



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

ECOLOGÍA

**ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN HERPETOFAUNÍSTICA EN LAS REGIONES
CHAMELA-CABO CORRIENTES Y MANANTLÁN-VOLCÁN DE COLIMA Y SUS**

IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

MARIA DELIA BASANTA

TUTOR PRINCIPAL: DR. ANDRÉS GARCÍA AGUAYO

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

COMITÉ TUTOR: DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

DR. OSCAR FLORES VILLELA

FACULTAD DE CIENCIAS

MÉXICO, D.F.

JUNIO, 2015



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

ECOLOGÍA

**ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN HERPETOFAUNÍSTICA EN LAS REGIONES
CHAMELA-CABO CORRIENTES Y MANANTLÁN-VOLCÁN DE COLIMA Y SUS
IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

MARIA DELIA BASANTA

TUTOR PRINCIPAL: DR. ANDRÉS GARCÍA AGUAYO

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

COMITÉ TUTOR: DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

DR. OSCAR FLORES VILLELA

FACULTAD DE CIENCIAS

MÉXICO, D.F.

JUNIO, 2015



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

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 27 de abril de 2015, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS de la alumna BASANTA MARIA DELIA con número de cuenta 513452871 con la tesis titulada "Análisis de la distribución herpetofaunística en las regiones de Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima y sus implicaciones para su conservación", realizada bajo la dirección del DR. ANDRÉS GARCÍA AGUAYO:

Presidente: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
Vocal: DR. FAUSTO ROBERTO MÉNDEZ DE LA CRUZ
Secretario: DR. MIGUEL ALFONSO ORTEGA HUERTA
Suplente: DR. OSWALDO TÉLLEZ VALDÉS
Suplente: DR. VÍCTOR MANUEL G. SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 11 de junio de 2015.

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

A la Dirección General de Estudios de Posgrados (DGEP)

A mi Tutor, Dr. Andrés García Aguayo por su apoyo académico y personal durante mi maestría. Por abrirme las puertas de su casa y enseñarme la maravillosa naturaleza del oeste de México.

A los miembros de mi Comité Tutor: Dr. Miguel Alfonso Ortega Huerta y Dr. Oscar Flores Villela por su colaboración y disposición para hacer parte de mi comité. Por cada revisión y aportes tantos personales como académicos en el transcurso de mi formación.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi mamá, mi papá y mi hermano, que siempre me apoyaron en todas mis desiciones, por su gran aliento, cariño y amor a la distancia para que siguiera formándome sin bajar los brazos.

A Diana, que desde mi llegada a México siempre me ha acompañado, abriéndome las puertas de su casa, su familia y amigos, siendo mi compañera de viajes, de estudios, de vida.

A todos los del Laboratorio de Análisis Espaciales, principalmente a Enrique, por integrarme a su Lab, y permitirme conocer tan lindas personas con las que trabajar y convivir día a día. Gracias Enrique por esa gran oportunidad, y también gracias por todos tus consejos y apoyo. A todos mis amigos y compañeros del Lab., que con su cariño, consejos y bromas me hicieron sentir parte de esa gran familia LAE: Yaya, Saúl, Julián, Anny, Edith, Cons, Paola, Samara, Carlos, Ángela, Angelita, Miguel y Andrés.

A mis amigos del IB, que fui conociendo durante los años de mi maestría, por sus consejos, bromas y lindos momentos: Monse, Luis, Alejandro y Jay.

A Chío, por su gran disposición y ayuda en todas las dudas y trámites.

A los miembros de mi jurado: Dr. Enrique Martínez Meyer, Dr. Oswaldo Téllez Valdés, Dr. Fausto Méndez y Dr. Víctor Manuel G. Sánchez Cordero Dávila, por su disposición, aportes y correcciones a mi trabajo.

ÍNDICE

Índice de Figuras.....	II
Índice de Tablas y Cuadros.....	III
Resumen.....	IV
Abstract.....	V
Introducción.....	1
Objetivos.....	8
Antecedentes.....	9
Área de estudio.....	12
Métodos.....	19
Resultados.....	29
Discusión.....	53
Conclusiones.....	63
Literatura citada.....	64
Apéndice I.....	79
Apéndice II.....	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de BAM.....	3
Figura 2. Área de Estudio.	12
Figura 3. Vegetación del área de estudio.	18
Figura 4. Ampliación del área de estudio para la construcción de los modelos.	19
Figura 5. Áreas de distribución y registros de las especies microendémicas.....	30
Figura 6. Áreas de distribución potencial de las especies microendémicas.....	31
Figura 7. Microendemismos en el área de estudio.....	31
Figura 8. Regiones biogeográficas y ecológicas.	33
Figura 9. Sitios de muestreo.	34
Figura 10. Número de especies registradas en los muestreos.....	37
Figura 11. Riqueza herpetofaunística en el área de estudio.....	40
Figura 12. Análisis espacial de riqueza, endemismos y especies bajo protección.....	41
Figura 13. Diagrama de Venn, congruencia de riqueza, especies en riesgo y especies endémicas en celdas	43
Figura 14. Áreas seleccionadas para conservación.....	43
Figura 15. Vegetación presente en las áreas seleccionadas para conservación.	45
Figura 16. Número de especies en total, endémicas y amenazadas por área.....	46
Figura 17. Número de especies por familia de anfibios (A) y reptiles (B).....	47
Figura 18. Factores utilizados para la creación de corredores.....	49
Figura 19. Posibles corredores biológicos entre las áreas de conservación.....	51
Figura 20. Superficie de vegetación en los corredores potenciales con 0.4% del paisaje...52	

ÍNDICE DE TABLAS Y CUADROS

Tabla 1. Áreas Protegidas Federales y estatales presentes en el área de estudio.....	13
Tabla 2. Categorías según el número de especies (riqueza, endemismos y bajo protección), y valores para la implementación de planes de conservación en relación a la coincidencia de categorías.....	24
Tabla 3. Registros de acuerdo a la altitud de la zona.....	26
Tabla 4. Características utilizadas en la determinación de hábitat adecuados para la herpetofauna.....	28
Cuadro 5. Ubicación de los registros de especies respecto a las regiones biogeográficas y ecológicas.....	32
Tabla 6. Muestreos realizados en septiembre-octubre de 2013 y marzo de 2014.....	35
Cuadro 7. Correlaciones entre la riqueza de especies de anfibios y reptiles, número de especies endémicas, y número de especies en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT 2010.....	39
Cuadro 8. Superficie y valores de prioridad correspondientes a cada área seleccionad.....	39
Cuadro 9. Características de los corredores viables entre las áreas de prioridad para conservación y las áreas protegidas.....	48

RESUMEN

Dentro de la reconocida crisis de biodiversidad se incluye una importante declinación de muchas poblaciones de anfibios y reptiles. La identificación de puntos críticos de riqueza y endemismo de especies dentro de una región es importante para dar prioridad a los esfuerzos de conservación. El oeste de México alberga un tercio de la biodiversidad del país, con una gran riqueza de especies, endemismos y especies en peligro, especialmente de anfibios y reptiles. Esto ha sido reconocido por la creación de Áreas Protegidas y el reconocimiento de dos Regiones Terrestres Prioritarias, Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima. En este estudio se modeló la distribución potencial de 129 especies de anfibios y reptiles que se encuentran en estas regiones, y se determinó la correspondencia de los puntos críticos de riqueza de especies, endemismo y especies en riesgo, en relación a las áreas protegidas y el estado de conservación de la vegetación. Se encontraron 10 áreas con alto valor para la implementación de planes de conservación, por su coincidencia en valores altos de riqueza, endemismos y especies en riesgo. Con base en el análisis de estos patrones, junto con la distribución espacial de los tipos de vegetación, carreteras y topografía, se identificaron potenciales corredores biológicos entre las áreas. La correspondencia significativa entre áreas con alta riqueza, endemismo y especies en peligro, sugiere que estas áreas deben ser consideradas para una protección oficial, para complementar con las ya existentes que no pudieron incluir la mayor parte de estas áreas. La heterogeneidad del paisaje en el área de estudio con múltiples ecosistemas y potenciales corredores biológicos, ofrece un excelente escenario para la implementación de medidas de conservación en estas áreas y su conexión, basada no sólo en la biodiversidad, sino también considerando factores sociales, económicos y políticos.

ABSTRACT

The biodiversity crisis includes an important declination of many amphibian and reptile populations and species. The identification of species richness and endemism hotspots is within a diverse region is important to prioritize conservation efforts. Western Mexico concentrates a third of Mexican biodiversity, species richness, endemism and endangerment, especially in reptiles and amphibians. This has been recognized by the establishment of several protected areas and the recognition of two terrestrial priority regions, the Chamela-Cabo Corrientes and the Manantlan-Colima Volcano. In this work, we modeled actual potential distribution of 129 amphibian and reptile species found in these regions and determined the correspondence of hotspots of species richness, endemism and endangerment with protected areas and vegetation cover and conservation status. We found 10 areas with high priority for conservation due to their coincidence in high values of richness, endemism and endangerment. Based on the analysis of such patterns along with the spatial distribution of vegetation types, roads and topography, we were able to identify potential biological corridors among those areas. The significative correspondence among areas of high richness, endemism and endangerment, suggest these are should be considered for official protection to complement the existing ones that failed to include most of these areas. Landscape heterogeneity across the study area with potential biological corridors and multiple ecosystems provides an excellent scenario for the implementation of conservation measures in such areas and their connection based not just on biodiversity but social, economic and politic factors.

INTRODUCCIÓN

Dentro de la reconocida crisis de biodiversidad se incluye una importante declinación de muchas poblaciones de anfibios y reptiles (Wake 1991, Gibbons et al. 2000, Stuart et al. 2004). La pérdida global de la herpetofauna fue reconocida por primera vez en 1989 como un fenómeno al que se comienza a prestar atención en todo el mundo (Gibbons et al. 2000, Blaustein & Kiesecker 2002), esta preocupación ha llevado al desarrollo de numerosos estudios que han derivado en algunas hipótesis sobre las posibles causas que expliquen esta disminución, y en algunos casos, la desaparición de especies.

Los factores más mencionados como causantes de esta declinación son la destrucción del hábitat, la sobreexplotación, y otros procesos como enfermedades emergentes, principalmente quitridiomycosis, y cambio climático (Stuart et al. 2004). Actualmente casi un tercio (32%) de las especies de anfibios del mundo están amenazadas o extintas, el 43% no se encuentra amenazada y el 25% tiene datos insuficientes para determinar su estado de amenaza (Stuart et al. 2008). La sobreexplotación de especies y la reducción del hábitat han sido registradas ampliamente en muchos grupos taxonómicos, como en aves y mamíferos (Birdlife International 2004, IUCN 2008), y son el enfoque en la mayoría de los esfuerzos en conservación.

Frente a estos factores, las estrategias de conservación para el manejo de la biodiversidad deben anticiparse a sus impactos, evaluando las distribuciones actuales y futuras de las especies (Araújo & Rahbek 2006). El contar con información precisa sobre los patrones de distribución de las especies es importante para identificar los puntos críticos de riqueza, endemismo y especies en riesgo. El modelado de nicho ecológico es una de las herramientas utilizadas para compensar la falta de inventarios en áreas de importancia y que requieren de análisis de los patrones de diversidad (Franklin 2009). Estos modelos utilizan los registros de las especies y variables ambientales como predictoras para generar modelos de nicho proyectados como distribuciones potenciales (Figura 1).

El modelado emplea diversos algoritmos, entre los que se incluyen Maximum Entropy (Phillips et al. 2006), Genetic Algorithm for Rule-set Production (Stockwell & Peters 1999) y Bioclimatic analysis and prediction system (Busby 1991). De esta manera el modelado de la distribución ha permitido la identificación de áreas de mayor riqueza, endemismo y

riesgo, lo cual es esencial en el establecimiento de estrategias para la conservación en áreas de considerable biodiversidad cuando los recursos financieros y humanos son limitados (Myers et al. 2000, Sechrest et al. 2000). El modelado de nicho ecológico identifica áreas ambientales similares a los sitios donde las especies han sido encontradas, pero en las cuales no se han registrado hasta el momento; con lo cual ofrece la oportunidad del descubrimiento de nuevas poblaciones, que pueden ser alopátridas, o poblaciones aisladas por ambientes inadecuados (Wiens & Graham 2005). Además, la existencia de barreras geográficas e interrupciones en el paisaje, combinado con la ausencia de especies particulares de regiones aisladas, puede ser una manera de descubrir barreras de dispersión (Peterson et al. 2011).

Si bien el modelado es una herramienta útil en la predicción de la distribución de especies, es importante considerar las limitaciones de estos modelos respecto a la información de los registros y las variables predictoras a utilizar. Los registros pueden contener errores en la identificación de especies o en su localización (Graham et al. 2004), además de contener algún tipo de sesgo, como espacial, ambiental, temporal y/o taxonómico (Soberon et al. 2000). También el uso de muchas covariables predictoras que miden fenómenos similares pueden generar multicolinealidad, un problema estadístico definido como un alto grado de correlación entre las variables, que tiende a inflar tanto las varianzas de los valores pronosticados de la variable de respuesta como la de los parámetros estimados. Con lo cual, es de gran importancia asegurarse de que esas variables ambientales predictoras sean ortogonales entre sí, es decir, mutuamente independientes (Cruz-Cárdenas et al. 2014).

A pesar de sus limitaciones, los modelos de distribución potencial son muy útiles para la conservación de la biodiversidad. Con un análisis previo de las variables predictoras, y de los errores y sesgos en la ubicación de los registros, su utilización puede ser muy valiosa en los esfuerzos para comprender los patrones en la distribución de las especies, y contribuir a su conservación (Peterson et al. 2011).

La riqueza y endemismos de especies son dos medidas que se utilizan comúnmente para describir la diversidad biológica de una región y son muy útiles para las estrategias de priorización de la conservación (Kier & Barthlott 2001, Slatyer et al. 2007). Algunos autores han hecho hincapié en la riqueza de especies, mientras que otros sostienen que los

esfuerzos de conservación deberían dirigirse más a las áreas de alto endemismo (Prendergast et al. 1993, Kerr 1997, Ceballos et al. 1998). Hoy en día es generalmente aceptado que, aunque la información sobre cada una de estas medidas por sí solas pueden hacer una contribución importante durante la planificación de la conservación, su impacto puede aumentar considerablemente cuando se las considera en conjunto (Orme et al. 2005, Brooks et al. 2006, Lamoreux et al. 2006).

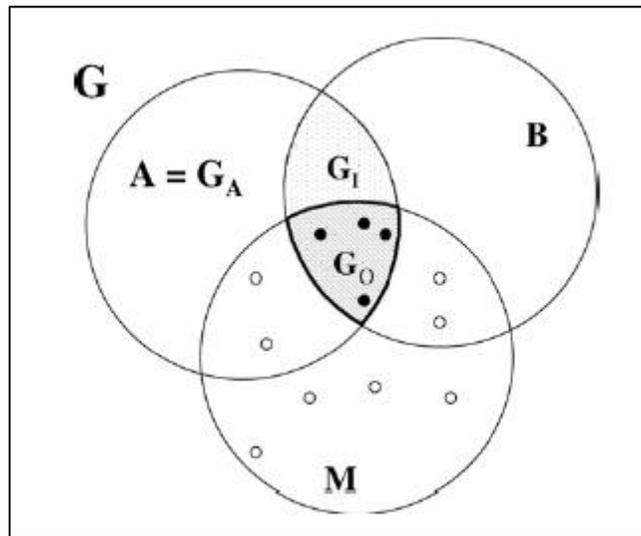


Figura 1. Diagrama de BAM (Soberón y Peterson 2005) tomado de Barve et al. 2011. El círculo A representa las partes del mundo que contienen las condiciones abióticas necesarias para la supervivencia y el crecimiento de una especie. El círculo B representa las interacciones con la especie. El círculo M representa la región que ha sido accesible a la especie durante un período de tiempo estimado. La intersección de estas tres regiones es la zona ocupada G₀. La zona G₁ tiene las condiciones ambientales y de interacción ideales, pero no ha sido explorada por la especie. Los círculos cerrados = poblaciones fuente, círculos abiertos = poblaciones sumidero.

La determinación de áreas de mayor riqueza y endemismos debe ser complementada con el análisis de congruencia espacial de éstas con la distribución de las áreas naturales protegidas, el tipo de vegetación y su estado de conservación, y el desarrollo del país (Ortega-Huerta & Peterson 2004, García 2006). Mediante el diseño y la gestión de corredores de conservación incorporando patrones y procesos biológicos a escala de paisaje, podría conservarse la biodiversidad (Rozdilsky et al. 2001, Rouget et al. 2006).

Por otro lado, es de suma importancia realizar ejercicios de validación de campo de las predicciones del modelado (Rykiel 1996), en especial para especies de alta prioridad en conservación.

México es uno de los países con mayor riqueza en herpetofauna, posee alrededor de 1165 especies de anfibios y reptiles (Flores-Villela & Canseco-Márquez 2004). Debido a que su distribución no es homogénea, pocas de estas especies se encuentran bien conservadas, las áreas naturales protegidas sólo protegen el 31% de los anfibios y el 76% de los reptiles (Santos-Barrera & García 2006).

El occidente de México se caracteriza por una elevada riqueza, endemismo de vertebrados y gran heterogeneidad en tipos de vegetación, clima y topografía (Ramamoorthy et al. 1993, Bojorquez-Tapia et al. 1995, Ceballos & García 1995, Flores-Villela & Goyenechea 2003, García 2003, García 2006, Ochoa-Ochoa & Flores-Villela 2006, García-Trejo & Navarro 2004). En la región comprendida entre el suroeste de Jalisco y Colima, la diversidad florística comprende aproximadamente 3000 especies de plantas vasculares, 50% de las cuales son endémicas de México, mientras que la faunística comprende unas 600 especies de vertebrados, que incluyen 160 especies de anfibios y reptiles, y 130 mamíferos, con un endemismo de 50% y 10%, respectivamente (García & Ceballos 1994, Ceballos & García 1995, Lillo et al. 2000, García 2006, García et al. 2007, Sánchez-Azofeifa et al. 2009).

Las regiones Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima son regiones terrestres prioritarias de México. Éstas fueron determinadas como unidades ambientales estables con una riqueza ecosistémica y específica comparativamente mayor que en el resto del país, con el fin de concentrar los esfuerzos de investigación y conservación de la biodiversidad de México (Arriaga et al. 2000). La delimitación de estas regiones se basó en análisis de diversidad, topografía, divisorias de aguas, sustrato edáfico y geológico, y tipo de vegetación; contemplando otras regionalizaciones como el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Sinap) del INE y la regionalización por cuencas de la CNA. Fue realizada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), Pronatura, A.C., la Sección

Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves (CIPAMEX), la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA), la Fundación David y Lucile Packard, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), la Agencia Estadounidense para el Desarrollo Internacional (USAID), The Nature Conservancy (TNC) y BirdLife International. Esta regionalización conforma un marco de referencia para que pueda ser utilizado en la toma de decisiones de los diferentes sectores y niveles de gobierno.

Las regiones Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima presentan una alta diversidad de ecosistemas, albergando una gran riqueza herpetofaunística con un elevado índice de endemismo y riesgo (García & Ceballos 1994, Ceballos & Garcia 1995, Lillo et al. 2000, Ramírez-Bautista & García 2002). La magnitud y unicidad de la diversidad regional ha sido reconocida con el establecimiento de áreas protegidas (AP), como las Reservas de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Sierra de Manantlán y el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima, que reflejan las diversas condiciones de la zona; considerables variaciones altitudinales y climáticas, y ecosistemas como la selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia, bosques de encino, de pino y mesófilo de montaña. Actualmente éstas áreas están siendo reducidas por la deforestación y el crecimiento demográfico (Arriaga et al. 2000), con lo cual para una mayor conservación, es muy importante determinar el tamaño de los parches de distribución de las especies, endemismo, y la conectividad entre ellos dentro de la región. Con el fin de aumentar la probabilidad de persistencia de estas especies en el marco del cambio global, en específico ante la alta dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo, es necesario incorporar estos aspectos en la planeación de la conservación. Las elevadas tasas de cambio de cobertura y uso de suelo representan una amenaza próxima y severa para la biodiversidad. Las especies raras y endémicas han sido propuestas como elementos de biodiversidad que sirven como substitutos efectivos para otras especies que además son sensibles a cambios ambientales (Myers et al. 2000); de esta forma, si tomamos decisiones oportunas sobre éstas, podremos mejorar las expectativas de conservar el resto.

La pérdida de conectividad es una amenaza importante para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas de los paisajes. La dispersión

de organismos, y por lo tanto la persistencia de la población, es uno de los procesos más críticos que depende en gran medida del grado de conectividad del paisaje. La implementación de corredores biológicos para conectar parches aislados podría aumentar la circulación de individuos, manteniendo la diversidad genética entre las poblaciones. Además, los corredores podrían servir como rutas para el movimiento de organismos que responden al cambio climático (Channell & Lomolino 2000).

Mientras que el tamaño del fragmento, el aislamiento y el ambiente tienen un efecto directo sobre la abundancia y diversidad de la fauna, las variables ambientales y la vegetación también pueden desempeñar un papel importante en su estructuración, ya que muchas especies requieren microhábitats específicos para sobrevivir y reproducirse (How & Dell 2000, Brown 2001). A diferencia de las especies más móviles, que pueden atravesar corredores en horas, días o semanas, los vínculos de las especies menos móviles deben incluir el hábitat para el mantenimiento de las poblaciones por varias generaciones (Beier et al. 2008).

Teniendo en cuenta la alta diversidad, endemismo, y la intensificación de las presiones de uso del suelo que amenazan la biodiversidad en la región, es necesario generar iniciativas de conservación a partir de la conexión de los remanentes de selvas con corredores de vegetación, teniendo en cuenta las actividades humanas como carreteras, asentamientos humanos, la agricultura y ganadería (Muench 2006, Sánchez-Azofeifa et al. 2009, Domínguez Torres 2011, Ávila-Cabadilla et al. 2012, Roldán Velasco 2012).

Por las razones anteriormente expuestas, resulta importante conocer la distribución actual y potencial de las especies, junto con el estado de conservación de la vegetación en las regiones de Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima, información básica para el establecimiento de medidas de conservación de las especies y conectividad del paisaje. Este trabajo podrá ser un marco de referencia para trabajos posteriores sobre el efecto del cambio climático (Blaustein et al. 2010), cambios en la cobertura del uso del suelo en los rangos geográficos de distribución de las especies, y la conservación de la diversidad herpetofaunística y de otros grupos taxonómicos a largo plazo. A partir de las áreas de distribución y por medio de análisis biogeográficos se identifican posibles corredores biológicos o de flujo genético entre las principales áreas. Los elementos del

paisaje que funcionan como corredores también pueden servir para múltiples fines, proporcionando servicios ecosistémicos. Los resultados de este estudio pueden generar directrices para la toma de medidas de conservación en los sitios y la conexión entre ellos.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar los patrones de distribución de la herpetofauna en la región comprendida entre las regiones terrestres prioritarias Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima, y su relación con el estado de conservación de la vegetación para establecer estrategias de conservación que potencien aún más la importancia de las áreas naturales protegidas presentes en dichas regiones.

Objetivos particulares

- Predecir la distribución potencial de la herpetofauna en la región de estudio.
- Analizar los patrones espaciales de la co-ocurrencia de la riqueza, endemismo y riesgo en relación a las áreas naturales protegidas y estado de conservación de la vegetación.
- Corroborar en campo las predicciones del modelado, en especial para las especies microendémicas de la región.
- Localizar posibles corredores biológicos entre las principales áreas de distribución de la diversidad y de las áreas naturales protegidas.

ANTECEDENTES

El modelado de la distribución de especies a partir de su nicho ecológico ha sido utilizado en la determinación de los patrones espaciales de la diversidad, especialmente en regiones poco estudiadas y con restricciones financieras (Bojórquez-Tapia et al. 1995, Sánchez-Cordero & Martínez-Meyer 2000, Midgley et al. 2002, Anderson & Martínez-Meyer 2004, Peterson et al. 2002a, b, Peterson & Kluza 2003, Graham et al. 2004, Ortega-Huerta & Peterson 2004, García 2006, Urbina-Cardona & Flores-Villela 2009, Blank & Blaustein 2012). Dado que el clima y la topografía influyen en la distribución geográfica de los anfibios y reptiles (Duellman 1966), es posible obtener su distribución con estos modelos con variables ambientales y topográficas, ya que se construyen a partir de la relación entre los registros únicos de localidad de las especies y sus datos ambientales (Elith et al. 2006). Estas especies son componentes importantes de la diversidad biológica, y los anfibios son particularmente valiosos como bioindicadores (Hyne et al. 2009). Sin embargo, a pesar de tener el estatus de amenaza más alta de todos los vertebrados terrestres, con un número significativamente mayor de especies en riesgo comparado con las aves o los mamíferos (Gascon et al. 2005, Cuttelod et al. 2008), se encuentran poco representados en la planificación de la conservación (Joly et al. 2003, Pawar et al. 2007, Urbina-Cardona 2008, Urbina-Cardona & Flores-Villela 2009, Pous et al. 2011).

En México, la identificación de áreas para la conservación teniendo en cuenta la herpetofauna está representada en algunos trabajos como los siguientes:

- Peterson y colaboradores (1993) analizaron patrones altitudinales de la riqueza de especies y endemismo en aves, mamíferos, reptiles, anfibios y mariposas, en dos cadenas montañosas de Guerrero y Oaxaca. Encontraron que la riqueza de especies se concentra en las tierras bajas, y el endemismo se concentra en las elevaciones intermedias y altas.
- Bojórquez Tapia y colaboradores (1995) localizaron áreas de riqueza y endemismos de vertebrados para los estados de Guerrero y Oaxaca, utilizando modelos lineales generalizados con los sitios de recolección georreferenciados de vertebrados terrestres y variables ambientales, con el fin de limitar áreas para conservación.

- Velázquez y colaboradores (2003), investigaron la representación de especies de vertebrados, incluyendo anfibios y reptiles, como especies clave para definir hábitats en el centro de México, con el fin de determinar una red de áreas protegidas para garantizar la integridad funcional de los ecosistemas. Encontraron que hay áreas que contienen la mayoría de las especies clave, pero albergan menos especies en general, mientras que otras albergan menos especies clave, pero un mayor número global.
- Ochoa-Ochoa y Flores-Villela (2006) encontraron que las áreas de riqueza potencial de herpetofauna endémica de México coincide con las encontradas para otros vertebrados.
- García (2006) modeló la distribución de la herpetofauna en las tierras bajas del Pacífico y valles interiores adyacentes de México, encontrando diversos *hotspots* de riqueza de especies y endemismo, señalando la importancia en la biodiversidad de los bosques secos de México.
- Ochoa-Ochoa y colaboradores (2009) analizaron el estado de la conservación de anfibios en México a partir de modelos de nicho para mapear la distribución potencial y real de los anfibios endémicos. Basado en la distribución remanente, todas las especies han sufrido algún grado de pérdida. Señalan la importancia de las áreas de conservación tanto de gestión gubernamental como privada.
- Urbina-Cardona y Flores-Villela (2009) realizaron modelos de distribución potencial para la herpetofauna del sureste de México, que incluye el 80% de la herpetofauna del país. Encontraron áreas prioritarias para la conservación que no están incluidas en las áreas naturales protegidas, lo que sugiere la falta de protección que presentan las especies.
- Ochoa-Ochoa y colaboradores (2011) evaluaron el estado de amenaza de las especies de anfibios micro-endémicas de México para proporcionar estrategias de conservación. Encontraron que el 50% de los anfibios micro-endémicos de México se encuentran en riesgo, sin embargo para diseñar una estrategia de conservación, es necesaria la verificación en campo para confirmar su persistencia, debido al pequeño porcentaje de vegetación natural remanente.
- García y colaboradores (2013) estimaron los cambios potenciales en la distribución de los anfibios endémicos de las selvas bajas del occidente de México ante diferentes escenarios de cambio climático. Sus resultados sugieren una reducción general del 40% en

la distribución de las especies para el 2020 y 2050, contrayéndose hasta en un 80% para el 2080, y para esa fecha sólo el 3% de las especies estarán incluidas dentro de alguna de las AP actualmente establecidas.

