identify overlaps with both the National System of Natural Protected Areas (NPA) and those areas recognized by the Federal Government as Terrestrial Priority Areas (TPA). As a result, 10 quadrants that guarantee representativeness of all species in the study area were identified. No overlap was found among NPA and only four matches with the TPA. The strategy presented in this work may contribute to the urge of applying scientifically rigorous techniques that incorporate up-to-date-information in the decision making process of biodiversity conservation.

Introducción

La pérdida de la diversidad biológica se reconoce actualmente como uno de los problemas ambientales más serios que enfrenta la humanidad (CONABIO, 2000a). La reducción y fragmentación de los hábitat naturales por el desarrollo de actividades humanas son algunas de las causas que dan lugar a esta pérdida. Ante este problema, gobiernos y organizaciones privadas y públicas han planteado la necesidad de preservar el patrimonio natural manteniendo el hábitat original de las especies en áreas naturales protegidas. Algunos especialistas plantean que gran parte de la biodiversidad del planeta no podrá sobrevivir si no se aplican medidas drásticas y efectivas de conservación en áreas protegidas que contrarresten la expansión y la presión de las actividades productivas sobre la naturaleza (Bruner *et al.* 2001). Así, el establecimiento de reservas para la protección de la diversidad biológica se ha convertido en una de las principales estrategias de conservación (Westman 1990; Cantú *et al.* 2004).

En la Sierra Madre Occidental, como en otras regiones del país, la asignación de áreas para proteger la biodiversidad se dificulta por los conflictos ambientales que genera la competencia territorial y la incompatibilidad de actividades entre el sector de la conservación y los sectores productivos interesados en el aprovechamiento de los recursos naturales. Según Cruz-Bello (1996), si las tendencias actuales de deforestación continúan, en los próximos 100 años se perderá el 50% de los hábitat originales. Por esta razón, se vuelve urgente diseñar una estrategia de conservación que garantice la protección de la diversidad biológica de la región, minimizando los requerimientos de área.

Uno de los criterios más utilizados para identificar prioridades de conservación es la presencia de sitios donde la riqueza de especies es más alta y donde habitan especies vulnerables como es el caso de las endémicas o de las que se encuentran catalogadas en alguna categoría de riesgo (Margules y Usher 1981; Ceballos *et al.* 1998). En este sentido, el conocimiento sobre los patrones de distribución de la diversidad biológica es fundamental en el establecimiento de prioridades. Sin embargo, en México como en otras partes del mundo, nos enfrentamos al grave problema de contar con

información biológica limitada o asociada a sitios accesibles (Bojórquez *et al.* 1995).

Por lo anterior, podemos decir que la tarea a la que se enfrentan los tomadores de decisiones para implementar políticas de conservación no es sencilla si consideramos lo siguiente:

1. la urgente necesidad de tomar decisiones encaminadas a proteger la biodiversidad con información biológica incompleta.
2. que las áreas que se pueden destinar a la conservación son limitadas por la competencia territorial que existe entre el sector de la conservación y los sectores productivos.

Con relación al primer problema, algunos autores han planteado que el uso de técnicas de modelación espacial que combinen sistemas de información geográfica (SIG) y métodos estadísticos resultan útiles para predecir la distribución potencial de las especies (Corsi *et al.* 2000; Guisan y Zimmermann 2000; Stockwell y Peterson 2002). De esta manera, es posible dirigir los esfuerzos de conservación no únicamente a los sitios estudiados, sino a aquellas áreas que no conocemos pero que pueden representar un valor importante para la conservación.

Con respecto al segundo punto, los algoritmos de optimización representan una ventaja para identificar el mínimo número de sitios necesarios para garantizar la representación de todas las especies (Camm *et al.* 1996; Pressey *et al.* 1996; Rodrigues y Gaston 2002). En particular, las técnicas de programación lineal se ha aplicado como una estrategia para encontrar la solución óptima a un problema de selección de áreas para la conservación (Pérez-Arteaga *et al.* 2002).

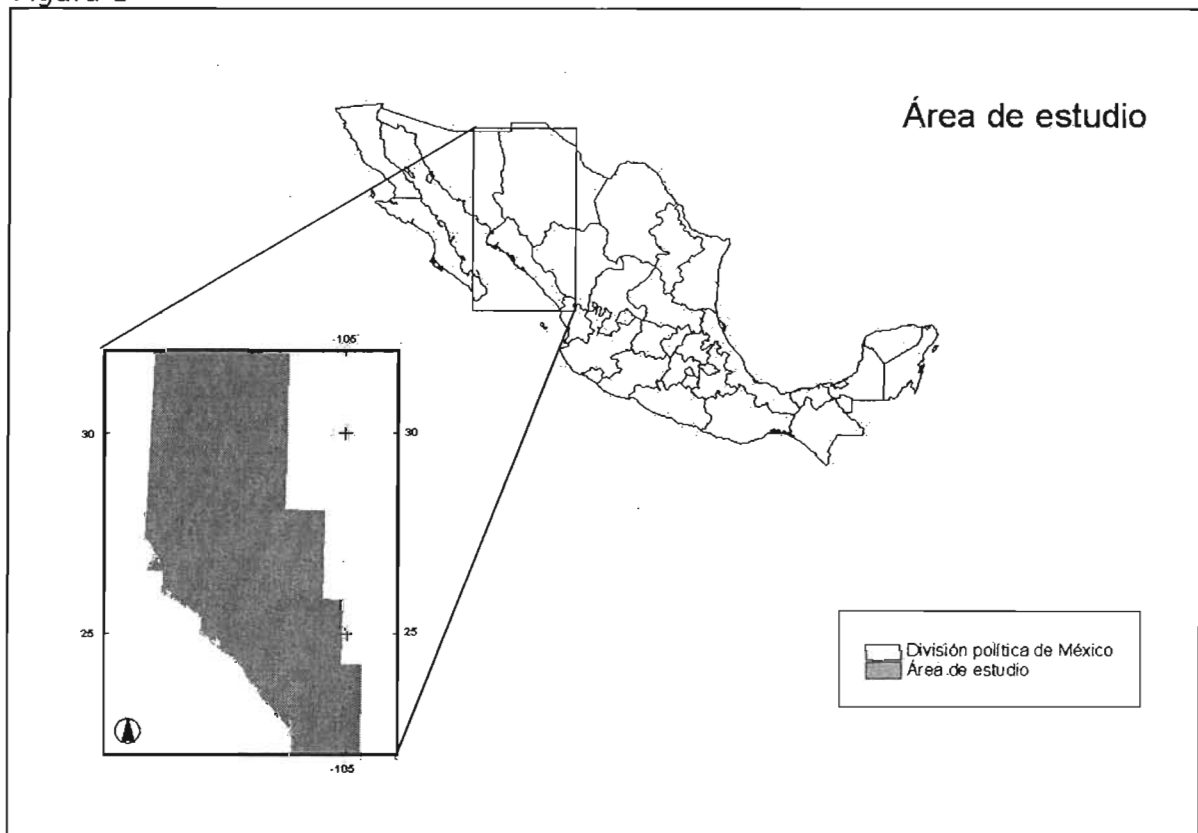
Por todo lo anterior, el objetivo de este trabajo fue plantear una estrategia que apoye la toma de decisiones en materia de conservación, a través de la cual se identifican aquellas áreas críticas que garantizan la protección de la diversidad biológica de la Sierra Madre Occidental en la menor área posible. Para ello se utilizó el programa de

modelación espacial Genetic Algorithm for Rule-set Production (GARP) con el cual se obtuvo la distribución potencial y espacial de las especies. Asimismo, se aplicaron dos algoritmos de programación lineal: el primero para minimizar los requerimientos de área, y el segundo para maximizar el valor de conservación de los sitios seleccionados, representando a todas las especies registradas en el área de estudio.

Área de estudio

El área de estudio cubre aproximadamente 330,000 km² y comprende la parte norte de la Sierra Madre Occidental y una porción de las partes bajas ubicadas a lo largo de la costa y la Meseta Central (Figura 1). La Sierra Madre Occidental es el sistema montañoso más largo y continuo de México. En muchos sitios su anchura es de más de 200 km y está surcada por numerosas barrancas profundas. Sus mayores altitudes sobrepasan los 3000 msnm, y el nivel promedio de las partes altas varía entre 2,000 y 2,500 msnm (Rzedowski 1994). La precipitación media anual varía entre 700 y 1,200 mm, distribuida en dos períodos de lluvia, uno en verano y otro en invierno. La mayor precipitación (60% al 80%) ocurre entre Junio y Septiembre. Los rangos de temperatura media anual se encuentran entre 22°C y 24°C en las partes bajas y de 6°C a 8°C en las zonas altas (INEGI 1982).

Figura 1



La Sierra Madre Occidental contiene aproximadamente el 35% del total de bosques en el país. Debido a su orientación noroeste-sureste constituye una barrera longitudinal y un corredor latitudinal de migración (Cruz-Bello 1996). Los bosques de pino-encino presentan un alto grado de endemismo y amplia diversidad (Martjan-Lammertink 1996). Se han registrado alrededor de 480 especies de vertebrados terrestres, de las cuales 71 son endémicas y 53 se encuentran en peligro de extinción (Centro de Ecología 1992).

Según el Centro de Ecología (1992), Rzedowski (1994) y Cruz-Bello (1996), los principales tipos de vegetación en el área de estudio son los siguientes:

En las partes más bajas de la vertiente Pacífico de la Sierra predomina el bosque tropical caducifolio que incluye la selva baja caducifolia y la selva mediana subcaducifolia. En este tipo de vegetación, la mayoría de las especies perennes pierden sus hojas después de las lluvias de verano y permanecen así hasta el año siguiente. Algunas florecen cuando se encuentran sin hojas durante los meses de invierno y principios de la primavera. Las especies más importantes son: *Lysiloma microphylla*, *L. watsonii*, *Ceiba acuminata*, *Bombax palmeri*, *Cochlospermum vitifolium*, *Lemaireocereus spp.*, *Tabebuia palmeri*, *Conzattia sericea*, *Bursera spp.*, *Guazuma ulmifolia* e *Ipomoea arborescens*.

La presencia de pastizal está determinada por el clima, sin embargo, muchas especies son favorecidas por las condiciones del suelo o los disturbios ocasionados por el hombre y sus animales domésticos. Los pastizales se localizan principalmente entre los 200 y 2000 msnm de las laderas orientales de la Sierra. Algunos géneros de pastos nativos importantes son: *Bouteloua*, *Baccharis*, *Arsistida* y *Muhlenbergia*.

Los bosques de encino ocupan un piso altitudinal que colinda hacia abajo con vegetación termófila (pastizal, matorrales xerófilos, bosque tropical caducifolio), mientras que hacia arriba limita con bosques de pino o de pino-encino. En este caso los pinos y los encinos ocupan nichos similares desarrollándose uno a lado del otro en forma de bosques mixtos. Los bosques de *Quercus* se presentan entre 1000 y 2800 msnm. Algunas especies importantes son: *Quercus emoryi*, *Q. oblongifolia*, *Q. grisea*, *Q. santaclaresnis*, *Q. durifolia* y *Q. chihuahuensis*. Los encinares más mesófilos se

distribuyen en las partes altas de la Sierra o en microhábitats favorables como fondos de cañones o laderas protegidas. Algunas especies importantes son: *Quercus arizonica*, *Q. albocincta*, *Q. coccolobifolia*, *Q. crassifolia*, *Q. pennivenia*, *Q. sideroxylla*, *Q. tuberculata*, *Q. sipuraca* y *Q. fulva*.

Los bosques de pino se desarrollan en altitudes entre los 1500 y 3150 msnm. *Pinus arizonica* es una especie común de las partes altas de la Sierra. *Pinus engelmannii*, *P. ponderosa* y *P. chihuahuana* son comunes en las partes inferiores. *Pinus ayacahuite* es una especie que se localiza frecuentemente en los cañones. Otros pinos típicos son: *Pinus cembroides*, *P. lumholtzii*, *P. reflexa*, *P. herrerae*, *P. leiophylla*, *P. oocarpa* y *Pinus durangensis*. En los sitios más elevados y húmedos es común encontrar también a especies del género *Pseudotsuga*, *Abies* y *Picea*.

Los bosques de táscate o *Juniperus* no cubren áreas extensas y se les encuentra frecuentemente en una estrecha franja transicional entre el bosque de encino y de pino por un lado y pastizal, matorral o bosque tropical caducifolio por el otro. También se les encuentra en zonas donde los pastizales naturales y bosques de pino han sido degradados. Algunas especies comunes son *Juniperus mexicana*, *J. monosperma* y *J. deppeana*.

Antecedentes

El desarrollo conceptual y metodológico de la Biología de la Conservación *in situ* ha pasado por etapas que van desde la aplicación de esquemas *ad hoc* hasta el uso de procedimientos sistemáticos que se integran en sistemas de información geográfica (SIG). Los esquemas *ad hoc* se refieren a aquellas estrategias oportunistas donde los criterios de selección de las áreas que se destinan a la conservación de la biodiversidad no se basan en aspectos biológicos, sino en la protección de zonas que se encuentran disponibles por falta de potencial para usos comerciales o productivos (McCoy 1983; Willis *et al.* 1996), por su belleza escénica o por gusto de los propietarios de las tierras. Hasta hace algunas décadas, las estrategias *ad hoc* se aplicaron en la mayor parte del mundo (Willis *et al.* 1996; Maddock y du Plessis 1999; Shafer 1999,) y sólo en algunos casos se consideró como criterio de selección la presencia de especies carismáticas (Eeley *et al.* 2001), lo que generalmente resulta inefectivo en términos de proteger la diversidad biológica (Gaston y Rodrigues 2003). En este sentido, Scott *et al.* (1993) plantean que del total de áreas protegidas a nivel mundial, alrededor del 3% ha sido designada por su valor biológico, sugiriendo que el resto de la superficie es insuficiente para garantizar la conservación de la biodiversidad y mantener la funcionalidad de los ecosistemas.

En los últimos años, los especialistas se han enfocado en definir criterios biológicos que permitan seleccionar áreas para la conservación de la biodiversidad (Coesel 2001). Al respecto, Margules y Usher (1981) realizaron una revisión de todos los criterios de conservación que se comenzaron a utilizar desde los años setenta, entre los cuales se encuentran la riqueza de especies; la presencia de especies raras, de especies endémicas, de especies sombrilla y de especies ubicadas en alguna categoría de riesgo; la representatividad y la complementariedad de especies y ecosistemas. Los dos últimos se refieren a la ganancia de representación de la biodiversidad cuando un área es agregada a un sistema de reservas. Entre estos, la riqueza de especies asociada a los criterios de representatividad y complementariedad ha sido uno de los más citados en la literatura. En este caso, el objetivo es proteger a todas las especies de un área geográfica determinada, al menos una vez, en uno o más sitios complementarios (Kirkpatrick 1983; Margules *et*

al. 1988; Cocks y Baird 1989; Nicholls y Margules 1993; Saetersdal y Birks 1993; Gastón *et al.* 2000; Polasky *et al.* 2000). También la presencia de especies endémicas, raras y las que se encuentran clasificadas en alguna categoría de riesgo ha adquirido un papel importante en las estrategias de conservación (Bojórquez-Tapia *et al.* 1995; Ceballos *et al.* 1998; Griffin 1999; Báldi *et al.* 2001, Eeley *et al.* 2001).

Actualmente, las ANP federales de México abarcan 17,856,227 ha, lo que representa alrededor del 9% del territorio nacional (CONANP 2005). La meta para el 2006 es cubrir de 2.5 a 3 millones de hectáreas, alcanzando así el 10% del territorio bajo alguna categoría de protección (SEMARNAT 2001). Como un esfuerzo paralelo de conservación al que desarrolla la Comisión de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) identificó las RTP (Arriaga, *et al.* 2000). El objetivo de esta regionalización fue enfocar los esfuerzos y las actividades de conservación del país en aquellas áreas que destacan por su riqueza biológica y que presentan, a su vez, una oportunidad real de conservación. En particular, las RTP representan el marco de referencia para el establecimiento de nuevas áreas naturales protegidas (CONABIO 2000a). El resultado de este proyecto fue la identificación de 152 RTP que cubren aproximadamente un total de 515,558 km², lo que corresponde a más de la cuarta parte del territorio nacional.

El desarrollo de procedimientos sistemáticos para seleccionar áreas naturales protegidas es un tema que también ha cobrado gran interés entre los especialistas de la bioconservación (McCoy 1983; Csuti *et al.* 1997; Moore *et al.* 2003; Stoms *et al.* 2003). Margules y Pressey (2000), plantean que las reservas que no han sido establecidas sistemáticamente, no necesariamente contribuyen a proteger la biodiversidad. Por esta razón, los esfuerzos realizados en este campo responden a la necesidad de contar con elementos rigurosos y sistemáticos para la toma de decisiones, así como a la necesidad de establecer procesos repetibles que faciliten la incorporación de información actualizada y de identificar sitios potenciales para la conservación de una manera eficiente. Dentro de estos esfuerzos se reconoce el desarrollo de algoritmos de optimización, a partir de los cuales se minimizan los requerimientos de área, asegurando la máxima protección de la diversidad biológica. Dentro de los métodos más utilizados se encuentran los algoritmos de programación

lineal y los algoritmos heurísticos (Scott *et al.* 1993; Camm *et al.* 1996; Pressey *et al.* 1996; Nantel *et al.* 1998; Hopkinson *et al.* 2001; Polasky *et al.* 2001; Rodrigues y Gaston 2002).

Programación lineal

La programación lineal es una técnica de optimización que, fuera de la ingeniería, se ha utilizado para resolver problemas de decisión en el manejo de los recursos naturales (Dykstra, 1984). En particular, se ha aplicado como una estrategia para encontrar la solución óptima a un problema de selección de áreas para la conservación (Margules *et al.* 1988; Camm *et al.* 1996; Christopher *et al.* 1996; Church *et al.* 1996, Willis *et al.* 1996; Polasky, *et al.* 2000; Pérez-Arteaga *et al.* 2002; Rodrigues y Gaston 2002). Solución óptima se refiere a aquella selección, que entre todas las posibles combinaciones de sitios, alcanza la máxima representación en la menor área o número de sitios seleccionados. Gaston *et al.* (2000) sugieren que la programación lineal es un buen procedimiento para la selección de reservas porque cumple con tres aspectos fundamentales: flexibilidad, eficiencia y confiabilidad. La flexibilidad se refiere a la posibilidad de incorporar en el modelo todas las consideraciones que se relacionan con un problema real de conservación. La eficiencia se refiere a la representación máxima de biodiversidad que se puede obtener con el menor costo de área posible. Finalmente, la confiabilidad se refiere a la transparencia a partir de la cual se obtienen los resultados. Esto es importante, ya que cuando existen disputas por el uso del territorio, es útil contar con elementos robustos en caso de que sea necesario defender una propuesta de conservación.

Algoritmos heurísticos

Los algoritmos heurísticos, también denominados procedimientos iterativos, consisten en una serie de operaciones realizadas de acuerdo a instrucciones o reglas establecidas intuitivamente para encontrar la mejor solución dentro de una lista de opciones (Margules *et al.* 1988; Pressey y Nicholls 1989; Nicholls y Margules 1993; Willis *et al.* 1996; Pressey *et al.* 1997; McDonnell *et al.* 2002). Los algoritmos heurísticos se han aplicado ampliamente para identificar prioridades de conservación, sin embargo, han sido criticados porque la solución no siempre corresponde a la más

eficiente. Saetersdal *et al.* (1993), Csuti *et al.* (1997), Pressey *et al.* (1997) y Moore *et al.* (2003) compararon los resultados de algoritmos de programación lineal con los de algoritmos heurísticos, y encontraron que los primeros son más eficientes en términos del número de sitios y área seleccionada. Si bien es cierto que en algunos casos la solución de un algoritmo de programación lineal resulta igual de eficiente que la de un algoritmo heurístico (Willis *et al.* 1996), la aplicación de este último no garantiza la eficiencia de los resultados (Gaston *et al.* 2000). En este sentido, aunque Pressey *et al.* (1996) y Pressey *et al.* (1997) reconocen la importancia de garantizar soluciones óptimas para reducir los costos de adquisición de tierras para la conservación, argumentan que los algoritmos heurísticos presentan ventajas como que son explícitos y flexibles, en particular por la velocidad de procesamiento de la información, ya que cuando el universo de soluciones es muy amplio, los algoritmos de programación lineal podrían tardar años en encontrar la solución óptima. Nicholls y Margules (1993) consideran que la flexibilidad de estos algoritmos es importante, ya que permite incorporar reglas adicionales en el proceso cuando ciertas condiciones así lo ameritan. Tal es el caso de restricciones relacionadas con la disponibilidad de información o con el clima social y político del momento. También se plantea que la ventaja de los algoritmos heurísticos es que son más sencillos de comprender y de programar, aunque ante problemas complejos de selección, generarlos puede resultar muy complicado (Gaston *et al.* 2000).

