



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**EFFECTO DE TRES CRITERIOS DE DEPURACIÓN DE BASES
DE DATOS SOBRE LA ESTIMACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN
POTENCIAL DE ANFIBIOS Y REPTILES ENDÉMICOS AL
OESTE DE MÉXICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
BIÓLOGA**

P R E S E N T A:

SOFIA KAREN PÉREZ CRUZ



DIRECTOR DE TESIS

**DR. LÁZARO GUEVARA LÓPEZ
Ciudad Universitaria, CDMX., 2016**



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.

HOJA DE DATOS DEL JUARADO

1. Datos de alumno

Pérez

Cruz

Sofía Karen

55 64 53 70 53

Universidad Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

30729122-8

2. Datos de asesor

Dr.

Lázaro

Guevara

López

3. Datos del sinodal 1

Dr.

Víctor Manuel Guillermo

Sánchez-Cordero

Dávila

4. Datos del sinodal 2

Dr.

Fausto Roberto

Méndez

de la Cruz

5. Datos del sinodal 3

Dr.

Carlos Jesús

Balderas

Valdivia

6. Datos del sinodal 4.

M. en C.

Tania

Kobelkowsky

Vidrio

7. Datos del trabajo escrito

Efecto de tres criterios de depuración de bases de datos sobre la estimación de la distribución potencial de anfibios y reptiles endémicos al Oeste de México.

86 p.

2016

Agradecimientos

A mi director de tesis el Dr. Lázaro Guevara López, por compartir su conocimiento, su gran paciencia, compañerismo y confianza.

A mis sinodales el Dr. Víctor Manuel Sánchez-Cordero Dávila, Dr. Fausto Méndez de la Cruz, Dr. Carlos Jesús Balderas Valdivia y la M. en C. Tania Kobelkowsky Vidrio por haber invertido tiempo para mejorar el presente trabajo con sus valiosas observaciones, sugerencias y correcciones.

A los curadores y personal de la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, Instituto de Biología; UNAM y la Colección Herpetológica del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” (MZFC, UNAM), por su amabilidad y disponibilidad para la obtención de la materia prima de este trabajo.

A los miembros del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica del Instituto de Biología, UNAM; por su compañerismo, ayuda, puntos de vista y amistad otorgados durante mi estancia en el laboratorio, especialmente a Francisco Botello, Rubén Galicia, Alejandro Espinosa y Gabriel Gutiérrez Granados.

A mis padres, especialmente a mi madre María Guadalupe Elene Cruz Austria por su apoyo y amor incondicional en momentos cruciales de mi vida y por compartirme el gusto por el arte y la ciencia. A mis hermanos Kevin y Benjamín Teodosi, por su cariño y amistad. Gracias por cada momento en que me enseñaron algo sobre el amor, la vida y la familia. Por inspirarme a ser mejor persona, estudiante y ser humano.

A mis amigos y colegas: Eduardo, Diego, Raúl, Saúl, Viri, Carlos, José, Oscar, Rodrigo, Miguel, Richy, Eliut, Christian, Pepe y Gio porque han sido *senseis* en diferentes aspectos, por compartir su confianza, arte, conocimiento, consejos y momentos legendarios para mí.

Gracias a todas las personas que han sido un apoyo constante. A los que se fueron, los que están y estarán formando parte importante de mi vida académica y personal. A la Universidad Nacional Autónoma de México y todos los docentes que me formaron durante la carrera como Bióloga, especialmente a los profesores: Lev Orlando Jardón Barbolla, Alejandra Valeros Méndez, Julio Muñoz Rubio, Jorge Luis López Zepeda, Antonio Eusebio Araujo Reyes y Alfonso Montañez Arce, por ser un gran ejemplo e inculcarme valores y principios, invaluable elementos que me han forjado como ser humano y estudiante. Además de la gran pasión por la ciencia y su íntima relación con el contexto político y social.

“La ciencia no es perfecta, con frecuencia se utiliza mal, no es más que una herramienta, pero es la mejor herramienta que tenemos, se corrige a sí misma, está siempre evolucionando y se puede aplicar a todo. Con esta herramienta conquistamos lo imposible”.

Carl Sagan

“La ciencia y la tecnología, en la sociedad revolucionaria, deben estar al servicio de la liberación permanente de la Humanización del hombre”.