México cuenta con 521 áreas protegidas establecidas que cubren el 14.59% del territorio nacional (286,701 km² de ANPs; 1, 964,375 km² superficie de territorio nacional) (Bezaury-Creel et al. 2007; CONANP 2015). Actualmente estas áreas no protegen toda la herpetofauna del país (García 2006), resguardando aproximadamente el 31% de los anfibios (29% de las especies endémicas) y al 76% de los reptiles (46% de las especies endémicas) (Santos-Barrera et al. 2004). Las regiones Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima son regiones terrestres prioritarias de México, albergan una alta diversidad de ecosistemas, junto con una gran riqueza herpetofaunística, endemismos y especies en riesgo. Como medida de conservación, la región cuenta con áreas protegidas federales (Sierra de Manantlán, Volcán de Colima y Chamela-Cuixmala) y estatales (Bosque mesófilo Nevado de Colima). Por otro lado, la región presenta problemas en la conservación, como el crecimiento demográfico, deforestación, incendios, tráfico y cacería ilegal de especies; además de cambios en el uso de suelo, ganadería extensiva, contaminación de cuencas y turismo desordenado (Arriaga et al. 2000).

La conectividad del paisaje es considerada una cuestión clave para la conservación de la biodiversidad, mantenimiento de los ecosistemas y ordenación del territorio (Pascual-Hortal & Saura 2008) y, especialmente para la herpetofauna (Burbrink et al. 1998, Gibbons 2003, Decout et al. 2010). Sin embargo, no existen trabajos para esta región que determinen a una escala fina áreas para la conservación y corredores que las conecten con las áreas naturales protegidas, con el fin de proteger la herpetofauna y el resto de las especies. La evaluación de la conectividad a través de modelos puede jugar un papel fundamental en el fortalecimiento de las Áreas Protegidas y en la identificación de nuevas áreas que aporten a su conservación y manejo.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende las regiones terrestres prioritarias de Chamela- Cabo Corrientes ($19^{\circ} 13' 29''$ a $20^{\circ} 30' 48''$ N; $104^{\circ} 37' 08''$ a $105^{\circ} 41' 31''$ O) y Manantlán-Volcán de Colima ($19^{\circ} 18' 48''$ a $19^{\circ} 45' 19''$ N; $103^{\circ} 31' 23''$ a $104^{\circ} 28' 55''$ O) en los estados de Jalisco y Colima, abarcando un área de $23,947 \text{ km}^2$ (Figura 2).

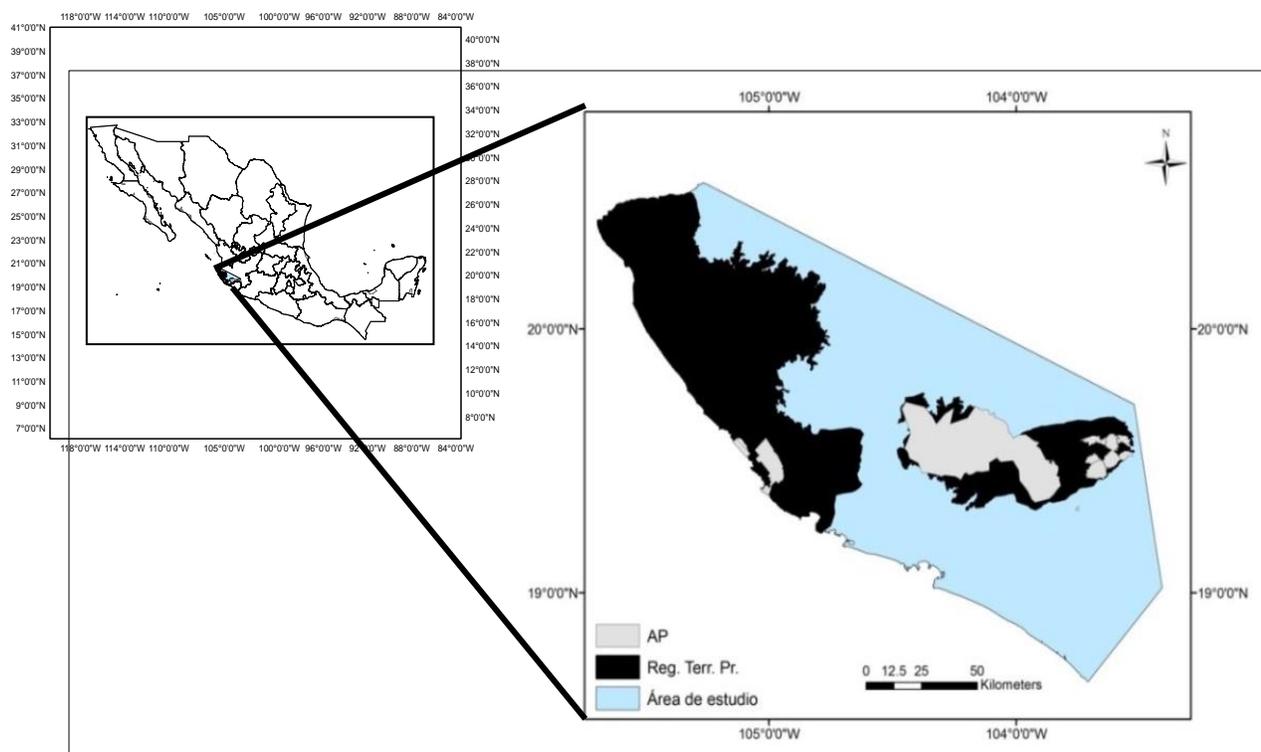


Figura 2. Área de Estudio. Regiones terrestres prioritarias en negro (al oeste Chamela-Cabo Corrientes, al este Manantlán-Volcán de Colima), y Áreas Protegidas (AP) en gris (de izq. A der. Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, Parque Nacional Volcán Nevado de Colima).

La región terrestre prioritaria Chamela-Cabo Corrientes se ubica en el noroeste del área de estudio, con 6590 km^2 de superficie. Presenta cuatro tipos de clima (Arriaga et al. 2000): i) (Aw2 (34%)Awo (33%), Aw1 (22%)) clima cálido subhúmedo, con temperatura media anual mayor de 22°C , temperatura del mes más frío mayor de 18°C , precipitación media anual de 500 a 2,500 mm y precipitación del mes más seco entre 0 y 60 mm; ii) (BS1h'w (11%)) clima semiárido, cálido, con temperatura media anual mayor de 22°C , temperatura del mes más frío mayor de 18°C , y lluvias de verano del 5% al 10.2% anual. Esta región

posee una gran diversidad de ecosistemas, selvas bajas y medianas, áreas con vegetación secundaria, bosques de encino, bosques de pino, manglar y humedales; y comprende el área natural protegida Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, en la que predomina la selva baja caducifolia.

Tabla 1. Áreas Protegidas Federales y estatales presentes en el área de estudio.

AP	Federal/Estatal	Categoría decretada	Superficie (km ²)
Chamela-Cuixmala	Federal	Reserva de la Biósfera	131.42
El Jabalí	Federal	Zona de protección forestal y refugio de la fauna silvestre	51.78
Islas de la bahía de Chamela	Federal	Santuario	19.81
Las Huertas	Federal	Área de protección de los recursos naturales	1.67
Playa Cuitzmala	Federal	Santuario	0.11
Playa El Tecuán	Federal	Santuario	0.16
Playa Teopa	Federal	Santuario	0.11
Sierra de Manantlán	Federal	Reserva de la Biósfera	1395.77
Volcán Nevado de Colima	Federal	Parque Nacional	65.25
Bosque Mesófilo Nevado de Colima (sector: Barranca de Atenquique-Loma Alta)	Estatal	Parque Estatal	16.71
Bosque Mesófilo Nevado de Colima (sector: Barranca de Alseseca)	Estatal	Parque Estatal	24.33
Bosque Mesófilo Nevado de Colima (sector: Barranca de los Bueyes)	Estatal	Parque Estatal	14.11
Bosque Mesófilo Nevado de Colima (sector: El Borboyón)	Estatal	Parque Estatal	16.26

Por otro lado, la región terrestre prioritaria Manantlán-Volcán de Colima se encuentra al este del área de estudio, con 2861 km² de superficie; y presenta los siguientes tipos de clima (Arriaga et al., 2000; CONANP 2006): i) (ACw2, ACw1, ACwo) clima semicálido, templado subhúmedo, con temperatura media anual mayor a 18°C, temperatura del mes más frío menor a 18 °C, temperatura del mes más caliente mayor a 22 °C, precipitación anual entre 500 y 2,500 mm, y precipitación del mes más seco entre 0 y 60 mm; ii) (Aw2, Awo) clima cálido subhúmedo, con temperatura media anual mayor de 22 °C, temperatura del mes más frío mayor de 18 °C, precipitación media anual de 500 a 2,500 mm y precipitación del mes más seco entre 0 y 60 mm; iii) (Cw2x', Cw2) clima templado con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C, temperatura del mes más caliente menor a 22 °C, subhúmedo con precipitación anual de 200 a 1,800 mm y precipitación en el mes más seco entre 0 y 40 mm, iv) (ETHC) Frío de altura, frío subhúmedo con precipitaciones en verano, con un segundo máximo en invierno y oscilación térmica anual de más de 7°C. Esta región alberga diversos ecosistemas, de los que destacan los relictos de bosque mesófilo, además de bosques de pino-encino, selvas bajas, bosques de oyamel y praderas; y comprende las áreas naturales protegidas Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán y el Parque Nacional Volcán Nevado de Colima.

El área de estudio cuenta con áreas protegidas federales, como Sierra de Manantlán, Volcán de Colima y Chamela-Cuixmala; y estatales como Bosque Mesófilo Nevado de Colima (Tabla 1). Los principales tipos de vegetación presentes en el área de estudio son la selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia, vegetación de galería, manglar, matorral xerófilo, palmar, cultivos y pastizales inducidos (Figura 3). A continuación se describen los distintos tipos de vegetación (Rzedowski 1978, Ceballos & Miranda 1986, Ceballos et al. 1993).

Selva baja caducifolia

Se caracteriza por presentar árboles con 15 m de altura promedio, y la mayoría de las plantas (95%) pierden las hojas y dispersan sus semillas en la época de secas (Bullock & Solís-Magallanes 1990). A causa de ello, se producen grandes cambios microclimáticos debido a que la humedad relativa es mínima, el suelo se seca y la temperatura es alta.

Algunas de las especies de árboles más notables de este tipo de vegetación son el iguanero (*Caesalpinia eriostachis*), el barcino (*Cordia elaeagnoides*), el bonete (*Carica mexicana*), el nopal (*Opuntia excelsa*), el papelillo (*Jatropha coriaria*), el ciruelo (*Spondias purpurea*), el cuastecomate (*Crescentia alata*), el tepehuaje (*Lysiloma acapulcensis*) y el tepame (*Acacia pennatula*).

Selva mediana subperennifolia

Se caracteriza por presentar árboles entre 15 y 25 m de altura, y gran parte de las plantas (25-75%) poseen hojas durante todo el año. Su distribución se restringe a las partes bajas, planas y con poca pendiente. Algunas de las especies de árboles más notables incluyen al mojote o capomo (*Brosimum alicastrum*), la primavera (*Tabebuia donell-smithii*), el cedro macho (*Sciadodendron excelsum*), la rosa morada (*Tabebuia rosea*), la higuera (*Ficus mexicana*) y el culebro (*Astronium graveolens*). Grandes áreas de este tipo de selvas han sido transformadas en pastizales para la ganadería o están sujetas a diferentes formas de agricultura.

Manglar

Presenta un estrato arbóreo con dos o tres especies de hasta 10 m de altura, y se encuentra en zonas que permanecen inundadas gran parte del año. Las especies dominantes en la zona son el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). Otras especies conspicuas son el ciruelillo (*Phyllanthus elsiae*), la anona (*Anona glabra*), el botoncillo (*Conocarpus erectus*) y el mangle bobo (*Laguncularia racemosa*). Actualmente la distribución de este tipo de vegetación es muy restringida debido a su destrucción por actividades antrópicas.

Matorral xerófilo

Se caracteriza por especies arbustivas o por formas arbustivas de especies arbóreas de la selva baja, con una altura de 1 a 3 m, y su mayoría pierden sus hojas durante la época de sequía. Este tipo de vegetación se encuentra restringido a las zonas cercanas al mar, desarrollándose en sitios muy arenosos o rocosos. Algunas especies importantes son el nopal (*Opuntia excelsa*), las acacias (*Acacia* spp.) y las uñas de gato (*Mimosa* spp.).

Palmar

Se caracteriza por dominar la especie de la palma de coquito (*Orbygnia cohune*), que en muchas áreas ha sido sustituida por la palma de coco (*Cocos nucifera*), especie que alcanza los 20 m de altura. Este tipo de vegetación actualmente se encuentra muy alterado.

Cultivos

Se encuentran en áreas de vegetación desmontada con fines agrícolas como cultivo de maíz, frutas como el mango, plátano, melón y sandía, establecimiento de cocotales, y también fines ganaderos. En algunos casos se siembran pastos para el ganado después de cultivar los terrenos. En otros se hace inmediatamente después del desmonte de la selva.

Bosque de coníferas

Se caracteriza por presentar árboles perennifolios del grupo de las coníferas, entre las que se cuentan pinos (*Pinus* spp.) y oyameles (*Abies* spp.) como los ampliamente distribuidos.

Bosque de encinos

Presenta una vegetación dominada por árboles de hoja ancha principalmente encinos (*Quercus* spp.), la mayoría caducifolios. Se encuentran frecuentemente por debajo del piso altitudinal de las coníferas. Debido a que los suelos de los encinares son frecuentemente muy fértiles, las actividades agrícolas son comunes en ellos.

Bosque mesófilo de montaña

Se caracteriza principalmente por la presencia frecuente de nubes a nivel de la vegetación (Hamilton et al. 1995), con una gran diversidad de géneros, como Liquidambar, Magnolia, Juglans, Ostrya, Clethra, Podocarpus, Turpinia, y Oreopanax. A menudo también hay pinos y encinos. Una porción importante de su flora es endémica. Este tipo de vegetación se encuentra en riesgo, ya que gran parte de su superficie se ha desmontado para establecer cultivos, y en varias regiones se siembra café bajo la copa de los árboles.

Pastizal

Este tipo de vegetación se encuentra dominada por herbáceas, principalmente gramíneas (pastos, zacates o graminoides), y en su mayoría es empleada para la producción ganadera. Otros pastizales fueron bosques o matorrales, y la acción del ganado y el fuego los mantienen en esta forma alterada, conocidos como pastizales inducidos.

Vegetación de galería

Se distribuye en las orillas de los ríos de la región. Las plantas que la componen no pierden sus hojas durante todo el año, y el estrato arbóreo tiene una altura de 15 a 20 m. Este estrato está representado por el sauce (*Salix chilensis*), el palo de agua (*Astianthus viminalis*) y varias especies de higueras o amates (*Ficus* spp). Otras especies acuáticas y semiacuáticas presentes son el tule (*Typha latifolia*), el tulillo (*Eleocharis fistulosa*), el lirio acuático (*Eichornia crassipes*) y la ninfa (*Nymphaea ampla*).

Sabana

Se caracteriza por estar formado por un componente arbóreo muy disperso (cuestocomate) y otro herbáceo (gramíneas). Los géneros dominantes son *Bouteloua*, *Aristida*, *Andropogon*, *Eragrostis* y *Panicum*.

A pesar de esta gran variedad de ecosistemas, gran parte del área de estudio tiene una tasa de deforestación muy elevada. Olson y Dinerstein (1998) coinciden al clasificar la ecoregión Bosques Secos como un área cuya conservación es crítica o amenazada. En las últimas décadas se ha reducido aproximadamente el 30% de bosques y selvas, y actualmente su tasa de deforestación es de 1.4% anual (Trejo y Dirzo 2000). Además su biodiversidad también está siendo afectada por la introducción de especies exóticas, el tráfico y explotación ilegal de aves, reptiles y mamíferos.

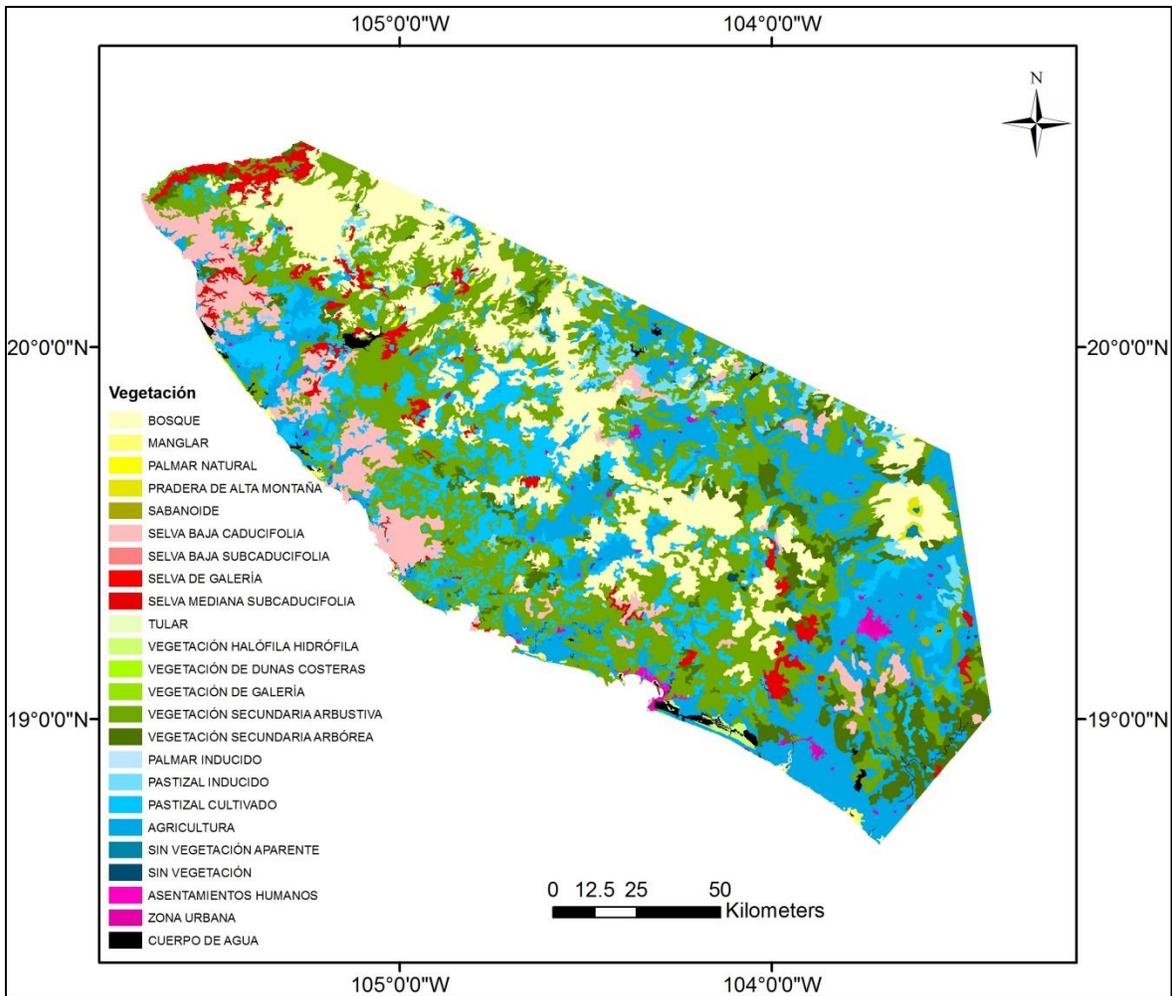


Figura 3. Vegetación presente en área de estudio. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación, 1:250000 (Serie V, INEGI).

MÉTODOS

a) Modelos de distribución potencial

Para predecir la distribución potencial de la herpetofauna e identificar las áreas de mayor riqueza, endemismo y riesgo se recurrió al uso del algoritmo MAXENT (Phillips et al. 2006), el cual permite el modelado ecológico de los patrones de distribución. Actualmente éste es uno de los métodos más utilizados para generar modelos de distribución potencial debido a su robustez frente a situaciones complejas (Elith et al. 2006) y a su eficiencia con tamaño de muestras pequeños (Pearson et al. 2007, Wisz et al. 2008). Con el fin de obtener un mayor número de registros para conseguir un perfil ecológico más completo, se consideró una ampliación del área basada en 19 cuencas hidrológicas con un área de 109,426.82 km² (Figura 4; Apéndice I), ya que además de ser unidades hidrológicas, también son unidades físico- biológicas. Para ello se utilizó el mapa Cuencas hidrológicas de México (CNA 1998).

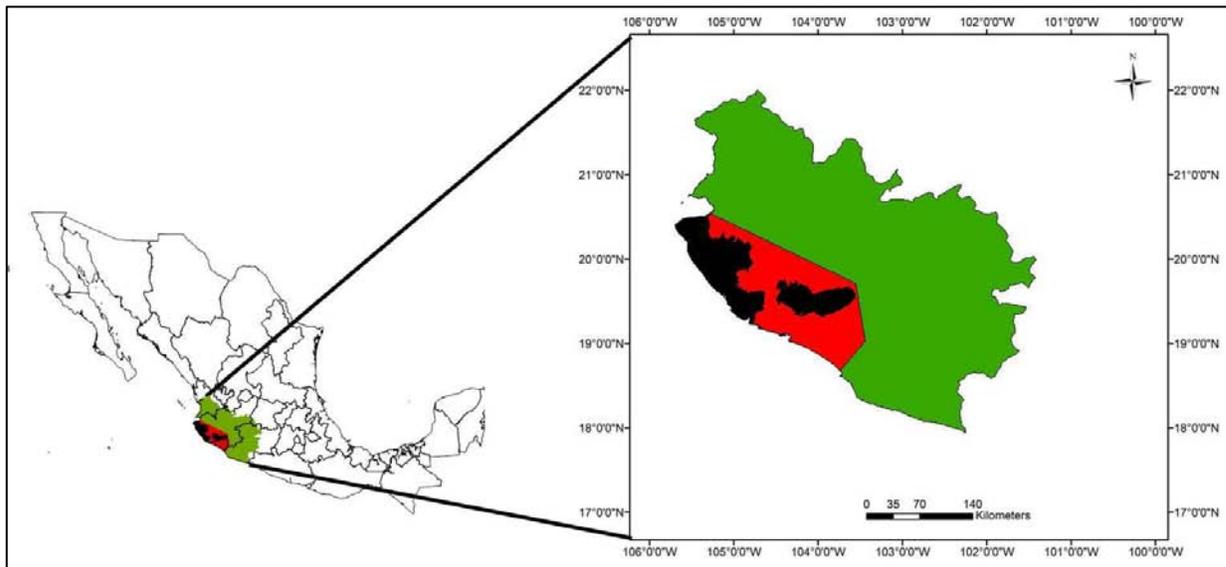


Figura 4. Ampliación del área de estudio (verde) a partir de cuencas hidrológicas.

Las variables ambientales del modelado se obtuvieron del conjunto de capas climáticas globales de Worldclim, que cuenta con 19 variables bioclimáticas obtenidos a partir de la precipitación mensual y media, y temperatura mínima y máxima del período 1950-2000

(Hijmans et al. 2005): (1) temperatura promedio anual, (2) oscilación diurna de la temperatura, (3) isoterminia, (4) temperatura por estación, (5) temperatura máxima del mes más cálido, (6) temperatura mínima del mes más frío, (7) oscilación anual de la temperatura, (8) temperatura media del trimestre más húmedo, (9) temperatura media del trimestre más seco, (10) temperatura media del trimestre más cálido, (11) temperatura media del trimestre más frío, (12) precipitación anual, (13) precipitación del mes más húmedo, (14) precipitación del mes más seco, (15) precipitación por estación, (16) precipitación del trimestre más húmedo, (17) precipitación del cuatrimestre más seco, (18) precipitación del trimestre más cálido, y (19) precipitación del trimestre más frío. Además se utilizaron las variables topográficas, altitud, pendiente y el índice topográfico compuesto a partir del proyecto Hydro 1k (USGS en [//edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/](http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/)). Todas las variables ambientales fueron utilizadas con una resolución espacial de 30 arc seg por pixel ($\sim 1\text{km}^2$), y convertidas a una proyección geográfica UTM Zona 13N.

Entre los procedimientos estadísticos propuestos para resolver o reducir la autocorrelación se encuentra el análisis de componentes principales, que también reduce la dimensionalidad, es decir, reduce el número de variables predictoras que retienen una alta proporción de la información original (Tabachnick & Fidell 2007). Con el objetivo de reducir la colinealidad entre las variables y reducir su número para evitar el sobreajuste, generando modelos predictivos más parsimoniosos conservando la información (Cruz-Cárdenas et al. 2014), se realizó un análisis de componentes principales con las 22 variables ambientales. Este método produce variables no correlacionadas (ortogonales), con una media de cero y en unidad de varianza (Peterson et al. 2011). Los componentes obtenidos se colocan jerárquicamente según su tamaño de varianza, el primero explica la varianza máxima registrada en las variables predictoras, el segundo explica el máximo de la varianza residual y así sucesivamente, hasta el último que explica la varianza resto (Tabachnick & Fidell 2007). Se utilizaron los primeros cinco componentes principales que describen el 97% de la varianza total.

Se utilizaron 6495 registros correspondientes a la región ampliada. Para ello, se obtuvieron de la base de datos de herpetofauna del trabajo de García (2006), la cual incluye 29,271 registros únicos de localidad-especies, representando a 238 especies de reptiles y 63 de

anfibios del occidente de México, junto con la base de datos de CONABIO con el fin de obtener una base de datos más completa (Apéndice II). Previo al modelaje, la base de datos fue complementada mediante la revisión de la literatura especializada de los últimos 10 años, buscando posibles nuevas especies o extensiones de rango de distribución que ocurran en la zona de estudio (ampliación), y también actualizando la nomenclatura y validez taxonómica.

Para especies con un número de registro menor a 20, los modelados se realizaron a través del modo “subsample”, el cual utiliza una réplica al azar sin reemplazo para utilizarla en la evaluación del modelo. La validación de estos modelos fue realizada con el método Jackknife, el cual es un buen parámetro en la validación de modelos con registros menores a 20 (Pearson et al. 2007). Se utilizaron umbrales del menor valor predicho, ya que éste identifica la superficie mínima en la que la especie se encuentra, garantizando que ninguna localidad en la que se ha observado la especie se omita (tasa de omisión = 0, y la sensibilidad = 1) (Pearson 2007).

Para las especies con registros mayores a 20, el algoritmo se utilizó bajo el modo “crossvalidation”, para esto las presencias fueron divididas al azar, 75% para la calibración y 25% para evaluación. Este modo cuantifica la habilidad de un modelo para anticipar el comportamiento del sistema en una región no muestreada. Se utilizaron umbrales de 10-percentile, el cual predice ausente el 10% de las observaciones de presencia más extremas, ya que pueden representar errores de poblaciones efímeras o migrantes (Morueta-Holme et al. 2010). La validación de estas especies se realizó a partir de la prueba de χ^2 y el área bajo la curva (AUC). El área bajo la curva oscila entre 0 (predicciones exactamente inversas a los valores reales) a 1 (modelo con capacidades óptimas de discriminación), un modelo al azar posee un valor de AUC de 0.5, se considera valores <0.5 como muy malos predictivos, entre 0.5 y 0.7 como pobremente predictivos, entre 0.7 y 0.9 predictivos razonables, y >0.9 muy buenos predictivos (Peterson et al. 2011).

b) Comprobación para especies micro-endémicas mediante muestreos.