Distribución de la biodiversidad

El conocimiento sobre los patrones de distribución de la diversidad biológica es fundamental en la identificación de prioridades para la conservación. El éxito de las técnicas para sistematizar los procesos de selección de las áreas naturales protegidas depende en gran medida del conocimiento sobre la distribución espacial de las especies (Iwanga *et al.* 1998; Corsi *et al.* 2000; Guisan y Zimmermann 2000; Stockwell y Peterson 2002; Gaston y Rodrigues 2003). En algunos casos, ésta se ha descrito a partir de dibujar polígonos en un mapa que representan, de manera aproximada, los ámbitos de distribución de las especies. La definición de estas áreas depende del conocimiento de expertos que, en la mayoría de los casos, es impreciso y subjetivo, dando lugar a resultados inconsistentes e irrepetibles (Bojórquez-Tapia *et al.* 2003). Para evitar esta incertidumbre, se han desarrollado procedimientos

sistemáticos basados en análisis estadísticos que permiten generar información regional, a partir de muestreos locales. Desafortunadamente, es común que los esfuerzos de muestreo sean insuficientes y que exista un sesgo en la información de los inventarios biológicos a sólo aquellos sitios que son accesibles (Bojórquez-Tapia *et al.* 1995). En este sentido, las técnicas para predecir la distribución potencial de las especies permiten cubrir los vacíos de información en los sitios que aún no han sido explorados (Nicholls y Margules 1993; Wessels *et al.* 1999; Fleishman *et al.* 2001; Polasky y Solow 2001).

La predicción de la distribución potencial de la biodiversidad se basa en la hipótesis de que los factores ambientales controlan o, al menos, están correlacionados con la distribución de especies y comunidades (Guisan y Zimmermann 2000; Velázquez *et al.* 2003). Para ello, se utilizan los registros de colecta y se relacionan con las variables ambientales asociadas a cada registro (Ezcurra *et al.* 1987; Margules *et al.* 1988; Margules *et al.* 1989; Montaña y Greigh-Smith 1990; Hone 1991; Miller *et al.* 1994; Bojórquez-Tapia *et al.* 1995; Stockwell y Peters 1999). De esta manera, es posible obtener modelos predictivos que indican las áreas propicias para la distribución de las especies. El programa de modelación espacial GARP es un sistema integrado de análisis espacial para predecir la distribución de especies.

GARP aplica métodos de inteligencia artificial para generar modelos predictivos de distribución. El algoritmo consiste en un proceso iterativo para construir reglas de selección que definen el "nicho ecológico" de las especies. Las reglas representan una serie de posibles relaciones multivariadas entre la presencia o ausencia de especies y las variables ambientales que están compilados en el Sistema de Modelación GARP (SMG) como capas temáticas en formato raster. (Peterson y Cohoon 1999; Stockwell y Peters 1999; Godown y Peterson 2000; Stockwell y Peterson 2002). Los registros de especies que sirven como datos de entrada al SMG se analizan en una supercomputadora, donde funcionan los paquetes de análisis GARP. Se tiene acceso al sistema a través de Internet (Stockwell y Payne 2000), donde se despliegan los resultados de la modelación. Posteriormente, estos modelos se pueden incorporar en un SIG para integrarse a las estrategias de conservación (Godown y Peterson 2000).

Análisis de Discrepancias

El hecho de que en gran parte del mundo las áreas naturales protegidas hayan sido elegidas con base en criterios que no responden a los intereses de la bioconservación, ha dado como resultado que áreas que actualmente se conservan sean poco significativas en términos biológicos, mientras que áreas de alta prioridad no están siendo protegidas. Por esta razón, uno de los primeros pasos que se requiere dar en materia de conservación es investigar que extensión de la que actualmente se protege es realmente significativa en términos de su valor biológico (Cantú *et al.* 2004). El análisis de discrepancias, mejor conocido en inglés como "Gap Analysis" es una herramienta para identificar diferencias entre las áreas consideradas como prioritarias para la conservación y las que están siendo sometidas a un esquema de protección (Scott *et al.* 1987; Scott *et al.* 1993; Stoms, *et al.* 2003). Este análisis funciona sobreponiendo en un SIG una capa de información que represente las prioridades de conservación y otra capa con las áreas naturales protegidas. Así, en el mapa resultante se pueden detectar los "huecos" en las áreas con alto significado biológico. A través de esta técnica, los tomadores de decisiones pueden obtener una visión espacial de los sitios donde se deberían establecer políticas de protección.

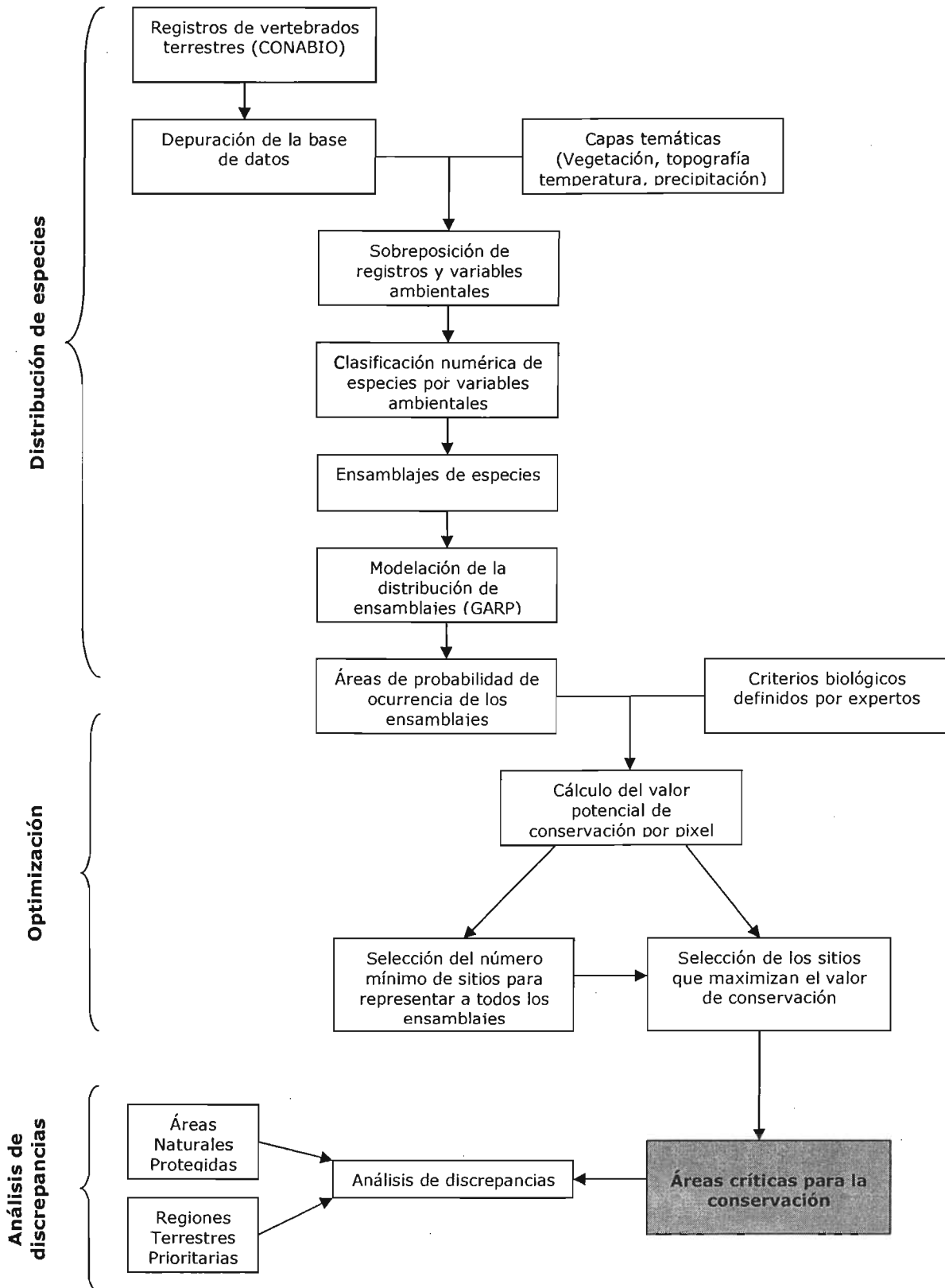
Método

Distribución de especies

Los datos que se utilizaron para generar modelos de distribución de vertebrados terrestres en el área de estudio se obtuvieron de bases de datos con registros georreferenciados. Esta información se encuentra dividida en tres grupos: anfibios y reptiles, aves y mamíferos (CONABIO 2000b). Como se muestra en la figura 2, las bases de datos se depuraron eliminando los registros sin referencia geográfica y con referencia geográfica incierta. Posteriormente, los registros se sobrepusieron con las siguientes capas temáticas en formato raster: vegetación y uso del suelo y topografía, a escala 1:1,000,000 (INEGI 1982), precipitación y temperatura, a escala 1:1,000,000 (CONABIO 2000c). De esta manera, fue posible generar ensamblajes de especies con requerimientos ambientales similares. Los programas empleados para incorporar la información cartográfica en el Sistema de Información Geográfica (SIG) fueron Arc View versión 3.2 (1996) y Geographical Resources Analysis Support System, GRASS versión 4.2 (USA-CERL 1998).

Se agruparon en ensamblajes a las especies con requerimientos ambientales similares. Para generar los ensamblajes se realizó una clasificación numérica de especies por variables ambientales (CASEV, Montaña y Greigh-Smith 1990). Como criterio de clasificación se utilizó el incremento de la homogeneidad, a partir de comparar la varianza del primer grupo con las varianzas de los dos grupos resultantes (Bojórquez *et al.* 2001). En la clasificación numérica se utilizó el programa ORDEN versión 2.0 (Ezcurra 1992). Como variables ambientales se consideraron variables físicas y biológicas. Dentro de las biológicas se incluyen ocho categorías de vegetación: pastizal y sabana (Pas) bosque de pino (BP); bosque de pino-encino (BPE); bosque de encino (BE); bosque de táscate (BT); selva media subcaducifolia, selva baja caducifolia y matorral costero (S); mezquital (MZ) y chaparral, matorral y nopalera (CH). Como variables físicas se incluyeron altitud dividida en tres intervalos; temperatura y precipitación, divididas en intervalos según la clasificación de García (1988) (Cuadro 1).

Figura 2. Pasos metodológicos para la identificación de áreas críticas para la conservación



Cuadro 1. Intervalos de las variables físicas utilizados en la agrupación de especies.

Precipitación media anual (mm)	Temperatura mínima promedio (°C)	Temperatura media anual (°C)	Temperatura máxima anual (°C)	Altitud (msnm)
$X \leq 450$	$X \leq -5$	$X \leq 11$	$X \leq 25$	$X \leq 800$
$450 < X \leq 900$	$-5 < X \leq -1$	$11 < X \leq 19$	$25 < X \leq 29$	$800 < X \leq 1,500$
$900 < X \leq 1,350$	$-1 < X \leq 4$	$X > 19$	$29 < X \leq 35$	$X > 1,500$
$X > 1,350$	$4 < X \leq 9$		$X > 35$	
	$X > 9$			

Como resultado de la clasificación numérica se generaron seis ensamblajes para aves, cuatro ensamblajes para anfibios y reptiles y seis ensamblajes para mamíferos.

Posteriormente, se calcularon los residuales a partir de restar los registros esperados (considerando el porcentaje del área para cada intervalo) de los registros observados, dividido por el número de registros esperados. Considerando los residuales más altos se definieron las variables ambientales asociadas a cada ensamblaje.

El modelaje de la distribución potencial de cada uno de los ensamblajes en el área de estudio se realizó aplicando el programa GARP en la supercomputadora de la Universidad de San Diego, California (<http://biodi.sdsc.edu>). El uso de este programa requirió de las siguientes capas temáticas compiladas en el SMG: precipitación, temperatura, pendiente, orientación, elevación, insolación promedio durante el equinoccio, insolación promedio durante el solsticio de verano e insolación promedio durante el solsticio de invierno. Como resultado se obtuvieron valores de probabilidad de presencia de los ensamblajes en cada píxel. El tamaño del píxel de la información cartográfica que utiliza GARP es de 0.04 grados, esto equivale a 16 km². Es importante señalar que en este análisis se parte del supuesto de que en cada ensamblaje la probabilidad de presencia es la misma para todas las especies que lo conforman.

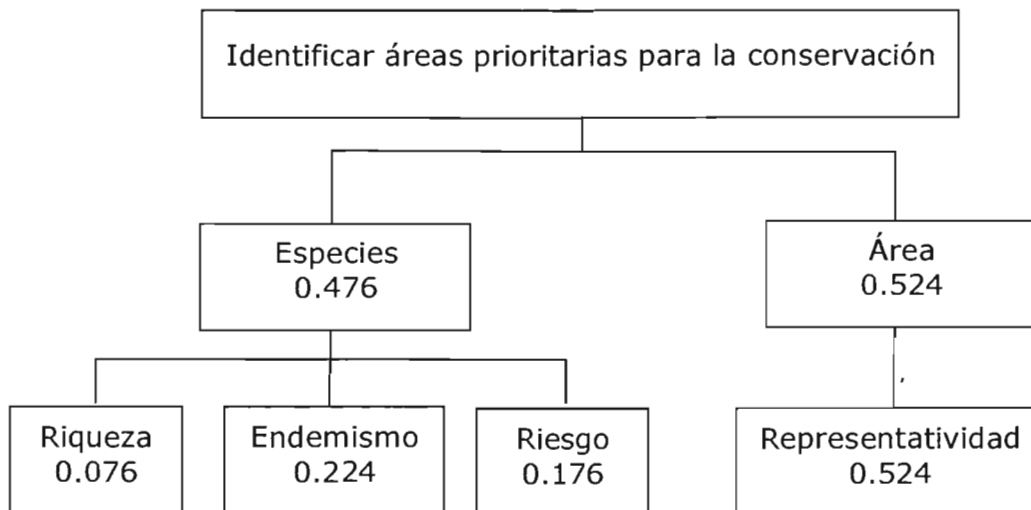
Optimización

Para identificar las áreas críticas para la protección de la biodiversidad en el área de estudio se calculó un valor potencial de conservación de acuerdo a las características

o condiciones de cada sitio o pixel candidato. Es decir, se estimó un valor de conservación para cada píxel considerando la probabilidad de presencia de los ensamblajes de especies (resultado de la modelación con GARP) y una serie de criterios biológicos de decisión con sus respectivos pesos de importancia, definidos por un grupo de expertos en la materia. (Instituto de Ecología 2000) (Figura 3). De este modo, el potencial para la conservación se calculó tomando en cuenta los siguientes criterios:

- Probabilidad de presencia de los ensamblajes de especies.
- Representación del ensamblaje como equivalente a la representatividad, medido como la proporción de registros de cada ensamblaje en las distintas categorías de vegetación. Así, fue posible obtener una medida relativa de la posibilidad de encontrar un ensamblaje de especies para cada tipo de vegetación.
- Riqueza de especies, medida como la proporción de especies en el ensamblaje con respecto al número total de especies en el grupo correspondiente (mamíferos, aves o anfibios y reptiles).
- Proporción de especies endémicas del ensamblaje con respecto al número total de especies en el grupo correspondiente.
- Proporción de especies del ensamblaje bajo alguna categoría de riesgo según la NOM-059 con respecto al número total de especies en el grupo correspondiente.

Figura 3. Estructura jerárquica de criterios biológicos de decisión para calcular el valor potencial de conservación.



Para calcular el potencial para la conservación de cada píxel, se aplicó en el SIG la combinación lineal ponderada (Cocks y Baird 1989; Eastman *et al.* 1993).

$$S^k = \sum_i^I w_i x_i^k \quad \forall x_i^k \in X$$

Donde S^k es el potencial de conservación del píxel k ; I es el número total de criterios; w_i es el peso del criterio i y x_i^k es el valor del criterio i en el píxel k .

El área de estudio se dividió en cuadrantes de 100 km². El tamaño de los cuadrantes se definió considerando el área mínima establecida en la ley ambiental mexicana para conformar una reserva de la biosfera (SEMARNAP 1988). El mapa con los valores de conservación que resultó de la combinación lineal ponderada se sobrepuso con el mapa de cuadrantes. Las áreas prioritarias para la conservación denominadas en este trabajo como áreas críticas se identificaron aplicando dos modelos de optimización (Figura 2). El primero se utilizó para establecer el número mínimo de cuadrantes necesarios para representar a los 16 ensamblajes de especies en el área de estudio. Conociendo el número mínimo de cuadrantes identificados en el modelo anterior, en el segundo algoritmo se estableció el orden de prioridad de los cuadrantes seleccionados maximizando el valor de potencial para la conservación. Es decir, el orden de importancia de los cuadrantes se determinó considerando los valores más altos de conservación, con la condición de que en conjunto garanticen la representatividad de todos los ensamblajes de especies.

La formulación del primer algoritmo es:

$$\text{Minimizar } P = \sum_j^J X_j$$

Sujeto a:

$$\sum_{j \in N_i}^J X_j \geq 1 \quad \forall i \in I \quad (1)$$

$$X_j = 0,1 \quad \forall j \in J \quad (2)$$

Donde:

P = Número de cuadrantes seleccionados.

I = Número total de ensamblajes de especies.

i = Índice de ensamblajes de especies.

J = Número total de cuadrantes.

j = Índice de cuadrantes.

N_i = Serie de cuadrantes seleccionados que contienen al ensamblaje i .

$X_j = 0$ si el cuadrante j no ha sido seleccionado, y 1 si el cuadrante j ha sido seleccionado.

La restricción (1) asegura que cada ensamblaje de especies se incluyan al menos una vez en los cuadrantes seleccionados, y la restricción (2) condiciona la variable de decisión a ser binaria.

La formulación del segundo algoritmo es:

$$\text{Maximizar } Z = \sum_i Y_i$$

Sujeto a:

$$\sum_{j \in N_i} X_j \geq Y_i \quad \forall i \in I \quad (1)$$

$$\sum_{j \in N_i} X_j \leq P \quad \forall j \in J \quad (2)$$

$$X_j = 0,1 \quad \forall j \in J \quad (3)$$

$$Y_i = 0,1 \quad \forall i \in I \quad (4)$$

Donde:

Z = Potencial de conservación.

I = Número total de ensamblajes de especies.

i = Índice de ensamblajes de especies.

J = Número total de cuadrantes.

j = Índice de cuadrantes.

P = Número de cuadrantes que pueden ser seleccionados.

N_i = Serie de cuadrantes seleccionados que contienen al ensamblaje i .

$X_j = 0$ si el cuadrante j no ha sido seleccionado, y 1 si el cuadrante j ha sido seleccionado.

$Y_i = 0$ si el ensamblaje i no ha sido seleccionado, y 1 si el ensamblaje i ha sido seleccionado.