Paulo Freire

Contenido

Resumen.....	1
Introducción.....	2-3
<i>Nicho Ecológico</i>	2
<i>¿Cómo podemos estimar el nicho ecológico -Grinelliano- de una especie?</i>	3
Antecedente.....	4-8
<i>Modelado de Nicho Ecológico y Distribución de Especies</i>	4-5
<i>Información ambiental para el modelado de nicho ecológico</i>	6
<i>Datos primarios de las especies</i>	6-8
Objetivos.....	9
Justificación.	10
Hipótesis.....	11
Materiales y método.....	12-23
<i>Área de estudio</i>	12
<i>Variables climáticas para el modelado de nicho ecológico</i>	12-13
<i>Especies seleccionadas para el estudio</i>	13-15
<i>Colecta de datos</i>	15-16
<i>Preparación de los datos de ocurrencia</i>	16-21
<i>Criterio S_1</i>	18
<i>Criterio S_2</i>	19
<i>Criterio S_3</i>	19-21
<i>(1) Depuración estadística-ambiental</i>	19-20
<i>(2) Depuración geográfica</i>	20-21
<i>Áreas de calibración</i>	21
<i>Método de modelado de nicho ecológico</i>	22-23
<i>Área Bajo la Curva (AUC)</i>	23-24
Resultados y discusión	25-52

Conclusiones	52-54
Literatura citada.....	54-64
Apéndice I.....	65-66
Apéndice II.....	67-70
Anexo I.....	71-81
Anexo II.....	82-86

Índice de figuras

Figura i. Modelado de nicho ecológico y distribución potencial.....	5
Figura 1. Región del Oeste de México.....	12
Figura 1A. Ejemplar voucher <i>Diaglena spatulata</i> 03175.....	25
Figura 2. Modelos de distribución potencial para <i>Aspidoscelis lineatissima</i>	27
Figura 3. Modelos de distribución potencial para <i>Conophis vittatus</i>	28
Figura 4. Modelos de distribución potencial para <i>Phyllodactylus lanei</i>	29
Figura 5. Modelos de distribución potencial para <i>Tantilla calamarina</i>	30
Figura 6. Modelos de distribución potencial para <i>Salvadora mexicana</i>	31
Figura 7. Modelos de distribución potencial para <i>Diaglena spatulata</i>	32
Figura 8. Modelos de distribución potencial para <i>Incilius perplexus</i>	33
Figura 9. Modelos de distribución potencial para <i>Lithobates zweifelli</i>	34
Figura 10. Modelos de distribución potencial para <i>Thorius narisovalis</i>	35
Figura 11. Modelos de distribución potencial para <i>Tlalocohyla smithii</i>	36
Figura 12. Anfibios seleccionados para el modelado.....	37
Figura 13. Reptiles seleccionados para el modelado.....	38
Figura 14. Diagramas del índice AUC.....	50
Cuadro ii. Clasificación de Rödder y Engler.....	23
Cuadro 1. Variables Bioclimáticas consultadas de BioClim.....	13
Cuadro 2. Lista de especies de anfibios y reptiles utilizados en este estudio.....	15
Cuadro 3. Información sobre las bases de datos.....	16
Cuadro 4. Campos de información seleccionados para la base de datos inicial	18
Cuadro 5. Valores del índice de Schoener's D obtenidos	40
Tabla 1. Descripción breve de los criterios de depuración.....	20
Tabla 2. Registros de anfibios eliminados por error de georreferenciación.....	83-84
Tabla 3. Registros de reptiles eliminados por error de georreferenciación.....	85-86