La actividad diaria y anual de los anfibios y reptiles en esta región se encuentra determinada por la temperatura, precipitación, fotoperiodo, disponibilidad de alimento,

depredación, competencia intra e interespecífica entre otros (Ramírez-Bautista & García 2002). La comprobación sobre el terreno de las predicciones del modelado se concentró en las especies micro-endémicas presentes en la región: *Phyllodactylus paucituberculatus*, *P. duellmani*, *Ctenosaura clarki*, y *Plestiodon colimensis*; teniendo en cuenta la biología y el tipo de hábitat en que vive cada una de las especies.

Phyllodactylus paucituberculatus es una especie muy poco conocida, sólo desde el espécimen tipo, recogido del sur de Lombardia en la cuenca del Balsas, estado de Michoacán, México. Debido a la falta general de estudios de campo para esta especie, es incierto si tiene un alcance geográfico limitado (Ponce-Campos & García Aguayo 2007a). El clima predominante en la zona donde se distribuye es cálido subhúmedo con temperaturas que oscilan entre 22°C y 34°C, la precipitación media anual es de 500-2500 mm (Arriaga et al. 2000). Fue observado dentro de grietas rocosas en peñascos y acantilados rocosos (Dixon 1964), en matorrales xerófilos de la selva baja caducifolia.

Phyllodactylus duellmani es una especie conocida sólo en el área de la cuenca del Balsas en los estados de Michoacán y Guerrero. El clima predominante en la zona donde se distribuye es cálido subhúmedo con temperaturas que oscilan entre 22°C y 34°C, la precipitación media anual es de 546 mm (Arriaga et al. 2000). Fue observado en ramas de árboles y rocas en la selva baja caducifolia. Aunque hay poca información sobre la abundancia de la población, se sospecha que es una especie localmente común (Ponce-Campos & García Aguayo 2007b).

Ctenosaura clarki es una especie endémica de la región bosque seco de Balsas en el estado de Michoacán, en el occidente de México. Es semi-arbórea, de zonas abiertas con abundancia de cactus, ya que utiliza las ramas huecas de estos como refugios (Köhler 2004).

Plestiodon colimensis ha sido registrada desde el norte de Colima y Jalisco adyacente, y con un registro aislado por Webb (1959), en la carretera de Mazatlán a Durango aproximadamente 18 millas (línea aérea) al noreste de Concordia. Fue observado en grietas de rocas y en la hojarasca dentro de pino y bosque de pino-encino, en las faldas del Volcán de Colima y la Sierra de Manantlán (Ponce-Campos & García Aguayo 2007c).

Para la comprobación de las predicciones del modelado sobre el terreno, se realizaron visitas de campo durante la época de lluvias (septiembre-octubre 2013) y secas (marzo 2014), en seis sitios donde se predijo la presencia de estas especies. Cada sitio corresponde a una porción de polígono predicho. Se efectuaron búsquedas intensivas en los diferentes tipos de vegetación, teniendo en cuenta si es habitable para las especies, para determinar si la predicción fue correcta. En cada temporada, los muestreos fueron realizados por tres personas, durante 9 horas por sitio (3 en la mañana, 3 en la tarde y 3 en la noche), en 3 transectos establecidos al azar dentro del área a muestrear. Así, el esfuerzo de muestreo por sitio fue de 54 horas-persona (2 temporadas x 3 personas x 9 horas)-hombre/sitio. Durante la corroboración de los modelos fue importante considerar los aspectos generales de la historia de vida de las especies, relacionándolos con la presencia o ausencia en una localidad en particular, con las condiciones climáticas, tipo de vegetación y hábitats disponibles. También se registraron el resto de las especies presentes con el fin de detectar las poblaciones presentes en la zona, y su utilización en la validación de los modelos de distribución potencial correspondientes.

c) Análisis espacial entre áreas de riqueza, endemismos y especies en riesgo.

A partir de los modelos de distribución potencial de las especies, se realizó la unión de los mapas para poder combinarlos utilizando la herramienta “Merge” en Arcgis 9.3, obteniendo un mapa con la combinación de la distribución de todas las especies. Posteriormente se construyó una gradilla en el área con celdas de 5km x 5km, asignándole un número de identidad (ID) a cada celda. Con la herramienta “Spatial join” se combinó esta gradilla con el mapa de distribuciones obtenido anteriormente. De esta forma cada celda contiene la información de la distribución de especies que la involucran. Con el software Acces 2010 se realizó un diseño de consulta para poder contabilizar el número de especies por celda y a partir de esto se identificaron las áreas con alto número de especies en total, endémicas y especies en riesgo. Estas áreas se compararon con la vegetación remanente (Serie V, INEGI) como vegetación conservada, y se observó su relación con las áreas naturales protegidas federales y estatales.

Se elaboró un mapa para indicar la coincidencia de las celdas en el número de especies en las variables riqueza, endemismos y especies bajo protección. Cada variable fue clasificada en seis categorías de acuerdo al número de especies. Teniendo en cuenta la coincidencia de categorías entre variables (riqueza, endemismo y especies bajo protección), cada celda fue clasificada con los valores para la implementación de planes de conservación: muy bajo, bajo, intermedio o alto (Tabla 2). Para el grado de coincidencia sólo se tuvieron en cuenta las categorías 3, 4, 5 y 6 debido a que éstas son las que presentan un mayor número de especies en general, endémicas y bajo protección. A partir de estos valores en el mapa, se seleccionaron las áreas con alto valor de prioridad para determinar las áreas de importancia para la conservación.

Tabla 2. Categorías según el número de especies (riqueza, endemismos y bajo protección), y valores para la implementación de planes de conservación en relación a la coincidencia de categorías.

	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4	Categoría 5	Categoría 6
Riqueza (N° spp.)	25-40	40-56	56-71	71-87	87-102	102-118
Endemismos (N° spp.)	16-25	25-35	35-45	45-55	55-65	65-75
Bajo protección (N° spp.)	9-15	15-22	22-28	28-35	35-41	41-48
			Muy bajo	Bajo	Intermedio	Alto
			Valor de prioridad			

d) **Identificación de corredores biológicos**

Entre las opciones que existen para el diseño de un corredor, se eligió la herramienta Corridor Designer. Este software es gratuito y se acopla como un complemento al ArcGis, incluye scripts para la clasificación de las características topográficas de una capa de trama según la pendiente y la creación de un modelo de idoneidad del hábitat. También posee una extensión para el cálculo de estadísticos sobre el ancho del corredor, distancia de parches y la idoneidad del hábitat.

Se determinaron posibles corredores biológicos entre las áreas de conservación a través del desarrollo de rutas de menor costo, utilizando la media geométrica ponderada con la herramienta Corridor Designer en el software Arcgis 9.3. La media aritmética ponderada es el algoritmo más utilizado para combinar los pesos, pero la media geométrica ponderada

refleja mejor una situación en la que un factor de hábitat limita la adecuación, de manera que no puede ser compensada por otros factores (Beier et al. 2007). Este método tiene en cuenta el costo relativo que tiene un animal para moverse entre dos áreas de hábitat adecuado (Penrod et al. 2006), y es adecuado para el diseño de corredores en paisajes heterogéneos a nivel regional, como en este caso. Las funciones de costos de distancia son similares a las funciones euclidianas, pero en lugar de calcular la distancia real de un punto a otro, las funciones de costos determinan la distancia más corta ponderada de cada celda a la celda más cercana en el conjunto de celdas de origen. Las funciones de distancia ponderada aplican distancia en unidades de costo, no en unidades geográficas; y requieren un raster fuente (final de cada parche de hábitat) y una trama costo (mapa permeabilidad-resistencia).

El modelo de corredor de menor costo desarrolla un SIG ráster de resistencia. La resistencia se refiere a la dificultad de pasar a través de un píxel y el costo es la resistencia acumulativa en el movimiento de un píxel a ambas estaciones terminales del corredor (Adriaensen et al. 2003). Se estima la resistencia a cada píxel en función de los atributos de píxeles, tales como la cobertura del suelo, la topografía, y el nivel de perturbación humana. Se seleccionan los píxeles con el costo más bajo potencial en el que las especies se enfrentarán al moverse a través del paisaje (Adriaensen et al. 2003, Beier et al. 2008).

Los parámetros se basan en descripciones de hábitats adecuados derivados de la ubicación de las ocurrencias de las especies, y también a descripciones de la literatura y opinión de expertos (Tabla 3 y 4). Se utilizaron los datos de cobertura de suelo, carreteras y topografía para crear una superficie de permeabilidad en la que pueden determinarse los hábitats adecuados para la herpetofauna (Tabla 4). Se asignó un bajo valor a las características asumidas como antinaturales e impermeables al movimiento, tales como carreteras principales, ciudades, áreas descubiertas de vegetación; valor medio a las características antinaturales pero permeables al movimiento como la agricultura, cubierta natural perturbada; y un alto valor a las características que se asumen como cobertura natural y con alta permeabilidad al movimiento, como selvas, bosques, humedales y comunidades vegetales naturales.

Este SIG raster tiene dos fuentes de incertidumbre, los pesos asignados a factores como la cobertura del suelo, topografía o distancia a carreteras, y los valores de resistencia asignadas a cada clase dentro de un factor (Beier et al. 2010), como cada clase de cobertura. Los pesos y valores de resistencia se estiman normalmente por la interpretación de la literatura o de datos sobre el uso del hábitat. Desafortunadamente, los estudios sobre el uso del hábitat no producen estimaciones de la resistencia, sino que producen una lista clasificada de las clases de cobertura del suelo y una relación o diferencia entre el uso y la disponibilidad de cada clase, número de ocurrencias en cada clase, o la distancia media desde lugares de origen animal a la ocurrencia más cercana de cada clase. Por otro lado, el diseño de corredores de menor costo en Corridor Designer no es muy sensible a la incertidumbre si los valores de resistencia y pesos factoriales se encuentran en el orden de clasificación correcto (Beier et al. 2010).

Tabla 3. Registros de acuerdo a la altitud de la zona.

Altitud (m)	N° registros	%
0 a 762	4053	62.40
762 a 1219	1031	15.87
1219 a 1981	1050	16.17
1981 a 2591	294	4.53
2591 a 4000	67	1.03

Teniendo en cuenta el mapa de permeabilidad (vegetación, carreteras, topografía) y los parches de hábitat de alta riqueza, endemismo y especies en riesgo, se produjeron los corredores entre las áreas, utilizando "la creación del corredor " por Corridor Designer (ArcGis 9.3). Corridor Designer utiliza la inversa de la idoneidad del hábitat como un mapa de permeabilidad, y los puntos inicial y final de cada parche para modelar el corredor. A partir de este, realiza un análisis de costo-distancia de cada píxel y elige una capa apropiada de los mapas de costos-distancia como un corredor. No existen datos sobre la anchura mínima necesaria para un corredor funcional, en este modelo se consideraron viables los corredores con más de 1 km. Burbrink y colaboradores (1998) estudiaron el efecto del ancho de los corredores sobre la riqueza de anfibios y reptiles, encontrando muy poca relación, sugiriendo que lo principal en un corredor es abordar las necesidades específicas

del ciclo biológico de las especies en lugar de centrarse únicamente en su ancho. Se analizaron características antrópicas (carreteras, localidades, agricultura y ganadería) y ambientales (altitud y vegetación) entre las áreas para explorar la viabilidad de los corredores, y se compararon con las áreas naturales protegidas.

Beier et al. (2008) lista más de una docena de decisiones y supuestos en el modelado de un corredor que pueden afectar el diseño de corredor; menciona la estimación de los pesos de los factores y los valores de resistencia de clase como las más importantes porque proporcionan el vínculo entre la ecología de las especies y los SIG (Adriaensen et al. 2003). Por otro lado, también existen otras fuentes de incertidumbre, como errores en las capas de SIG para la ocupación del suelo, posición topográfica, densidad de caminos, y la elevación. La mejora de la fiabilidad del mapa de cobertura terrestre es probablemente el paso más eficaz para mejorar la fiabilidad de cualquier modelo de menor costo en el que la cobertura del suelo tiene un gran peso y baja incertidumbre.

Un modelo es insuficiente (Malczewski 2000) en la medida en que no abarca todos los factores que contribuyen a la resistencia. Entre los factores más comunes para el diseño de corredores se encuentran la ocupación del suelo y las carreteras (Beier et al. 2008). En Corridor Designer, con cuatro factores de mapas fiables, los modelos son más completos que la mayoría de los modelos de obra lineal. Otra de las ventajas de Corridor Designer es que posee herramientas de evaluación que permiten describir qué tan bien es el diseño propuesto para la especie y comparar el diseño con otros alternativos que puedan responder mejor a las limitaciones de costo o decisiones políticas (Beier et al. 2007).

Tabla 4. Características utilizadas en la determinación de hábitat adecuados para la herpetofauna.

Vegetación	Valor
SELVA MEDIANA SUBCADUCIFOLIA	100
SELVA DE GALERÍA	100
SELVA BAJA SUBCADUCIFOLIA	100
SELVA BAJA CADUCIFOLIA	100
CUERPO DE AGUA	100
MANGLAR	100
BOSQUE	100
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBÓREA	90
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBUSTIVA	90
VEGETACIÓN DE GALERÍA	90
VEGETACIÓN DE DUNAS COSTERAS	70
VEGETACIÓN HALÓFILA HIDRÓFILA	70
TULAR	60
PRADERA DE ALTA MONTAÑA	60
SABANOIDE	60
PALMAR NATURAL	50
PASTIZAL INDUCIDO	30
PALMAR INDUCIDO	30
SIN VEGETACIÓN	0
SIN VEGETACIÓN APARENTE	0
PASTIZAL CULTIVADO	30
AGRICULTURA	30
ASENTAMIENTOS HUMANOS	0
ZONA URBANA	0
Distancia a carreteras (m)	Valor
0 a 100	10
100 a 500	60
500 a 1000	80
1000a 1500	100
Elevación (m)	Valor
0 a 762	100
762 a 1219	90
1219 a 1981	70
1981 a 2591	60
2591 a 4000	30
Elevación y pendiente	Valor
1: Nivel más bajo	80
2: Pendiente suave, plano	100
3: Pendiente pronunciada	50
4: Crestas	20

RESULTADOS

a) Modelado de nicho ecológico

Especies microendémicas

Se realizaron mapas de distribución potencial basados en el modelado del nicho ecológico para las especies microendémicas de la región, *Ambystoma amblycephalum*, *Eleutherodactylus pallidus*, *Phyllodactylus paucituberculatus*, *P. duellmani*, *Ctenosaura clarki*, *Mesoscincus altamirani*, y *Plestiodon colimensis* (Figura 5). Con el resto de las especies microendémicas, *Porthidium hespere*, *Crotalus lannomi* y *Eleutherodactylus nivicolimae*, no pudieron realizarse los modelos de distribución potencial debido al escaso número de registros (<4) en las especies, con lo cual sólo se tuvieron en cuenta los registros de las mismas como distribución (Figura 5). Se obtuvieron distribuciones más amplias para las especies en comparación con la distribución registrada por la CONABIO (Ochoa-Ochoa et al. 2006) y la UICN (disponible en <http://www.iucnredlist.org/>). Pero éstas últimas no contienen la totalidad de los registros de las especies dentro de su distribución, como es el caso de *Plestiodon colimensis*, *Phyllodactylus duellmani*, *P. Paucituberculatus*, *Porthidium hespere* y *Mesoscincus altamirani*.

Se obtuvo un buen ajuste en la validación de los modelos de las especies *Phyllodactylus paucituberculatus* ($p < 0.05$), *P. duellmani* ($p < 0.05$), *Ctenosaura clarki* (AUC=0.867, $p < 0.05$), y *Plestiodon colimensis* ($p < 0.05$). Los mapas obtenidos para estas especies fueron convertidos en mapas binarios teniendo en cuenta el número de registros como fue explicado en los métodos. Se compararon las áreas de distribución obtenidas entre las especies determinando las zonas en las cuales coinciden, con el fin de hallar áreas de alta probabilidad de encuentro para las especies mencionadas según los modelos de nicho ecológico. Las áreas determinadas se encuentran en mayor proporción en el estado de Colima, y una pequeña fracción en la costa de Jalisco (Figura 7).

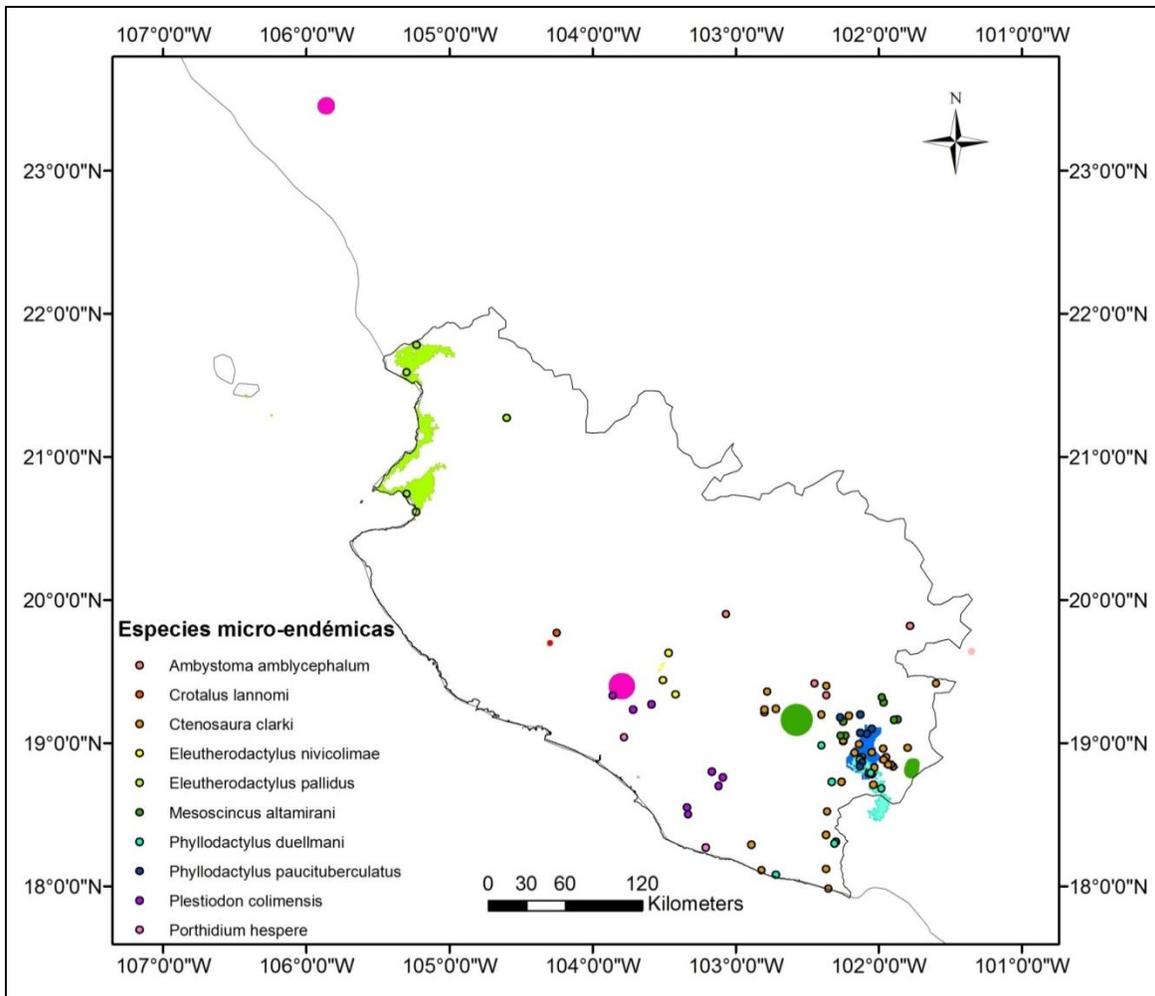


Figura 5. Áreas de distribución (Tomado de IUCN Red List, disponible en <http://www.iucnredlist.org/>; y CONABIO, Ochoa-Ochoa et al. 2006) y registros de las especies microendémicas en la región ampliada y área de estudio. El color de las áreas corresponde con el color de los registros de las especies.

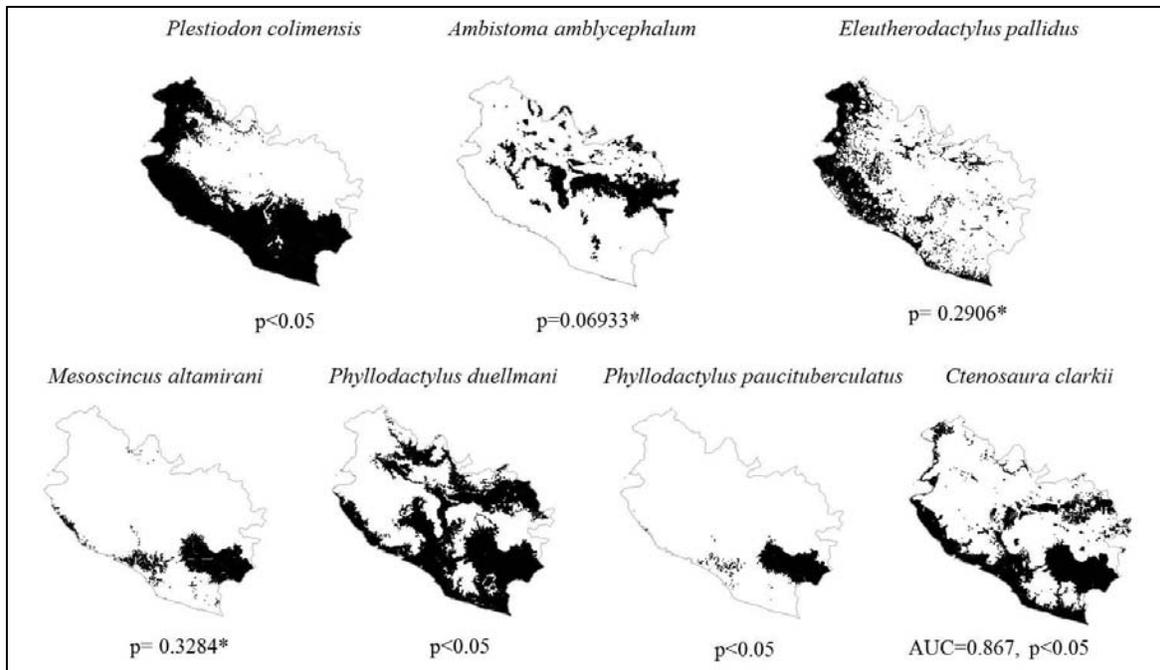


Figura 6. Áreas de distribución potencial, en negro, para las especies microendémicas de la región.

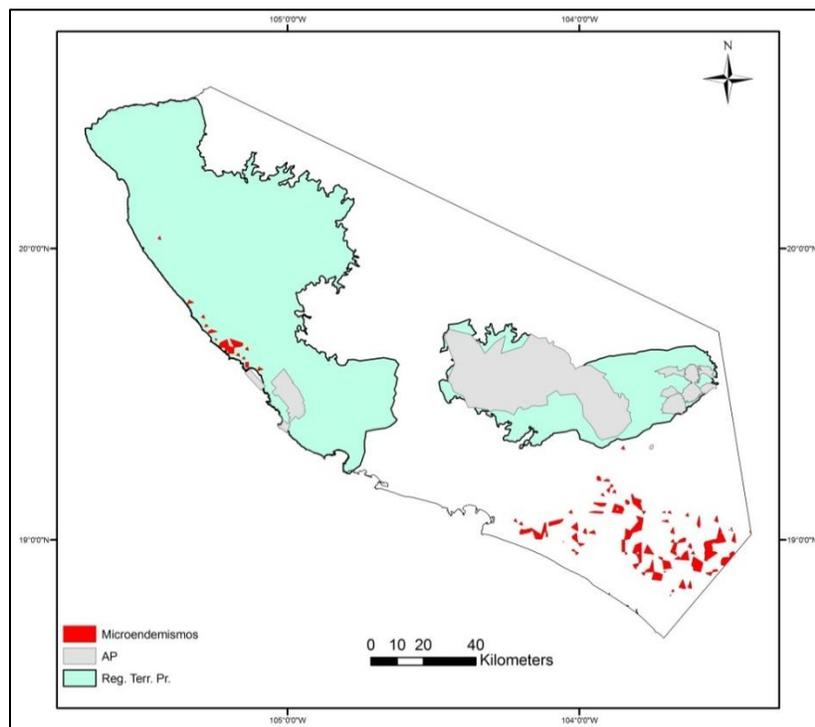


Figura 7. Microendemismos en el área de estudio. En rojo, áreas de distribución potencial en común para las especies *Phyllodactylus paucituberculatus*, *P. duellmani*, *Ctenosaura clarki*, y *Plestiodon colimensis*; en gris Áreas Naturales Protegidas, y en celeste las regiones terrestres prioritarias.

Con el propósito de relacionar las áreas de distribución con la historia biológica de las especies, se compararon las áreas y los registros con las áreas biogeográficas y ecológicas a las que pertenecen en la región ampliada (Tabla 5, Figura 8).

Dentro de la región de estudio, el área de distribución potencial en común para las especies microendémicas se ubica dentro de las regiones Bosque seco y Bosque de pino-encino, como ecológicas, y Costa del Pacífico y Eje volcánico como biogeográficas. El área de distribución potencial en común para las especies microendémicas *Ctenosaura clarki*, *Plestiodon colimensis*, *Phyllodactylus duellmani* y *P. paucituberculatus* se ubica dentro de la región ecológica de Bosques secos de Jalisco y la región biogeográfica de la Costa del Pacífico principalmente. Las especies de las cuales no se obtuvieron áreas de distribución potencial, pero si se cuenta con registros, *Porthidium hespere*, *Plestiodon colimensis*, *Crotalus lanommi* y *Eleutherodactylus pallidus*, se encuentran también dentro de las regiones mencionadas. Esta última especie también se encuentra dentro de la región ecológica de Bosque pino-encino. Las especies *Eleutherodactylus nivicolimae* y *Ambystoma amblycephalum* se encuentra en otras regiones, Bosque pino-encino (ecológica) y Eje volcánico (biogeográfica).

Cuadro 5. Ubicación de los registros de especies respecto a las regiones biogeográficas y ecológicas.