La restricción (1) asegura la representatividad de todos los ensamblajes de especies en la serie de cuadrantes seleccionados. La restricción (2) limita el número de cuadrantes seleccionados, de acuerdo al número mínimo establecido en el algoritmo

anterior. Las restricciones (3) y (4) condicionan las variables de decisión a ser binarias.

Los modelos de optimización se desarrollaron mediante la aplicación del método "branch and bound", a partir de formular una función objetivo resuelta a través de programación matemática por enteros (0-1) (Dykstra, 1984; Williams, 1990) y con el apoyo del programa What 's Best v. 3.1 para Excel (Lindo Systems, 1988).

Análisis de discrepancias

Finalmente, para el análisis de discrepancias o "Gap Analysis" se sobrepuso el mapa de áreas críticas con el mapa de ANP federales y el mapa de RTP (Figura 2), y así identificar las discrepancias y las similitudes.

Resultados

Distribución de especies

La base de datos de registros georreferenciados ya depurada incluyó un total de 6,000 registros y 498 especies. El grupo con el mayor número de registros correspondió a los mamíferos con el 64%, seguido de anfibios y reptiles con el 24% y por último el grupo de aves con el 12%. En cuanto al número total de especies, las aves representaron el 40%, los mamíferos el 31% y los anfibios y reptiles el 29% (Cuadro 2).

Cuadro 2. Número de registros y especies en cada ensamblaje.

Ensamblaje	Mamíferos		Anfibios y Reptiles		Aves	
	Registros (#)	Especies (#)	Registros (#)	Especies (#)	Registros (#)	Especies (#)
1	1,782	72	470	51	14	11
2	27	8	233	17	130	54
3	90	11	740	70	51	27
4	185	15	13	8	22	9
5	1,032	25	-	-	295	55
6	694	24	-	-	222	41
Total	3,810	155	1,456	146	734	197

La clasificación de especies generó 16 ensamblajes (Anexo) que se describen a continuación:

Mamíferos

Ensamblaje 1.- Fue el ensamblaje más numeroso de los mamíferos agrupando el 47% de los registros y 46% de las especies (Cuadro 2). Los residuales más altos correspondieron a zonas cubiertas con pastizal, temperatura mínima anual de -3 a 0°C, temperatura media anual de 13 a 20°C y máxima anual entre 31 y 36°C, elevaciones de 1000 a 1999 msnm y niveles bajos de precipitación (0 a 500 mm) (Figura 4).

Figura 4. Asociación de variables ambientales por ensamblajes de mamíferos

Figura 4a. Vegetación

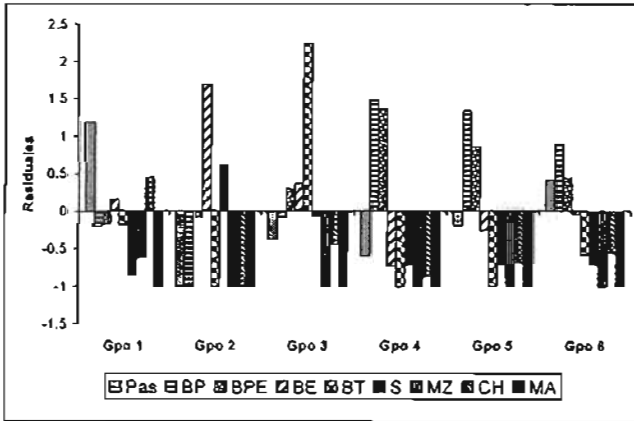


Figura 4b. Precipitación (mm)

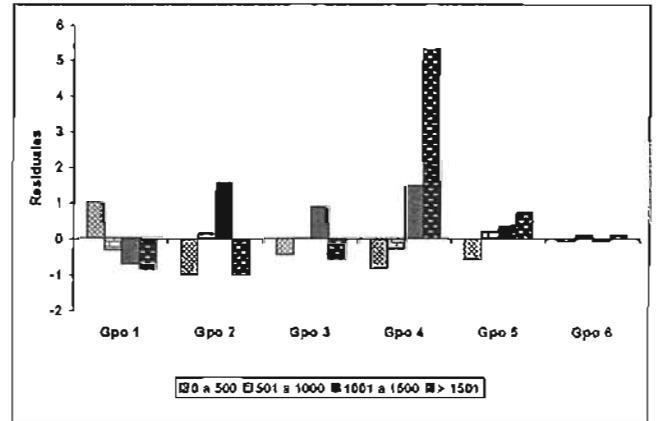


Figura 4c. Temperatura mínima anual (°C)

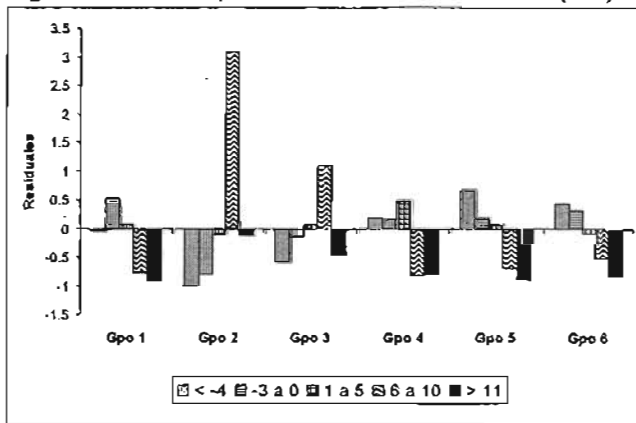


Figura 4d. Temperatura máxima anual (°C)

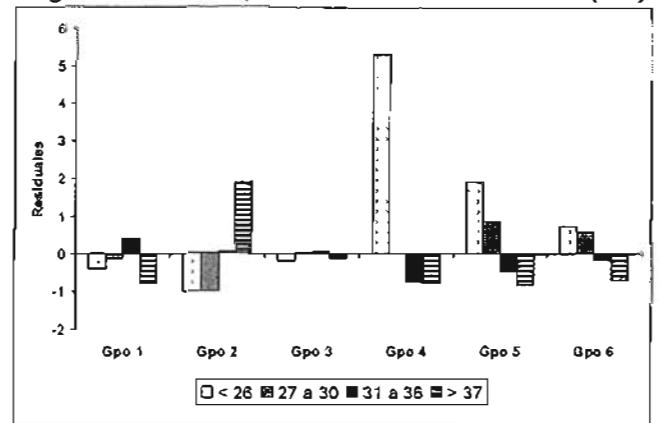


Figura 4e. Temperatura media anual (°C)

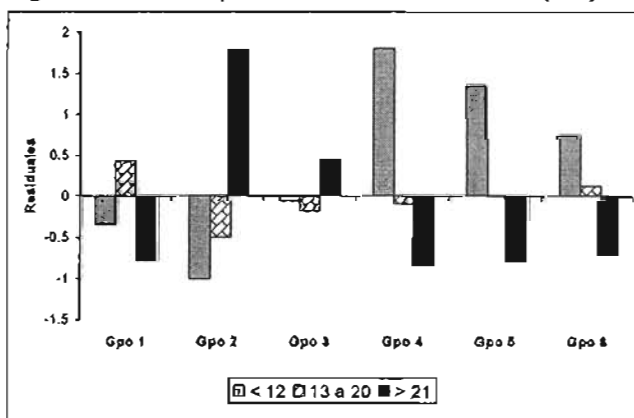
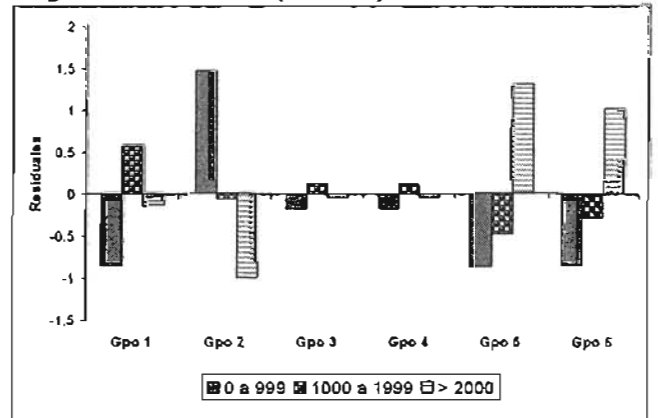


Figura 4f. Altitud (msnm)



Ensamblaje 2.- Fue el ensamblaje más pequeño del grupo, representando el 1% de los registros y el 5% de las especies de mamíferos (Cuadro 2). Se asoció a zonas cálidas y bajas de bosque de encino y selvas, temperatura mínima anual de 6 a 10°C, media anual mayor a 21°C, máxima anual mayor a 37°C, elevaciones de 0 a 999 msnm y una precipitación total anual de 1001 a 1500 mm (Figura 4).

Ensamblaje 3.- Agrupó el 2% de los registros y el 7% de las especies de mamíferos (Cuadro 2). Los residuales más altos indicaron que este ensamblaje se asoció a bosque de táscate, temperatura mínima anual de 6 a 10°C, temperatura media anual mayor a 21°C y precipitación total anual de 1001 a 1500 mm. Los residuales cercanos a cero en el caso de la temperatura máxima anual y de la altitud indican que no hubo preferencia por algún intervalo (Figura 4).

Ensamblaje 4.- Reunió el 5% de los registros y el 10% de las especies de mamíferos (Cuadro 2). Se asoció a zonas de bosque de pino y pino-encino, temperatura mínima anual de 1 a 5°C, media anual menor a 12°C, máxima anual menor a 26°C y precipitación total anual mayor a 1501 mm. Igual que el ensamblaje anterior, no presentó preferencia por algún intervalo de altitud (Figura 4).

Ensamblaje 5.- Representó el 27% de los registros y el 16% de las especies del grupo de mamíferos (Cuadro 2). Los residuales más altos indicaron una relación con zonas altas y frías correspondientes a bosque de pino y pino-encino (temperatura mínima anual menor a -4°C, media anual menor a los 12°C, máxima anual menor a los 26°C y elevaciones mayores a los 2000 msnm). La precipitación total anual fue mayor a 1501 mm (Figura 4).

Ensamblaje 6.- Agrupó el 18% de los registros y 15% de las especies de mamíferos (Cuadro 2). Los residuales más altos indicaron que este ensamblaje se asoció a bosque de pino, bosque de pino-encino y pastizal, temperatura mínima anual menor a 1°C, temperatura media anual menor a los 12°C, máxima anual menor a los 31°C y elevaciones mayores a los 2000 msnm. No hubo preferencia por algún intervalo de precipitación (Figura 4).

Anfibios y Reptiles

Ensamblaje 1.- Reunió el 32% de los registros y el 35% de las especies del grupo de anfibios y reptiles (Cuadro 2). Los residuales más altos indicaron una relación con pastizal, bosque de táscate y chaparral, temperatura mínima anual de -3 a 0 °C, temperatura media anual de 13 a 20°C y máxima anual de 31 a 36 °C, elevaciones de 1000 a 1999 msnm y niveles bajos de precipitación (0 a 500 mm) (Figura 5).

Ensamblaje 2.- Agrupó el 16% de los registros y el 12% de las especies del grupo (Cuadro 2). Los residuales más altos resultaron iguales a los del ensamblaje uno, excepto en el caso de vegetación, donde se indica una asociación principalmente a pastizal (Figura 5).

Ensamblaje 3.- Fue el ensamblaje más numeroso de anfibios y reptiles con el 51% de los registros y 48% de las especies (Cuadro 2). Se asoció a zonas altas y frías de bosque de pino (temperatura mínima anual menor a -4 °C, media anual menor a 12°C, máxima anual por debajo de 26 °C y elevaciones mayores a 2000 msnm). No hubo preferencia por algún intervalo de precipitación (Figura 5).

Ensamblaje 4.- Fue el ensamblaje más pequeño del grupo de anfibios y reptiles, agrupando el 1% de los registros y el 5% de las especies (Cuadro 2). Los residuales más altos indicaron que se asoció a zonas cálidas de bosque de pino-encino y selvas (temperatura mínima anual de 6 a 10°C, media anual mayor a 21°C y máxima anual mayor a 37 °C), elevaciones de 1000 a 1999 msnm y con una precipitación total anual de 501 a 1000 mm (Figura 5).

Figura 5. Asociación de variables ambientales por ensamblajes de anfibios y reptiles

Figura 5a. Vegetación

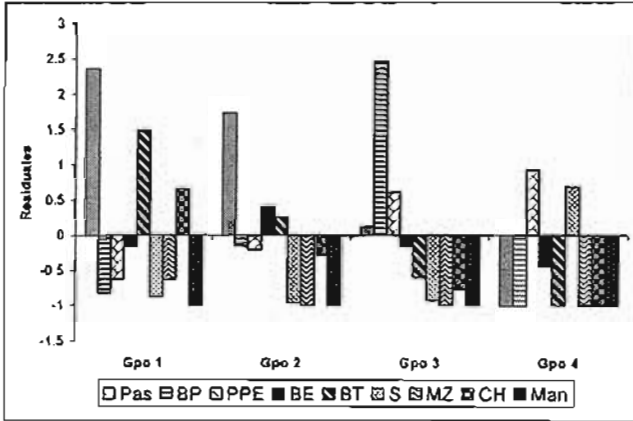


Figura 5b. Precipitación (mm)

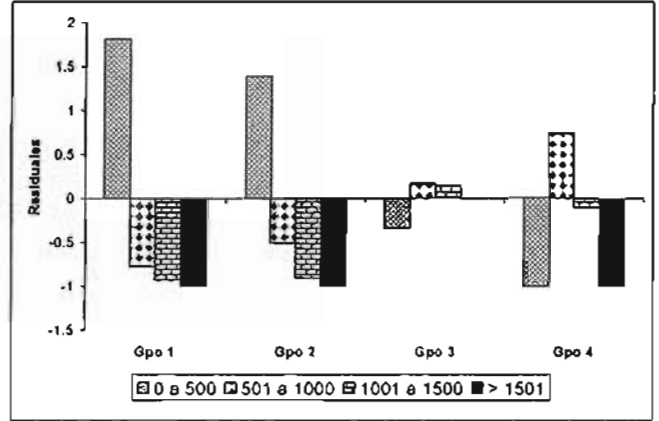


Figura 5c. Temperatura mínima anual (°C)

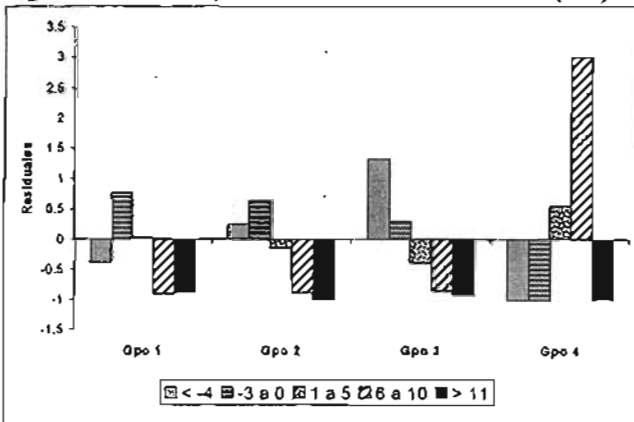


Figura 5d. Temperatura máxima anual (°C)

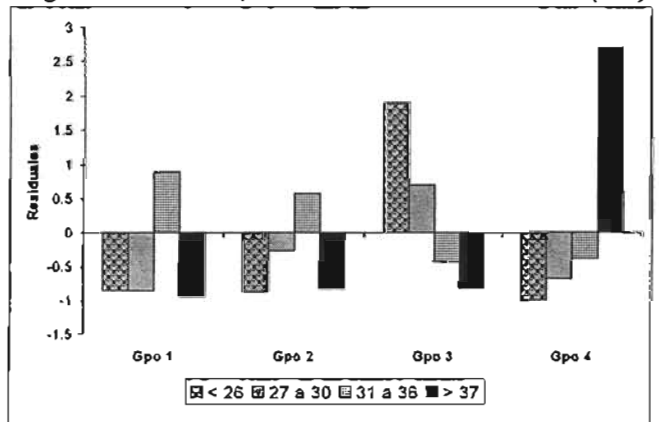


Figura 5e. Temperatura media anual (°C)

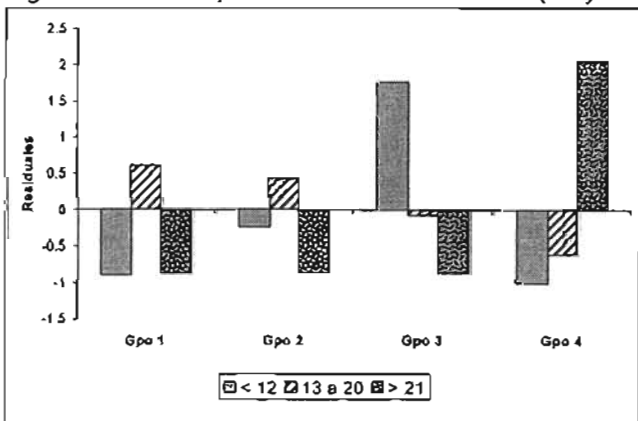
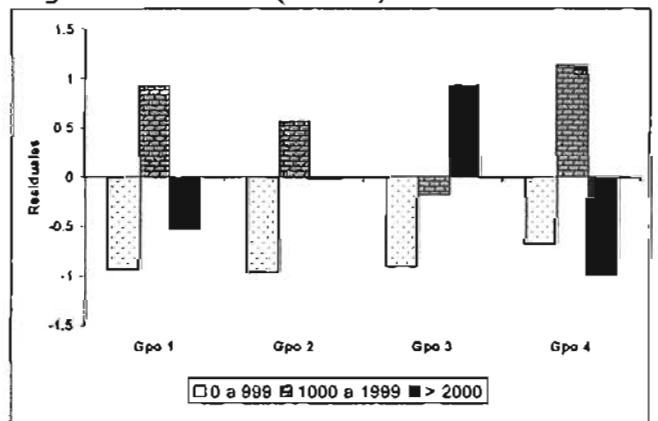


Figura 5f. Altitud (msnm)



Aves

Ensamblaje 1.- Fue el ensamblaje más pequeño de aves considerando el número de registros (2%), representando el 6% de las especies (Cuadro 2). Se asoció a zonas cálidas correspondientes a bosque de pino-encino (temperatura mínima anual de 6 a 10°C, temperatura media anual mayor a 21°C y máxima anual mayor a 37°C), elevaciones de 1000 a 1999 msnm y con una precipitación total anual de 501 a 1000 mm (Figura 6).

Ensamblaje 2.- Agrupó el 18% de los registros y el 27% de las especies de aves (Cuadro 2). Los residuales más altos correspondieron a bosque de encino, temperatura mínima anual de -3 a 0°C, temperatura media anual de 13 a 20°C y máxima anual de 27 a 30°C y elevaciones de 1000 a 1999 msnm. No hubo preferencia por algún intervalo de precipitación (Figura 6).

Ensamblaje 3.- Reunió el 7% de los registros y 14% de las especies del grupo (Cuadro 2). Los residuales más altos se presentaron en zonas de pastizal, con temperatura mínima anual de -3 a 5°C, temperatura media anual de 13 a 20°C y máxima anual de 31 a 36°C, elevaciones de 1000 a 1999 msnm y una precipitación total anual de 0 a 500 mm (Figura 6).

Ensamblaje 4.- Fue el ensamblaje más pequeño de aves considerando el número de especies (5%), con el 3% de los registros (Cuadro 2). Los residuales más altos indicaron que este ensamblaje se asoció a bosque de pino, con temperatura mínima anual de 1 a 5°C, temperatura media anual mayor a 21°C y máxima anual mayor a 37°C, elevaciones de 1000 a 1999 msnm y una precipitación total anual de 501 a 1000 mm (Figura 6).