Resumen

El modelado de nicho ecológico constituye una línea de investigación en expansión que es implementada en diversas disciplinas. Pese a los avances en su evaluación, aún se mantiene inexplorado el efecto de depuración de bases de datos sobre la generación de hipótesis de distribución potencial. El presente trabajo hace una aproximación al análisis y evaluación del efecto de tres criterios de depuración de bases sobre la estimación de distribución potencial de seis especies de anfibios y cinco de reptiles, endémicas al Oeste de México. Se espera que los criterios de depuración influirán los resultados del área geográfica estimada como habitable, resultado así modelos de distribución potencial y valores del *área bajo la curva* (indicadores del poder predictivo del modelo) significativamente diferentes entre criterios. Partiendo de la base de datos inicial, se obtuvieron muestras de localidades únicas para cada criterio de depuración. El criterio S₁ contiene los registros de la base inicial, incluyendo errores taxonómicos y geográficos. El criterio S₂ muestreo registros circunscritos a los polígonos de distribución de la *International Union for Conservation of Nature*. El criterio S₃ contiene los registros resultantes de una depuración estadística ambiental, geográfica y taxonómica. Para el modelado de nicho se utilizó la técnica de máxima entropía con el método presencias/*background*. Se estimó el índice Schoener's D, indicador del grado de similitud entre modelos de nicho proyectados geográficamente. La mayoría de los modelos de distribución potencial, y los valores del índice Schoener's D mostraron un comportamiento heterogéneo, sugiriendo la existencia de un efecto diferencial entre tratamientos. Contrario a lo esperado, el comportamiento del área bajo la curva, por especie, muestran valores de exactitud "buenos" y semejantes entre modelos de cada criterio. Se concluye que para asegurar la obtención de modelos confiables es indispensable tomar en cuenta la depuración geográfica y ambiental, como en el tratamiento S₃, para que las ocurrencias de una base de datos que reflejen los requerimientos ambientales reales de las especies. Además, es necesario continuar con los estudios empíricos sobre el efecto de la depuración de bases de datos para mejorar la estimación de distribuciones potenciales. Dadas las diferencias consistentes de cobertura de presencia entre los modelos generados, el comportamiento generalmente uniforme de los valores AUC: se concluye que este índice no es completamente confiable y si se pretende usar, debe hacerse con cautela y acompañándolo con otros métricos de evaluación de modelos.

Introducción

Nicho Ecológico. El nicho ecológico de una especie, conceptualmente resulta relevante para comprender su distribución espacial y temporal (Peterson 2001; Soberón 2010). De manera general, está definido en términos de las condiciones bióticas y abióticas que permiten a las poblaciones de una especie sobrevivir indefinidamente en un sitio determinado (Soberón y Nakamura 2009; Soberón 2010). En la actualidad existe una extensa variedad de conceptos que lo definen (Soberón 2007, Soberón y Nakamura 2009). Una definición inequívoca de nicho ecológico es compleja, ya que requiere gran precisión acerca de cómo el ambiente presente en alguna localidad determinada, afecta los distintos componentes de la tasa de crecimiento poblacional (Soberón 2007; Soberón y Nakamura 2009).

Joseph Grinnell (1917) fue pionero respecto al uso del concepto de nicho. El nicho *Grinnelliano* se puede definir como un subconjunto del espacio ambiental que está constituido por variables adecuadas, no interactuantes y no vinculadas con el organismo como tal, con las que una población se puede mantener estable (Ortega y Townsend 2008; Peterson et al. 2011); y puede ser expresado geográficamente (Méndez 2012); en otras palabras, es el subconjunto del hábitat que contiene las condiciones ambientales por las que la especie no compite, por ejemplo, requerimientos climáticos y de tipo de vegetación (Méndez 2012), que permiten a los individuos de una especie sobrevivir (Sillero 2010), bajo condiciones normales de dispersión y reproducción (Pulliam 2000).

El zoólogo y ecólogo inglés Charles Elton definió al nicho ecológico en términos del papel funcional de una especie en una comunidad (Sillero 2010), enfocándose en las interacciones bióticas y dinámicas del consumo de recursos, además del efecto local de la especie (Soberón 2007, Soberón 2009, Méndez 2012).

Por su parte, George Evelyn Hutchinson (1957) con base en el concepto Grinnelliano, desarrolló las ideas fundadoras sobre el nicho ecológico fundamental (Soberón 2009), al cual lo definió como un “hipervolumen n -dimensional” (Pulliam 2000) de variables ambientales, donde cada punto corresponde a un estado del ambiente que permite que una especie exista indefinidamente (Hutchinson 1957; Peterson et al. 2011). El énfasis que se ha dado para

medir alguna variable, dentro de ese hipervolumen, es uno de los temas más debatidos en la actualidad (Pulliam 2000; Soberón y Nakamura 2009).

Así, el punto de partida para definir al nicho ecológico y hacerlo operacional (i.e. medible) es retomando las ideas originales de Elton y Grinnell para poder diferenciar el impacto de las especies a escalas finas, por un lado, y los requerimientos ambientales de las especies a gran escala, en la geografía por el otro (Soberón y Nakamura 2009; Soberón 2010). En el presente trabajo, se seguirá el concepto de nicho Grinelliano.

¿Cómo podemos estimar el nicho ecológico -Grinelliano- de una especie? Para estimar el nicho ecológico existen dos enfoques posibles: a) el *enfoque mecanístico*, que caracteriza al nicho con base en mediciones directas de la tolerancia fisiológica del organismo en función de variables como la temperatura, humedad y pH; y b) el *enfoque correlativo* utiliza como materia prima al conjunto de variables topográficas y ambientales, asociadas a las localidades donde se han registrado las poblaciones, que potencialmente podrían estar influyendo en la presencia de la especie. Como su nombre lo indica, mediante correlaciones es posible estimar la combinación ideal de variables climáticas que caracteriza a los sitios conocidos con la presencia de la especie de interés (Soberón y Peterson 2005).