Especie (registros)	Región Ecológica	Región Biogeográfica
<i>Phyllodactylus duellmani</i>	Bosque seco Jalisco	Costa del Pacífico
<i>Ctenosaura clarki</i>	Bosque seco Jalisco	Costa del Pacífico
<i>Phyllodactylus paucituberculatus</i>	Bosque seco Balsas	Depresión del Balsas
<i>Mesoscincus altamirani</i>	Bosque seco Balsas	Depresión del Balsas
<i>Porthidium hespere</i>	Bosque seco Jalisco	Costa del Pacífico
<i>Plestiodon colimensis</i>	Bosque seco Jalisco	Costa del Pacífico
<i>Crotalus lanommi</i>	Bosque seco Jalisco	Costa del Pacífico
<i>Eleutherodactylus nivicolimae</i>	Bosque pino-encino	Eje volcánico
<i>Eleutherodactylus pallidus</i>	Bosque seco Jalisco y Sinaloa; Bosque pino-encino	Costa del Pacífico
<i>Ambystoma amblycephalum</i>	Bosque pino-encino	Eje volcánico

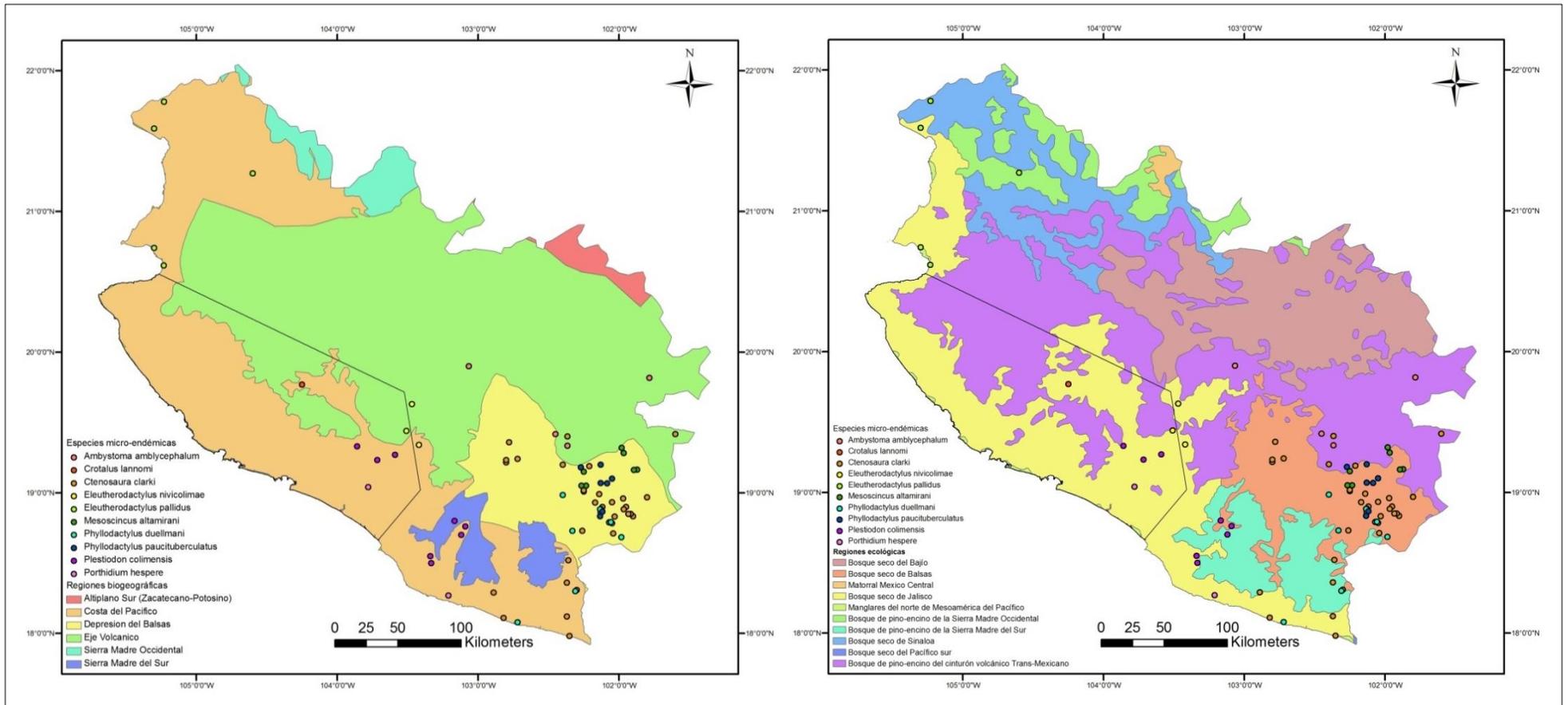


Figura 8. Regiones biogeográficas (CONABIO 1997) y ecológicas (Olson et al. 2004) del área ampliada y área de estudio. Los círculos representan los registros de las especies microendémicas.

b) Comprobación mediante muestreos

Se realizaron muestreos intensivos durante los meses de septiembre-octubre de 2013 y marzo de 2014 (Tabla 6) en seis sitios pertenecientes a áreas de distribución potencial en común para las especies microendémicas *Phyllodactylus paucituberculatus*, *P. duellmani*, *Ctenosaura clarki*, y *Plestiodon colimensis* (Figura 9).

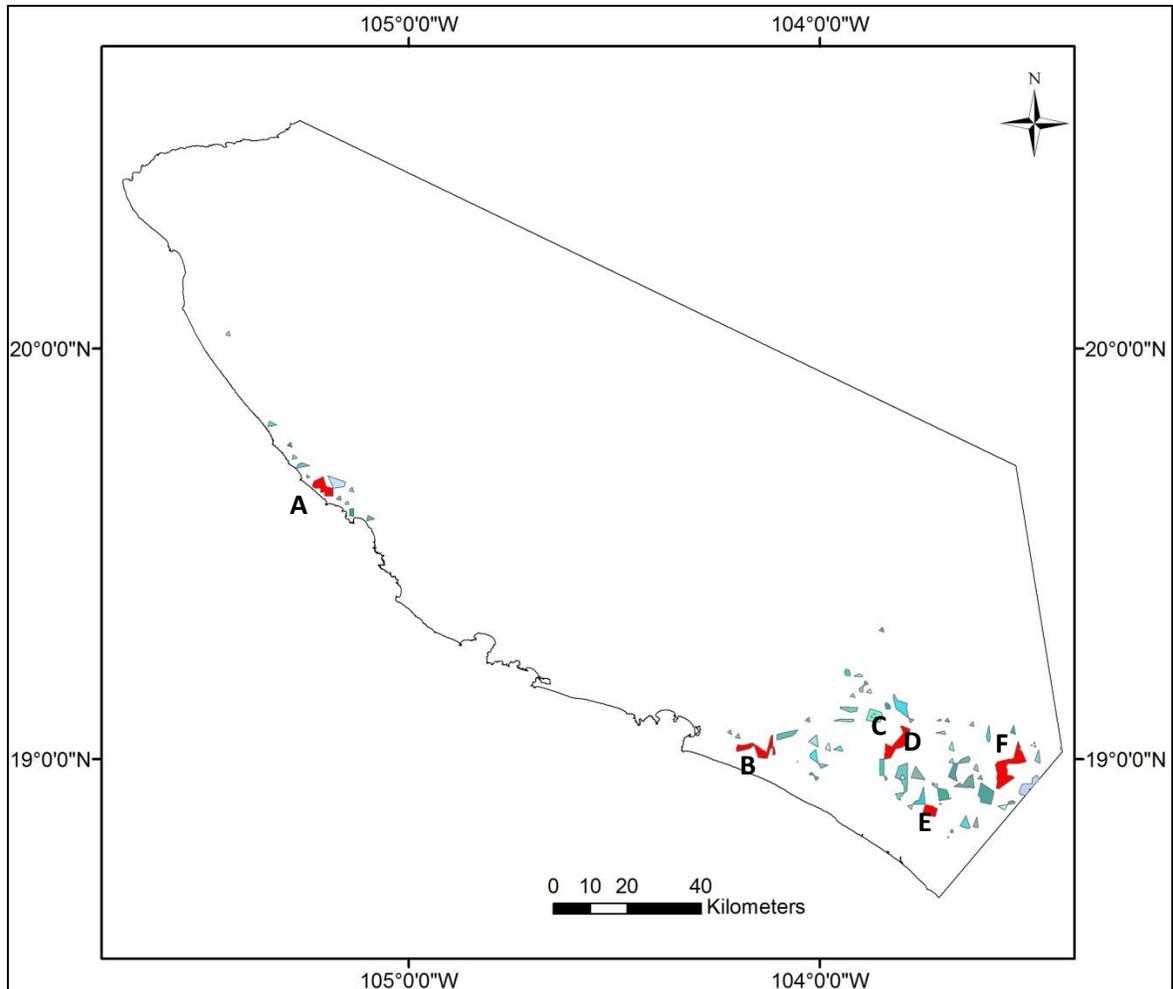


Figura 9. Sitios de muestreo a partir de la distribución potencial en común para las especies microendémicas *Phyllodactylus paucituberculatus*, *P. duellmani*, *Ctenosaura clarki*, y *Plestiodon colimensis*. En rojo sitios de muestreo: (A) J. M. Morelos, (B) San Buenaventura, (C) Cerro Picacho Oeste, (D) Cerro Picacho Este, (E) Chanchopa, (F) Tepames.

Durante los muestreos se registró un total de 18 especies (Tabla 6), incluyendo *Anolis nebulosus*, *Aspidoscelis communis*, *A. lineattissima*, *Boa constrictor*, *Ctenosaura pectinata*, *Heloderma horridum*, *Iguana iguana*, *Incilius marmoreus*, *Phyllodactylus* sp., *Plestiodon brevirostris*, *Rhinella marina*, *Rinoclemmys rubida*, *Sceloporus melanorrhinus*, *S. pyrocephalus*, *S. utiformis*, *Tantilla bocourti*, *T. calamarina* y *Urosaurus bicarinatus*. El sitio con mayor riqueza encontrada fue el Cerro Picacho Ladera Este, con 9 especies, mientras que Chanchopa fue el sitio con menor número de especies registradas. El encuentro de especies en las temporadas varió de acuerdo a los sitios (Figura 10), en el Cerro Picacho este y oeste fue mayor durante la temporada de lluvias, en cambio en Chanchopa y J.M. Morelos fue mayor durante la temporada seca. Por otro lado, en Tepames y San Buenaventura esto fue indistinto.

Tabla 6. Muestreos realizados en septiembre-octubre de 2013 y marzo de 2014.

Poligono/Localidad	Georreferenciación	Muestreo	Especies encontradas
Cerro Picacho Oeste	19.11050N 103.79191 O 445msnm 19.13988 N 103.84168 O 622msnm	Lluvias (sep-oct 2013)	<i>Anolis nebulosus</i> <i>Sceloporus utiformis</i> <i>Plestiodon brevirostris</i> . <i>Ctenosaura pectinata</i> <i>Tantilla calamarina</i> <i>Sceloporus pyrocephalus</i>
		Seca (mar 2014)	<i>Sceloporus pyrocephalus</i> <i>Aspidoscelis lineattissima</i> <i>Aspidoscelis communis</i> <i>Sceloporus utiformis</i>
		Total de especies	8
Cerra Picacho Este	19.13986 N 103.84344 O 258msnm 19.13988 N 103.83910 O 526msnm	Lluvias (sep-oct 2013)	<i>Boa constrictor</i> <i>Anolis nebulosus</i> <i>Urosaurus bicarinatus</i> <i>Plestiodon brevirostris</i> . <i>Incilius marmoreus</i> <i>Sceloporus utiformis</i> <i>Sceloporus pyrocephalus</i> <i>Phyllodactylus</i> sp.
		Seca (mar 2014)	<i>Sceloporus pyrocephalus</i>

				<i>Anolis nebulosus</i>
				<i>Sceloporus melanorrhinus</i>
			Total de especies	9
Tepames	18.98060 N 103.55882 O 458 msnm	Lluvias (sep-oct 2013)		<i>Iguana iguana</i>
				<i>Anolis nebulosus</i>
	18.98146 N 103.55710 O 458 msnm	Seca (mar 2014)		<i>Tantilla bocourti</i>
				<i>Aspidoscelis communis</i>
				<i>Rinoclemmys rubida</i>
				<i>Aspidoscelis communis</i>
			<i>Sceloporus pyrocephalus</i>	
			<i>Anolis nebulosus</i>	
			Total de especies	6
Chanchopa	18.86851 N 103.73782 O 78msnm	Lluvias (sep-oct 2013)		<i>Sceloporus pyrocephalus</i>
		Seca (mar 2014)		<i>Anolis nebulosus</i>
				<i>Rhinella marina</i>
		Total de especies	3	
San Buenaventura	19.03030 N 104.15748 O 75msnm	Lluvias (sep-oct 2013)		<i>Sceloporus pyrocephalus</i>
				<i>Anolis nebulosus</i>
	19.03386N 104.15592 O 98msnm	Seca (mar 2014)		<i>Incilius marmoratus</i>
				<i>Heloderma horridum</i>
				<i>Rhinella marina</i>
				<i>Sceloporus pyrocephalus</i>
			Total de especies	5
J.M. Morelos	19.65643 N 105.18463 O 35msnm	Lluvias (sep-oct 2013)		<i>Anolis nebulosus</i>
				<i>Sceloporus pyrocephalus</i>
				<i>Sceloporus utiformis</i>
	19.65645 N 105.18495 O 41msnm	Seca (mar 2014)		<i>Aspidoscelis communis</i>
				<i>Aspidoscelis lineatissima</i>
				<i>Anolis nebulosus</i>
				<i>Sceloporus melanorrhinus</i>
19.65702N 105.18561 O 61msnm			<i>Urosaurus bicarinatus</i>	
19.65771 N 105.18572 O 63msnm				
		Total de especies	7	

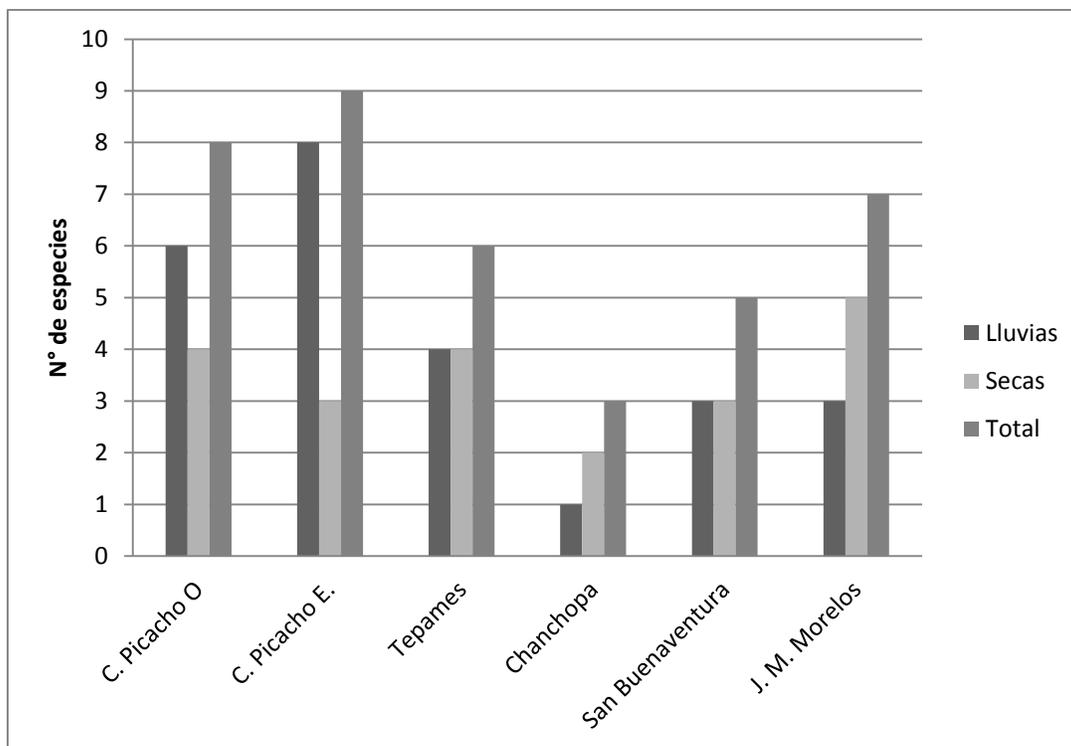


Figura 10. Número de especies en sitios de muestreo por temporada y especies registradas en total.

c) Análisis de patrones espaciales

Se obtuvieron mapas de distribución potencial para 129 especies (78%) de las 166 incluidas en la base de datos para el área de estudio (Apendice II), 32 de anfibios y 97 para reptiles. Del total de especies, 67% son endémicas de México y 40% se encuentran en alguna categoría de protección por la ley Mexicana (NOM-059-SEMARNAT 2010).

Se encontró una alta correspondencia entre áreas con alta riqueza, endemismo y especies en riesgo: el número de especies en riesgo está fuertemente correlacionado con la riqueza de especies y con el número de especies endémicas, a su vez, las especies endémicas están muy correlacionadas con la riqueza de especies (Cuadro 7; Spearman $r = 0.975-0.99$, $p < 0.0001$).

La Figura 11 muestra la coincidencia entre los registros y las áreas de mayor riqueza, como así también su relación con las áreas naturales protegidas y las regiones terrestres prioritarias. A partir del análisis espacial de riqueza, endemismos, especies en riesgo y

vegetación se obtuvieron 1131 celdas (28,275 km²) con vegetación. El 44% de esta área contiene simultáneamente entre 87 y 118 especies de anfibios y reptiles, el 42% entre 55 y 75 especies endémicas, y el 47% entre 35 y 48 especies bajo protección (Figura 11). Los valores más altos en riqueza, endemismo y especies en riesgo se encuentran en una porción considerable del estado de Colima, albergando los municipios de Manzanillo, Coquimatlán, Estapilla, Colima, Villa de Álvarez; y también en la costa de Jalisco, en los municipios Cabo Corrientes, Tepatlán de Morelos, Tomatlán, La Huerta y Manzanilla de la Paz.

Puede observarse que quedan áreas con alta biodiversidad y registros por fuera de las regiones terrestres Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima. Éstas son áreas de gran importancia para su conservación, ya que a pesar de no existir registros en las mismas, a partir de los modelos de distribución potencial de las especies se observan valores importantes de riqueza, endemismo y riesgo, siendo áreas de oportunidad e importancia en conservación.

Se observa una alta congruencia entre las áreas con alta riqueza de especies, endemismos, y especies en riesgo a partir de la medición del grado de superposición espacial entre áreas con alto valor para la implementación de planes de conservación (Riqueza >102 spp., Endemismo >65 spp., Especies en riesgo >41 spp.). A partir del mapa de valores de prioridad (Figura 12), acumulativamente los tres conjuntos con alta prioridad ocupan 322 celdas de la cuadrícula, de los cuales el 28.3% (91 celdas de la cuadrícula) son comunes a todos los tipos (Figura 13).

Teniendo en cuenta el mapa de valores de prioridad, se seleccionaron 10 áreas con gran importancia para la implementación de planes de conservación, que albergan valores altos en número de especies en total, endémicas y bajo protección, basadas en celdas con alta prioridad y las celdas limitantes con prioridad intermedia-baja (Cuadro 8). Estas áreas poseen distinta superficie, desde los 300 km² hasta 775 km², algunas de estas coinciden con las áreas de micro-endemismos (nº3, 5 y 10), y otras no se encuentran incluidas en las regiones terrestres prioritarias de México (Figura 14).

Las áreas seleccionadas involucran distintas localidades, entre ellas La Saucedá (Cocula, Jalisco) e Ipala (Cabo Corrientes, Jalisco) en el área 1; Carrizal (Colotlán, Jalisco) y Las Peñitas (Tepatitlán de Morelos, Jalisco) en el área 2; La Cumbre (Tomatlán, Jalisco) y

Pérgula (La Huerta, Jalisco) en el área 3; Emiliano Zapata (La Huerta, Jalisco) y La Manzanilla (La Huerta, Jalisco) en el área 4; El Naranja (Manzanillo, Colima) y El Quemado en el área 5; Las Piedras de Amolar (Armería, Colima) y El Algodonal (Coquimatlán, Colima) en el área 6; Tuxcacuesco (Tuxcacuesco, Jalisco) en el área 7; El Remate (Comala, Colima) y Zapotitlán (Zapotitlán de Vadillo, Jalisco) en el área 8; San Marcos (Ixtlahuacán, Colima) y Tonila (Tonila, Colima) en el área 9; Los Tepames (Colima, Colima) y El Plan del Zapote (Tecomán, Colima) en el área 10 entre otras.

Cuadro 7. Correlaciones entre la riqueza de especies de anfibios y reptiles, número de especies endémicas, y número de especies en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT 2010.

Variabes	<i>N</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Riqueza			
Especies endémicas	1290	0.99	<0.0001
Especies en riesgo	1290	0.981	<0.0001
Especies endémicas			
Especies en riesgo	1290	0.975	<0.0001

Cuadro 8. Superficie y valores de prioridad correspondientes a cada área seleccionada.

Áreas con prioridad de conservación	N° celdas con valores de prioridad				Total de celdas	Superficie total km ²
	Muy bajo	Bajo	Intermedio	Alto		
Area 1	0	0	12	5	17	425
Area 2	0	0	10	2	12	300
Area 3	3	0	15	12	30	750
Area 4	2	0	15	8	25	625
Area 5	4	0	11	10	25	625
Area 6	0	0	8	4	12	300
Area 7	0	1	9	4	14	350
Area 8	0	0	12	2	14	350
Area 9	2	0	8	5	15	375
Area 10	1	0	15	15	31	775

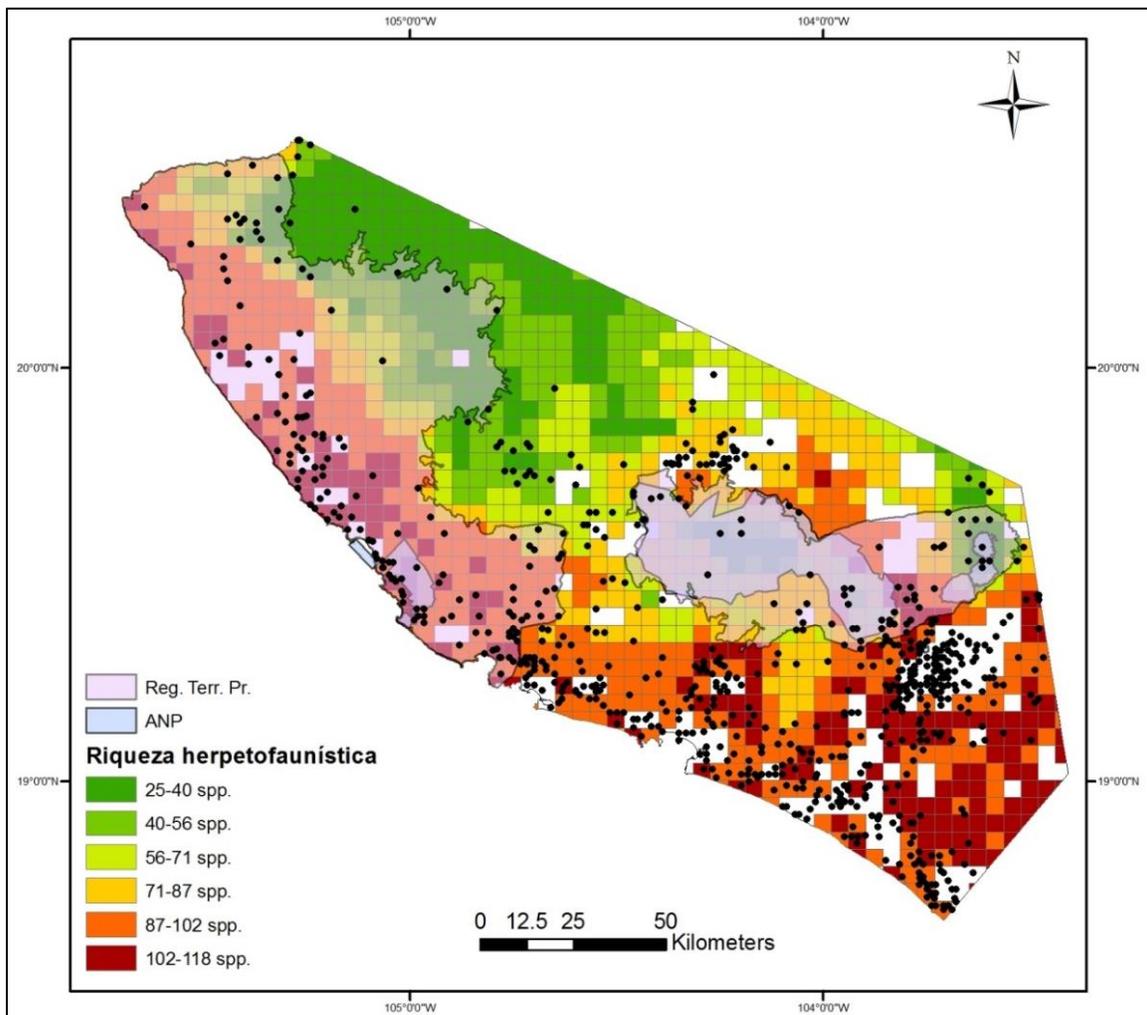
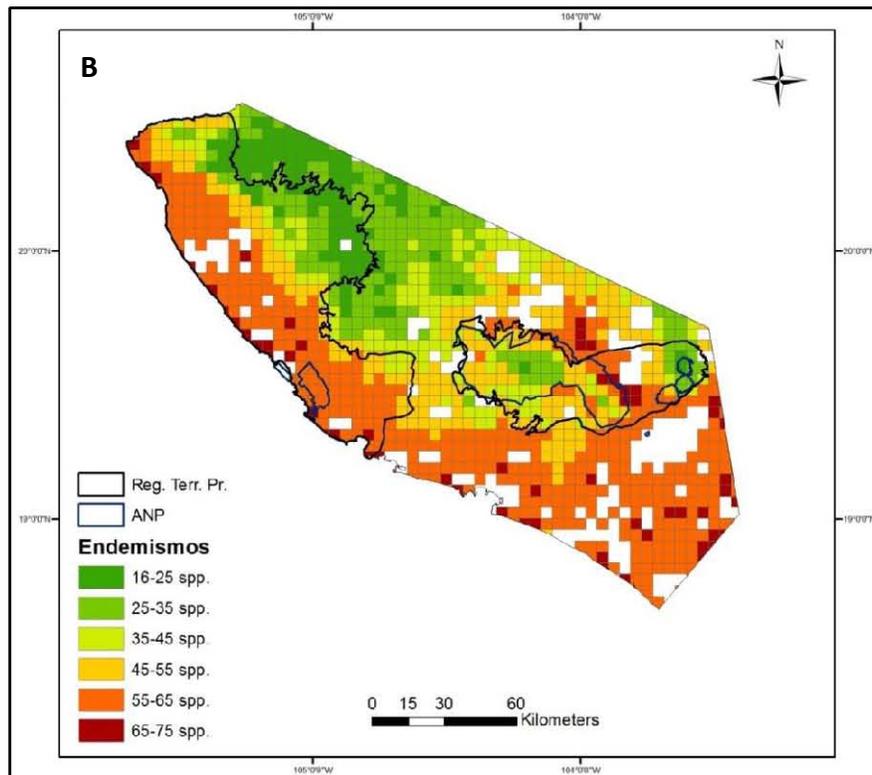
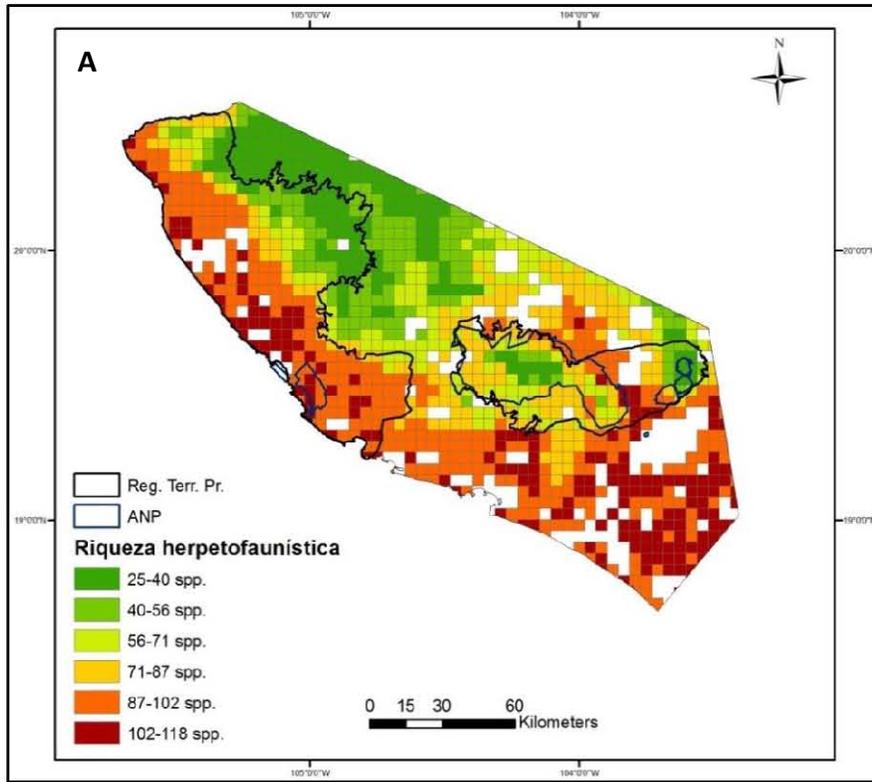


Figura 11. Riqueza herpetofaunística en el área de estudio por celdas de 5km x 5km en relación a las regiones terrestres prioritarias (Reg. Terr. Pr.), áreas naturales protegidas (ANP) federales y estatales, y registros de las especies (puntos negros).