Ensamblaje 5.- Representó el más numeroso del grupo de aves, con el 40% de registros y 28% de especies (Cuadro 2). Este ensamblaje, igual que el anterior, correspondió a bosque de pino pero en zonas más frías (temperatura mínima anual menor a -4°C, temperatura media anual menor a 12°C

Figura 6. Asociación de variables ambientales por ensamblajes de aves

Figura 6a. Vegetación

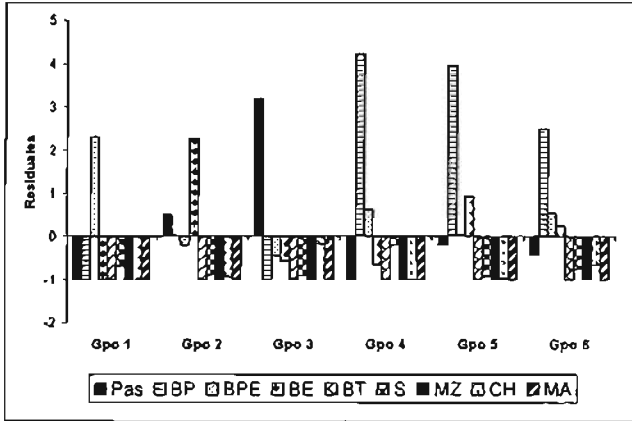


Figura 6b. Precipitación (mm)

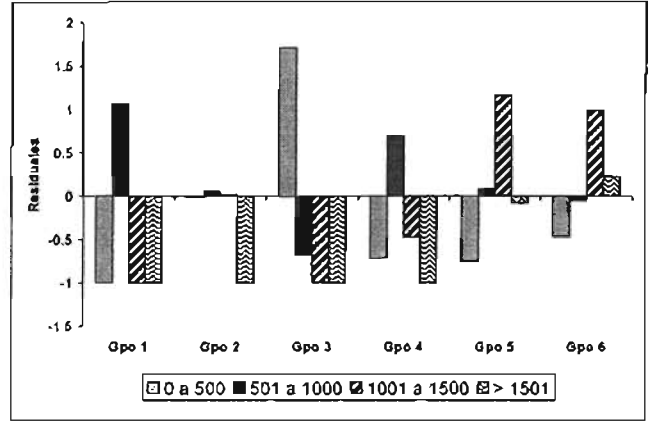


Figura 6c. Temperatura mínima anual (°C)

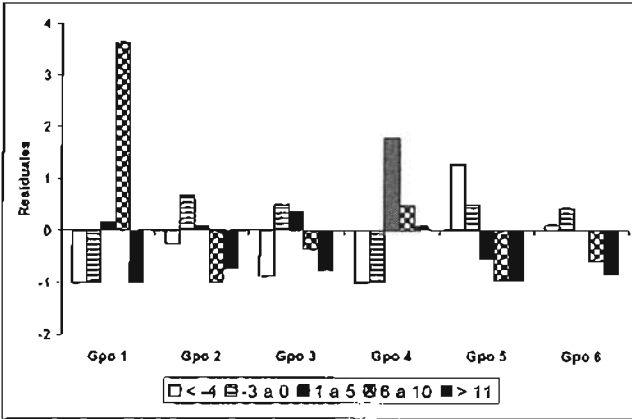


Figura 6d. Temperatura máxima anual (°C)

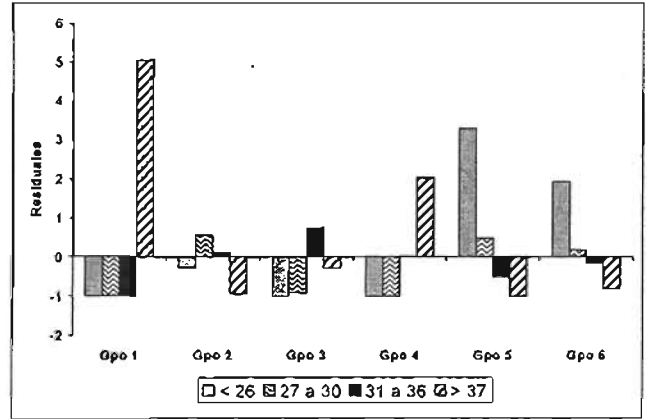


Figura 6e. Temperatura media anual (°C)

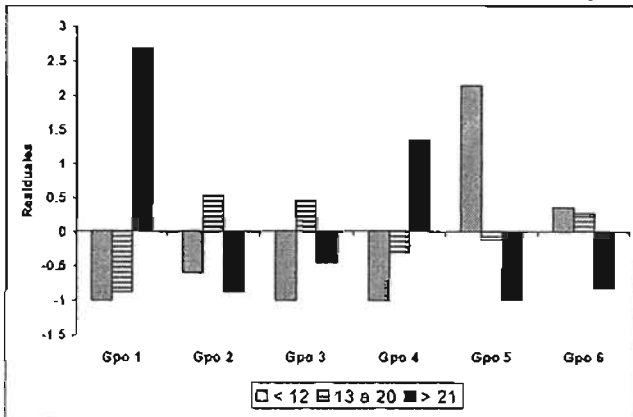
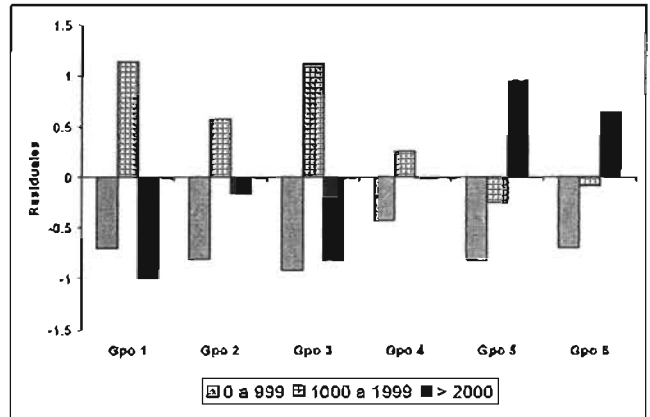


Figura 6f. Altitud (msnm)



y máxima anual menor a 26°C), elevaciones mayores a 2000 msnm y una precipitación total anual de 1001 a 1500 mm (Figura 6).

Ensamblaje 6.- Agrupó el 30% de los registros y 21% de las especies de aves (Cuadro 2). Igual que el ensamblaje 4 y 5, correspondió a bosque de pino pero en zonas más templadas (temperatura mínima anual de -3 a 0°C, temperatura media anual hasta 21°C y máxima anual menor a 26°C). La precipitación total anual y la altitud son iguales al ensamblaje anterior (Figura 6).

Los modelos de distribución de los ensamblajes de especies indicaron la probabilidad de presencia en la región. Los valores de máxima probabilidad se distribuyeron de la siguiente manera:

Mamíferos

Ensamblaje 1.- El valor de probabilidad máxima de presencia del ensamblaje fue de 100% y su distribución correspondió a menos del 1% del área total con 1,482 km² (Figura 7). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en selvas, seguido de bosque de encino, bosque de pino-encino y pastizal (Cuadro 3).

Cuadro 3. Sobreposición de áreas de máxima probabilidad de ocurrencia de ensamblajes de mamíferos por tipo de vegetación.

Tipos de vegetación	Ensamblaje					
	1 (km ²)	2 (km ²)	3 (km ²)	4 (km ²)	5 (km ²)	6 (km ²)
Pastizal y sabana	49	0	21,169	1	18,121	0
Bosque de pino	0	0	13,895	0	7,319	9
Bosque de pino-encino	257	16	53,411	0	36,545	7
Bosque de encino	439	0	24,883	23	16,285	12
Bosque de táscate	0	0	770	0	589	0
Selvas	737	0	15,236	13	3,046	0
Mezquital	0	0	240	0	129	0
Chaparral y Matorral	0	0	11,404	0	9,224	0
Total	1,482	16	141,008	37	91,258	28

Ensamblaje 2.- La probabilidad más alta fue de 48%, que correspondió a menos del 1% del área total con 16 km² (Figura 8). La distribución correspondió a bosque de pino-encino exclusivamente (Cuadro 3).

Ensamblaje 3.- El valor más alto de probabilidad fue de 81% y equivalió al 43% del área total con 141,008 km² (Figura 9). El área de máxima probabilidad se distribuyó en todos los tipos de vegetación, principalmente en bosque de pino-encino (Cuadro 3).

Ensamblaje 4.- El valor de máxima probabilidad fue de 100%, que equivalió a menos del 1% del área total con 37 km² (Figura 10). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en bosque de encino, seguido de selvas y pastizal (Cuadro 3).

Ensamblaje 5.- El valor de probabilidad máxima fue de 81% y correspondió al 28% del área total con 91,258 km² (Figura 11). Los píxeles con el valor más alto de probabilidad se distribuyeron en todos los tipos de vegetación, principalmente en bosque de pino-encino (Cuadro 3).

Ensamblaje 6.- La probabilidad máxima de presencia del ensamblaje fue de 100% y su distribución correspondió a menos del 1% del área total con 28 km² (Figura 12). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en bosque de encino, seguido de bosque de pino y bosque de pino-encino (Cuadro 3).

Figura 7

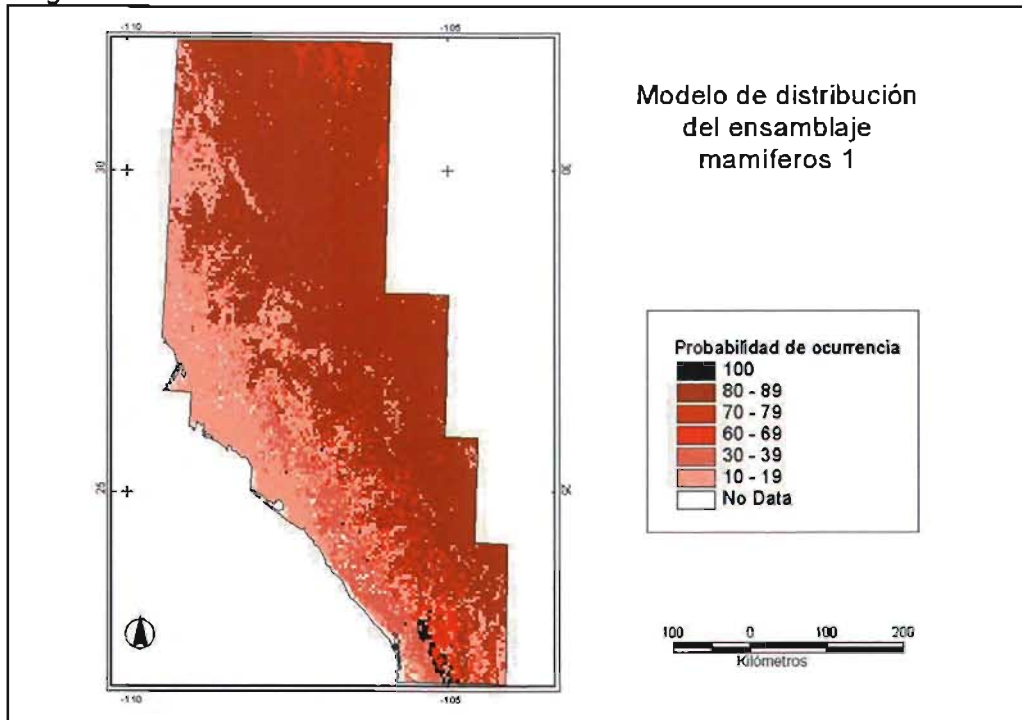


Figura 8

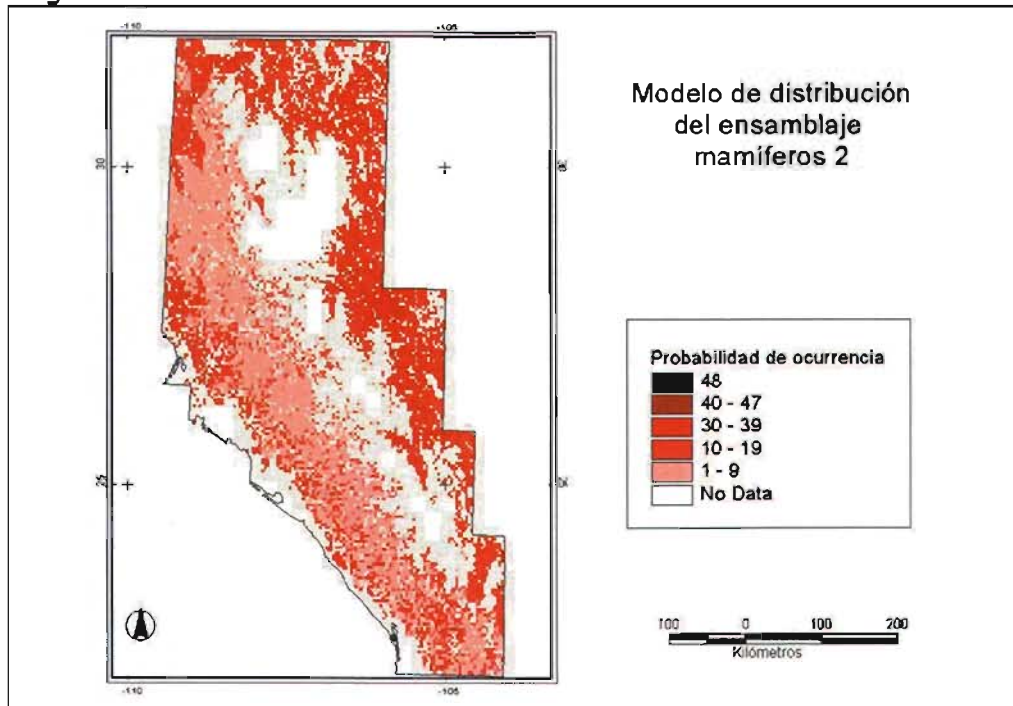


Figura 9

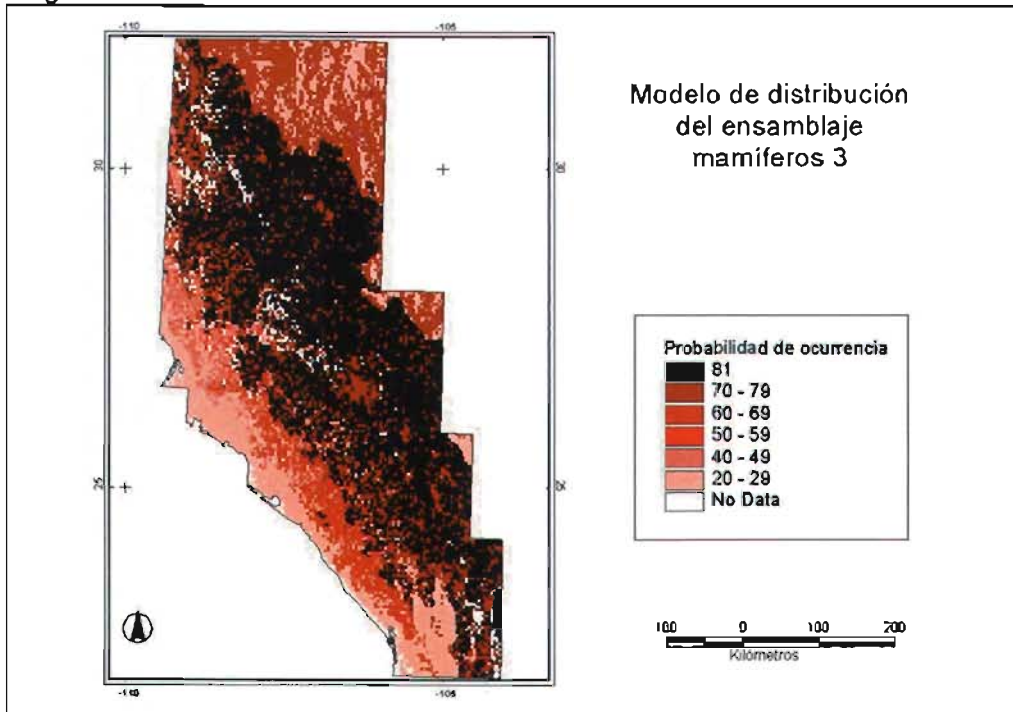


Figura 10

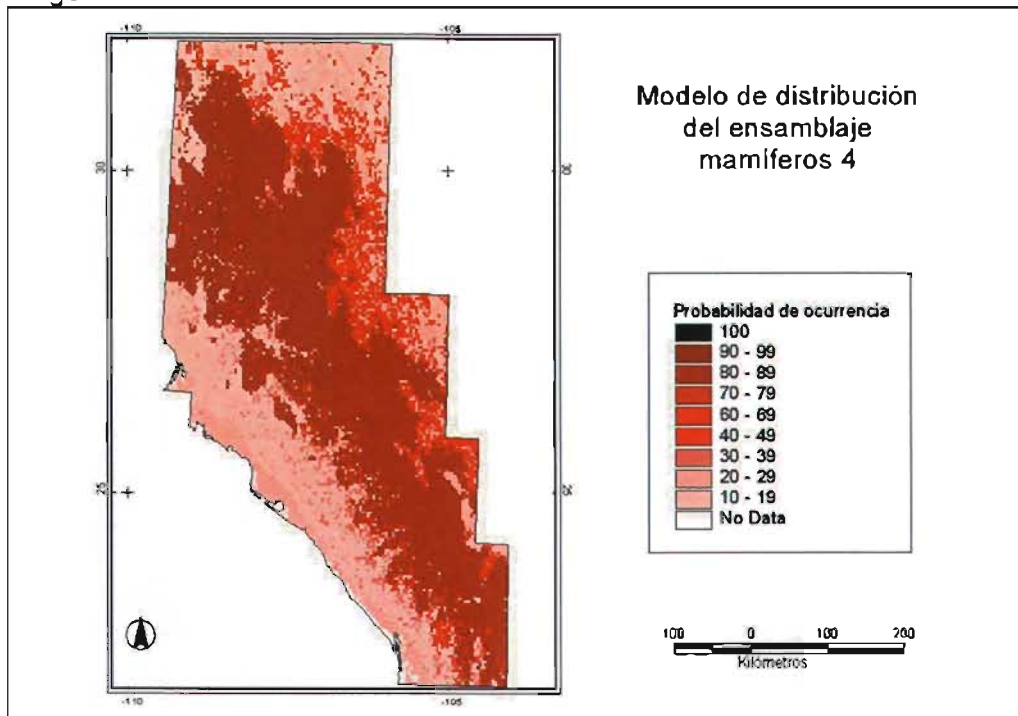


Figura 11

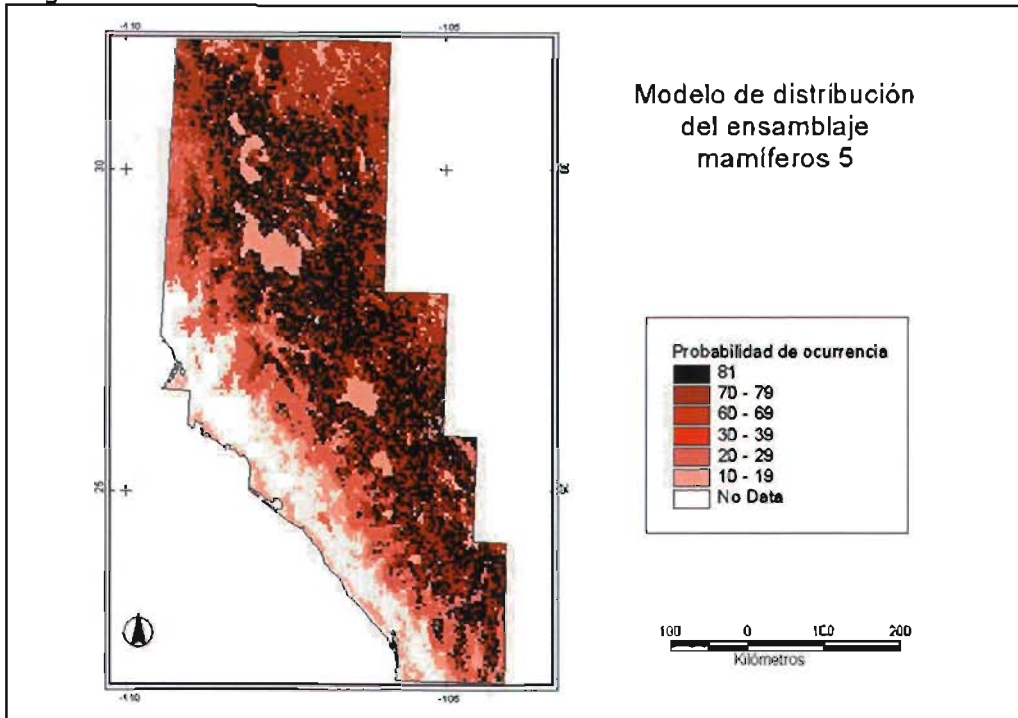
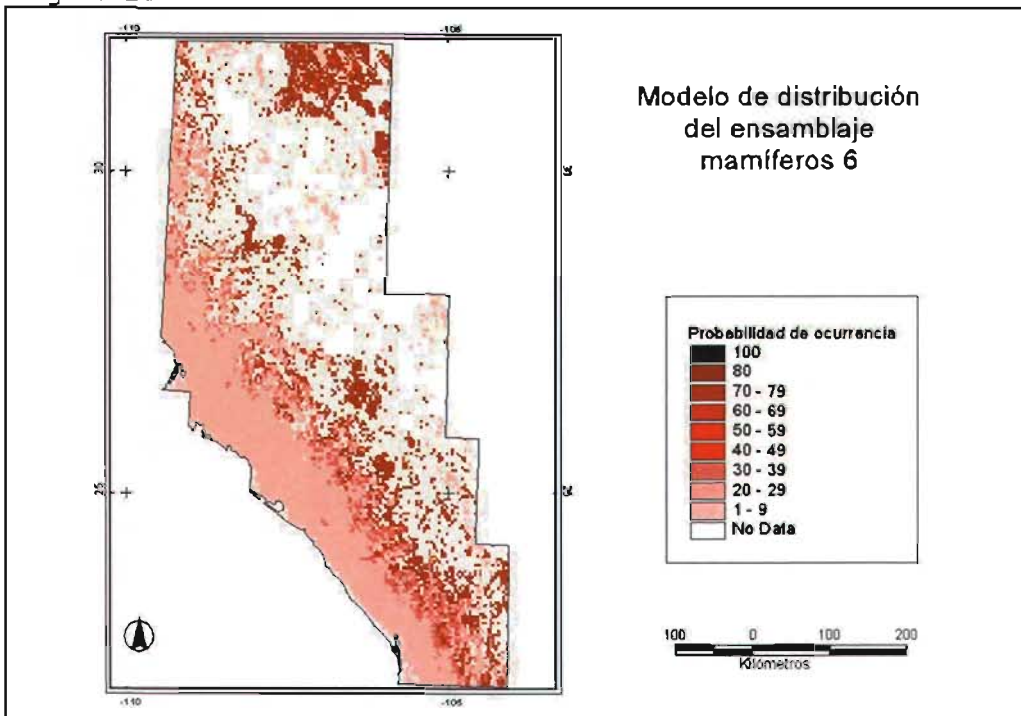