La implementación del enfoque mecanístico suele ser complejo e incluso complicado metodológicamente hablando (Barve et al. 2011), ya que requiere del montaje de experimentos con condiciones altamente controladas (Kearney 2006). Por otro lado, los modelos correlativos tienen un mayor poder explicativo y presentan algunas ventajas, por ejemplo: la posibilidad de utilizar diferentes formas de datos de presencia, actualmente disponibles en bases digitalizadas consultables por internet (Kearney 2006; Maldonado et al. 2015); y la relativa facilidad para implementarlos en un gran número de especies. Por ello, las técnicas correlativas dirigen a la mayor parte de la investigación actual (Guisan y Zimmermann 2000; Soberón 2010; Peterson et al. 2011), como es el caso de presente trabajo.

Antecedentes

Modelado de Nicho Ecológico y Distribución de Especies. Al menos en la últimas dos décadas, el modelado del nicho ecológico, o como suele ser llamado modelado distribución de las especies (Peterson 2007; Peterson et al. 2011; Valera y Anderson 2014), se ha convertido en una desarrollada técnica en biología analítica. Ha ganado gran atención por su amplia aplicabilidad (Soberón 2007; Peterson 2006; Soberón 2010) y ha contribuido en el fortalecimiento de líneas de investigación en diversas disciplinas en biología, como en: ecología, biología de la conservación, evolución, sistemática, epidemiología, manejo de especies invasoras-exóticas y cambio climático, entre otras (Hirzel, Hausser, Chessel y Perrin 2002; Brotons Thullier., Araújo y Hirzel 2004; Soberón y Peterson 2004; Guisan y Thuiller 2005; Phillips, Anderson y Schapire 2006; Peterson et al. 2007; Ortega y Townsend 2008; Peterson et al. 2011; Ghisla, Rocchini, Neteler, Förster y Kleinschmit 2012; Bedia, Herrera y Gutiérrez 2013; Liu, White y Newell 2013; Valera y Anderson, 2014; Maldonado et al. 2015). Por ello es que actualmente conforma una línea de investigación en expansión (Guisan y Thuiller 2005; Soberón y Peterson 2005; Peterson et al. 2007; Soberón 2010; Radosavljevic y Anderson 2014).

Los resultados de los modelos de nicho ecológico permite que ecólogos, biogeógrafos y conservacionistas (Maldonado et al. 2015), provean herramientas e información a los responsables políticos y del sector salud, para la toma de decisiones en relevantes aspectos biológicos-sociales (Soberón y Peterson 2004; Barry y Elith 2006), p. ej., en acciones de contención sanitaria y generación de estrategias de prevención en el sector salud; en el uso y conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales o regularización de emisiones contaminantes mediante convenios internacionales dada la problemática del cambio climático, por mencionar algunos.

Los métodos correlativos caracterizan las condiciones en el espacio ambiental (*E, environmental space* por su uso común en inglés) que son similares a aquellas de donde provienen los registros conocidos de la especie. Estas regiones identificadas por un algoritmo de modelado, representan al nicho ecológico de la especie y se presume que contienen el

conjunto de condiciones ambientales necesarias para mantener poblaciones viables (Graham et al. 2004; Soberón y Nakamura 2009).

Para construir un modelo de nicho ecológico, un algoritmo de modelado relaciona las ocurrencias puntuales con el conjunto de datos ambientales (Soberón y Peterson 2005) con los que se asocian. Así permite generar una hipótesis del espacio ambiental en función de los procesos y condiciones que determinan la distribución de la especie para discriminar entre la presencia de la ausencia (Guisan y Thuiller 2005) de la especie en cuestión.

La estimación del nicho ecológico es un paso preliminar para estimar la distribución de las especies (Soberón y Peterson 2005). Ya que el nicho ecológico se ha construido en un espacio ambiental (E), puede después ser transferido a un espacio geográfico (G) con el fin de estimar la distribución geográfica potencial de la especie (Figura i). Así se identifican las regiones que se parecen a aquellas donde la especie se encuentra (Soberón y Peterson 2005). De esto, surge un punto relevante: el poder de predicción del modelo resultante, indudablemente dependerá de la materia prima que se le proporcione, es decir, de los datos de ocurrencia de la especie y de las variables ambientales.