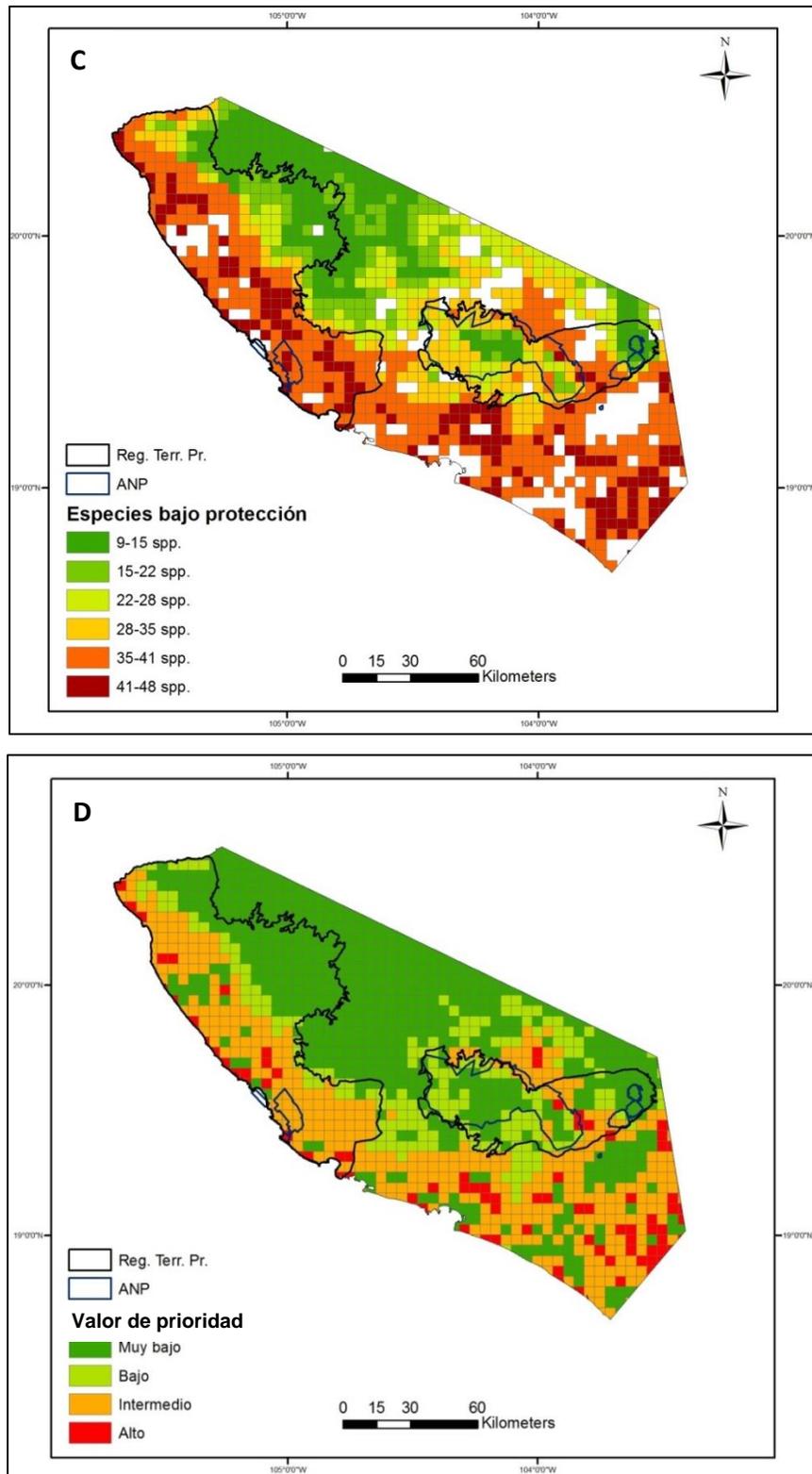


Figura 12. Análisis espacial de riqueza(A), endemismos (B), especies bajo protección mexicana (C) y grado de coincidencia de estas tres características como valor de prioridad (D).

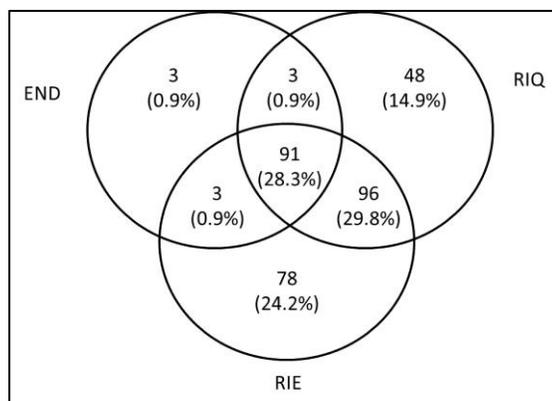


Figura 13. Diagrama de Venn de congruencia entre celdas con alta prioridad por valores de riqueza (RIQ), especies en riesgo (RIE) y especies endémicas (END). Las cifras muestran el número de celdas (cada una de 5 km x 5km) y los porcentajes correspondientes.

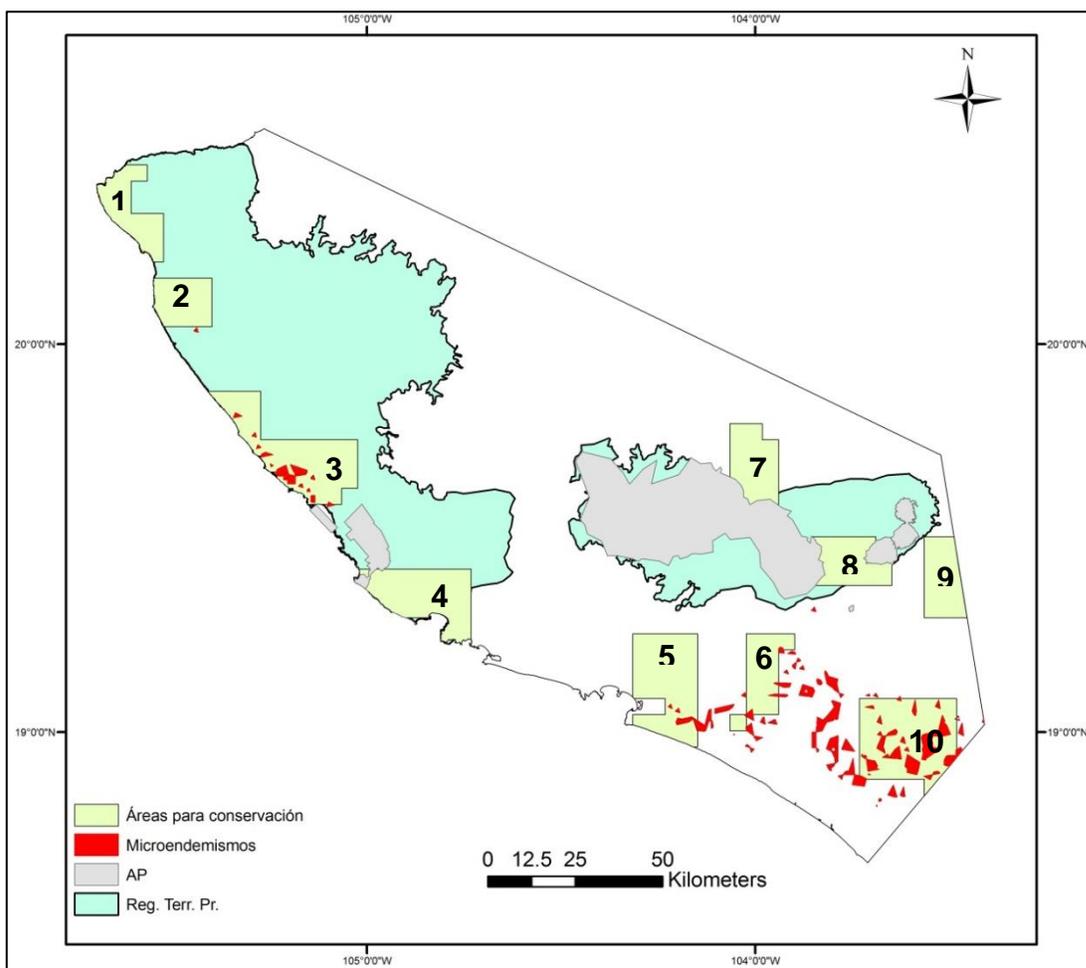


Figura 14. Áreas seleccionadas para conservación de acuerdo a su biodiversidad (áreas 1 a 10). Se presentan también áreas en común para especies microendémicas, áreas protegidas (AP), y regiones terrestres prioritarias (Reg. Terr. Pr.).

Puede observarse en la Figura 15 el estado de conservación de la vegetación en las áreas seleccionadas. En general se observa que todas las áreas poseen en mayor proporción de vegetación conservada, predominando selva baja y vegetación secundaria arbustiva. Por otro lado, el área 9 es la que posee una mayor alteración del suelo para agricultura, representando un 48% de su área total. Le siguen las áreas 3 (19%), 7 (19%), 5 (15%) y 1 (10%) con menor superficie alterada. Las AP ocupan el 7% del área total (1664 km²), de esta área el 30% alberga entre 87 y 118 especies en total, de las cuales entre 55 y 75 son endémicas, y entre 35 y 48 se encuentran bajo protección.

Cada área seleccionada incluye la distribución de más de 100 especies, de las cuales más del 60% son endémicas y el 50% especies amenazadas en alguna categoría de la NOM-059-SEMARNAT 2010 (Figura 16). Además de riqueza en especies, también poseen una alta riqueza en familias, de las que se destacan Bufonidae, Craugastoridae, Eleutherodactylidae, Hylidae, Teiidae, Phrynosomatidae, y Colubridae con mayor número de especies en éstas áreas (Figura 17).

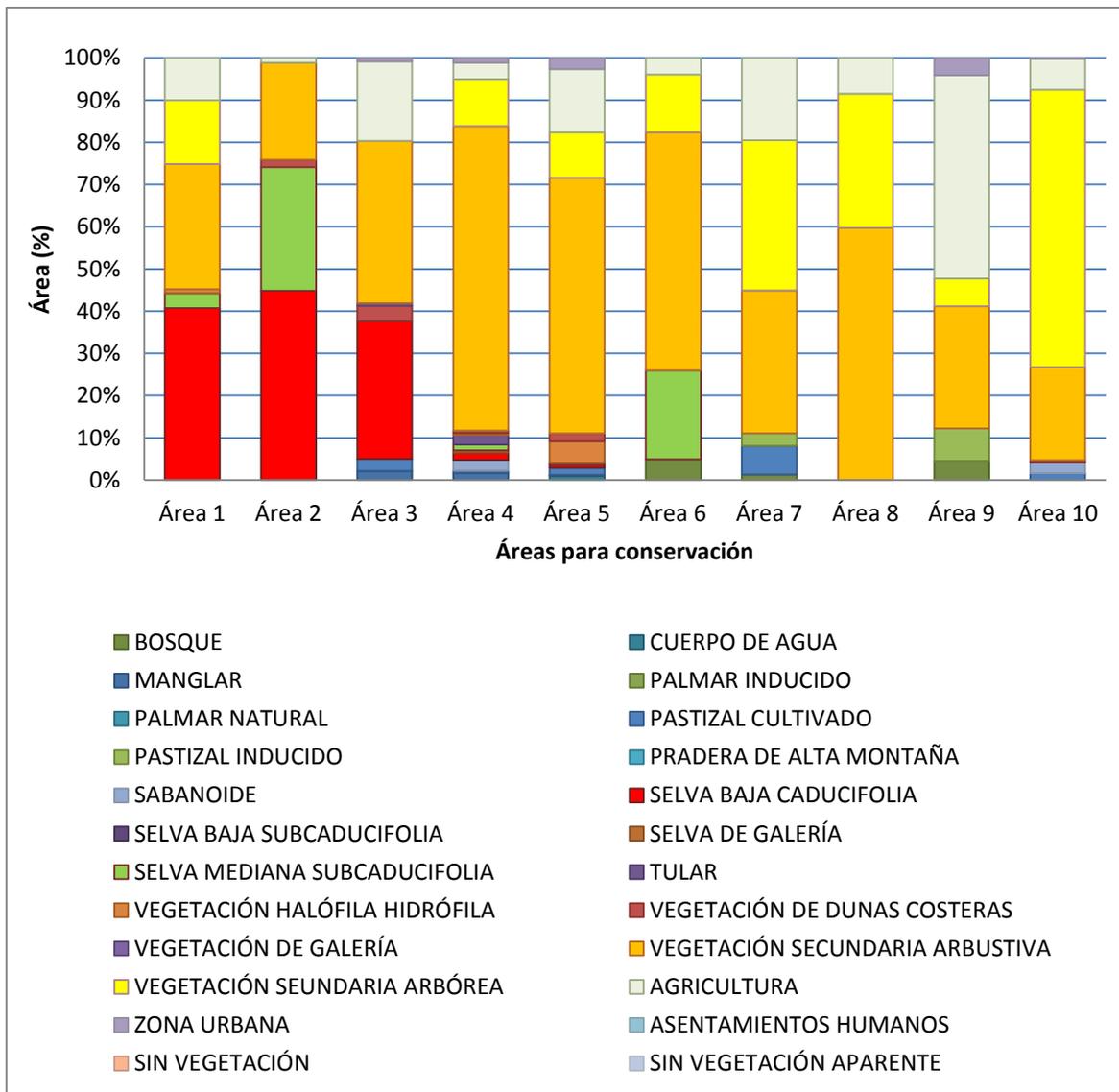


Figura 15. Vegetación presente en las áreas seleccionadas para conservación.

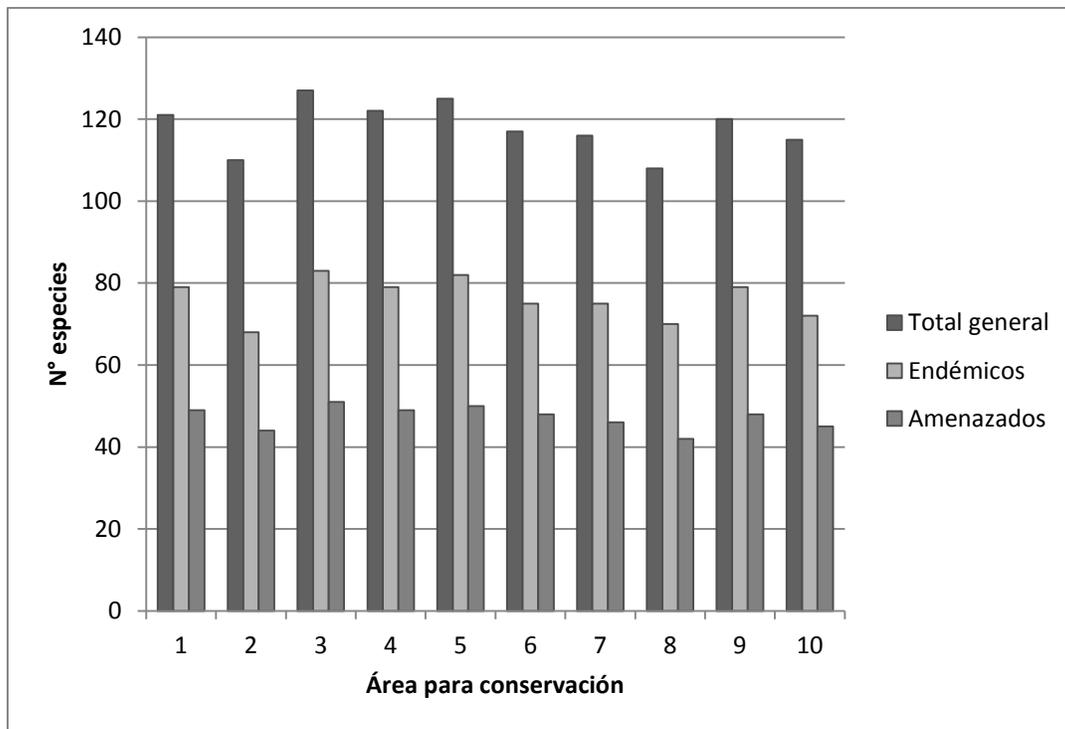


Figura 16. Número de especies en total, endémicas y amenazadas en cada área seleccionada.

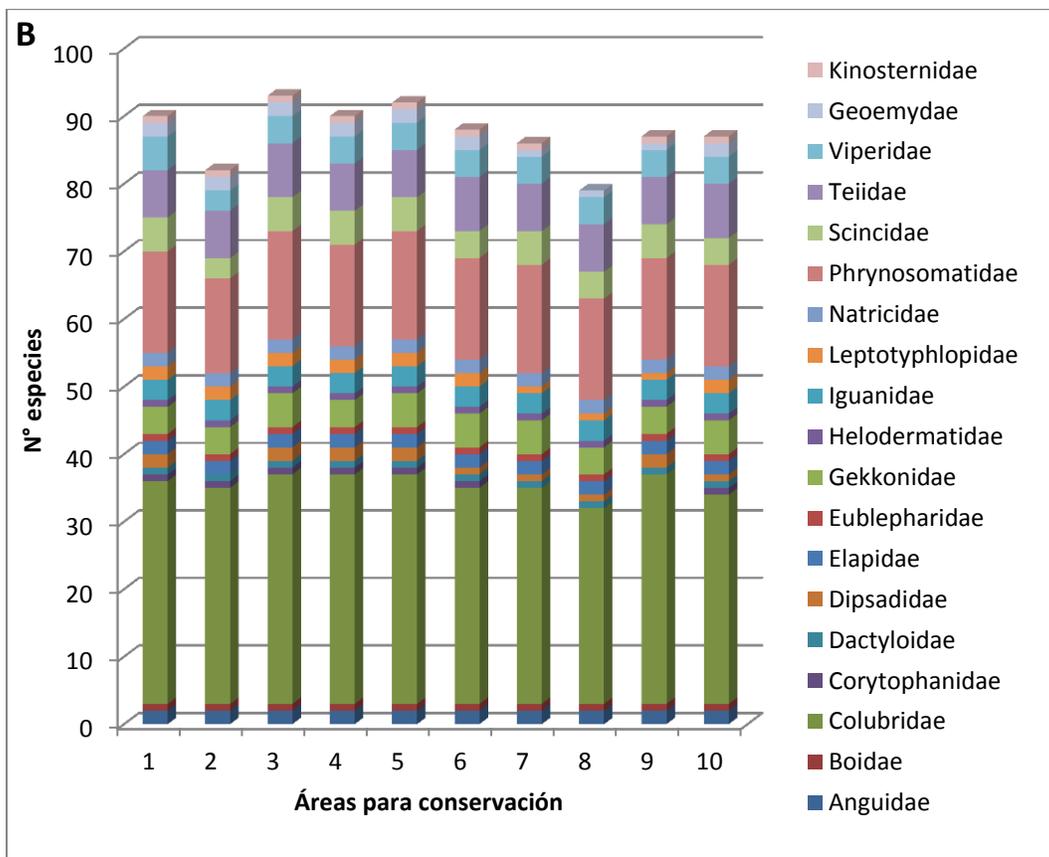
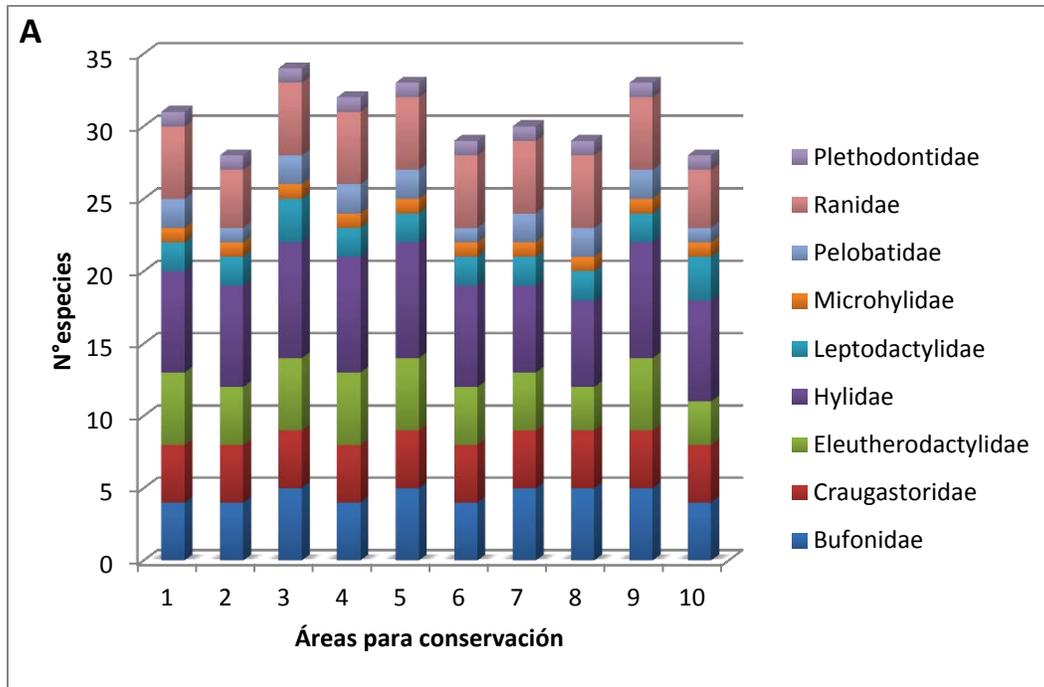


Figura 17. Número de especies por familia de anfibios (A) y reptiles (B).

d) Identificación de corredores biológicos

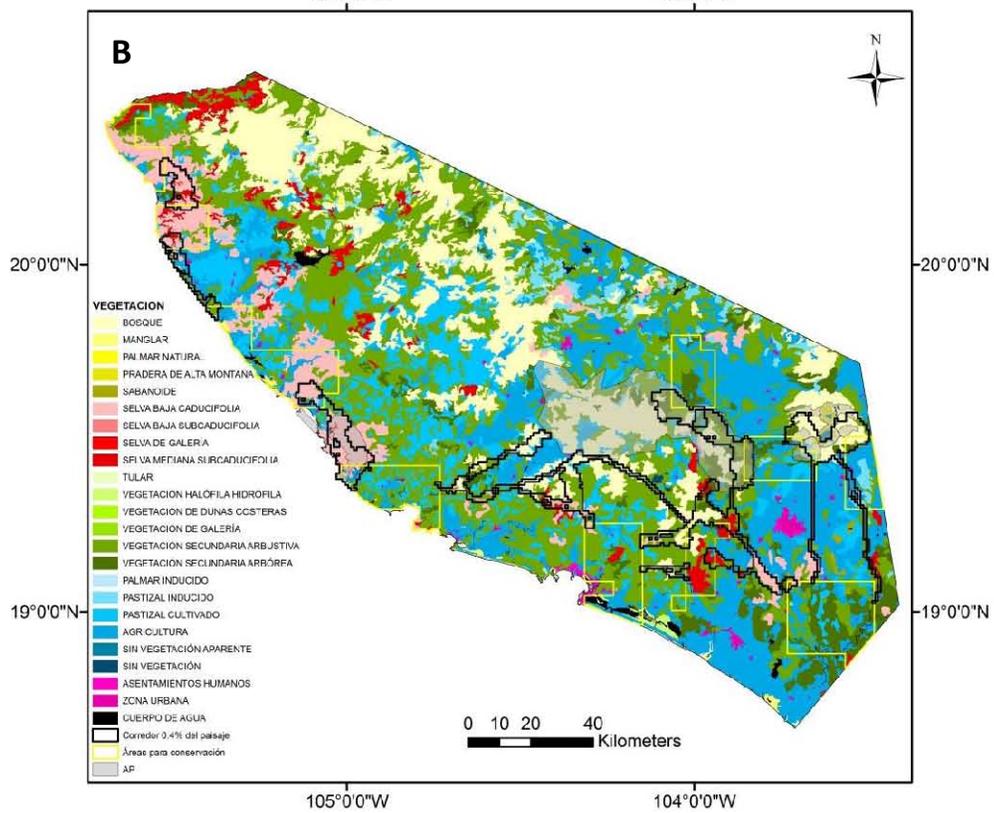
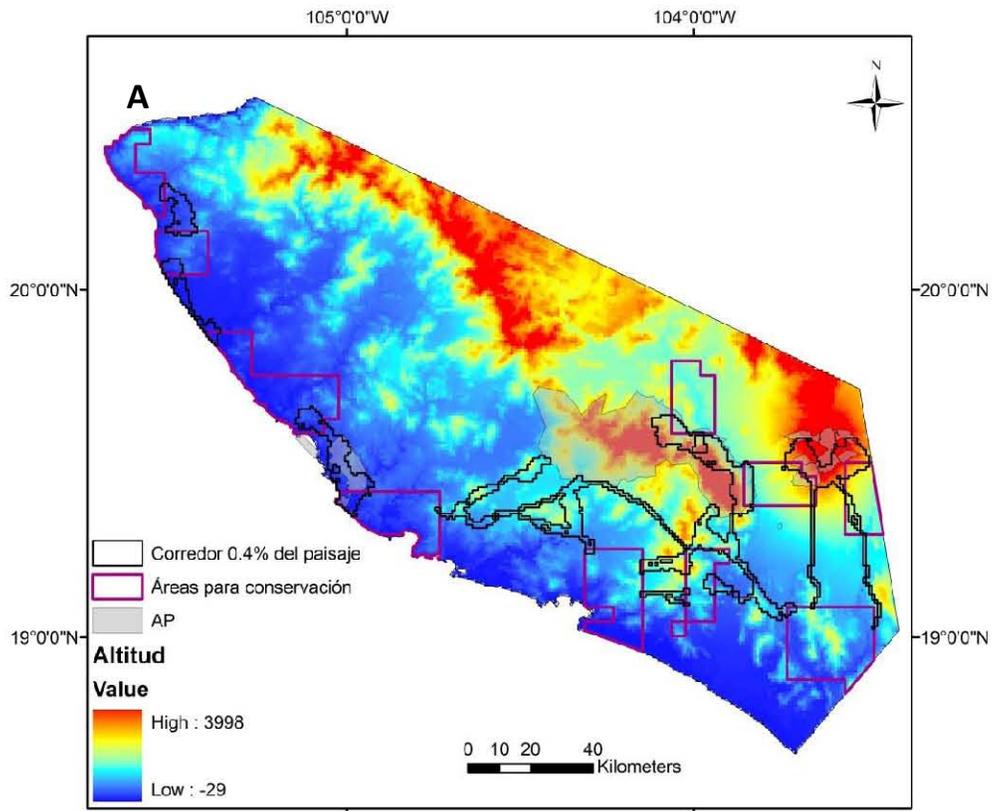
La conectividad entre las diez áreas seleccionadas para la implementación de planes de conservación y las AP podría realizarse a partir de corredores biológicos. A partir del mapa de permeabilidad obtenido de la vegetación, topografía y carreteras, junto con las áreas seleccionadas y las áreas naturales protegidas, se detectaron los posibles corredores biológicos con la mayor aptitud para las especies (Figura 18). Se obtuvieron cinco opciones de corredores de distinta superficie, teniendo en cuenta la superficie total del área de estudio (Figura 19).