Figura 12



Anfibios y Reptiles

Ensamblaje 1.- El valor de máxima probabilidad fue de 96%, que equivalió al 12% del área total con 39,133 km² (Figura 13). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en pastizal, chaparral, bosque de encino y bosque de pino-encino (Cuadro 4).

Cuadro 4. Sobreposición de áreas de máxima probabilidad de ocurrencia de ensamblajes de anfibios y reptiles por tipo de vegetación.

Tipos de vegetación	Ensamblaje			
	1 (km ²)	2 (km ²)	3 (km ²)	4 (km ²)
Pastizal y sabana	17,975	4	0	0
Bosque de pino	76	60	0	0
Bosque de pino-encino	4,171	1,048	29	16
Bosque de encino	7,173	249	36	5
Bosque de táscate	243	0	0	0
Selvas	0	393	62	0
Mezquital	102	0	0	0
Chaparral y Matorral	9,393	0	0	0
Total	39,133	1,754	127	21

Ensamblaje 2.- La probabilidad de presencia más alta fue de 100%, que correspondió a menos del 1% del área total con 1,754 km² (Figura 14). La distribución correspondió a bosque de pino-encino principalmente, seguido de selvas, bosque de encino, bosque de pino y pastizal (Cuadro 4).

Ensamblaje 3.- La mayor probabilidad correspondió a 100%, que equivalió a menos del 1% del área total con 127 km² (Figura 15). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en selvas, seguido de bosque de encino y bosque de pino-encino (Cuadro 4).

Ensamblaje 4.- El valor de máxima probabilidad para este ensamblaje fue de 43%, que equivalió a menos del 1% del área total con 21 km² (Figura 16). Esta probabilidad se distribuyó en bosque de pino-encino y bosque de encino (Cuadro 4).

Figura 13

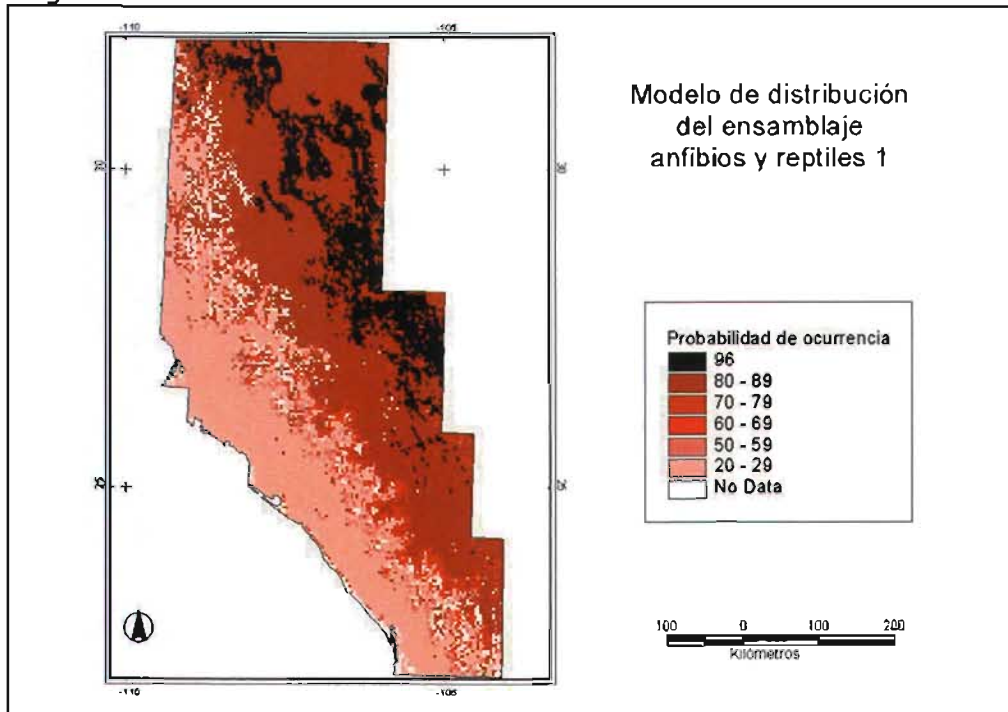


Figura 14

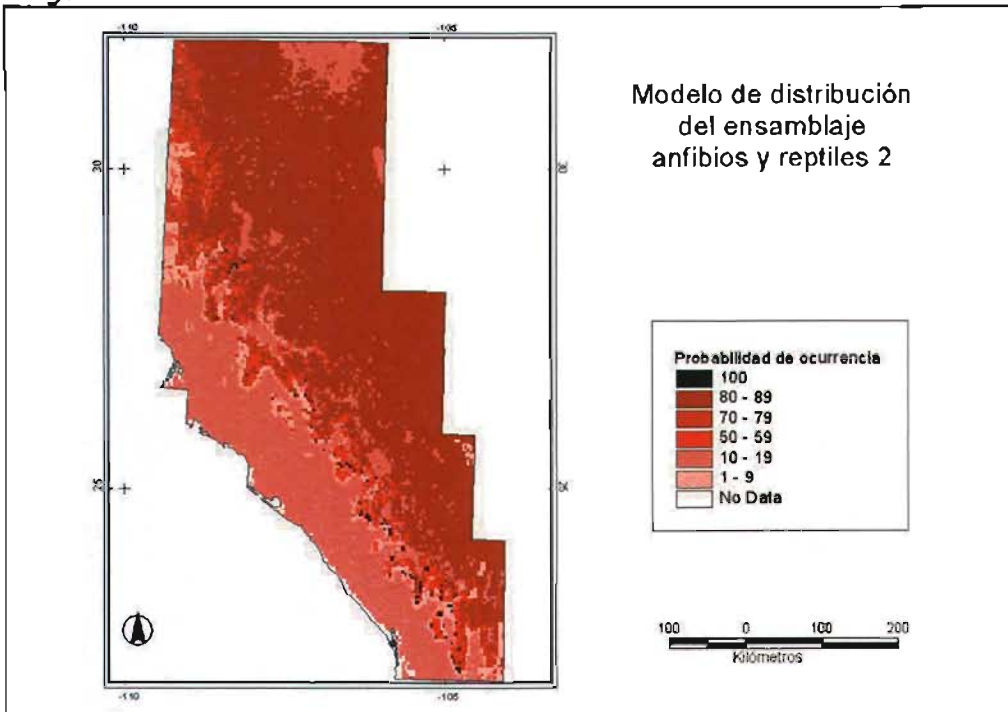


Figura 15

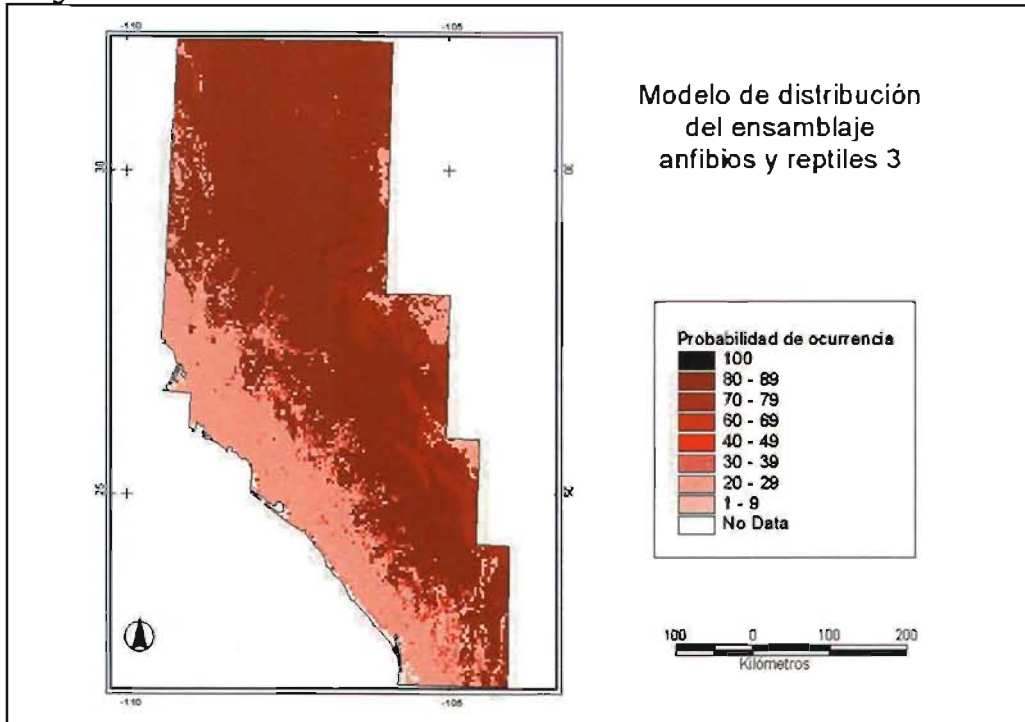
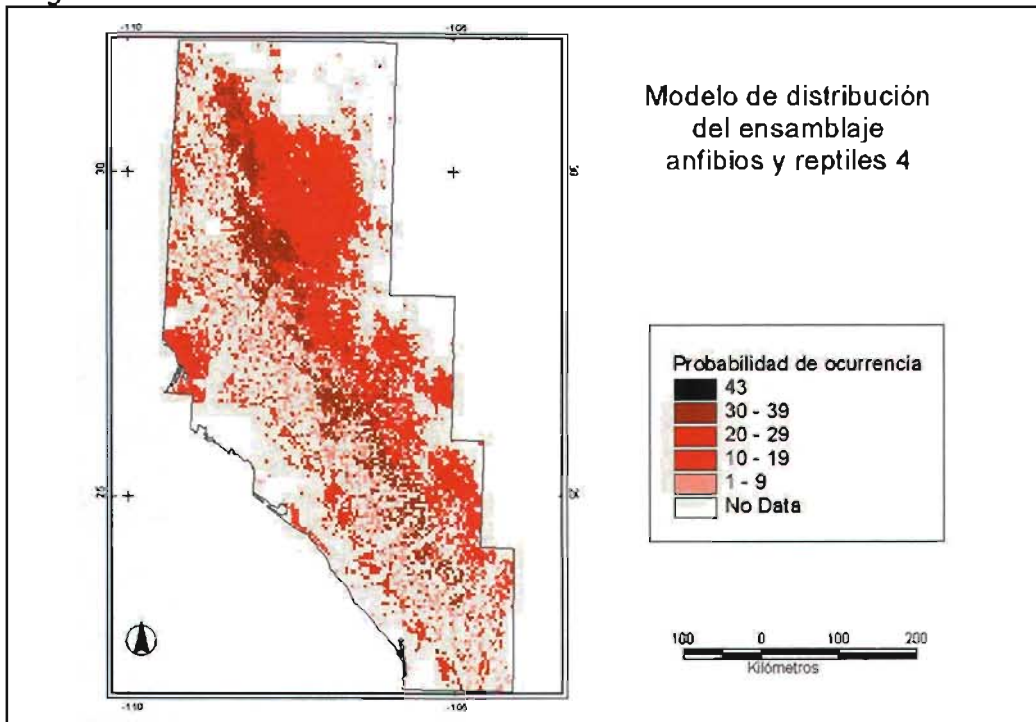


Figura 16



Aves

Ensamblaje 1.- El valor de probabilidad máxima de presencia del ensamblaje fue de 100% y su distribución correspondió a menos del 1% del área total con 1,655 km² (Figura 17). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en selvas, seguido de bosque de encino, bosque de pino-encino, pastizal, mezquital y chaparral (Cuadro 5).

Cuadro 5. Sobreposición de áreas de máxima probabilidad de ocurrencia de ensamblajes de aves por tipo de vegetación.

Tipos de vegetación	Ensamblaje					
	1 (km ²)	2 (km ²)	3 (km ²)	4 (km ²)	5 (km ²)	6 (km ²)
Pastizal y sabana	39	3,027	222	20	10	3,583
Bosque de pino	0	1,094	17	0	13	14,339
Bosque de pino-encino	125	3,953	496	28	160	41,037
Bosque de encino	208	1,466	950	12	148	8,831
Bosque de táscate	0	12	0	0	0	71
Selvas	1,257	254	2,678	0	299	1,404
Mezquital	18	30	0	0	0	26
Chaparral y Matorral	8	2,139	0	10	0	2,752
Total	1,655	11,975	4,363	70	630	72,043

Ensamblaje 2.- La mayor probabilidad de ocurrencia correspondió a 89%, que equivalió al 4% del área total con 11,975 km² (Figura 18). Esta probabilidad se distribuyó en todos los tipos de vegetación, principalmente en bosque de pino-encino y pastizal, seguido de chaparral, bosque de encino y bosque de pino (Cuadro 5).

Ensamblaje 3.- El valor de máxima probabilidad fue de 100%, que correspondió al 1% del área total con 4,363 km² (Figura 19). Esta probabilidad se distribuyó principalmente en selvas, seguido de bosque de encino, bosque de pino-encino, pastizal y bosque de pino (Cuadro 5).

Ensamblaje 4.- El valor de probabilidad máxima de presencia del ensamblaje fue de 48% y su distribución correspondió a menos del 1% del área total con 70 km² (Figura 20). Esta probabilidad se distribuyó en bosque de pino-encino, pastizal, bosque de encino y chaparral (Cuadro 5).

Ensamblaje 5.- La probabilidad más alta para este ensamblaje fue de 100%, que correspondió a menos del 1% del área total con 630 km² (Figura 21). La distribución correspondió en primer lugar a selvas, seguido de bosque de pino-encino y bosque de encino principalmente (Cuadro 5).

Ensamblaje 6.- La probabilidad de presencia más alta fue de 89%, que correspondió al 22% del área total con 72,043 km² (Figura 22). Esta probabilidad se distribuyó en todos los tipos de vegetación, principalmente en bosque de pino-encino, seguido de bosque de pino, bosque de encino, pastizal, chaparral y selvas (Cuadro 5).

Optimización

Como resultado de la optimización se obtuvieron diez áreas críticas que en conjunto garantizan la representatividad, al menos una vez, de todos los ensamblajes de especies (Figura 23, Cuadro 6). Considerando el supuesto de que en cada ensamblaje la probabilidad de presencia es la misma para todas las especies que lo conforman, se puede decir que al representar a los 16 ensamblajes en las diez áreas críticas seleccionadas, se está garantizando la protección de todas las especies de vertebrados terrestres registradas en el área de estudio. La extensión total de estas áreas equivale aproximadamente a 1,000 km², lo que representa menos del 1% del área de estudio.

Cuadro 6. Valores de conservación por ensamblaje y por cuadrante seleccionado en el modelo de optimización.