Figura i. Modelado de nicho ecológico y distribución potencial. Ya que el nicho ecológico se ha construido en un espacio ambiental (E), puede después ser transferido a un espacio geográfico (G) con el fin de estimar la distribución geográfica potencial de la especie. Se identifican las regiones que se parecen a aquellas donde la especie se encuentra (diagrama modificado, Martínez Meyer, 2012).

Información ambiental para el modelado de nicho ecológico. Uno de los paquetes de información global bioclimática más populares y ampliamente utilizados, por su alta resolución (~ 1 Km), es el que se encuentra disponible en el servidor *WorldClim-GlobalClimate Data*, <http://www.worldclim.org/> (Bedia et al. 2013). En el presente trabajo se utilizarán algunas de éstas variables (véase en método).

Datos primarios de las especies. Las presencias o registros de ocurrencia definidos como puntos o coordenadas sobre un mapa que muestran los sitios donde la especie ha sido observada o colectada (Peterson, et al., 2011), pueden utilizarse en diferentes métodos de modelado, tales como ausencia-presencia (“*absence-presence data*”), presencia-*background* y sólo presencia (“*presences-only data*” o “*simple presences*”).

Los datos de presencia actualmente son abundantes y ampliamente disponibles. La mayoría provienen de museos de historia natural (Guisan Thuiller 2005), herbarios y bases de datos digitales disponibles en línea (Graham et al. 2004; Soberón y Peterson 2004; Peterson et al. 2011; Varela, et al. 2014). Estos aglomeran una extensa muestra de la biodiversidad del mundo, colectada a través de siglos de exploración y gracias a ello, han permitido el rápido desarrollo y avance del modelado de nicho ecológico y distribución potencial para casi todas las especies descritas hasta la fecha (Graham et al. 2004; Phillips, Anderson y Schapire 2006; Maldonado, Molina Zizka, Persson et al. 2015).

La facilidad de obtención de estos datos confiere ciertas ventajas para realizar el modelado, pero en cuanto a su calidad, es bien conocido que la mayoría de los registros de presencias disponibles traen consigo algunas limitaciones. Debido a que la planificación de los muestreos raramente se lleva a cabo de manera sistemática (Peterson 2001). También porque estos datos provienen de observaciones y muestreos con propósitos y diseños de obtención heterogéneos entre sí. Esto se confirma al observar que la información de las bases de datos proveniente de museos, colecciones universitarias e incluso del trabajo de campo amateur, se encuentra incompleta y fragmentada (Peterson 2001; Varela et al. 2014). Eso frecuentemente trae como consecuencia errores nomenclaturales en el nombramiento científico de la especie en cuestión; y en el nombramiento de la localidad de muestreo, al

igual que sesgos sobre la determinación taxonómica y georreferenciación (Varela et al. 2014). El error de determinación taxonómica, puede ser el más frecuente entre grupos que carecen de una revisión taxonómica reciente o en los que la filogenia aún no se encuentra resuelta.

El desarrollo y obtención de un modelo robusto depende críticamente de la calidad de la información que se tenga disponible, al igual que de la calidad e integridad de los registros de ocurrencia que se le proporcione al algoritmo de modelado (Hirzel et al. 2002; Brotons et al. 2004; Guisan y Thuiller 2005; Soberón y Peterson 2004; Soberón y Peterson 2005). Pues, como ya se mencionó, son componentes fundamentales y la materia prima que los métodos correlativos ocupan para el modelado. Y es de considerarse que la desactualización persiste tanto en las colecciones como en las bases de datos debido posiblemente a falta de recursos, especialistas y tiempo para detectarlos y corregirlos. Con ello resulta asequible sospechar que en cualquier tipo de análisis en el que se utilicen datos de baja calidad u obsoletos, tendrán como resultado predicciones sesgadas y empobrecidas en cuanto a exactitud (Soberón y Peterson 2004; Ochoa Ochoa y Villela Flores 2014; Maldonado et al. 2015).

Hasta ahora, pocos trabajos sobre modelado de nicho ecológico y estimación de distribución potencial han tomado consideraciones para reducir los sesgos de muestreo, filtrando o depurando sus bases de datos a nivel geográfico y ambiental. Lo más común es observar huecos metodológicos en la calibración de los modelos ya que los conjuntos de datos que se utilizan resultan de procedimientos que carecen de medidas explícitas para reducir dichos sesgos, produciendo eventualmente predicciones débiles (Varela et al. 2014).