Utilizando los corredores con 0.4% de superficie como corredores intermedios respecto a los demás, puede notarse que están compuestos por vegetación primaria y secundaria, principalmente vegetación secundaria arbórea y arbustiva (Figura 20).

Estos corredores conectan las áreas principales para conservación entre ellas y a su vez con las AP más cercanas, van desde 3 km hasta los 57 km de longitud; y desde 1 km de ancho mínimo hasta 9 km de ancho máximo (Cuadro 9). En áreas que limitan con AP sólo se observa la conexión entre las áreas, debido a que estas ya se encuentran conectadas por su límite (ej: área 3 con AP Chamela-Cuixmala, áreas 7 y 8 con AP Sierra de Manantlán).

Cuadro 9. Características de los corredores viables entre las áreas seleccionadas para la implementación de planes de conservación y las áreas protegidas.

ID	Corredor	Área (Km ²)	Ancho mínimo (Km)	Ancho máximo (Km)	Longitud (Km)
1-2	Área 1 - Área 2	94.73	1.87	5.59	16.68
2-3	Área 2 - Área 3	97.28	1.00	3.35	24.92
3-4	Área 3 - Área 4	95.15	1.00	4.85	23.90
3-AP	Área 3 - AP Chamela-Cuixmala	98.32	1.74	3.24	5.44
4-5	Área 4 - Área 5	96.06	1.00	2.81	57.76
4-AP	Área 4 - AP Sierra de Manantlán	95.19	1.00	3.71	41.30
5-6	Área 5 - Área 6	95.36	1.29	6.03	14.54
5-AP	Área 5 - AP Sierra de Manantlán	96.04	1.00	4.63	26.26
6-10	Área 6 - Área 10	97.02	1.00	4.06	30.35
6-AP	Área 6 - AP Sierra de Manantlán	95.29	1.29	5.38	15.03
9-10	Área 9 - Área 10	100.98	1.00	1.00	32.49
9-AP	Área 9 - AP Nevado de Colima	96.00	6.40	9.14	3.02
10-AP	Área 10 - AP Sierra de Manantlán	96.14	1.00	5.35	33.95



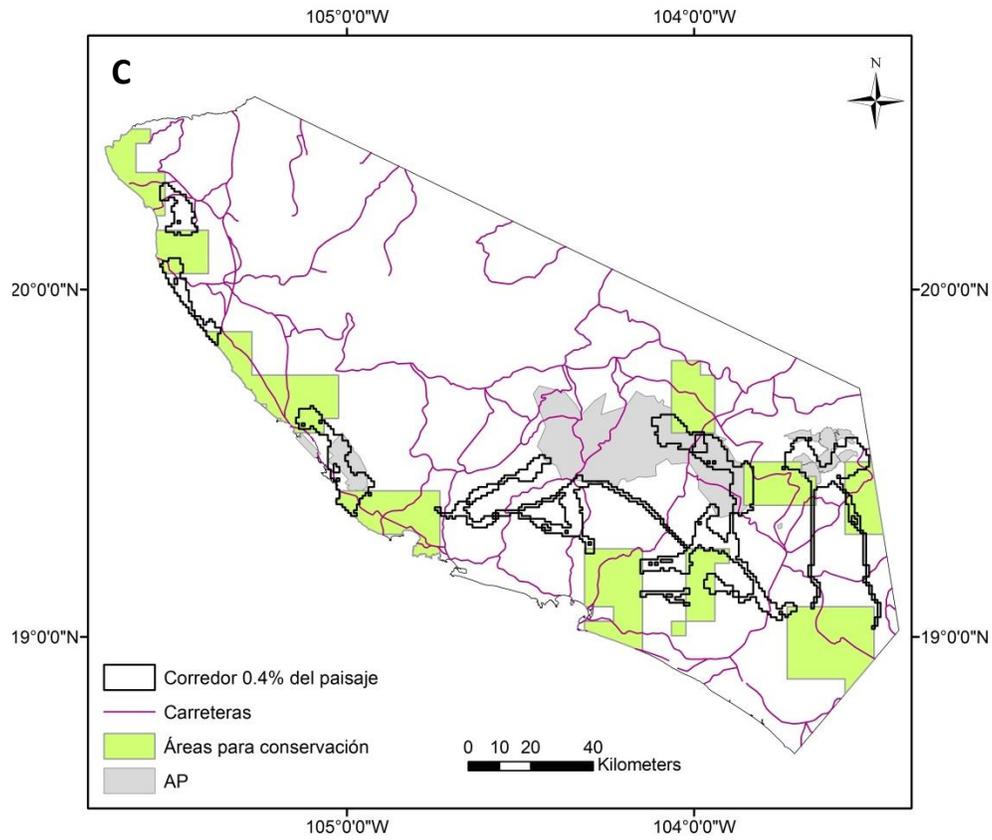


Figura 18. Corredores entre áreas seleccionadas para la implementación de planes de conservación y AP. Factores considerados en la creación de los corredores: Altitud (A), Vegetación (B), Carreteras (C).

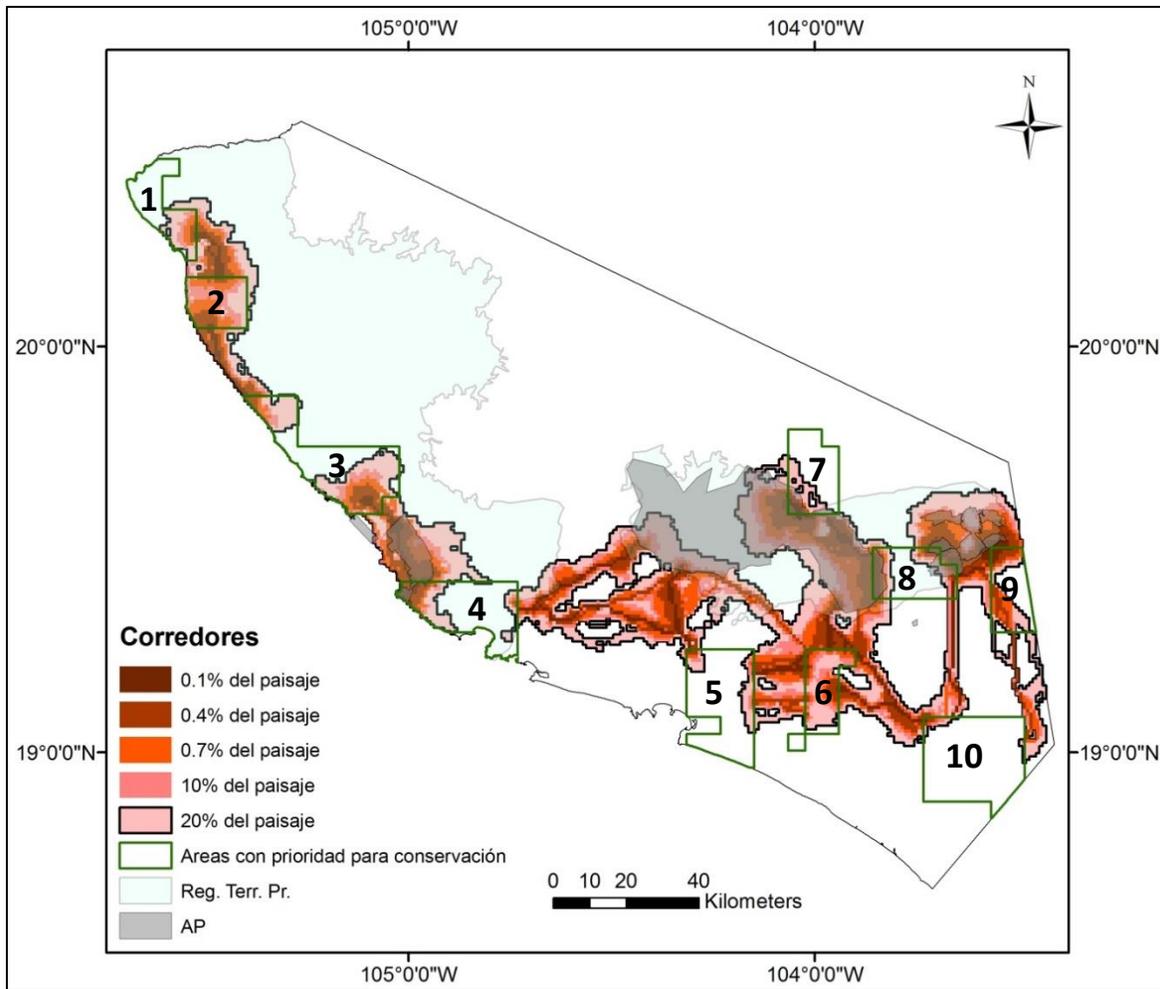


Figura 19. Posibles corredores biológicos entre las áreas de conservación (1-10) con distinto porcentaje en su superficie de acuerdo con la superficie total.

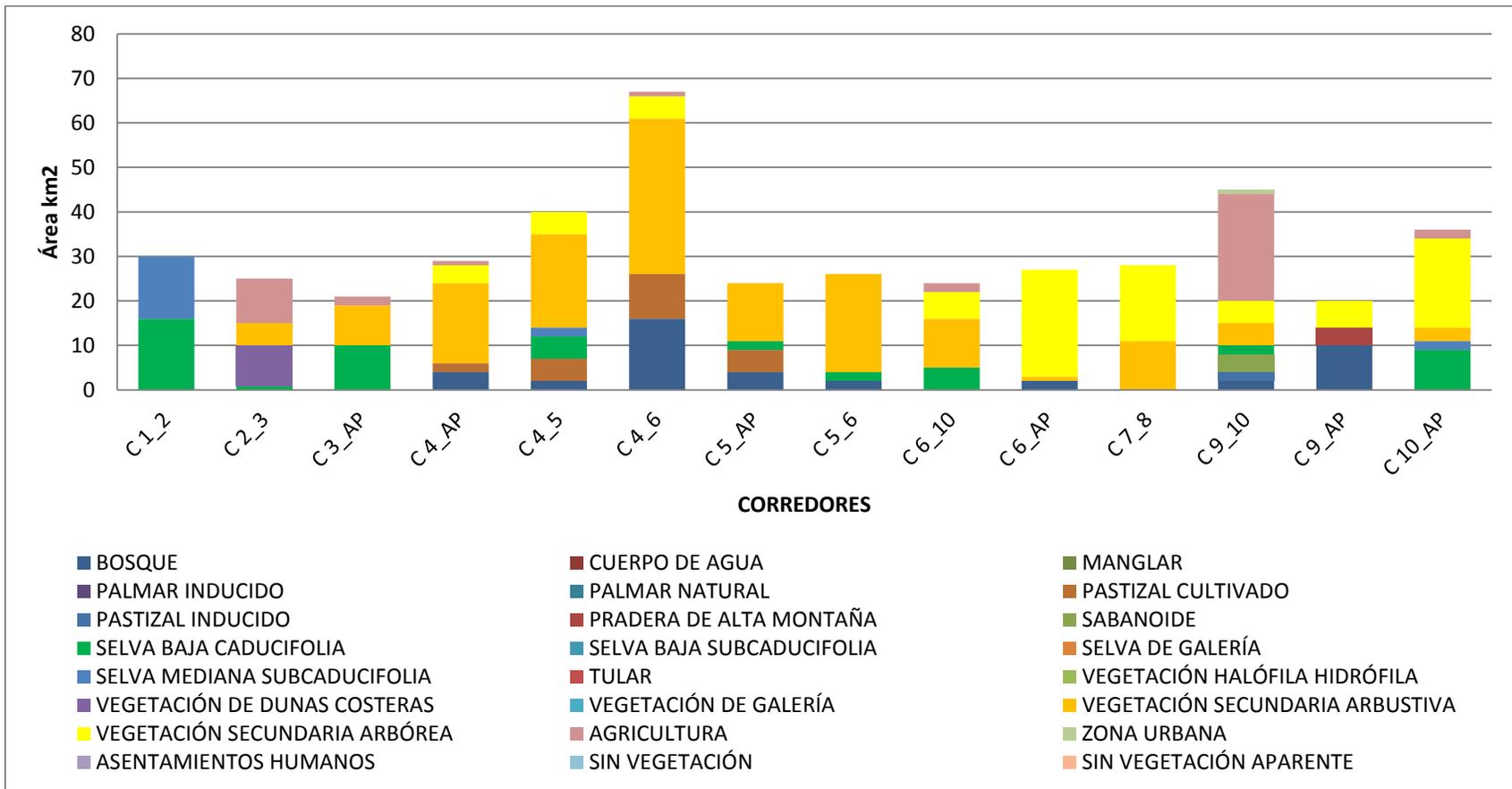


Figura 20. Superficie de vegetación en los corredores potenciales con 0.4% del paisaje.

DISCUSIÓN

La coincidencia y correlación de áreas con gran valor para la conservación debido a la existencia de un alto número de especies en total, endémicas y en riesgo, por fuera de las áreas protegidas, evidencia la necesidad de nuevas áreas de protección para las especies, y la conexión entre éstas en el área de estudio. Los análisis presentados aquí son parte del conocimiento que se requiere para la selección de áreas prioritarias para la conservación (Flores-Villela 1993), por lo que se espera que la información proporcionada en el presente estudio sea tomada en cuenta durante la planeación y la delimitación de las estrategias de conservación en el área. En términos de riqueza de especies, endemismo y amenaza, las áreas identificadas junto con los corredores biológicos, podrían complementar la red de reservas existente a partir de una planeación sistemática para la conservación, aumentando el número de especies de anfibios y reptiles protegidos.

Modelos de distribución-Análisis espacial

México es uno de los países con mayor diversidad herpetofaunística, en el que las especies no están distribuidas de forma homogénea en las áreas naturales (Urbina-Cardona & Flores-Villela 2009). La riqueza y endemismos de especies son dos medidas que se utilizan comúnmente para describir la diversidad biológica de una región y que son útiles para las estrategias directas en la priorización de la conservación (Kier y Barthlott 2001, Slatyer et al. 2007). Al igual que en todo el territorio del país, la herpetofauna no se distribuye de manera homogénea en el área de estudio, existiendo regiones donde se concentra la mayor riqueza y endemismos.

Si bien los anfibios y reptiles presentan distintos requerimientos ecológicos, la coincidencia entre zonas de riqueza y endemismos puede deberse a que ambos grupos se recolectan al mismo tiempo y con los mismos métodos, por lo que comparten muchos puntos de recolecta en las bases de datos (Ochoa-Ochoa & Flores Villela 2006). Además de encontrarse regiones con alta riqueza de especies y un gran número de especies endémicas y en riesgo, también las áreas con alto endemismo tendieron a contener un gran número de especies en riesgo. La coincidencia entre áreas podría deberse, además de lo mencionado anteriormente, a que: (1) en la mayoría de las escalas espaciales, los hotspots concentrados se asocian con patrones específicos del sitio

evolutivo y procesos ambientales únicos (Davis et al. 1994, 1995, 1997.); (2) a menudo existe una fuerte correlación positiva entre la riqueza de especies total y riqueza de especies nativas (Hobohm 2003). Por otro lado, estas correlaciones entre las áreas de riqueza, endemismo, y especies bajo protección también ha sido registrado para mamíferos mexicanos (Ceballos et al. 1998).

La mayoría de las áreas potenciales de alta riqueza, endemismo y especies en riesgo se encuentran en el estado de Colima y la costa de Jalisco, coincidiendo con el trabajo de García (2006). Estas regiones se encuentran dentro de la unidad Costa del Pacífico, asociada a la Selva Baja Caducifolia, uno de los ecosistemas más ricos de México en cuanto a diversidad y endemismos de especies (Flores-Villela 1993, Ceballos 1995), ocupando el cuarto lugar en diversidad de especies de vertebrados endémicos de Mesoamérica (Flores-Villela & Gerez 1994). Estas correlaciones en los patrones de riqueza, endemismo y especies en riesgo sugieren que es necesaria la conservación de otras áreas, distintas a las áreas protegidas ya diseñadas.

La concentración de especies endémicas fue más alta a lo largo de la costa del Pacífico. Se observaron patrones similares anteriormente en el análisis de todas las especies de anfibios y reptiles endémicas de México (Flores Villela 1991, Ochoa-Ochoa & Flores-Villela 2006), y también ha sido registrado para aves y mamíferos (Escalante-Pliego et al. 1993, Ceballos et al. 1998).

La presencia de AP en la costa de Jalisco como la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, y en Colima como el Parque Nacional Nevado de Colima, las áreas de protección forestal y refugio de la fauna silvestre, El Jabalí y Las Huertas, y la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, protegen los diversos tipos de vegetación en los que se distribuyen las especies de anfibios y reptiles. Pero estas son insuficientes, debido a que particularmente en esta región, la agricultura de temporal con cultivos permanentes y los pastizales inducidos, son las actividades productivas que se han expandido más en superficie durante los últimos años, lo cual ha generado una rápida reducción de la cobertura vegetal natural (Flores-Villela y Gérez 1994, Cuevas-Arellano 2002), ejerciendo una creciente presión sobre las áreas naturales y las especies de anfibios y reptiles que lo habitan.

La correspondencia obtenida entre las áreas de endemismo, riqueza y especies en riesgo con las AP fue menor que la encontrada para las regiones terrestres prioritarias. Esta

diferencia puede deberse a que el área que cubren las Regiones Terrestres Prioritarias (9451 km²) es mayor que la que cubren las ANP (1737 km²). También es importante señalar que las AP fueron establecidas bajo diferentes criterios de conservación, que no necesariamente son biológicos (Melo 2003), mientras que las Regiones Terrestres Prioritarias fueron identificadas por diferentes especialistas con base en información biológica importante (Arriaga et al. 2000). Por otro lado, la baja proporción de áreas con valores de biodiversidad alto dentro de las AP (150 km², 9%) resalta la necesidad de la creación de más áreas protegidas en la región. Las regiones terrestres prioritarias Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán–Volcán de Colima representan el 40% de la superficie total incluida en el presente estudio, si estas áreas se convirtieran en áreas protegidas en el futuro cercano, aún quedarían áreas de alto valor en biodiversidad sin conservar, como es el caso de las áreas 5, 6, 9 y 10 (Figura 9). Una estrategia integral de conservación debe basarse en una red de áreas que incluyan una alta riqueza, endemismos y especies en peligro de extinción (Bojórquez-Tapia et al. 1995, Kerr 1997, Ceballos et al. 1998, Olson & Dinerstein 2002, Sánchez-Cordero et al. 2005, Fong et al. 2015), como las determinadas en este estudio. La existencia de estas áreas con alta correspondencia en estos factores, y la presencia de vegetación conservada, indican que estas áreas reúnen las características que son parte del conocimiento que se requiere para la selección de áreas prioritarias para la conservación (Flores-Villela 1993). Las características de estas áreas, junto con un análisis de complementariedad, irremplazabilidad, vulnerabilidad, representatividad, eficiencia, flexibilidad y adyacencia, podrían ser tenidas en cuenta para una planificación sistemática para la conservación (Margules & Pressey 2000, Sarkar et al. 2006, Margules & Sarkar 2009).

Comprobación de microendemismos

No se registraron las especies microendémicas *Phyllodactylus paucituberculatus*, *P. duellmani*, *Ctenosaura clarki*, y *Plestiodon colimensis* en las visitas de campo para la comprobación de las áreas potenciales de distribución. Esto puede deberse a diversas causas; el área puede reunir las condiciones ideales para la especie pero ésta aún no la ha colonizado, o aunque existan las condiciones ambientales, la especie no existe ahí, o ya se extinguió localmente, hay muchas alternativas de explicación de este resultado (G₁, ver Figura BAM). Los modelos de predicción usados en este trabajo están basados en los registros de recolecta, y a pesar de que las condiciones microambientales, como

la temperatura del sitio de muestreo específico, la humedad relativa específica, hora del día, etc., varíen entre las recolectas de las distintas clases, las condiciones ambientales generales no lo hacen, y son éstas las que toma en cuenta el algoritmo en los modelos de predicción. Posiblemente el no considerar las variaciones microambientales que existen en los lugares de recolecta puede ser una de las razones por las que los modelos de predicción sobreestiman las distribuciones potenciales de los taxones (Ochoa-Ochoa & Flores-Villela 2006). Por otro lado, debido a que se trata de especies de hábitos crípticos, su registro es más difícil y es necesario un muestreo más intensivo al realizado. Además, las diferencias en la abundancia de las especies, los requisitos de microhábitat restringido de algunas, y la diferencia en la eficacia de las técnicas de muestreo empleadas para diferentes subconjuntos de la fauna (Anderson et al. 2003), hace que la detección de las mismas sea distinta. Por lo tanto, la documentación de muchas especies comunes (generalistas por ejemplo), en una localidad en particular, no indica necesariamente que una especie más rara con requisitos específicos debería ser observada si está presente. Sin embargo, dichas especies son generalmente difíciles de recolectar u observar a lo largo de sus distribuciones (Anderson et al. 2003). Por otro lado, otras variables importantes que a menudo no se incluyen en los modelos, son los factores de hábitat no biológicos o factores ecológicos como la competencia, depredación, y enfermedades (Millsaugh & Thompson 2009).

El área de distribución potencial en común para las especies microendémicas se ubica principalmente dentro de las regiones Bosque seco y Bosque de pino-encino, como ecológicas, y Costa del Pacífico y Eje volcánico como biogeográficas. Estas regiones coinciden con las de los registros correspondientes, excepto para la especie *Phyllodactylus paucituberculatus*, en las que sus registros se encuentran en las regiones Bosque seco Balsas (Ecológica) y Depresión del Balsas (Biogeográfica). En el sentido histórico, la región de la Costa del Pacífico y la Depresión del Balsas pertenecen a una misma área de endemismo biogeográfica (Flores-Villela & Martínez-Salazar 2009), encontrándose esta región dentro de una zona de transición, en la cual se superponen elementos neárticos y neotropicales (Morrone 2006).

Corredores

Las elevadas tasas de cambio de cobertura y uso de suelo representan una amenaza próxima y severa para la biodiversidad. Además, las áreas protegidas por sí solas

pueden no proporcionar suficiente hábitat o sostener poblaciones viables de todas las especies. Es necesario implementar estrategias de conservación no sólo dentro de las áreas protegidas, sino también por fuera a través de iniciativas locales sociales-privadas (Ochoa-Ochoa et al. 2009). La conexión de las áreas prioritarias, a través del mantenimiento y la mejora de los recursos naturales que ofrecen los paisajes bajo administración privada o comunal, pueden aumentar la persistencia de las especies y conservar la biodiversidad (Kautz y Cox 2001). Teniendo en cuenta la fragmentación que posee la región, con una tasa anual de 1.4% (Trejo & Dirzo 2000), algunos corredores pueden abarcar áreas de vegetación alterada, a pesar de la priorización de áreas conservadas, ya que la conexión entre algunas de las áreas posee barreras de agricultura entre ellas, como es el caso del corredor que conecta las áreas 9 y 10. La restauración en este tipo de áreas podría ser una solución para poder proporcionar la conectividad que permita que la biota se extienda y mueva entre los fragmentos de hábitat (Dobson et al. 1997, Ruiz-Jaén & Aide 2005).

La mayor parte de las áreas identificadas como corredores potenciales muestra anchuras mínimas de 1 kilómetro y longitudes de 25 km en promedio, las cuales podrían ser características de riesgo en los desplazamientos de la herpetofauna. Los corredores pueden abarcar áreas de vegetación alterada o naturales y proporcionar la conectividad que permite que la biota se extienda y mueva entre los fragmentos de hábitat (Perault & Lomolino 2000).

Muchas especies pequeñas, como los anfibios y reptiles, son capaces de formar metapoblaciones viables a escala regional, siendo capaces de dispersar a lo largo de varios kilómetros. Estas especies requieren corredores que estén entre 1 y 10 kilómetros de largo, compuestos por los tipos de hábitats específicos que proporcionen refugio y alimento (Gutzwiller 2002). Debe tenerse en cuenta además que casi todos los modelos de menor costo estiman resistencia por inferencias subjetivas de los estudios de uso de hábitat por las especies (Beier et al. 2008). Debido a que el movimiento de animales no es el mismo que el uso del hábitat, esto es una debilidad fundamental en los modelos. Es recomendable el uso de datos empíricos sobre los patrones de movimiento de los animales, las tasas de movimiento entre parches, o los patrones de paisaje de similitud genética para obtener estimaciones más rigurosas de resistencia (Beier et al. 2008). A diferencia de las especies más móviles, que pueden atravesar corredores en horas, días o semanas, los vínculos de las especies menos móviles deben incluir el hábitat para el

mantenimiento de las poblaciones por varias generaciones (Beier et al. 2008). Si el corredor tiene que vincular los parches de hábitat a una distancia que supera la distancia de dispersión de las especies, es importante que dentro de ellos las especies puedan obtener refugio, alimento y desempeñar sus ciclos vitales. Teniendo en cuenta esto, los únicos corredores factibles para el movimiento a corto plazo podrían ser los que conectan el área 3 con el AP Chamela-Cuixmala y el área 9 con el AP Nevado de Colima, ya que poseen una longitud de 5.44 km y 3.02 km respectivamente. Los demás corredores, teniendo en cuenta que son de longitudes más grandes, y en el caso de que se conserve su vegetación, podrán funcionar como sitios de refugio y mantenimiento de las poblaciones. Además, los elementos del paisaje que funcionan como corredores también pueden servir para múltiples fines, proporcionando servicios ecosistémicos, protección del patrimonio cultural y oportunidades de esparcimiento (Hilty et al. 2006, Fábos 2004).

Función de las AP establecidas

En México la principal estrategia para la conservación de la biodiversidad ha sido la creación de áreas naturales protegidas en el ámbito federal, que actualmente alcanzan la cifra de 176, e incluyen parques nacionales, reservas de la biosfera y santuarios de flora y fauna (CONANP 2015). Además de los esfuerzos regionales para proteger los ecosistemas y su diversidad asociada dentro del área de estudio, los esfuerzos de conservación locales deben reforzarse, especialmente en aquellas áreas ya establecidas (Ceballos et al. 1999). La reserva Chamela-Cuixmala es uno de los primeros esfuerzos en conservación de Jalisco, sin embargo, es necesaria la protección de la riqueza a partir de alternativas para el uso adecuado de los recursos naturales que, además de promover la conservación, proporcione bienestar y servicios a la población. Es la única reserva constituida en la costa de Jalisco, y una de las pocas Reservas de la Biosfera destinadas a la protección de las selvas secas en México. Es un refugio para el gran número de especies endémicas, y también de aquellas consideradas como amenazadas o en peligro de extinción (Ceballos et al. 1999, Noguera et al. 2002). Sin embargo, la gran fragmentación que sufre la zona se debe a que los asentamientos humanos que rodean todas estas áreas se encuentran organizados bajo el sistema de tenencia de tierra ejidal, en el que los ejidos son considerados unidades administrativas de uso del suelo bajo el

control de las comunidades locales, y sus habitantes desarrollan actividades de agricultura y ganadería.