Prioridad por cuadrante	Valor de conservación por cuadrante	Ensamblaje															
		Aves						Anfibios y reptiles				Mamíferos					
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6
1	724	0	0	0	0	0	185	0	0	0	60	0	0	75	104	148	152
2	431	0	0	0	0	0	0	0	0	431	0	0	0	0	0	0	0
3	379	0	0	0	0	0	0	238	141	0	0	0	0	0	0	0	0
4	320	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	0	0	0	0	0
5	247	0	0	0	0	247	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	206	0	206	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	186	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	148	0
8	179	104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0
9	116	0	0	116	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0

Figura 17

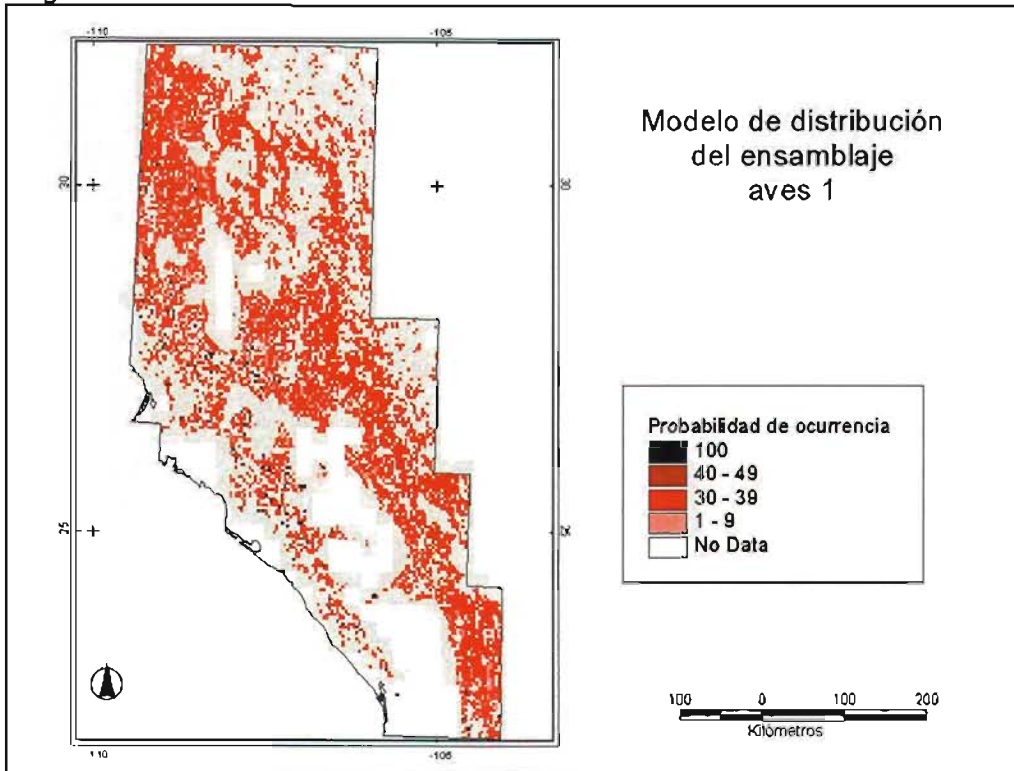


Figura 18

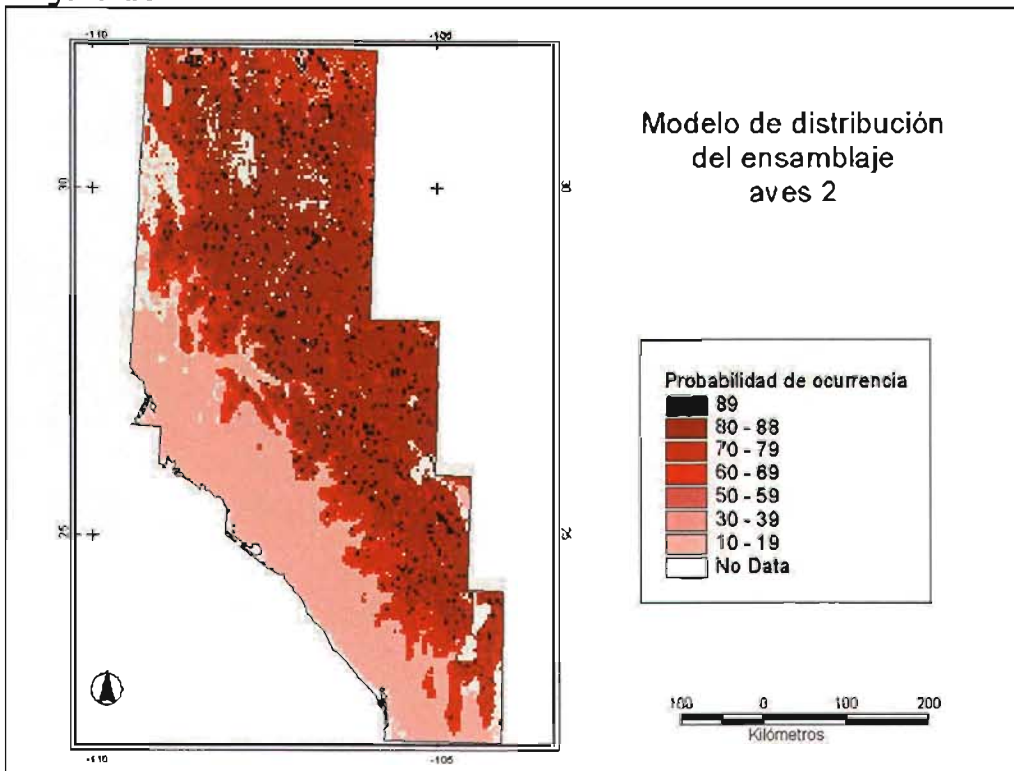


Figura 19

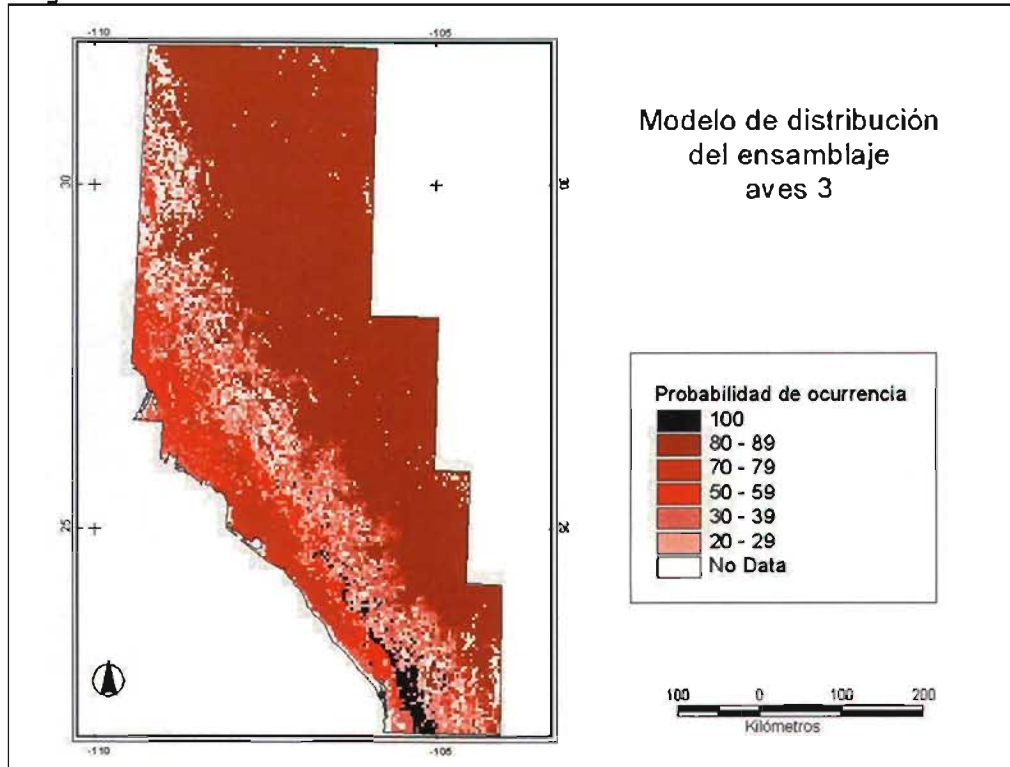


Figura 20

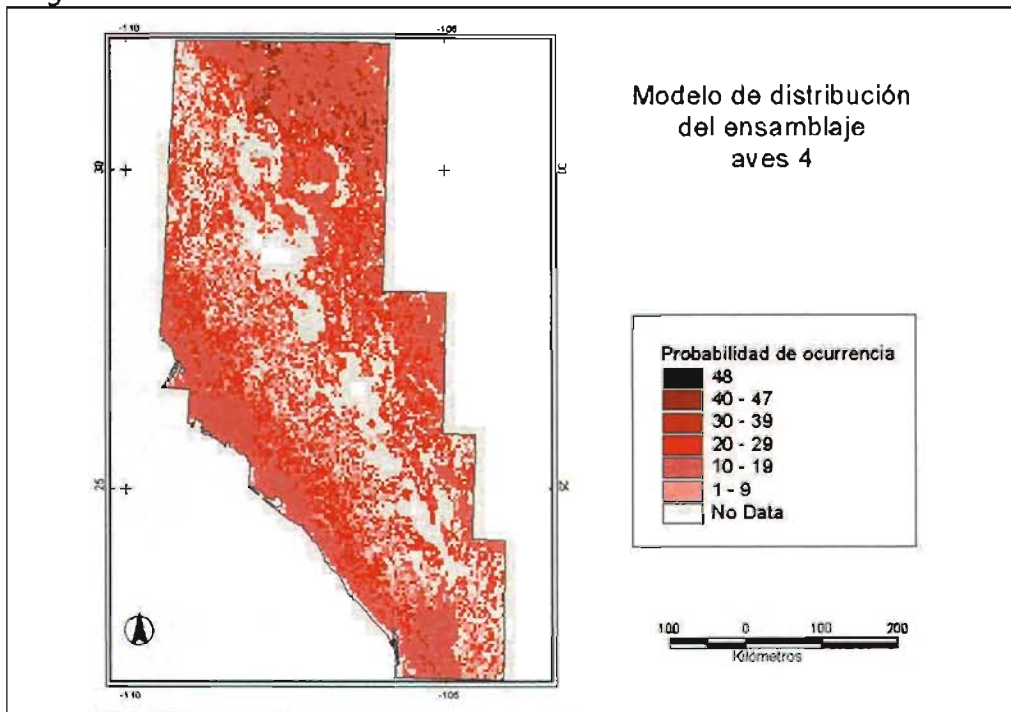


Figura 21

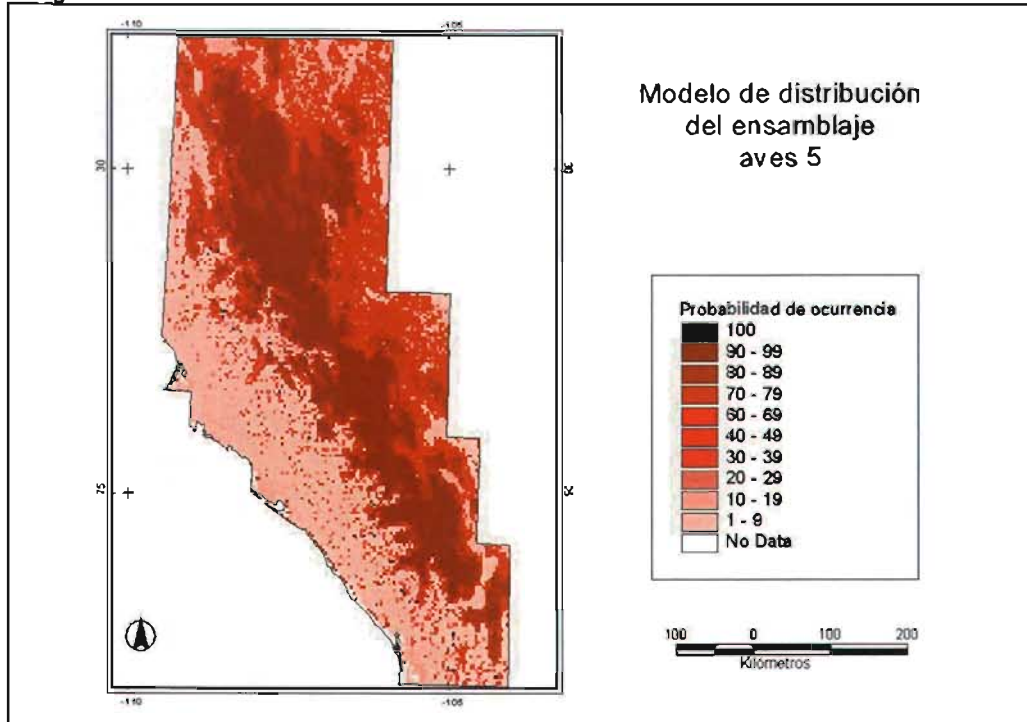


Figura 22

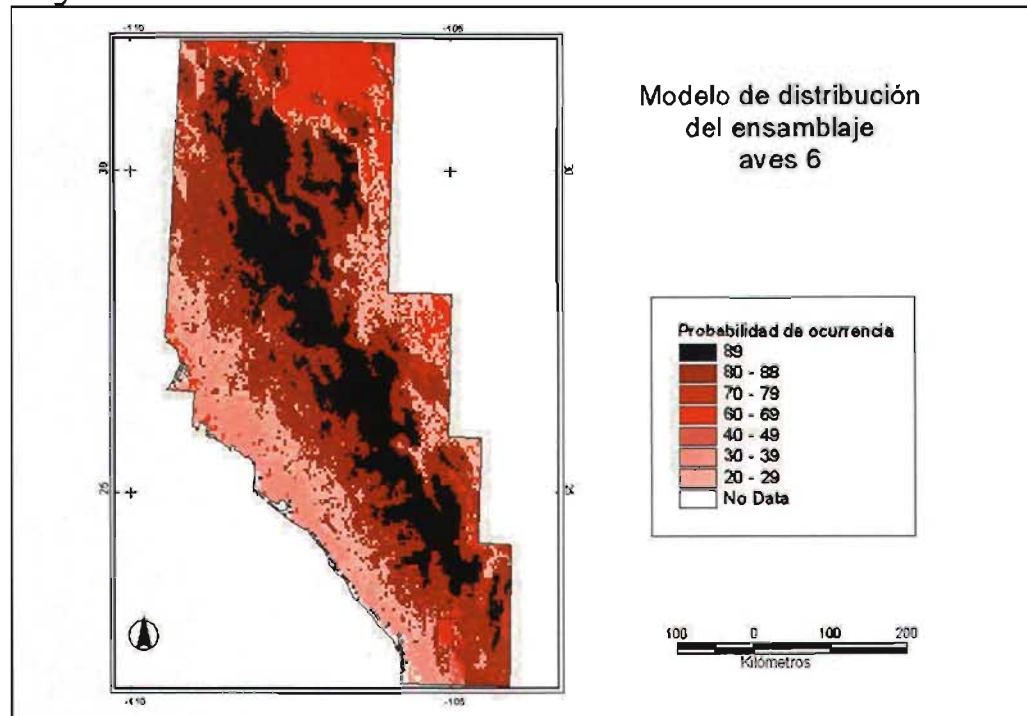
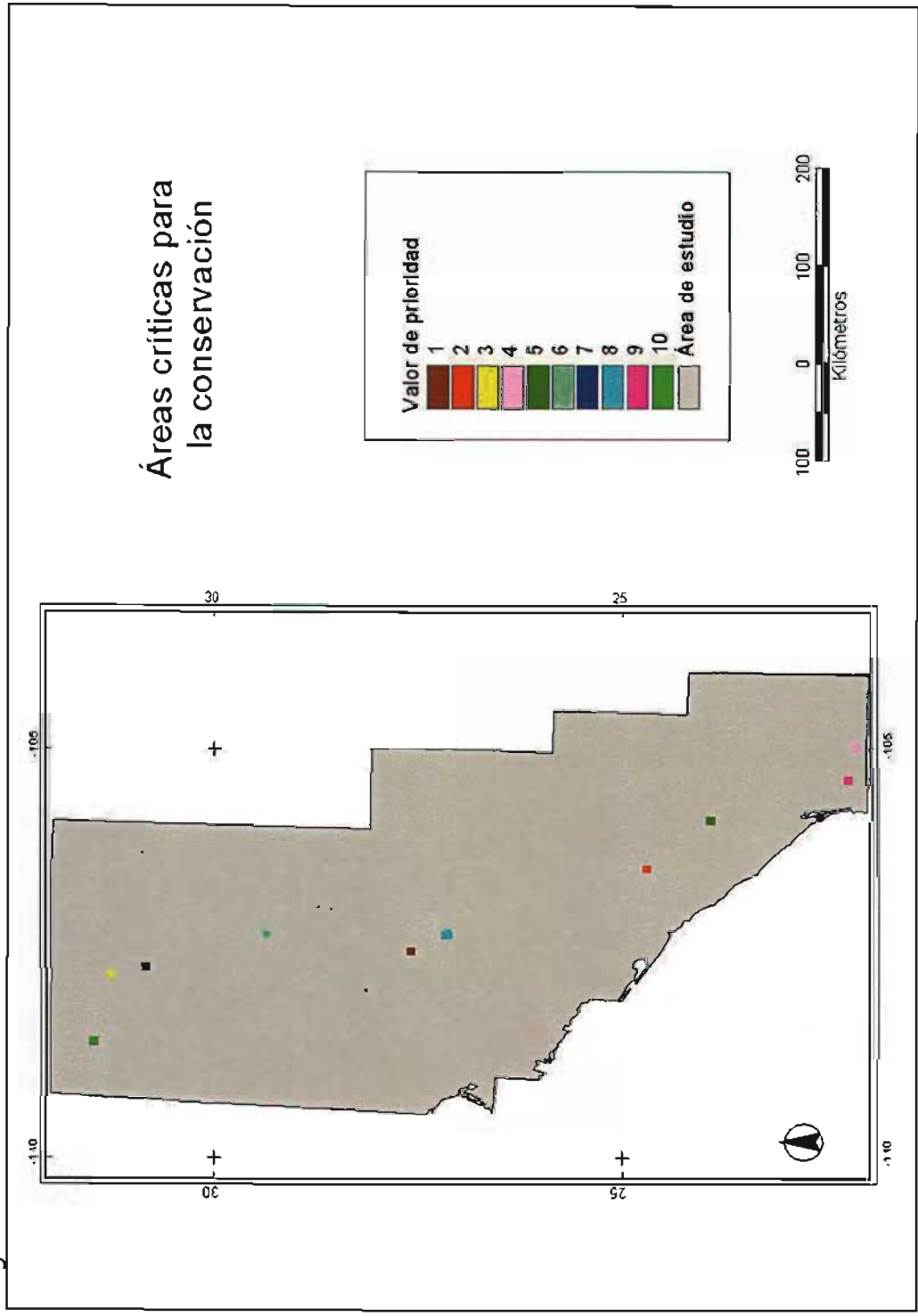


Figura 23



Análisis de discrepancias

En cuanto a los resultados del análisis de discrepancias, no se encontró ninguna coincidencia entre las áreas críticas y las ANP ubicadas dentro del área de estudio. La extensión total de las ANP corresponde a 3900 km², lo que equivale aproximadamente al 1% de la región de estudio. Con relación a la sobreposición del mapa de áreas críticas con el mapa de RTP se encontró que de las 28 que se ubican dentro del área de estudio, sólo hubo coincidencia con cuatro: Sierra de San Luis-Janos con el 6.5% del área total de la RTP, Río Bavispe con menos del 1%, Sierra del Nido-Pastizal de Flores Magón con el 2.5% y Río Presidio con el 4%. La extensión de las RTP ubicadas en la región corresponde al 20% del área de estudio con 65,000 km².

Discusión y Conclusiones

Aunque en México la conservación de la biodiversidad representa una obligación para el sector gubernamental, frecuentemente los tomadores de decisiones se enfrentan a dos problemas para llevar a cabo acciones en esta materia: 1) la dificultad de implementar políticas de conservación ante la competencia entre sectores por el uso del territorio y 2) la urgencia de tomar decisiones ante el inminente deterioro ambiental con información biológica limitada.

Conflictos sectoriales por el uso del territorio

En este trabajo, la aplicación de dos algoritmos de programación lineal (el primero para minimizar el número de sitios seleccionados y el segundo para maximizar el valor de conservación) (Figura 2), permitió identificar 10 cuadrantes prioritarios para la protección de la biodiversidad en los cuales se garantiza que todas las especies registradas en el área de estudio se encuentren representadas (Cuadro 6). Con el uso de esta técnica de optimización se seleccionaron las áreas críticas para la conservación donde se maximiza la protección de la diversidad biológica con el menor requerimiento de área (Vane-Wright *et al.* 1991). Esto resulta relevante si consideramos que en la Sierra Madre Occidental, como en otras regiones del país, existen problemas por la competencia de usos del territorio. Uno de los conflictos más fuertes en esta región del país se presenta entre el sector forestal y el sector de la conservación (Cruz-Bello 1996). Disputas como esta, entre un sector productivo interesado en el aprovechamiento de los recursos naturales y un sector interesado en proteger el patrimonio natural, han ocasionado que las áreas que puedan destinarse a la conservación sean limitadas.

Dentro de las dos técnicas de optimización que más se utilizan, la programación lineal ofrece una gran ventaja sobre los algoritmos heurísticos, ya que garantiza soluciones óptimas, mientras que en la mayoría de los casos los algoritmos heurísticos ofrecen soluciones subóptimas. Más aún, algunos autores han demostrado que los algoritmos heurísticos alcanzan soluciones óptimas sólo en algunas ocasiones (Willis *et al.* 1996), a diferencia de los algoritmos de programación lineal que garantizan soluciones

óptimas en todos los casos (Margules *et al.* 1988; Saetersdal *et al.* 1993; Camm *et al.* 1996; Christopher *et al.* 1996; Church *et al.* 1996; Willis *et al.* 1996; Csuti *et al.* 1997; Pressey *et al.* 1997; Polasky *et al.* 2000; Pérez-Arteaga *et al.* 2002; Rodrigues y Gaston 2002; Moore *et al.* 2003). En este trabajo, la aplicación de dos algoritmos de programación lineal, aseguró que entre todas las posibles combinaciones de sitios, los 10 cuadrantes seleccionados sean la mejor opción para garantizar la representación de todos los ensamblajes de especies en la menor área. De esta manera, si consideramos la necesidad de los tomadores de decisiones por garantizar resultados eficientes, la programación lineal es la mejor alternativa.