Aun cuando parece ser obvia la importancia de la calidad en los registros de ocurrencia para modelar la distribución potencial de las especies, existe una generalizada desatención en la actualización y depuración de las bases de datos para la selección de los registros de ocurrencia, con el fin de reducir “los sesgos en el muestreo” (Varela et al. 2014).

Se han hecho relativamente pocos trabajos relacionados con el análisis del efecto de los errores espaciales en los datos de ocurrencia (y en variables bioclimáticas), sobre el modelado de nicho ecológico y la predicción de la distribución potencial. Y en ese aspecto, hay mucho

que debe ser abordado ya que muchos aspectos se han mantenido casi inexplorados e incluso desconocidos (Graham et al. 2008; Bedia et al. 2013). Un ejemplo es el reciente estudio hecho por Varela et al. (2014) en el que se proponen procesos depurativos, con el fin de “calibrar el conjunto de datos” y así mejorar las predicciones de modelado de nicho ecológico. Con la creación de especies virtuales (con respuesta a tres variables climáticas) y sesgos en la muestra geográfica en éstas, aplicaron filtros geográficos y ambientales para proyectar el nicho resultante sobre la Península Ibérica. Y así encontraron que los modelos que resultaron de los datos filtrados ambientalmente son mejores que los que no recibieron el tratamiento, y que los que se derivaron de los filtros geográficos no mejoraron la potencia predictiva de los modelos (Varela et al. 2014).

Otro ejemplo, es el trabajo de Graham et al. (2008), en el cual se analizó la influencia de los errores espaciales de los datos de ocurrencia, sobre los modelos de distribución, con el fin de evaluar el desempeño entre 10 técnicas más comúnmente utilizadas en su momento. Para ello, usaron cuatro regiones geográficas diferentes con diez especies cada una, utilizando dos tratamientos, uno con datos precisos y otro con datos que degradaron espacialmente de manera aleatoria, para simular errores de localización. Encontraron que dos de diez técnicas que emplearon para el modelado de distribución son las que mejor se desempeñan aun con los errores espaciales y el de máxima entropía no resulta afectado.

Objetivos

General

- Evaluar el efecto de tres criterios depurativos de bases de datos sobre la estimación de la distribución potencial, mediante modelos de nicho ecológico, de anfibios y reptiles endémicos al Oeste de México.

Particulares

- Crear bases de datos de anfibios y reptiles aplicando tres criterios de depuración.
- Estimar la distribución potencial de cada especie mediante el modelado de nicho ecológico de cada criterio de depuración de bases de datos.
- Probar si existen diferencias significativas entre los resultados de distribución potencial de cada uno los tres criterios de depuración, mediante una comparación sistemática.

Justificación

A pesar de que en los últimos años el modelado de nicho ecológico ha sido ampliamente utilizado, los efectos del procesamiento depurativo en las bases de datos, sobre la generación de hipótesis de distribución potencial de las especies, se ha mantenido inexplorado. Muchos detalles sobre la reducción de sesgos geográficos y ambientales no se han explorado, probado y clarificado completamente (Peterson et al. 2007; Varela et al. 2014). Resulta crítico invertir esfuerzos para explorar y comprender dichos aspectos, pues la toma de decisiones y gestión de proyectos, que utilizan como herramienta al modelado de nicho ecológico, serán guiados por los resultados del modelado y tendrán implicaciones relevantes sobre los recursos naturales nacionales.

El presente trabajo es una aproximación al análisis y evaluación crítica del efecto de tres diferentes criterios de depuración de bases de datos, confeccionados cada uno de ellos con base en criterios particulares, sobre la distribución potencial de algunas especies de anfibios (6) y reptiles (5) endémicos al Oeste de México; partiendo de ciertas condiciones iniciales de bases de datos para la modelación de distribución potencial. Con la comparación de las distribuciones potenciales producidas con las bases de datos resultantes de cada proceso, el presente trabajo ofrece una pauta para la elección del criterio(s) que podrían ser confiables o efectivos en el proceso o calibración de los datos de ocurrencia, para mejorar el desempeño del modelado de distribución potencial y reducir sesgos indeseables que empobrecerían las predicciones.

Aunado a lo anterior, los resultados obtenidos potencialmente servirán como antecedente para futuras investigaciones y estudios de las especies individuales aquí utilizadas.