Otra de las AP de la región es la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, que constituye el AP más importante del occidente de México, debido a su gran extensión (139,500 ha). Su creación se debió al reconocimiento de su diversidad biológica, su potencial forestal, y la importancia de sus cuencas. En la que hizo hincapié el descubrimiento de Milpilla (*Zea diploperennis*), un tipo de maíz silvestre que tiene un gran potencial para el mejoramiento genético de este cereal (Jardel 1992). La reserva contiene una gran diversidad de especies y hábitats, albergando nueve tipos de vegetación, desde bosques tropicales en las partes bajas, hasta bosques de coníferas a partir de los 1,500 m; con más de 560 especies de vertebrados. Además, ha sido clasificada por la UICN como un importante banco de germoplasma de especies útiles en Mesoamérica, entre las que se encuentran una gran cantidad de variedades autóctonas de maíz y frijol. No obstante, la Sierra de Manantlán no es una zona deshabitada, alberga aproximadamente 32 comunidades, pertenecientes a siete municipios de dos estados, Jalisco y Colima, en las que la agricultura es la base de la economía local (Graf et al. 2002). Por otro lado, El Parque Nacional Volcán Nevado de Colima es una de las pocas AP del país que incluye el ambiente alpino de alta montaña con una connotación particular en el contexto nacional dada su diversidad biológica y endemismos que alberga (CONANP 2006). La fauna del parque está caracterizada por especies de alta montaña, comprende en su mayoría especies de afinidad neártica, aunque se diversifica gracias al componente tropical. Los factores antes mencionados permiten el desarrollo de una biodiversidad alta de especies dentro y fuera del parque Nacional Nevado de Colima.

A pesar de la existencia de estas AP, uno de los problemas principales que se presenta dentro y fuera de cada una, en relación al manejo y conservación de la fauna, es la pérdida y transformación del hábitat a ambientes antropizados. Las reservas no son suficientes para mantener todas las especies de fauna y flora, y mucho menos los procesos que sustentan el funcionamiento de los ecosistemas. Patrones similares de pérdida de distribución de las especies ocurren en todo el país, Ochoa-Ochoa y colaboradores (2009) señalan la importancia de las áreas de conservación tanto de gestión gubernamental como privada al analizar la distribución de los anfibios de México.

Más allá de los límites de las reservas, existen serios problemas de degradación y fragmentación de ecosistemas. Con lo cual es importante favorecer una estrategia de uso sustentable de los ecosistemas fuera de la reserva, y para ello es indispensable trabajar en conjunto con los pobladores locales dueños de esos territorios. Los posibles corredores biológicos y áreas detectadas en este estudio son fracciones de territorio que no están sujetas a ningún régimen de protección y que se encuentran ubicados entre áreas protegidas, son sitios rodeados por actividades productivas diversas, y que a raíz de este cúmulo de actividades humanas, muestran diversos índices de fragmentación. Teniendo en cuenta que la mayor parte de estos territorios está en posesión de comunidades ejidales, se deberá trabajar intensamente con estas instituciones locales. Una alternativa para su conservación podría ser la generación de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMAs), espacios de promoción de esquemas alternativos de producción compatibles con la conservación, que agregan valor a la vida silvestre bajo un esquema de apropiación social de la biodiversidad, a través de procesos de apropiación social del entorno, convirtiendo la riqueza natural (biodiversidad, servicios ambientales) en riqueza económica y social. El uso de esquemas similares a los desarrollados en países como Costa Rica, que tuvo como objetivo promover los pagos por servicios ambientales (Sánchez-Azofeifa et al. 2007) podría ser un buen punto de partida. La aplicación de los sistemas económicos en los programas de pagos por servicios ambientales podría ser una de las formas para hacer cumplir de manera pragmática el desarrollo sostenible, la conservación y gestión en la zona. Además, estas áreas y corredores deben de tener un uso sustentable de los recursos biológicos, a partir del mantenimiento de los ecosistemas y la restauración de los ecosistemas degradados. Los efectos de otras amenazas sobre la dinámica de poblaciones de anfibios, como el cambio climático puede generar cambios en la distribución de las especies (García et al. 2014). A pesar de que las áreas protegidas no puedan detener las consecuencias del cambio climático, otras áreas de protección como iniciativas sociales podrían desempeñar un papel clave en la conexión entre las áreas de conservación, conteniendo de esta manera una mayor heterogeneidad.

Los resultados presentados aquí indican que la mayoría de las especies tienen poca representación en las áreas protegidas, y es necesario que las redes de áreas protegidas se complementen con las áreas fuera de las reservas, lo que podría aumentar el número de poblaciones supervivientes, y la prestación de servicios ecosistémicos (Daily 1997).

García (2006) encontró “hotspots” de riqueza y endemismo para la herpetofauna en la costa de Jalisco y una parte considerable del estado de Colima, coincidiendo con este trabajo. Además, esta región también ha sido registrada con alta concentración de especies de aves y mamíferos endémicos (Escalante-Pliego et al. 1993, Ceballos et al. 1998). Los bosques tropicales de la costa del Pacífico albergan una gran riqueza de mariposas de la familia Papilionidae (Llorente-Bousquets & Luis Martínez 1993), y contienen una gran parte de las especies de aves, siendo muchas de éstas endémicas (Escalante-Pliego et al. 1993). Asimismo, los estados de Colima, Michoacán y Jalisco albergan el 25% de los mamíferos endémicos de México (Fa & Morales 1993). Por otro lado, Sánchez-Cordero y colaboradores (2005) señalan la importancia de conectar las AP de la región, como las AP Sierra de Manantlán y Nevado de Colima, a partir de sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad obtenidos de modelos de distribución potencial del mamífero endémico *Dipodomys phillipsii*. Estos son algunos ejemplos de la región para distintos grupos (aves, mariposas y mamíferos) en los que las áreas de riqueza biológica y su conexión coinciden de manera importante con este estudio, siendo un indicativo de que éstas corresponden a patrones históricos de diversificación.

Este trabajo contribuye, a partir de modelos de distribución de especies, a una planificación de la conservación de la herpetofauna, y esto es importante porque la herpetofauna es el grupo más amenazado de todos los vertebrados terrestres. La región comprendida entre Chamela-Cabo Corrientes y Manantlán-Volcán de Colima es una zona con gran diversidad herpetofaunística, sin embargo, las Áreas Protegidas presentes en la región no alcanzan a conservar la riqueza, endemismo y especies en riesgo. Para esto, se sugiere tener en cuenta para una planificación sistemática para la conservación a los sitios y corredores señalados en este trabajo, en el que éstas áreas estén conectadas con las AP ya establecidas, con el fin de garantizar la dispersión de organismos y la supervivencia de las poblaciones; teniendo en cuenta además los factores políticos, sociales y económicos de la región para poder llevarlo a cabo.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio demuestran la necesidad de áreas de conservación en el área comprendida entre las regiones Manantlán-Volcán de Colima y Chamela-Cabo Corrientes. Los análisis realizados pueden servir de base para el desarrollo e implementación de medidas de conservación en dichos sitios y la conexión entre ellos, teniendo en cuenta además, los factores sociales, económicos y políticos de la región.

Las 10 áreas determinadas con gran valor para la conservación de anfibios y reptiles, poseen una alta correspondencia en riqueza, endemismo y especies en riesgo. Cada una abarca la distribución de más de 100 especies, de las cuales más de la mitad son endémicas y se encuentran en alguna categoría de riesgo en la NOM-059 SEMARNAT. Esto demuestra que es necesario el establecimiento de medidas de conservación en nuevas áreas de esta región y la continua protección de las Áreas Protegidas ya creadas, para preservar la alta diversidad y endemismo de especies de anfibios y reptiles en México. Además, el establecimiento de corredores biológicos entre estas áreas con alto valor en biodiversidad y las áreas protegidas, teniendo en cuenta factores que afectan la dispersión de las especies como carreteras, topografía y vegetación, puede aumentar la conectividad y funcionar como sitios de refugio y mantenimiento de las poblaciones.

El siguiente paso de este estudio es explorar la conectividad funcional de cada área y corredor identificado (Taylor et al. 1993, Wiens 2001), con lo cual es necesario la promoción de programas de seguimiento a largo plazo en las poblaciones y comunidades de anfibios y reptiles con el fin de crear un marco que facilite la toma de decisiones y la futura planificación de la conservación de este grupo en particular. Además, es importante la promoción de programas de educación ambiental y actividades de capacitación para la población, con el fin de establecer una conexión entre las reservas y la población que garantice la conservación en la zona.

LITERATURA CITADA

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck & E. Matthysen. 2003. The application of 'least-cost' modeling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64: 233–247.
- Anderson, R. P. & E. Martínez-Meyer. 2004. Modeling species' geographic distributions for conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, 116: 167-179.
- Anderson, R. P., D. Lew & A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162(3): 211–232.
- Araújo, M. B. & C. Rahbek. 2006. How Does Climate Change. *Science*, 313: 1396-1397.
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez & E. Loa (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.
- Avila-Cabadilla, L. D., G. A. Sánchez-Azofeifa, K. E. Stoner, M. Y. Alvarez-Añorve, M. Quesada & C. A. Portillo-Quintero. 2012. Local and Landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *Plos one*, 7(4): e35228.
- Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J. Soberón & F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11): 1810-1819.
- Beier, P. & B. Brost. 2010. Use of land facets to plan for climate change: conserving the Arenas, not the actors. *Conservation biology*, 24(3): 701-710.
- Beier, P., D. Majka & W. D. Spencer. 2008. Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conservation Biology*, 22: 836-851.
- Beier, P., D. R. Majka & T. Bayless. 2007. Linkage designs for Arizona's missing linkages. Arizona Game and Fish Department, Phoenix.
- Bezaury-Creel, J. E., J. F. Torres, N. Moreno & L. M. Ochoa-Ochoa. 2007. Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales, del Distrito Federal y Municipales de México para análisis espaciales. The Nature Conservancy, Programa México, Pronatura, A.C., Comisión Nacional para el Conocimiento y

- Uso de la Biodiversidad (CONABIO), and Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Mexico.
- BirdLife International. 2004. State of the World's Birds 2004: Indicators for our Changing World. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Blank, L. & L. Blaustein. 2012. Using ecological niche modeling to predict the distributions of two endangered amphibian species in aquatic breeding sites. *Hydrobiologia*, 693(1): 157–167.
- Blaustein, A. R., S. C. Walls, B. A. Bancroft, J. J. Lawler, C. L. Searle & S. S. Gervasi. 2010. Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. *Diversity*, 2(2): 281-313.
- Blaustein, A.R. & J. M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, 5: 597–608.
- Bojórquez-Tapia, L. A, I. Azuara, E. Ezcurra & O. Flores-Villlela. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modelling. *Ecological Applications*, 5: 215–231.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim, & A. S. L. Rodrigues. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313: 58–61.
- Brown, G. W. 2001. The influence of habitat disturbance on reptiles in a Box-Ironbark eucalypt forest of south-eastern Australia. *Biodiversity and Conservation*, 10: 161–176
- Bullock, S.H. & J.A. Solís-Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22: 22–35.
- Burbrink, F.T., C. A. Phillips & E. J. Heske. 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation*, 86: 107–115.
- Busby, J. R. 1991. BIOCLIM a bioclimatic analysis and prediction system. *Plant Protection Quarterly*, 6 (1): 8-9.
- Ceballos, G. & A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forest in western Mexico. *Conservation Biology* 9, 1349–1356.
- Ceballos, G. & A. Miranda. 1986. Los mamíferos de Chamela, Jalisco: Manual de campo. Mexico City: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in Neotropical dry forests. In S. H. Bullock, H. A. Mooney, and E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp. 195–220. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ceballos, G., A. García & P. Rodríguez. 1993. Plan de Manejo de la reserva ecológica de Charnela-Cuixmala. Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C., México, D.F., México.
- Ceballos, G., A. Székely, A. García, P. Rodríguez & F. Noguera. 1999. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México, D.F. 141 pp.
- Ceballos, G., P. Rodríguez & R. A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism and endangerment. *Ecological Applications*, 8: 8–17.
- Channell, R. & M. V. Lomolino. 2000. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, 403: 84–86.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2006. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Volcán Nevado de Colima. CONANP, D. F. México. 209pp.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2015. <www.conanp.gob.mx>
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 1998. Cuencas Hidrológicas. Escala 1:250000. México. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, 2001.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1997). 'Provincias biogeográficas de México'. Escala 1:4 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F.
- Cruz-Cárdenas G., L. López-Mata, J. L. Villaseñor & E. Ortiz. 2014. Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 189–199.
- Cuevas-Arellano, H. B. 2002. Cambio de la cobertura y del uso de suelo en el estado de Colima (1976-1933-2001). Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán. 273 pp.

- Cuttelod, A., N. García, D. Abdul Malak *et al.* 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: Vié J. C., C. Hilton-Taylor, S. N. Stuart (eds). The 2008 review of the IUCN red list of threatened species. IUCN Gland, Switzerland
- Daily, G. C. 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington, DC. 392pp.
- Davis, S. D., V. H. Haywood & A. C. Hamilton. 1995. Centres of plant diversity. Volume 2. Asia, Australia and the Pacific. IUCN (World Conservation Union) Publications Unit, Gland, Switzerland.
- Davis, S. D., V. H. Haywood & A. C. Hamilton. 1994. Centres of plant diversity. Volume 1. Europe, Africa, South West Asia and the Middle East. IUCN (World Conservation Union) Publications Unit, Gland, Switzerland.
- Davis, S. D., V. H. Haywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos, & A. C. Hamilton. 1997. Centres of plant diversity. Volume 3. The Americas. IUCN (World Conservation Union) Publications Unit, Gland, Switzerland.
- Decout, S., S. Manel, C. Miaud & S. Luque. 2010. Connectivity loss in human dominated landscape : operational tools for the identification of suitable habitat patches and corridors on amphibian's population. In: J. C. Azevedo, M. Feliciano, J. Castro & M. A. Pinto (eds.). Landscape International Conference IUFRO, Bragança, Portugal. Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal, 661–666 pp.
- Dixon, J.R. 1964. The systematics and distribution of lizards of the genus *Phyllodactylus* in North and Central America. New Mexico State University Research Center, Scientific Bulletin, 64–1, 1–139.
- Dobson, A. P., J. P. Rodriguez, W. M. Roberts & D. S. Wilcove. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science*, 275: 550–553
- Domínguez Torres, E. 2011. Disponibilidad y conectividad de hábitat y viabilidad poblacional para los felinos silvestres de la Selva Lacandona. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Duellman, W. E. 1966. The Central American herpetofauna: an ecological perspective. *Copeia*, 1966 (4): 700-719.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A.

- Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz & N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129–151.
- Escalante-Pliego, P., A. Navarro-Singuensa & P. A. Townsend. 1993. A geographic, ecological, and historical analysis of land bird diversity in Mexico. In: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origin and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York, EUA, pp. 281–307.
- Fa, J. & L. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico. In: Ramamoorthy, T., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, Oxford, pp. 319–364.
- Fábos, J. G. 2004. Greenway planning in the United States: Its origins and recent case studies. *Landscape and Urban Planning*, 68: 321–342
- Flores Villela, O. & L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 115–144.
- Flores Villela, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: distribution and endemism. En: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological diversity of Mexico: Origin and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York, EUA, pp. 253–280.
- Flores Villela, O., 1991. Análisis de la distribución de la herpetofauna de Mexico. Ph.D. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de Mexico, Mexico D.F., Mexico.
- Flores-Villela, O. & E. A. Martínez-Salazar. 2009. Historical explanation of the origin of the herpetofauna of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 817–833.
- Flores-Villela, O. & I. Goyenechea. 2003. Patrones de distribución de anfibios y reptiles de Mexico. En: *Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía*, ed. J.J. Morrone & J. Llorente- Bousquets, pp. 289–296. México: CONABIO/UNAM.
- Flores-Villela, O., Gerez, P., 1994. Biodiversidad y conservación en México: Vertebrados, vegetación y uso de suelo. Comisión Nacional para el Uso y

- Conservación de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF.
- Fong G., A., N. Viña Dávila & G. M. López-Iborra. 2015. Amphibian Hotspots and Conservation Priorities in Eastern Cuba Identified by Species Distribution Modeling. *Biotropica*, 47(1): 119–127.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- García A. & G. Ceballos. 1994. Anfibios y Reptiles de la costa de Jalisco, Mexico. Fundación ecológica de Cuixmala A. C. Mexico DF.
- García, A. 2003. Biogeography, ecology and conservation of tropical dry forest herpetofauna in Western Mexico. Doctoral dissertation, University of New Mexico, Albuquerque, NM, USA.
- García, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation*, 130 (1): 25-46.
- García, A., H. S. Rodríguez & O. Flores-Villela. 2007. Patterns of alpha, beta and gamma diversity of the herpetofauna in Mexico's Pacific lowlands and adjacent interior valleys. *Animal Biodiversity and Conservation*, 2: 169-177.
- García, A., M. A. Ortega-Huerta & E. Martínez-Meyer. 2013. Potential distributional changes and conservation priorities of endemic amphibians in western Mexico as a result of climate change. *Environmental Conservation*, 41: 1–12.
- García, A., M. A. Ortega-Huerta & E. Martínez-Meyer. 2014. Potential distributional changes and conservation priorities of endemic amphibians in western Mexico as a result of climate change. *Environmental Conservation*, 41: 1–12.
- García-Trejo, E. & A. G. Navarro. 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 167–185.
- Gascon C, J. P. Collins, R. D. Moore, D. R. Church, E. J. McKay & J. R. Mendelson III. 2005. Amphibian conservation action plan. IUCN/SCC Amphibian Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Gibbons, J. W. 2003. Terrestrial habitat: A vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands*, 23(3): 630–635.

- Gibbons, J. W., Scott D. E., Ryan T. J., Bulhmann K. A., Tuberville T. D., Metts B. S., Greene J. L., Mills T., Leiden Y., Poppy S. & C. T. Winne. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50(8): 653-666.
- Graf, S., E. Santana, E. Jardel, M. Gómez & S. García-Ruvalcaba. 2002. La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. Pp. 135-153. En: J. Carabias, J. de la Maza and R. Cadena (Eds.). *Capacidades necesarias para el manejo de áreas protegidas: América Latina y el Caribe*. The Nature Conservancy, Arlington
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz & A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and application in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 497-503.
- Gutzwiller K. J., ed. 2002. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York: Springer-Verlag. 518 pp.
- Hamilton, L.S., J. O. Juvik & F. N. Scatena. 1995. *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer-Verlag, New York.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P.G. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965–1978.
- Hilty, J. A., W. Z. Lidicker & A. M. Merenlender. 2006. *Corridor ecology, the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington. 344pp.
- Hobohm, C. 2003. Characterization and ranking of biodiversity hotspots: centres of species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation*, 12: 279–287.
- How, R. A. & J. Dell. 2000. Ground vertebrate fauna of Perth's vegetation remnants: impact of 170 years of urbanization. *Pacific Conservation Biology*, 6: 198–217.
- Hyne R. V, S.P. Wilson & M. Byrne. 2009. *Frogs as bioindicators of chemical usage and farm practices in an irrigated agricultural area*. Final Report to Land & Water Australia, Canberra.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250000. Serie V (Capa Unión).
- IUCN, Conservation International, Arizona State University, Texas A&M University, University of Rome, University of Virginia, Zoological Society London. 2008. *An Analysis of Mammals on the 2008 IUCN Red List* <www.iucnredlist.org/mammals>.

- Jardel, P. E. J. (coord). 1992. Estrategia para la conservación de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán. Editorial Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco. 315pp.
- Joly, P., C. Morand & A. Cohas. 2003. Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies*, 326: 132–139.
- Kautz, R. S. & J. A. Cox. 2001. Strategic habitats for biodiversity conservation in Florida. *Conservation Biology*, 15: 55–77.
- Kerr, J.T., 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology*, 11: 1094–1100.
- Kier, G. & W. Barthlott. 2001. Measuring and mapping endemism and species richness: a new methodological approach and its application on the flora of Africa. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1513-1529.
- Köhler, G. 2004. *Ctenosaura clarki*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>.
- Lamoreux, J. F., J. C. Morrison, T. H. Ricketts, D. M. Olson, E. Dinerstein, M. W. McNight, & H. H. Shugart. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440:212–214
- Lillo, J. C., E. Provencio, J. de la Maza Elvira & S. Graf. Programa de manejo de la Biósfera Sierra de Manantlán México. Instituto Nacional de Ecología. 2000. México D. F.
- Llorente-Bousquets J. & A. Luis-Martínez. 1993. Analysis of Mexican butterflies: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionoidea). Pp. 147-178. En: T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa. (Eds.). *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press. USA.
- Malczewski, J. 2000. On the use of weighted linear combination method in GIS: Common and best practice approaches. *Transactions in GIS*, 4: 5-22.
- Margules C. R. & R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. 405: 243-253.
- Margules C. R. & S. Sarkar. 2009. Planeación sistemática para la conservación. Universidad Nacional Autónoma de México y CONABIO. D.F., México. 304 pp.
- Melo, C. 2003. Áreas naturales protegidas de México en el siglo XX. *Temas selectos de Geografía*. Instituto de Geografía. UNAM. México.

- Midgley, G.F., L. Hannah, D. Millar, M. C. Rutherford & L. W. Powrie. 2002. Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 445– 451.
- Millspaugh, J. J. & F. R. I. Thompson. 2009. *Models for planning wildlife conservation in large landscapes*. Elsevier, New York, NY.
- Morrone, J. J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands Based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annual Review of Entomology*, 51:467-94.
- Morueta-Holme, N., C. Fløjgaard & J. C. Svenning. 2010. Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *Plos one*, 5(4): e10360.
- Muench Splitz, C.E. 2006. *Corredores de vegetación y conectividad de hábitat para grandes mamíferos en la Selva Lacandona, Chiapas*. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Noguera, F., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete & M. Quesada-Avenidaño (Eds). 2002. *Historia Natural de Chamela* Instituto de Biología, UNAM. México D.F. México
- Ochoa-Ochoa, L. M. & O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna Mexicana. UNAM-CONABIO, México, D.F.
- Ochoa-Ochoa, L. M., J. E. Bezaury-Creel, L. B. Vázquez & O. Flores-Villela. 2011. Choosing the survivors? A GIS-based triage support tool for micro-endemics: Application to data for Mexican amphibians. *Biological Conservation*, 144(11): 2710–2718.
- Ochoa-Ochoa, L., J. N. Urbina-Cardona, L. B. Vázquez, O. Flores-Villela & J. Bezaury-Creel. 2009. The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *Plos one*, 4(9): e6878.
- Ochoa-Ochoa, L., J.N. Urbina-Cardona, L. Vázquez, O. Flores-Villela & J. Bezaury-Creel. 2009. The effects of governmental protected areas and social initiatives

- for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *Plos One*, 4: 1–9.
- Ochoa-Ochoa, L., M. Correa-Cano, O. Flores-Villela, U. García-Vázquez & L. Canseco-Márquez. 2006. *Eleutherodactylus nivicolimae*, *Eleutherodactylus pallidus*, *Phyllodactylus duellmanii*, *Phyllodactylus paucituberculatus*, *Porthirium hespere*. Área de distribución potencial', escala: 1:1000000. Museo de Zoología 'Alfonso L. Herrera', Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Proyecto: DS009, Extraído del proyecto DS009: Áreas potenciales de distribución y GAP análisis de la herpetofauna de México. El proyecto fue financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.
- Olson D. M. & E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89: 199–224.
- Olson, D. M. & E. Dinerstein. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology*, 12: 502–515.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao, & K.R. Kassem. 2004. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth (PDF, 1.1M) *BioScience* 51:933-938.
- Orme, C.D.L., R. G. Davies, M. Burgess, F. Eigenbrod, N. Pickup, V. A. Olson, A. J. Webster, T. S. Ding, P. C. Rasmussen, R. S. Ridgely, A. J. Stattersfield, P. M. Bennett, T. M. Blackburn, K. J. Gaston, & I. P. F. Owens. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436: 1016–1019
- Ortega-Huerta, M. A. & A. T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and distributions*, 10: 39-54.
- Pascual-Hortal, L. & S. Saura. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research*, 127: 23-31.

- Pawar, S., S. M. Koo, C. Kelley, M. F. Ahmed, S. Chaudhuri & S. Sarkar. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 136: 346–371.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura & A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102–117.
- Pearson, R.G. 2007. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Available at <http://ncep.amnh.org>.
- Penrod, K., C. Cabanero, P. Beier, C. Luke, W. Spencer, E. Rubin, R. Sauvajot, S. Riley & D. Kamrat. 2006. South coast missing linkages project: a linkage design for the Santa Monica-Sierra Madre Connection. Idyllwild, USA: South Coast Wildlands.
- Perault, D.R. & M. V. Lomolino. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old growth forest landscape. *Ecological Monographs*, 70: 401-422.
- Peterson, A. T, O. A. Flores-Villela, L. S. León-Paniagua, J. E. Llorente-Bousquets, M. A. Luis-Martínez, A. G. Navarro- Sigüenza, M. G. Torres- Chávez & I. Vargas-Fernández. 1993. Conservation priorities in Mexico: moving up in the world. *Biodiversity Letters*, 1: 33–38.
- Peterson, A.T. & D. A. Kluza 2003. New distributional modelling approaches for gap analysis. *Animal Conservation*, 6: 47–54.
- Peterson, A.T., J. Soberon, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martinez-Meyer, M. Nakamura & M. B. Araújo. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, Princeton.
- Peterson, A.T., L. G. Ball & K. P. Cohoon. 2002b. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modelling methods. *British Ornithologist Union* 144, E27–E32.
- Peterson, A.T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sanchez-Cordero, J. Soberon, R. H. Buddermeier & D. R. B. Stockwell. 2002a. Future predictions for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, 46: 626–629.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. R. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

- Ponce-Campos, P. & García Aguayo, A. 2007a. *Phyllodactylus paucituberculatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>.
- Ponce-Campos, P. & García Aguayo, A. 2007b. *Phyllodactylus duellmani*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>.
- Ponce-Campos, P. & García Aguayo, A. 2007c. *Plestiodon colimensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>.
- Pous, P., W. Beukema, M. Weterings, I. Dümmer & P. Geniez. 2011. Area prioritization and performance evaluation of the conservation area network for the Moroccan herpetofauna: a preliminary assessment. *Biodiversity and Conservation*, 20(1): 89–118.
- Prendergast, J.R., S. N. Wood, J. H. Lawton & B. C. Eversham. 1993. Correcting for variation in recording effort in analyses of diversity hotspots. *Biodiversity Letters*, 1: 39–53.
- Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lott, A., Fa, J. (Eds.), 1993. *Biological Diversity of Mexico: Origin and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York, EUA.
- Ramírez-Bautista, A. & A. García. 2002. Diversidad de la herpetofauna de la región de Chamela. En: *Historia Natural d Chamela*. Noguera F. A., J. H. Vega Rivera, A. N. García Aldrete & M. Quesada Avendaño (eds). Instituto de Biología, UNAM. México. 251-264 pp.
- Roldán Velasco, F.E. 2012. Estructura espacial de los hábitat de los mamíferos en un paisaje de la Selva Lacandona. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rouget, M., R. Cowling, A. Lombard, A. Knight, & G. Kerley. 2006. Designing large-scale conservation corridors for pattern and process. *Conservation Biology*, 20:549–561.
- Rozdilsky, I.D., J. Chave, S. A. Levein & D. Tilman. 2001. Towards a theoretical basis for
- Ruiz-Jaén, M. C. & T. M. Aide. 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*, 218(1-3): 159–173.
- Rykiel, E.J. Jr. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229–244.
- Rzedowski, J. *Vegetación de México*. México: Editorial Limusa 1978.