Como resultado de la aplicación de los dos algoritmos de optimización, fue posible generar una serie de escenarios útiles no sólo para identificar las áreas que maximizan la protección de la biodiversidad en la región, sino también para conocer la contribución de cada área por separado. Como se observa en la cuadro 6, el cuadrante uno es el que contiene representados al mayor número de ensamblajes, que en suma dan el valor de conservación más alto. El cuadrante 10 (con el valor de conservación más bajo) sólo contiene representado al ensamblaje con el menor valor de importancia. Sin embargo, para garantizar la representación de todos los ensamblajes, éste tenía que ser seleccionado aunque en la escala de prioridad quedara en el último lugar de importancia. De esta manera, el establecimiento de una agenda con un orden de prioridad basado en la importancia de cada elección, resulta ser una herramienta de gran utilidad en la implementación de acciones de conservación. Así, en caso de enfrentar limitaciones para proteger todo el sistema, un esquema de priorización permite al tomador de decisiones contar con los elementos necesarios para destinar esfuerzos en los sitios que ofrecen un mayor valor biológico, así como conocer los costos de no integrar alguno de ellos.

El uso de algoritmos de programación lineal y del programa de modelación espacial GARP, permitió identificar sitios prioritarios para la conservación de manera explícita y sistemática. Es importante mencionar que este tipo de métodos proporcionan credibilidad y transparencia, disminuyen la subjetividad de las decisiones, son repetibles y facilitan la incorporación de nueva información, por lo que dan mayor validez a las estrategias de planeación ambiental (Margules y Pressey 2000;

Bojórquez-Tapia *et al.* 2003). En este sentido, los métodos sistemáticos en los procesos de toma de decisiones representan una ventaja cuando existen conflictos sectoriales por el uso del territorio, ya que facilitan la necesidad de revisar y defender propuestas o decisiones que pudieran ser rebatidas por intereses opuestos, en un contexto riguroso y transparente.

En México, el esfuerzo más importante que se ha realizado para establecer prioridades de conservación a nivel nacional, es la definición de las RTP. El propósito de esta regionalización fue integrar una agenda de gobierno que orientara los esfuerzos de conservación en el país. Si bien es cierto que el esfuerzo que llevó a cabo la CONABIO está sustentado en el conocimiento y la experiencia de expertos, la delimitación de las áreas se realizó sin la aplicación de un método sistemático que pudiera combinar los criterios establecidos por los especialistas con información cuantitativa. Al respecto, Bojórquez-Tapia *et al.* (2004) señalan que algunos de los problemas relacionados con los juicios de los expertos para definir prioridades son la omisión o mala interpretación de los datos, el uso de información reunida en técnicas o aproximaciones metodológicas que sustentan ideas preconcebidas y la influencia de inclinaciones personales en la interpretación de los resultados.

Sin embargo, es importante reconocer que la planeación ambiental depende en gran medida del conocimiento de los especialistas, aún cuando sus juicios puedan presentar limitaciones (Pressey y Cowling 2001). Para llevar a cabo este estudio, se combinaron las opiniones de los expertos con información cuantitativa disponible. La aportación de un grupo especializado en biología de la conservación fue crucial para definir y ponderar una serie de criterios biológicos que se utilizaron para valorar cada cuadrante (Figura 2). Utilizando los resultados de dicha consulta, se planteó como objetivo de este análisis no sólo la selección de las áreas complementarias que contenían el mayor número de especies, sino además aquellos sitios que presentaban el mayor número de especies endémicas o clasificadas en alguna categoría de riesgo en la NOM-059 ya que, según los especialistas, los esfuerzos de conservación se deben canalizar a aquellas áreas en que habitan las especies más vulnerables.

Reconociendo entonces la importancia de incorporar el conocimiento de los especialistas en los procesos de toma de decisiones, así como la importancia de utilizar métodos sistemáticos con objetivos de conservación explícitos, traducidos en términos cuantitativos (Margules y Pressey 2000), se buscó que los criterios definidos por los expertos se tradujeran numéricamente y se incorporaran de manera explícita a la función matemática con la cual se calculó el valor de conservación de cada uno de los cuadrantes. De esta manera, fue posible seleccionar los cuadrantes que alcanzaron los valores más altos y que, a su vez, garantizaban la representación de todas las especies, permitiendo también conocer la contribución de cada uno de los sitios seleccionados al objetivo planteado. Con relación al apoyo que proporcionan los expertos en esta materia, es importante señalar que su aportación no termina en esta primera etapa de planeación, ya que es fundamental continuar trabajando coordinadamente en la revisión y verificación de los resultados.

Con relación a los resultados del análisis de discrepancias, es importante señalar que las áreas críticas no coinciden con ninguna de las ANP existentes en el área de estudio y sólo con cuatro de las 28 RTP. Esta diferencia podría explicarse si suponemos que las prioridades de conservación en la mayor parte del mundo se han establecido tomando en cuenta como criterio de selección la presencia de especies particulares (Velázquez *et al.* 2003), la mayor parte de las veces especies carismáticas (Eeley *et al.* 2001), y no considerando criterios como representatividad y complementariedad. Esto podría reflejar la necesidad de explorar qué extensión de la que actualmente se protege en México es realmente significativa en términos de proteger la riqueza biológica de nuestro país.

La ventaja que ofrece este trabajo sobre las RTP es que los resultados se obtuvieron a partir de procedimientos explícitos y repetibles, dándole una mayor solidez metodológica. En este sentido, esta estrategia de priorización responde a la necesidad de contar con elementos rigurosos, transparentes y repetibles para la toma de decisiones que podrían ser útiles en caso de contraponerse con otros intereses. Por otra parte, si consideramos las restricciones económicas y sociales que enfrenta el sector de la conservación en México, las RTP como estrategia de priorización resulta

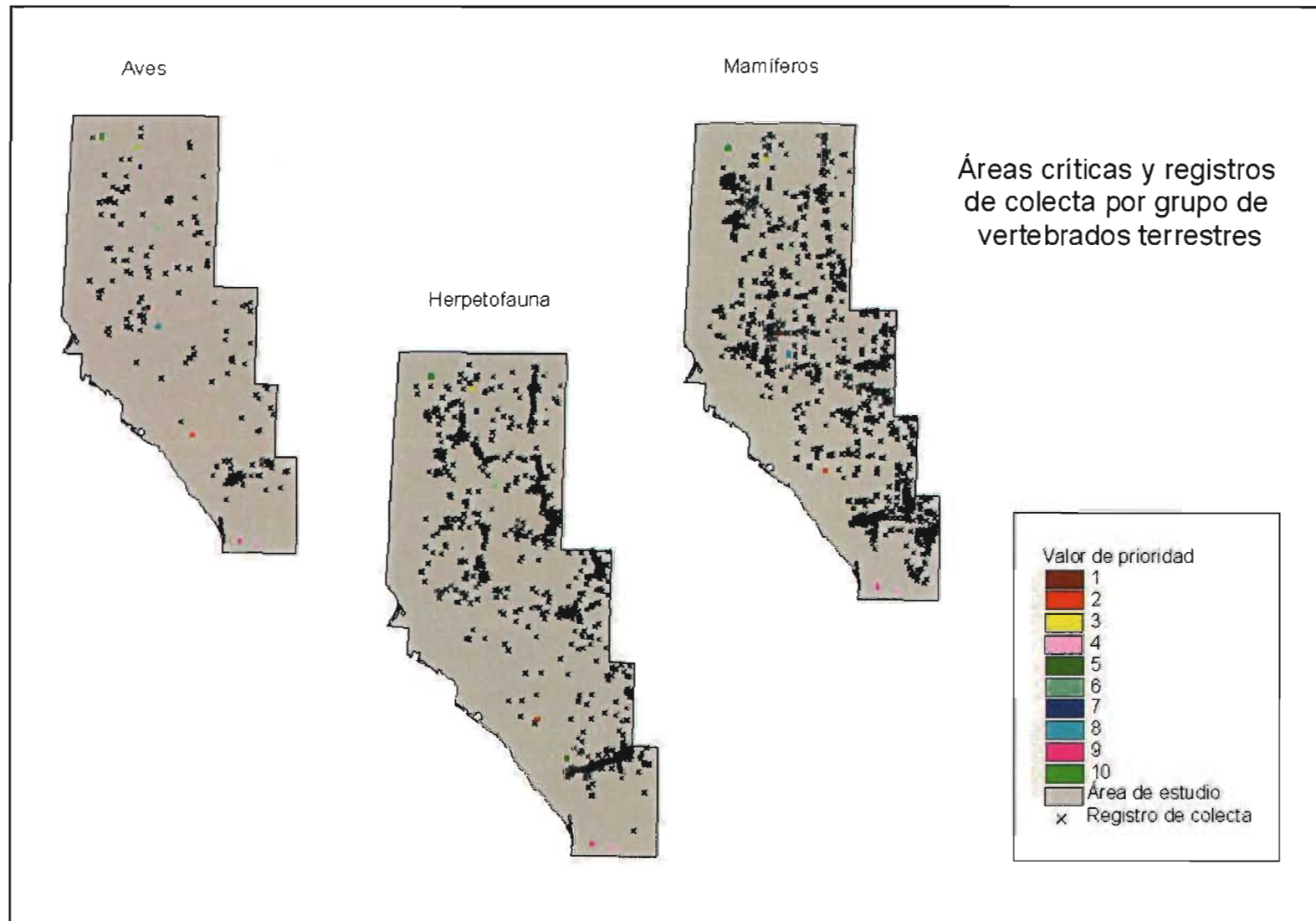
poco viable ya que supone que en el 29% del territorio nacional se tendrían que aplicar políticas que en alguna medida limitan las actividades productivas. Además, por todo lo que se ha mencionado anteriormente, resulta poco útil suponer que todas las áreas son igualmente relevantes. Así, si consideramos que actualmente las RTP representan el marco de referencia para el establecimiento de nuevas áreas naturales protegidas, los resultados de este trabajo sugieren que dichas áreas deberían de someterse a un proceso sistemático de revisión y priorización, tal como el que ofrece la aplicación de algoritmos de optimización.

Información biológica limitada

Tanto en la Sierra Madre Occidental, como en otras regiones del país donde las tendencias de deforestación avanzan rápidamente, se vuelve urgente implementar acciones de conservación aún cuando la información biológica disponible para designar áreas naturales protegidas sea limitada. Sin duda, dos de los mayores problemas para contar con bases de información completas es el costo y el tiempo para generarlas. En México, el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad, integrado por la CONABIO, representa uno de los esfuerzos de compilación sobre los recursos biológicos del país más importantes a nivel internacional, sin embargo, todavía existen grandes extensiones en el país sin explorar. Probablemente la falta de información esté asociada al hecho de que la mayor parte de los esfuerzos de muestreo se realizan en sitios accesibles (Bojórquez *et al.* 1995). En la figura 24 se observa como la mayor parte de los registros se concentran en algunas zonas del área de estudio, muy probablemente asociados a caminos y carreteras.

La aplicación del programa de modelación espacial GARP para predecir la distribución potencial de las especies resultó ser una herramienta útil y rigurosa para cubrir los huecos de información en aquellas áreas de la región que no han sido estudiadas y que podrían contener las características biológicas necesarias para ser seleccionadas. De otro modo, estas áreas quedarían fuera por la falta de información. En la figura 24 se observa cómo las áreas críticas no necesariamente se ubican en las zonas de mayor concentración de registros de colecta de las especies. Por el contrario, en algunos casos las áreas críticas se encuentran alejadas de los registros. Como ya se

Figura 24



ha señalado antes, el conocimiento sobre la distribución de la diversidad biológica es la base para establecer prioridades de conservación. Sin duda el éxito de las técnicas para identificar áreas prioritarias, recae en gran medida en el conocimiento sobre la distribución espacial de las especies.

Es importante señalar que los modelos estadísticos que se utilizan para predecir la distribución potencial de especies están sujetos a errores que generan incertidumbre en los resultados. La información incompleta es quizá la causa más frecuente de esta incertidumbre (Alcantar, 2001). En este caso, para contar con un número suficiente de registros y poder obtener modelos de distribución estadísticamente significativos, se agruparon en ensamblajes las especies con requerimientos ambientales similares. Al respecto, una de las recomendaciones de este trabajo es revisar, con el apoyo de especialistas, si efectivamente en la naturaleza las especies agrupadas coexisten espacialmente.

Aunque reconocemos que las decisiones en materia de manejo y conservación de los recursos naturales no pueden esperar hasta que se cuente con información completa y que se tienen que establecer prioridades con la información disponible, resulta de gran importancia seguir canalizando esfuerzos a la obtención de mayor información de campo para contar con aproximaciones más precisas sobre los patrones de distribución de las especies. Con el propósito de obtener propuestas más sólidas de conservación, se recomienda también que trabajos como este sean evaluados formalmente determinando el nivel de incertidumbre, de tal modo que sea posible conocer los límites de confianza de las predicciones.

Además del programa de modelación espacial GARP, existen otras técnicas para predecir la distribución potencial de las especies como son los modelos lineales generalizados (GLIM por sus siglas en inglés), redes neuronales y modelos bayesianos entre otras (Guisan y Zimmermann 2000). Con el propósito de construir propuestas sólidas de conservación, se sugiere que antes de elegir la técnica con la cual se modele la distribución de las especies, se analicen las ventajas y limitaciones metodológicas que presentan las diferentes opciones. En este caso GARP se utilizó por ser una herramienta accesible que generó los modelos por ensamblaje con el número

de registros disponibles, sin embargo, una de las desventajas de GARP es que no fue posible estimar el error de las predicciones.

Tal como plantean Margules y Usher (1981), actualmente las áreas destinadas a la protección de la biodiversidad se han reconocido ya como una forma más de uso del suelo, tal como la agricultura, la ganadería o el desarrollo urbano e industrial. Reconociendo entonces que la planeación ambiental es un proceso complejo donde intervienen intereses y necesidades de diferentes sectores y, por lo tanto, que existen restricciones que dificultan la implementación de políticas ambientales, las estrategias de conservación deben dirigirse a la protección de áreas prioritarias más que a la acumulación de áreas naturales protegidas. Así, este trabajo responde a la necesidad de identificar áreas críticas para la conservación minimizando los requerimientos de área, a través de una estrategia metodológica rigurosa, transparente y repetible que facilita la incorporación de información actualizada.

En la conservación *in situ* es importante considerar aspectos tanto ecológicos como sociales y visualizar a los seres humanos como parte integral de los ecosistemas (Barrett *et al.* 2001; Velázquez *et al.* 2003; Bekers 2004). En este sentido, el éxito de una estrategia de conservación no sólo radica en identificar áreas a través de métodos rigurosos basados en criterios cuantificables, sino en considerar también otros aspectos tales como la viabilidad de las poblaciones, los derechos de propiedad de la tierra, la percepción y las costumbres de los pobladores locales. Los resultados de este trabajo representan una primera aproximación para la selección de áreas críticas para la conservación en la Sierra Madre Occidental, ya que esta propuesta constituye sólo una parte de lo que una estrategia de conservación debe incluir. Por la escala a la que se realizó este estudio, las áreas seleccionadas tendrían que someterse a un procedimiento de verificación a una escala más detallada, así como a procesos de validación en campo. El papel que juegan los algoritmos de optimización como herramientas en la planeación ambiental es servir como una primera guía que indica de manera general los sitios potenciales para la conservación de la biodiversidad, donde se tendría que analizar a escala más fina la viabilidad ecológica, social y económica, y con ello determinar las oportunidades reales de conservación.

Bibliografía

Alcantar, G. 2001. La entropía como medida de incertidumbre de modelos de distribución de especies. Tesis de licenciatura. UNAM. México.

Arc View versión 3.2. 1996. Sistema de Información Geográfica. Environmental Systems Research Institute.

Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.

Báldi A., G. Csorba y Z. Korsós. 2001. Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. *Biodiversity and Conservation* 10: 1283-1296.

Barrett, C. B., K. Brandon, C. Gibson y H. Gjertsen. 2001. Conserving tropical biodiversity amid weak institutions. *BioScience* 51 (6): 497-502.

Berkes, F. 2003. Rethinking community-based conservation. 2004. *Conservation Biology* 18 (3): 621-630.

Bojórquez-Tapia, L. A., 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.

Bojórquez-Tapia, L. A., L. Brower, G. Castilleja, S. Sánchez-Colón, M. Hernández, W. Calvert, S. Díaz, P. Gómez-Priego, G. Alcantar, D. Melgarejo, M. J. Solares, L. Gutiérrez, y M. Juárez. 2003. Mapping expert knowledge: redesigning the monarch butterfly biosphere reserve. *Conservation Biology* 17: 367-379.

Bojórquez-Tapia, L. A., H. de la Cueva, S. Díaz, D. Melgarejo, G. Alcantar, M. J. Solares, G. Grobet y G. Cruz-Bello. 2004. Environmental conflicts and nature

reserves: redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park. *Biological Conservation*. 117: 111-126.

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.

Camm, J. D., S. Polasky, A. Solow y B. Csuti. 1996. A note on optimal algorithms for reserve site selection. *Biological Conservation* 78: 353-355.

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 115: 411-417.

Ceballos, G., P. Rodríguez y R. A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* 8(1): 8-17.

Centro de Ecología. 1992. Informe técnico a la SARH del estudio de especies amenazadas y en peligro de extinción. UNAM. México.

Christopher, K. W., A. T. Lombard, R. M. Cowling, B. J. Heydenrych y C. J. Burgers. 1996. Reserve system for limestone endemic flora of the cape lowland fynbos: iterative versus linear programming. *Biological Conservation* 77: 53-62.

Church, R. L., D. M. Stoms y F. W. Davis. 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76: 105-112.

Cocks, K. D. y I. A. Baird. 1989. Using mathematical programming to address the multiple reserve selection problem: an example from the Eyre Peninsula, South Australia. *Biological Conservation* 49: 113-130.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) 2000a. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad [en línea]. Disponible en:

<http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/doctos/documento.html>

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2000b. Registros de vertebrados terrestres de los estados de Chihuahua, Durango y Sonora. México.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2000c. Mapas de precipitación y temperatura. Escala 1:1,000,000. México.

Coesel, P. F. M. 2001. A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation* 10: 177-187.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2005. Áreas Naturales Protegidas en México (Decretos) [en línea]. Disponible en: <<http://www.conanp.gob.mx/anp/anp.ph>>

Corsi, F., J. De Leeuw y A. Skidmore. 2000. Modeling species distribution with GIS. En: *Research techniques in animal ecology controversies and consequences*. Columbia University Press. Nueva York. 442 pp.

Cruz-Bello, G. M. 1996. Modelaje espacial de la pérdida de hábitat y áreas ricas en especies en Durango y Chihuahua, México. Tesis de maestría. Centro de Ecología, UNAM. México.

Csuti, B., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J.D. Camm, M. Kershaw, A.R. Kiester, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso, y K. Sahr. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-324.

Dykstra, D. P. 1984. Mathematical programming for natural resource management. McGraw-Hill, Inc., E.U.A. 315pp.

Eastman, J. R., P. A. K. Kyem y J. Toledano. 1993. GIS and Decision Making. UNITAR, Ginebra.

Eeley, H. A. C., M. J. Lawes y B. Reyers. 2001. Priority areas for the conservation of subtropical indigenous forest in southern Africa: a case study from KwaZulu-Natal. *Biodiversity and Conservation* 10: 1221-1246.

Ezcurra, E., M. Equihua y J. López Portillo. 1987. The Desert Vegetation of el Pinacate, Sonora, Mexico. *Vegetatio* 71: 49-60.

Ezcurra, E. 1992. Programa Orden versión 2.0.

Fleishman, E., R. Mac Nally, J. P. Fay y D. D. Murphy. 2001. Modelling and predicting species occurrence using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology* 15: 1674-1685.