Hipótesis

Los diferentes criterios de depuración de bases para el modelado de distribución potencial, influenciarán significativamente la estimación del área geográfica evaluada como habitable y en los valores correspondientes al métrico de evaluación del modelado:

- La base de datos que resulte con mayor cantidad de valores ambientales extremos, errores geográficos y taxonómicos en los registros que contiene producirán sobre-predicción en el área de distribución potencial. Y las bases de datos que contengan menor cantidad de dichos sesgos, deberán producir modelos de distribución potencial con extensiones del área de presencia estimada moderadas o ajustadas.
- El criterio S_2 producirá modelos de distribución potencial sobre-ajustados, por la naturaleza excluyente de los polígonos de la IUCN.
- El modelo de distribución potencial derivado del criterio de depuración más estricto en revisión geográfica, ambiental y taxonómica tendrá valores de evaluación del modelo (AUC) altos, es decir, que indicarán que el modelo es robusto y con alto poder predictivo.

Materiales y método

Área de estudio. García y Navarro (2004) definieron al Oeste de México como el área que abarca desde la región continental de Sonora y Chihuahua (31° N) hasta el sur de Chiapas (92° W), incluyendo las tierras bajas costeras del Pacífico, la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre del Sur y la Cuenca del Río Balsas. El límite oriental de la zona de estudio lo definieron al unir las mayores altitudes (basándose en el mapa de altitud promedio de CONABIO), quedando así una línea que representa el parteaguas de las zonas montañosas (Figura 1). Las especies seleccionadas habitan en esta región o en alguna porción de ésta.

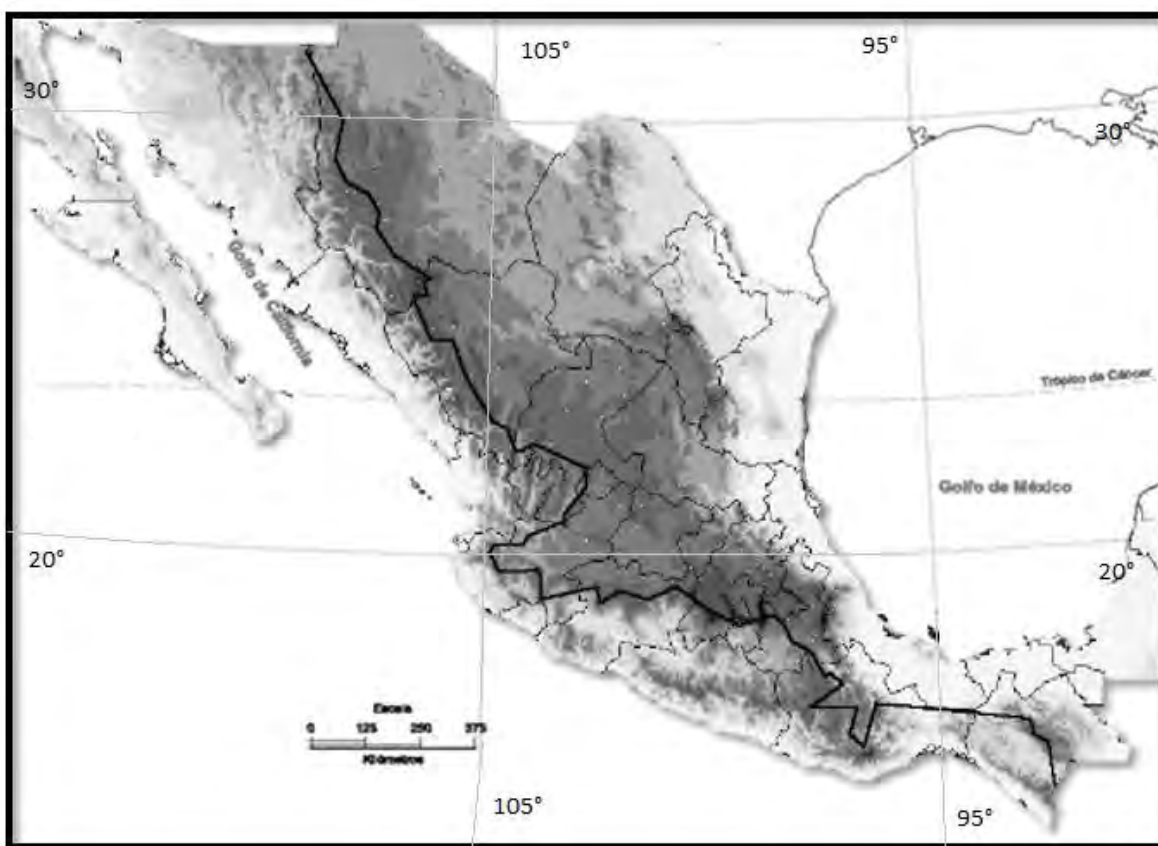


Figura 1. Región del Oeste de México propuesta García y Navarro (2004), se encuentra limitada por línea oscura.