- Sánchez-Azofeifa G. A., M. Quesada, P. Cuevas-Reyes, A. Castillo & G. Sánchez-Montoya. 2009. Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258: 907-912.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., A. Pfaff, J. A. Robalino & J. Boomhower. 2007. Costa Rica's payments for environmental services program: Intention, implementation and impact. *Conservation Biology*, 21 (5): 1165–1173.
- Sánchez-Cordero, V. & E. Martínez-Meyer. 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97(13): 7074–7.
- Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Munguía, S. Sarkar & A. Postal. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*, 2: 11–23.
- Santos-Barrera, G., & A. García-Aguayo. 2006. Evaluación mundial de reptiles y anfibios y su conservación en México. *Biodiversitas*, 65: 12-15.
- Santos-Barrera, G., C. Pacheco & G. Ceballos. 2004. La conservación de los anfibios y reptiles de Mexico. *Biodiversitas* 57:1–6.
- Sarkar S., R. L. Pressey, D. P. Faith, C. R. Margules, T. Fuller *et al.* 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual review of environment and resource*. 31: 123-159.
- Sechrest, W., T. M. Brooks, G. A. B. da Fonseca, W. R. Konstant, R. A. Mittermier, A. Purvis, A. B. Rylands & J. L. Gittleman. 2000. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99: 2067–2071.
- SEMARNAT. 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM- 059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 30 de diciembre, 2010.
- Slatyer, C. et al. 2007. An assessment of endemism and species richness patterns in the Australian Anura. *Journal of Biogeography*, 34: 583-596.

- Soberón, J. M. & A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2: 1-10.
- Soberon, J., J. B. Llorente & L. Onate. 2000. The use of specimen label databases for conservation purposes: an example using Mexican papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity Conservation*, 9: 1441-1466.
- Stockwell, D. R. B. & D. B. Peters. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13: 143–158
- Stuart S. N, J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman & R. W. Waller RW. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783–1786
- Stuart S. N, M. Hoffmann, J. S. Chanson, N. A. Cox, R. J. Berridge RJ, P. Ramani & B. E. Young. 2008. *Threatened amphibians of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 776 pp.
- Tabachnick, B. G. & L. S. Fidell. 2007. *Using Multivariate Statistics*. 5th ed. Pearson Education, Boston. 980 p.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68: 571–573.
- Trejo, I. & R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest : a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94: 133–142.
- Urbina-Cardona, J. N. & O. Flores-Villela. 2009. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation biology*, 24(4): 1031–1041.
- Urbina-Cardona, J. N. 2008. Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Science*, 1: 359–375.
- Velázquez, A., G. Bocco, F. J. Romero & A. P. Vega. 2003. A landscape perspective on biodiversity conservation, the case of central Mexico. *Mountain Research and Development*, 23(3): 240–246.
- Wake DB (1991) Declining amphibian populations. *Science*, 253: 860.
- Webb, R. G. 1959. *Eumeces colimensis* (Sauria, Scincidae), in Sinaloa, Mexico. *Southwestern Naturalist* 4 (1): 42

- Wiens J. A. 2001. The landscape context of dispersal. In: Clobert J., Danchin E., Dhondt A.A. and Nichols J.D. (eds). *Dispersal*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 96–109.
- Wiens J. J. & C. H. Graham. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 519–39.
- Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham & A. Guisan. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14(5): 763–773.

APÉNDICE I

CUENCA	REGION
Isla	Islas
La Vega-Cocula	Ameca
Lago Chapala	Lerma-Santiago
Río Ameca-Atenguillo	Ameca
Río Ameca-Ixtapa	Ameca
Río Armería	Armeria-Coahuayana
Río Cachán o Cualcomán y otros	Costa de Michoacán
Río Chacala-Purificación	Costa de Jalisco
Río Coahuayana	Armeria-Coahuayana
Río Cuale-Pitillal	Huicicila
Río Huicicila-San Blas	Huicicila
Río Lerma-Chapala	Lerma-Santiago
Río Nexpe y otros	Costa de Michoacán
Río San Nicolás-Cuitzamala	Costa de Jalisco
Río Santiago Guadalajara	Lerma-Santiago
Río Tepalcatepec	Balsas
Río Tepalcatepec-Infiernillo	Balsas
Río Tomatlán-Tecuán	Costa de Jalisco
Santiago-Aguamilpa	Lerma-Santiago

APÉNDICE II

Especie	Registros	Autor	Año	Clase	Orden	Familia	Endemica	Estado_Mx	Estado_IUCN	Registros >20		Registros <20		Validación
										Test AUC	Chi ²	Predicción	p-valor	
<i>Anaxyrus compactilis</i>	32	Wiegmann	1833	Amphibia	Anura	Bufoidea	Si		Least concern	0.866	0.0004296			✓
<i>Incilius marmoreus</i>	30	Wiegmann	1833	Amphibia	Anura	Bufoidea	Si		Least concern	0.9261	1.126E-21			✓
<i>Incilius mazatlanensis</i>	38	Taylor	1940	Amphibia	Anura	Bufoidea	Si		Least concern			0.8	0.0045	✓
<i>Incilius occidentalis</i>	155	Camerano	1879	Amphibia	Anura	Bufoidea	Si		Least concern	0.5786	0.1886861			X
<i>Incilius perplexus</i>	37	Taylor	1943	Amphibia	Anura	Bufoidea	Si		Endangered	0.9412	1.764E-10			✓
<i>Rhinella marina</i>	22	Linnaeus	1758	Amphibia	Anura	Bufoidea			Least concern	0.858	4.72E-09			✓
<i>Craugastor augusti</i>	104	Dugès	1879	Amphibia	Anura	Craugastoridae			Least concern			1	0.0641	X
<i>Craugastor hobartsmithi</i>	34	Taylor	1936	Amphibia	Anura	Craugastoridae	Si		Endangered			0.916667	0.0021	✓
<i>Craugastor mexicanus</i>	145	Brocchi	1877	Amphibia	Anura	Craugastoridae	Si		Least concern			0.941176	7E-05	✓
<i>Craugastor occidentalis</i>	19	Taylor	1941	Amphibia	Anura	Craugastoridae	Si		Data deficient	0.5816	0.4357945			X
<i>Craugastor rugulosus</i>	44	Cope	1870	Amphibia	Anura	Craugastoridae	Si		Least concern			1	0.0024	✓
<i>Craugastor vocalis</i>	109	Taylor	1940	Amphibia	Anura	Craugastoridae	Si		Least concern			0.875	0.0049	✓
<i>Eleutherodactylus angustidigitorum</i>	12	Taylor	1940	Amphibia	Anura	Eleutherodactylidae	Si	Pr	Vulnerable	0.8103	0.0331322			✓
<i>Eleutherodactylus modestus</i>	18	Taylor	1942	Amphibia	Anura	Eleutherodactylidae	Si	Pr	Vulnerable			1	0.005	✓
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	8	Peters	1870	Amphibia	Anura	Eleutherodactylidae	Si		Least concern	0.7303	0.0292127			✓
<i>Eleutherodactylus nivicolimae</i>	3	Dixon and Webb	1966	Amphibia	Anura	Eleutherodactylidae	Si	Pr	Vulnerable			-	-	X
<i>Eleutherodactylus pallidus</i>	25	Duellman	1968	Amphibia	Anura	Eleutherodactylidae	Si	Pr	Data deficient			0.833333	0.2906	X
<i>Eleutherodactylus teretistes</i>	11	Duellman	1958	Amphibia	Anura	Eleutherodactylidae	Si	Pr	Data deficient			1	0.0017	✓
<i>Dendropsophus sartori</i>	47	Smith	1951	Amphibia	Anura	Hylidae	Si	A	Least concern			1	0.0398	✓
<i>Diaglena spatulata</i>	9	Gunther	1882	Amphibia	Anura	Hylidae	Si		Least concern			0.933333	6E-05	✓
<i>Exerodonta smaragdina</i>	8	Taylor	1940	Amphibia	Anura	Hylidae	Si	Pr	Least concern	0.7187	0.1600904			X
<i>Hyla arenicolor</i>	4	Cope	1866	Amphibia	Anura	Hylidae			Least concern	0.6864	0.1717996			X

<i>Hyla eximia</i>	19	Baird	1854	Amphibia	Anura	Hylidae	Si		Least concern	0.8577	0.0004258				✓
<i>Pachymedusa dacnicolor</i>	41	Cope	1864	Amphibia	Anura	Hylidae	Si		Least concern	0.8448	2.096E-10				✓
<i>Plectrohyla bistineta</i>	139	Cope	1877	Amphibia	Anura	Hylidae	Si	Pr	Least concern			0.666667	0.148		X
<i>Smilisca baudinii</i>	139	Duméril and Bibron	1841	Amphibia	Anura	Hylidae			Least concern	0.8303	3.78E-16				✓
<i>Smilisca fodiens</i>	41	Boulenger	1882	Amphibia	Anura	Hylidae			Least concern	0.748	6.275E-05				✓
<i>Tlalocohyla smithii</i>	120	Boulenger	1902	Amphibia	Anura	Hylidae	Si		Least concern	0.8212	2.106E-11				✓
<i>Trachycephalus venulosus</i>	21	Laurenti	1768	Amphibia	Anura	Hylidae			Least concern	0.904	4.123E-05				✓
<i>Leptodactylus fragilis</i>	25	Brocchi	1877	Amphibia	Anura	Leptodactylidae			Least concern	0.8997	2.28E-06				✓
<i>Leptodactylus labialis</i>	9	Brocchi	1881	Amphibia	Anura	Leptodactylidae						1	0.0003		✓
<i>Leptodactylus melanonotus</i>	154	Hallowell	1861	Amphibia	Anura	Leptodactylidae			Least concern	0.766	1.954E-05				✓
<i>Gastrophryne usta</i>	30	Cope	1866	Amphibia	Anura	Microhylidae		Pr	Least concern	0.9789	7.267E-06				✓
<i>Hypopachus variolosus</i>	17	Cope	1866	Amphibia	Anura	Microhylidae			Least concern	0.5492	0.3376936				X
<i>Lithobates berlandieri</i>	9	Baird	1859	Amphibia	Anura	Ranidae		Pr	Least concern	0.5612	0.294841				X
<i>Lithobates forreri</i>	12	Boulenger	1883	Amphibia	Anura	Ranidae		Pr	Least concern			0.928571	0.0004		✓
<i>Lithobates magnaocularis</i>	137	Frost and Bagnara	1974	Amphibia	Anura	Ranidae	Si		Least concern			0.888889	0.0039		✓
<i>Lithobates megapoda</i>	10	Taylor	1942	Amphibia	Anura	Ranidae	Si	Pr	Vulnerable			0.916667	0.0039		✓
<i>Lithobates pustulosa</i>	11	Boulenger	1833	Amphibia	Anura	Ranidae	Si	Pr	Least concern	0.7395	0.0009683				✓
<i>Lithobates zweifeli</i>	17	Hillis Frost and Webb	1984	Amphibia	Anura	Ranidae	Si		Least concern			1	0.002		✓
<i>Spea multiplicata</i>	19	Cope	1863	Amphibia	Anura	Scaphiopodidae			Least concern			1	0.0008		✓
<i>Ambystoma amblycephalum</i>	48	Taylor	1940	Amphibia	Caudata	Ambystomatidae	Si	Pr	Critically endangered			1	0.0693		X
<i>Ambystoma flavipiperatum</i>	46	Dixon	1963	Amphibia	Caudata	Ambystomatidae		Pr	Data deficient			1	0.1605		X
<i>Pseudoeurycea bellii</i>	12	Gray	1850	Amphibia	Caudata	Plethodontidae	Si	A	Vulnerable			1	0.0002		✓
<i>Barisia imbricata</i>	29	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Anguidae	SI	Pr	Least concern	0.7731	0.0180434				✓
<i>Elgaria kingii</i>	6	Gray	1838	Reptilia	Squamata	Anguidae		P	Least concern			1	0.0059		✓
<i>Gerrhonotus liocephalus</i>	28	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Anguidae	SI	Pr	Least concern	0.4704	0.8029535				X
<i>Boa constrictor</i>	24	Linnaeus	1758	Reptilia	Squamata	Boidae		A		0.8258	4.044E-05				✓
<i>Coluber bilineatus</i>	35	Jan	1863	Reptilia	Squamata	Colubridae			Least concern			1	0.0199		✓
<i>Coluber flagellum</i>	114	Shaw	1802	Reptilia	Squamata	Colubridae		A				1	0.0073		✓

<i>Coluber mentovarius</i>	41	Bibron y Duméril	1854	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	A		0.718	0.1500805				X
<i>Coniophanes lateritius</i>	11	Cope	0	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Data deficient			1	0.017		✓
<i>Conophis vittatus</i>	31	Peters	1860	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern	0.8126	0.0051498				✓
<i>Conopsis biserialis</i>	29	Taylor & Smith	1942	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	A	Least concern	0.6833	0.1189378				X
<i>Conopsis lineata</i>	29	Kennicott	1859	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern	0.7351	0.0052694				✓
<i>Conopsis nasus</i>	108	Gunther	1858	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern			1	7E-06		✓
<i>Diadophis punctatus</i>	56	Linnaeus	1766	Reptilia	Squamata	Colubridae			Least concern			1	0.2184		X
<i>Dipsas gaigeae</i>	11	Oliver	1937	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr				0.875	0.095		X
<i>Drymarchon corais</i>	35	Boie	1827	Reptilia	Squamata	Colubridae				0.7642	0.0102303				✓
<i>Drymobius margaritiferus</i>	7	Schlegel	1837	Reptilia	Squamata	Colubridae				0.8403	0.043575				✓
<i>Enulius flavitorques</i>	7	Cope	1868	Reptilia	Squamata	Colubridae						0.4	0.5253		X
<i>Geagras redimitus</i>	43	Cope	1876	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Data deficient			0.4	0.5491		X
<i>Geophis tarascae</i>	13	Hartweg	1959	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Data deficient			1	0.0211		✓
<i>Hypsiglena torquata</i>	43	Gunther	1860	Reptilia	Squamata	Colubridae		Pr	Least concern	0.8206	0.0270838				✓
<i>Imantodes gemmistratus</i>	19	Cope	1861	Reptilia	Squamata	Colubridae		Pr		0.956	0.0041954				✓
<i>Lampropeltis triangulum</i>	34	Lacepede	1789	Reptilia	Squamata	Colubridae		A		0.6018	0.3541955				X
<i>Leptodeira annulata</i>	8	Linnaeus	1758	Reptilia	Squamata	Colubridae		Pr		0.8695	2.231E-06				✓
<i>Leptodeira maculata</i>	71	Hallowell	1861	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern	0.8277	7.725E-07				✓
<i>Leptodeira septentrionalis</i>	9	Kennicott	1859	Reptilia	Squamata	Colubridae						1	0.0341		✓
<i>Leptodeira splendida</i>	22	Gunther	1895	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern			0.818182	0.0095		✓
<i>Leptophis diplotropis</i>	11	Gunther	1872	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	A	Least concern	0.8507	0.0161642				✓
<i>Manolepis putnami</i>	7	Jan	1863	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern	0.8126	0.0422499				✓
<i>Mastigodryas melanolomus</i>	33	Cope	1868	Reptilia	Squamata	Colubridae			Least concern	0.885	6.685E-05				✓
<i>Oxybelis aeneus</i>	27	Wagler	1824	Reptilia	Squamata	Colubridae				0.7651	0.0007248				✓
<i>Pituophis deppei</i>	36	Duméril	1853	Reptilia	Squamata	Colubridae	SI	A	Least concern			0.846154	0.0113		✓
<i>Pseudoficimia frontalis</i>	14	Cope	1864	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern	0.7169	0.0008421				✓
<i>Pseudoleptodeira latifasciata</i>	8	Gunther	1894	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern			0.866667	0.0001		✓
<i>Salvadora bairdi</i>	28	Jan	1860	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern			1	0.0036		✓

<i>Salvadora mexicana</i>	73	Duméril & Bibron & Duméril	1854	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern	0.844	2.118E-07				✓
<i>Senticolis triaspis</i>	19	Cope	1866	Reptilia	Squamata	Colubridae			Least concern	0.6712	0.025363				X
<i>Sibon nebulatus</i>	6	Linnaeus	1758	Reptilia	Squamata	Colubridae						1	0.0063		✓
<i>Sonora michoacanensis</i>	26	Dugès in Cope	1884	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern			1	0.0126		✓
<i>Storeria storerioides</i>	15	Cope	1865	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern	0.7943	0.0465647				✓
<i>Symphimus leucostomus</i>	24	Cope	1869	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern			1	0.078		X
<i>Sympholis lippiens</i>	16	Cope	1861	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si					1	0.007		✓
<i>Tantilla bocourti</i>	43	Gunter	1895	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern			1	0.01		✓
<i>Tantilla calamarina</i>	17	Cope	1866	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern	0.7117	0.0005713				✓
<i>Trimorphodon tau</i>	56	Cope	1870	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern	0.7993	0.0173488				✓
<i>Trimorphodon wilkinsonii</i>	67	Cope	1886	Reptilia	Squamata	Colubridae		Pr	Least concern	0.834	0.00000				✓
<i>Tropidodipsas annulifera</i>	6	Boulenger	1894	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si		Least concern			1	0.0005		✓
<i>Tropidodipsas philippii</i>	141	Jan	1863	Reptilia	Squamata	Colubridae	Si	Pr	Least concern			1	0.0049		✓
<i>Basiliscus vittatus</i>	21	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Corytophanidae				0.8843	4.357E-07				✓
<i>Anolis nebulosus</i>	17	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Dactyloidae	Si		Least concern	0.6246	0.0342795				X
<i>Anolis schmidti</i>	10	Smith	1939	Reptilia	Squamata	Dactyloidae	Si		Least concern			0.9375	0.0002		✓
<i>Rhadinaea hesperia</i>	4	Bailey	1940	Reptilia	Squamata	Dipsadidae	Si	Pr	Least concern	0.735	0.00433				✓
<i>Rhadinaea laureata</i>	58	Gunther	1868	Reptilia	Squamata	Dipsadidae	Si		Least concern			0.875	0.0442		✓
<i>Rhadinaea taeniata</i>	8	Peters	1863	Reptilia	Squamata	Dipsadidae	Si		Least concern			1	0.0334		✓
<i>Hydrophis platura</i>	13	Linnaeus	1766	Reptilia	Squamata	Elapidae			Least concern			0.5	0.4696		X
<i>Micrurus distans</i>	31	Kennicott	1860	Reptilia	Squamata	Elapidae	Si	Pr	Least concern	0.8685	0.0001614				✓
<i>Micrurus laticollaris</i>	9	Peters	1870	Reptilia	Squamata	Elapidae	Si	Pr	Least concern			1	0.0002		✓
<i>Coleonyx elegans</i>	24	Gray	1845	Reptilia	Squamata	Eublepharidae		A	Least concern			0.875	9E-05		✓
<i>Hemidactylus frenatus</i>	15	Schlegel in Duméril & Bibron	1836	Reptilia	Squamata	Gekkonidae			Least concern			1	0.001		✓
<i>Phyllodactylus davisii</i>	174	Dixon	1964	Reptilia	Squamata	Gekkonidae	SI	A	Least concern	0.9245	1.457E-06				✓
<i>Phyllodactylus duellmani</i>	102	Dixon	1960	Reptilia	Squamata	Gekkonidae	SI	Pr	Least concern			1	0.035		✓
<i>Phyllodactylus lanei</i>	156	Smith	1935	Reptilia	Squamata	Gekkonidae	SI		Least concern	0.8211	3.051E-07				✓

<i>Phyllodactylus paucituberculatus</i>	21	Dixon	1960	Reptilia	Squamata	Gekkonidae	SI	Pr	Data deficient		1	0.0103	✓
<i>Phyllodactylus tuberculatus</i>	39	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Gekkonidae			Least concern		0.666667	0.6821	X
<i>Heloderma horridum</i>	11	Weigmann	1829	Reptilia	Squamata	Helodermatidae		A	Least concern	0.8874	0.0027276		✓
<i>Ctenosaura clarki</i>	65	Bailey	1928	Reptilia	Squamata	Iguanidae	Si	A	Vulnerable	0.8677	0.0007617		✓
<i>Ctenosaura pectinata</i>	133	Weigmann	1834	Reptilia	Squamata	Iguanidae	Si	A		0.7531	1.867E-06		✓
<i>Iguana iguana</i>	95	Linnaeus	1758	Reptilia	Squamata	Iguanidae		Pr		0.941	1.331E-09		✓
<i>Epictia goudotii</i>	75	D-meril & Bribon	1844	Reptilia	Squamata	Leptotyphlopidae					1	0.0234	✓
<i>Rena humilis</i>	44	Baird & Girard	1853	Reptilia	Squamata	Leptotyphlopidae					1	0.0075	✓
<i>Loxocemus bicolor</i>	28	Cope	1861	Reptilia	Squamata	Loxocemidae		Pr	Least concern	0.8034	0.266219		X
<i>Thamnophis cyrtopsis</i>	69	Kennicott	1860	Reptilia	Squamata	Natricidae		A	Least concern	0.6615	0.0199582		X
<i>Thamnophis eques</i>	7	Reuss	1834	Reptilia	Squamata	Natricidae		A	Least concern	0.7176	0.0034432		✓
<i>Thamnophis melanogaster</i>	10	Wiegmann	1830	Reptilia	Squamata	Natricidae	Si	A	Endangered	0.5553	0.2374043		X
<i>Thamnophis valida</i>	43	Kennicott	1860	Reptilia	Squamata	Natricidae	Si		Least concern	0.8952	6.296E-06		✓
<i>Phrynosoma asio</i>	10	Cope	1864	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si	Pr	Least concern	0.78	0.0001707		✓
<i>Sceloporus aeneus</i>	16	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae			Least concern		0.705882	0.0096	✓
<i>Sceloporus asper</i>	20	Boulenger	1897	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	SI	Pr	Least concern		1	0.0031	✓
<i>Sceloporus bulleri</i>	49	Boulenger	1894	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	SI		Least concern		1	0.0004	✓
<i>Sceloporus dugesii</i>	171	Bocourt	1873	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.8017	0.0004612		✓
<i>Sceloporus gadoviae</i>	148	Bouleger	1905	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	SI		Least concern		1	0.0048	✓
<i>Sceloporus grammicus</i>	20	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae		Pr	Least concern	0.8828	0.0026281		✓
<i>Sceloporus heterolepis</i>	45	Bouleger	1894	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern		0.846154	0.0136	✓
<i>Sceloporus horridus</i>	182	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae			Least concern	0.7635	8.994E-10		✓
<i>Sceloporus melanorhinus</i>	141	Bocourt	1876	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae			Least concern	0.867	5.967E-10		✓
<i>Sceloporus nelsoni</i>	107	Cochran	1923	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern		0.6	0.3274	X
<i>Sceloporus pyrocephalus</i>	43	Cope	1864	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.8113	5.582E-24		✓
<i>Sceloporus scalaris</i>	5	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.9023	0.0003382		✓
<i>Sceloporus siniferus</i>	17	Cope	1869	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.9601	3.883E-19		✓
<i>Sceloporus spinosus</i>	28	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern		1	0.0001	✓

<i>Sceloporus torquatus</i>	14	Wiegmann	1828	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.8041	0.0012886				✓
<i>Sceloporus utiformis</i>	55	Cope	1864	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.789	1.142E-05				✓
<i>Urosaurus bicarinatus</i>	4	Duméril	1856	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.844	0.0001195				✓
<i>Urosaurus gadovi</i>	69	Schmidt	1921	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	Si		Least concern	0.9838	3.513E-05				✓
<i>Marisora unimarginata</i>	6	Cope	1862	Reptilia	Squamata	Scincidae			Diurna	0.8821	1.596E-06				✓
<i>Mesoscincus altamirani</i>	36	Duges	1891	Reptilia	Squamata	Scincidae	Si	Pr	Data deficient			0.571429	0.3284		X
<i>Plestiodon brevirostris</i>	13	Gunther	1860	Reptilia	Squamata	Scincidae	Si		Least concern	0.7574	0.00583				✓
<i>Plestiodon colimensis</i>	37	Taylor	1935	Reptilia	Squamata	Scincidae	Si	Pr	Data deficient			1	0.0045		✓
<i>Plestiodon dugesii</i>	33	Thominot	1883	Reptilia	Squamata	Scincidae	Si	Pr	Vulnerable			0.875	0.0065		✓
<i>Plestiodon parvulus</i>	5	Taylor	1933	Reptilia	Squamata	Scincidae	Si		Data deficient			1	0.0041		✓
<i>Sphenomorphus assatus</i>	4	Cope	1864	Reptilia	Squamata	Scincidae				0.8615	0.0592702				X
<i>Aspidoscelis calidipes</i>	10	Duellman	1955	Reptilia	Squamata	Teiidae	Si	Pr	Least concern	0.781	1.774E-07				✓
<i>Aspidoscelis communis</i>	5	Cope	1878	Reptilia	Squamata	Teiidae	Si	Pr	Least concern	0.8032	9.995E-09				✓
<i>Aspidoscelis costata</i>	5	Cope	1878	Reptilia	Squamata	Teiidae	Si		Least concern	0.6794	0.1008925				X
<i>Aspidoscelis deppei</i>	24	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Teiidae			Least concern	0.825	6.788E-10				✓
<i>Aspidoscelis gularis</i>	29	Baird & Girard	1852	Reptilia	Squamata	Teiidae			Least concern			0.8	0.0017		✓
<i>Aspidoscelis guttata</i>	4	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Teiidae	Si		Least concern	0.9466	4.113E-05				✓
<i>Aspidoscelis lineatissima</i>	36	Cope	1878	Reptilia	Squamata	Teiidae	Si	Pr	Least concern	0.8679	3.174E-15				✓
<i>Aspidoscelis sackii</i>	6	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Teiidae	Si		Least concern	0.7385	0.00224				✓
<i>Holcosus undulatus</i>	26	Wiegmann	1834	Reptilia	Squamata	Teiidae			Least concern	0.8528	3.949E-07				✓
<i>Agkistrodon bilineatus</i>	10	Gunther	1863	Reptilia	Squamata	Viperidae		Pr	Near threatened	0.8809	0.0008836				✓
<i>Crotalus basiliscus</i>	4	Cope	1864	Reptilia	Squamata	Viperidae	Si	Pr	Least concern	0.725	0.0137563				✓
<i>Crotalus durissus</i>	5	Linnaeus	1758	Reptilia	Squamata	Viperidae		Pr	Least concern			1	0.0019		✓
<i>Crotalus lannomi</i>	1	Tanner	1966	Reptilia	Squamata	Viperidae	Si	A	Data deficient						X
<i>Crotalus polystictus</i>	5	Cope	1865	Reptilia	Squamata	Viperidae	Si	Pr	Least concern			1	0.0257		✓
<i>Crotalus pusillus</i>	6	Klauber	1952	Reptilia	Squamata	Viperidae	Si	A	Endangered			0.5	0.6182		X
<i>Crotalus triseriatus</i>	30	Wagler	1830	Reptilia	Squamata	Viperidae	Si		Least concern			0.857143	0.0242		✓
<i>Porthidium hespere</i>	2	Campbell	1976	Reptilia	Squamata	Viperidae	Si	Pr	Data deficient						X

<i>Rhinoclemmys pulcherrima</i>	10	Gray	1855	Reptilia	Testudines	Geoemydae		A			0.818182	0.0053	✓	
<i>Rhinoclemmys rubida</i>	88	Cope	1870	Reptilia	Testudines	Geoemydae	Si	Pr	Near threatened	0.8778	1.292E-05		✓	
<i>Kinosternon chimalhuaca</i>	4	Berry Seidel & Iverson in Rogner	1997	Reptilia	Testudines	Kinosternidae	Si		Least concern			1	1E-06	✓
<i>Kinosternon hirtipes</i>	8	Wagler	1833	Reptilia	Testudines	Kinosternidae		Pr	Least concern			0.875	0.0731	X
<i>Kinosternon integrum</i>	1	LeConte	1854	Reptilia	Testudines	Kinosternidae	Si	Pr	Least concern	0.6983	0.0183042			X