García, E. 1988. Sistema de clasificación climática de Köppen adaptada para las condiciones particulares de la república Mexicana. México. 246 pp.

Gaston, K. J. y A. S. L. Rodrigues. 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology* 17: 188-195.

Godown, M. E. y A. T. Peterson. 2000. Preliminary distributional analysis of US endangered bird species. *Biodiversity and Conservation* 9: 1313-1322.

Griffin, P. C. 1999. Endangered species diversity hot spots in Russia and centers of endemism. *Biodiversity and Conservation* 8: 497-511.

Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.

Hone, J. 1991. Analysis of animal survey data. En: C. R. Margules y M. P. Austin (editors). Nature conservation: cost effective biological survey and data analysis. CSIRO. Australia.

Hopkinson, P., J. M. J. Travis, J. Evans, R. D. Gregory, M. G. Telfer y P. H. Williams. 2001. Flexibility and the use of indicator taxa in the selection of sites for nature reserves. *Biodiversity and Conservation* 10: 271-285.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1982. Atlas Nacional del Medio Físico. Secretaría de Programación y Presupuesto. México.

Instituto de Ecología. 2000. Informe técnico del estudio Conservación de la Biodiversidad de Tierras Indígenas y Comunitarias en los estados de Guerrero, Michoacán y Oaxaca. UNAM. México.

Iwanga, J. S., A. Balmford y R. Badaza. 1998. Assessing fern diversity: relative species richness and its environmental correlates in Uganda. *Biodiversity and Conservation* 7: 1387-1398.

Kirkpatrick, J. B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation* 25: 127-134.

Maddock, A. y M. A. du Plessis. 1999. Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity? *Biodiversity and Conservation* 8: 603-615.

Margules, C. R., A. O. Nicholls y R. L. Pressey. 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76.

Margules, C. R. y R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

Margules, C. R. y J. L. Stein. 1989. Patterns in the distribution of species and the selection of nature reserves. An example of Eucalyptus forests in the South-eastern New South Wales. *Biological Conservation* 50: 219-238.

Margules, C. y M. B. Usher. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 79-109.

Martjan-Lammertink, J., J. A. Rojas-Tomé, F.M. Casillas-Orona y R. L. Otto. 1996. Situación y conservación de los bosques antiguos de pino-encino de la Sierra Madre Occidental y sus aves endémicas. CIPAMEX. México. 103 pp.

McCoy, E. D. 1983. The application of island-biogeographic theory to patches of habitat: how much land is enough?. *Biological Conservation* 25: 53-61.

McDonnell, M. D., H. P. Possingham, I. R. Ball y E. A. Cousins. 2002. Mathematical methods for spatially cohesive design. *Environmental Modeling and Assessment* 7: 107-114.

Miller, R. I. y P. S. White. 1994. Mapping the diversity of nature. Chapman & Hall. England.

Montaña, C. y P. Greig-Smith. 1990. Correspondence analysis of species by environmental variable matrices. *Journal of vegetation science* 1: 453-460.

Moore, J. L., M. Folkmann, A. Balmford, T. Brooks, N. Burgess, C. Rahbek, P. H. Williams, y J. Krarup. 2003. Heuristic and optimal solutions for set-covering problems in conservation biology. *Ecography* 26: 595-601.

Nantel, P., A. Bouchard, L. Brouillet y S. Hay. 1998. Selection of areas for protecting rare plants with integration of land use conflicts: a case study for the West Coast of Newfoundland, Canada. *Biological Conservation* 84(3): 223-234.

Nicholls, A. O. y C. R. Margules. 1993. An upgraded reserve selection algorithm. *Biological Conservation* 64: 165-169.

Pérez-Arteaga, A., K. J. Gaston y M. Kershaw. 2002. Undesignated sites in Mexico qualifying as wetlands of international importance. *Biological Conservation* 107: 47-57.

Peterson, A. T. y K. P. Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological Modelling* 117: 159-164.

Polasky, S., J. D. Camm, A. R. Solow, B. Csuti, D. White y R. Ding. 2000. Choosing reserve networks with incomplete species information. *Biological Conservation* 94: 1-10.

Polasky, S. y A. R. Solow. 2001. The value of information in reserve site selection. *Biodiversity and Conservation* 10: 1051-1058.

Pressey, R. L. y R. M. Cowling. 2001. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15: 275-277.

Pressey, R. L. y A. O. Nicholls. 1989. Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. *Biological Conservation* 50: 263-278.

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.

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.

Rzedowski, J. 1994. *Vegetación de México*. Limusa, México. 432 p.

Rodrigues, A. S. L. y K. J. Gaston. 2002. Optimization in reserve selection procedures—why not? *Biological Conservation* 107: 123-129.

Saetersdal, M. y H. J. B. Birks. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, Western Norway. *Biological Conservation* 65: 121-132.

Scott, J. M., B. Csuti, J. D. Jacobi y J. E. Estes. 1987. Species richness. *BioScience* 37: 782-788.

Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards, J. Ulliam, y R. G. Wright. 1993. Gap Analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monograph* 123: 1-14.

Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. (SEMARNAP) 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación, 8 de enero de 1988. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2001. Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006. México.

Shafer, C. L. 1999. History of selection and system planning for US natural areas, national parks and monuments: beauty and biology. *Biodiversity and Conservation* 8: 189-204.

Stockwell, D. y K. Payne. 2000. Disponible en: <<http://biodi.sdsc.edu>>

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.

Stockwell, D. y A. T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.

Stoms, D. A., F. Davis y S. Andelman. 2003. Designing Regional Conservation Portfolios: filling the gaps. *Gap Analysis Bulletin* 8: 1-7.

USA-CERL. 1998. GRASS 4.2 User's Manual. United States Army Corps of Engineers Construction. Engineering Research Laboratory. Champaign, Illinois.

Vane-Wright, R. I., C. J. Humphries y P. H. Williams. 1991. What to protect? Systematics and the Agony of Choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.

Velázquez, A., G. Bocco, F. Romero y A. Pérez Vega. 2003. A Landscape perspective on biodiversity conservation: the case of Central Mexico. *Mountain Research and Development* 23 (3): 240-246.

Westman, W. E. 1990. Managing for biodiversity. *BioScience* 40: 27-33.

Wessels, K. J., S. Freitag y A. S. van Jaarsveld. 1999. The use of land facets as biodiversity surrogates during reserve selection at a local scale. *Biological Conservation* 89: 21-38.

Willis, C. K., A. T. Lombard, R. M. Cowling, B. J. Heydenrych y C. J. Burgers. 1996. Reserve systems for limestone endemic flora of the Cape Lowland Fynbos: iterative versus linear programming. *Biological Conservation* 77: 53-62.

ANEXO

Mamíferos ensamblaje 1

Ammospermophilus interpres
Antilocapra americana
Antrozous pallidus
Artibeus lituratus
Baiomys musculus
Baiomys taylori
Bos bison
Canis latrans
Centurio senex
Chaetodipus hispidus
Chaetodipus intermedius
Chaetodipus nelsoni
Chaetodipus penicillatus
Chiroderma salvini
Corynorhinus townsendii
Cratogeomys castanops
Cratogeomys goldmani
Cynomys ludovicianus
Dipodomys merriami
Dipodomys nelsoni
Dipodomys ordii
Dipodomys spectabilis
Erethizon dorsatum
Euderma phyllote
Eumops underwoodi
Lasiurus borealis
Lasiurus cinereus
Leptonycteris nivalis
Lepus californicus
Lepus callotis
Liomys irroratus
Mephitis mephitis
Microtus pennsylvanicus
Mustela frenata
Myotis californica
Myotis thysanodes
Myotis yumanensis
Neotoma albigula
Neotoma goldmani
Neotoma micropus
Notiosorex crawfordi
Nyctinomops macrotis
Odocoileus hemionus
Onychomys arenicola
Onychomys leucogaster

Onychomys torridus
Ovis canadensis
Perognathus flavescens
Perognathus flavus
Perognathus merriami
Peromyscus eremicus
Peromyscus leucopus
Peromyscus maniculatus
Peromyscus megalops
Peromyscus melanophrys
Peromyscus pectoralis
Peromyscus polius
Pipistrellus hesperus
Puma concolor
Reithrodontomys fulvescens
Reithrodontomys montanus
Sigmodon arizonae
Sigmodon hispidus
Spermophilus spilosoma
Spilogale putorius
Sylvilagus audubonii
Tadarida brasiliensis
Taxidea taxus
Thomomys bottae
Ursus americanus
Ursus arctos
Vulpes velox

Mamíferos ensamblaje 2

Chaetodipus artus
Chaetodipus goldmani
Desmodus rotundus
Herpailurus yagouaroundi
Macrotus waterhousii
Peromyscus madrensis
Pteronotus parnellii
Sciurus colliaei

Mamíferos ensamblaje 3

Dasypus novemcinctus
Dermanura tolteca
Didelphis virginiana
Glossophaga leachii
Glossophaga soricina
Leopardus wiedii
Liomys pictus
Macrotus californicus
Nasua narica
Pecari tajacu
Sigmodon alleni

Mamíferos ensamblaje 4

Anoura geoffroyi
Artibeus jamaicensis
Dermanura azteca
Didelphis marsupialis
Glossophaga commissarisi
Mormoops megalophylla
Peromyscus levipes
Peromyscus melanotis
Sorex emarginatus
Sorex monticolus
Sorex oreopolus
Sorex saussurei
Sturnira lilium
Sturnira ludovici
Tamias durangae

Mamíferos ensamblaje 5

Corynorhinus mexicanus
Eptesicus fuscus
Euderma maculatum
Glaucomyz volans
Lasiurus ega
Leptonycteris curasoae
Microtus mexicanus
Myotis ciliolabrum
Myotis volans
Natalus stramineus
Nelsonia neotomodon
Neotoma mexicana
Peromyscus boylii
Peromyscus difficilis
Peromyscus gratus
Peromyscus truei
Sciurus aberti
Sciurus nayaritensis
Sigmodon leucotis
Spermophilus madrensis
Sylvilagus brasiliensis
Sylvilagus floridanus
Tamias dorsalis
Tamiasciurus mearnsi
Thomomys umbrinus

Mamíferos ensamblaje 6

Artibeus hirsutus
Bassariscus astutus
Canis lupus
Choeronycteris mexicana
Conepatus mesoleucus

Dipodomys phillipsii
Lepus alleni
Lontra longicaudis
Lynx rufus
Mephitis macroura
Myotis auriculacea
Myotis lucifuga
Myotis velifera
Odocoileus virginianus
Peromyscus aztecus
Peromyscus melanocarpus
Peromyscus spicilegus
Procyon lotor
Reithrodontomys megalotis
Sigmodon fulviventer
Sigmodon ochrognathus
Spermophilus variegatus
Tamias bulleri
Urocyon cinereoargenteus

Anfibios y reptiles ensamblaje 1

Arizona elegans
Bufo debilis
Bufo punctatus
Chrysemys picta
Cnemidophorus gularis
Cnemidophorus inornatus
Cnemidophorus neomexicanus
Cnemidophorus tigris
Cnemidophorus uniparens
Coleonyx brevis
Conophis vittatus
Cophosaurus texanus
Crotalus atrox
Crotalus mitchelli
Crotalus viridis
Elaphe guttata
Eumeces obsoletus
Gambelia wislizenii
Gastrophryne olivacea
Heterodon nasicus
Holbrookia maculata
Holbrookia propinqua
Hypsiglena torquata
Kinosternon hirtipes
Lampropeltis getula
Leptotyphlops humilis
Lichanura trivirgata
Masticophis flagellum
Petrosaurus mearnsi

Phrynosoma cornutum
Phrynosoma coronatum
Phrynosoma douglasi
Phrynosoma modestum
Rana catesbeiana
Rhinocheilus lecontei
Salvadora deserticola
Salvadora grahamiae
Salvadora hexalepis
Scaphiopus couchi
Sceloporus graciosus
Sceloporus magister
Sceloporus orcutti
Sceloporus spinosus
Spea bombifrons
Tantilla nigriceps
Terrapene ornata
Thamnophis marcianus
Thamnophis sirtalis
Trimorphodon biscutatus
Urosaurus microscutatus
Uta stansburiana

Anfibios y reptiles ensamblaje 2

Bufo cognatus
Bufo woodhousei
Cnemidophorus exsanguis
Cnemidophorus sacki
Cnemidophorus tessellatus
Crotalus scutulatus
Crotaphytus collaris
Gerrhonotus infernalis
Kinosternon flavescens
Leptophis diplotropis
Masticophis taeniatus
Pituophis melanoleucus
Sceloporus parvus
Sceloporus undulatus
Senticolis triaspis
Sonora semiannulata
Urosaurus ornatos

Anfibios y reptiles ensamblaje 3

Adelophis foxi
Ambystoma rosaceum
Ambystoma tigrinum
Anolis nebulosus
Barisia imbricata
Barisia levicollis
Bufo compactilis

Bufo microscaphus
Bufo occidentalis
Bufo speciosus
Cnemidophorus burti
Cnemidophorus costatus
Conopsis labialis
Conopsis lineatus
Conopsis nasus
Crotalus lepidus
Crotalus molossus
Crotalus pricei
Crotalus triseriatus
Crotalus willardi
Ctenosaura hemilopha
Diadophis punctatus
Eleutherodactylus tarahumaraensis
Elgaria kingi
Eumeces brevirostris
Eumeces lynxe
Eumeces multilineatus
Eumeces parviauriculatus
Eumeces tetragrammus
Geophis dugesi
Gerrhonotus liocephalus
Hyla arenicolor
Hyla eximia
Kinosternon integrum
Lampropeltis mexicana
Lampropeltis pyromelana
Nerodia melanogaster
Nerodia rufipunctatus
Phrynosoma orbiculare
Pituophis deppei
Pseudacris cadaverina
Rana berlandieri
Rana montezumae
Rana pustulosa
Rana tarahumarae
Rana trilobata
Rhadinaea lachrymans
Rhadinaea laureata
Sceloporus aeneus
Sceloporus clarki
Sceloporus dugesi
Sceloporus grammicus
Sceloporus horridus
Sceloporus jarrovi
Sceloporus nelsoni
Sceloporus ornatus
Sceloporus poinsetti

Sceloporus scalaris
Sceloporus torquatus
Sceloporus virgatus
Smilisca baudini
Spea hammondi
Spea multiplicatus
Storeria storerioides
Tantilla wilcoxi
Tantilla yaquia
Thamnophis cyrtopsis
Thamnophis elegans
Thamnophis eques
Thamnophis errans

Anfibios y reptiles ensamblaje 4

Bufo mazatlanensis
Eleutherodactylus augusti
Heloderma horridum
Masticophis bilineatus
Micrurus distans
Phyllodactylus tuberculosus
Sympholis lippiens
Urosaurus bicarinatus

Aves ensamblaje 1

Actitis macularia
Ara militaris
Calocitta colliei
Cardinalis cardinalis
Columbina inca
Geothlypis trichas
Icterus cucullatus
Leptotila verreauxi
Melanerpes uropygialis
Passerina versicolor
Vireo olivaceus

Aves ensamblaje 2

Aimophila ruficeps
Ammodramus savannarum
Aphelocoma coerulescens
Buteo regalis
Buteogallus anthracinus
Caprimulgus ridgwayi
Carduelis psaltria
Catharus occidentalis
Chloroceryle americana
Chondestes grammacus
Chordeiles minor
Coccothraustes vespertinus

Contopus sordidulus
Corvus cryptoleucus
Cypseloides rutilus
Dendroica graciae
Dendroica nigrescens
Empidonax hammondii
Empidonax oberholseri
Euphonia elegantissima
Fulica americana
Glaucidium gnoma
Guiraca caerulea
Icterus parisorum
Melanerpes aurifrons
Mergus merganser
Micrathene whitneyi
Myadestes obscurus
Myiarchus cinerascens
Myiarchus nuttingi
Myioborus pictus
Otus asio
Parus wollweberi
Passerculus sandwichensis
Passerina amoena
Phainopepla nitens
Pipilo fuscus
Piranga bidentata
Piranga flava
Pooecetes gramineus
Progne subis
Ridgwayia pinicola
Salpinctes obsoletus
Sayornis phoebe
Sayornis saya
Selasphorus platycercus
Sialia sialis
Stelgidopteryx serripennis
Thryomanes bewickii
Vermivora celata
Vermivora ruficapilla
Vireo bairdi
Vireo gilvus
Xanthocephalus xanthocephalus

Aves ensamblaje 3

Amphispiza bilineata
Asio flammeus
Auriparus flaviceps
Bubo virginianus
Buteo swainsoni
Calamospiza melanocorys

Calcarius mccownii
Calcarius ornatus
Callipepla squamata
Campylorhynchus brunneicapillus
Cardinalis sinuatus
Charadrius vociferus
Chordeiles acutipennis
Crotophaga sulcirostris
Icterus spurius
Mimus polyglottos
Molothrus ater
Myiobius sulphureipygius
Phalaenoptilus nuttallii
Piranga ludoviciana
Piranga rubra
Polioptila caerulea
Polioptila melanura
Pyrocephalus rubinus
Quiscalus mexicanus
Stellula calliope
Vermivora virginiae

Aves ensamblaje 4

Amazilia beryllina
Amazilia violiceps
Basileuterus rufifrons
Cyananthus latirostris
Molothrus aeneus
Myiodynastes luteiventris
Parula pitiayumi
Sayornis nigricans
Vireo hypochryseus

Aves ensamblaje 5

Aeronautes saxatalis
Anas platyrhynchos
Basileuterus belli
Campephilus imperialis
Carduelis notata
Carduelis pinus
Cathartes aura
Catharus guttatus
Ceryle alcyon
Cinclus mexicanus
Colaptes auratus
Columba fasciata
Contopus pertinax
Corvus corax
Cyanocitta stelleri
Cypseloides niger

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

Cyrtonyx montezumae
Dendroica coronata
Dendroica occidentalis
Dendroica townsendi
Empidonax affinis
Empidonax albigularis
Empidonax fulvifrons
Euptilotis neoxenus
Falco mexicanus
Falco sparverius
Junco hyemalis
Lanius ludovicianus
Lepidocolaptes leucogaster
Loxia curvirostra
Melospiza lincolni
Melospiza melodia
Oriturus superciliosus
Otus flammeolus
Otus trichopsis
Oxyura jamaicensis
Parula superciliosa
Peucedramus taeniatus
Regulus calendula
Rhynchopsitta pachyrhyncha
Sialia mexicana
Sitta carolinensis
Sitta pygmaea
Sphyrapicus thyroideus
Sphyrapicus varius
Spizella passerina
Streptoprocne semicollaris
Sturnella neglecta
Tachycineta thalassina
Troglodytes aedon
Turdus migratorius
Tyrannus vociferans
Vireo huttoni
Wilsonia pusilla
Zenaida macroura

Aves ensamblaje 6

Accipiter striatus
Agelaius phoeniceus
Aphelocoma ultramarina
Atlapetes pileatus
Buteo jamaicensis
Buteo nitidus
Caprimulgus vociferus
Cardellina rubrifrons
Carpodacus mexicanus

Catherpes mexicanus
Certhia americana
Empidonax difficilis
Eremophila alpestris
Ergaticus ruber
Geococcyx californianus
Hirundo pyrrhonota
Hirundo rustica
Hylocharis leucotis
Icterus wagleri
Junco phaeonotus
Lampornis clemenciae
Melanerpes formicivorus
Melanotis caerulescens
Mitrephanes phaeocercus
Myadestes townsendi
Myiarchus tuberculifer
Myioborus miniatus
Parus bicolor
Parus sclateri
Pheucticus melanocephalus
Picoides scalaris
Picoides stricklandi
Picoides villosus
Pipilo erythrophthalmus
Psaltriparus minimus
Ptilogonys cinereus
Toxostoma curvirostre
Trogon elegans
Trogon mexicanus
Vireo bellii
Vireo solitarius