Variables climáticas para el modelado de nicho ecológico. Para estimar la distribución potencial de las especies se utilizaron 15 de las 19 variables bioclimáticas (Cuadro 1) disponibles en este servidor, en formato raster ESRI grids, con resolución de 1 Km;

correspondientes a los valores *actuales* (de 1965 a 2000) (Hijmans et al. 2005). Se descartaron 4 variables porque “presentan anomalías espaciales, en forma de discontinuidades impares entre píxeles próximos” (Escobar et al. 2014). Éstas combinan información de precipitación y temperatura: temperatura media del trimestre más húmedo (BIO8), temperatura media del trimestre más seco (BIO9), precipitación del trimestre más cálido (BIO18) y la precipitación del trimestre más frío (BIO19).

Cuadro 1. Variables Bioclimáticas consultadas de BioClim (“WordClim-GlobalClimate Data”).

BIO1	Temperatura media anual (°C).
BIO2	Media del intervalo diurno (media del mes (temperatura máxima – temperatura mínima))
BIO3	Isotermalidad.
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar *100).
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido (C°)
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío (C°)
BIO7	Intervalo de la temperatura anual (BIO5-BIO6), (°C).
BIO10	Temperatura promedio del trimestre más cálido (C°).
BIO11	Temperatura promedio del trimestre frío (C°).
BIO12	Precipitación Anual (mm).
BIO13	Precipitación del mes más lluvioso (mm).
BIO14	Precipitación del mes más seco (mm).
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación).
BIO16	Precipitación del trimestre más lluvioso (mm).
BIO17	Precipitación del trimestre más seco (mm).

Con ayuda de ArcGIS® (ArcMap Version 10.1™) los archivos originales de dichas variables se cortaron para que concordaran con el área de la República Mexicana, utilizando como máscara el metadato (*shapefile*) de la División Política Estatal de escala 1:250000 de versión 5 (CONABIO, 2014).

Especies seleccionadas para el estudio. La herpetofauna mexicana es un elemento importante de la riqueza, diversidad y endemidad de los ecosistemas de México. Además, se le puede considerar como un grupo prioritario para ampliar la gestión de su conservación (véase en Apéndice II). Para el presente trabajo se seleccionaron 6 especies de anfibios y 5 de reptiles (Cuadro 2) endémicos al Oeste de México, con base en los siguientes aspectos, en

orden de prioridad: 1) el estatus taxonómico, 2) suficiencia en la cantidad de localidades únicas para el modelado, 3) afinidad al hábitat y capacidad de dispersión.

- 1) *Sobre el estatus taxonómico.* Anfibios y reptiles han tenido, recientemente, reacomodos y actualizaciones taxonómicas, y actualmente el estatus taxonómico de diferentes categorías sigue siendo materia de investigación (Duellman et al., 2016) y arduo debate (Carranza 2002; Faivovich, Haddad, Garcia, Frost, et al., 2005; AMPHIBIAWEB 2016). Para acotar las posibilidades de selección, se consideraron como especies candidatas a aquellas con menor incertidumbre sobre el límite entre especies (excepto *Phyllodactylus lanei*, observación posterior por parte de Méndez de la Cruz, 2015); aun cuando recientemente tuviesen alguna actualización, se procuró seleccionar las especies que tuvieran relativa estabilidad en su estatus taxonómico, por conservar su identidad taxonómica a pesar de los cambios taxonómicos recientes por los avances en el estudio taxonómico con marcadores moleculares. Además, se descartaron aquellas especies que actualmente se encuentran bajo revisión taxonómica (Ochoa y Flores 2006) con base en la información vertida en la revisión de Flores-Villela y Canseco-Márquez del 2004, IUCN, GBIF, AMPHIBIAWEB y en el estudio filogenético de Hylidos de Faivovich et al., (2005).
- 2) Partiendo de los registros de ocurrencia compilados de varias especies candidatas, se seleccionaron aquellas que tuviera al menos diez localidades únicas georreferenciadas.
- 3) Adicionalmente, anfibios y reptiles se les consideró como un grupo apropiado para aplicar técnicas de modelado de nicho ecológico (Ochoa Ochoa y Flores Villela 2006), con la finalidad de generar predicciones de distribución potencial debido a que presentan las siguientes características: sensibilidad a los cambios físicos y biológicos del ambiente y una capacidad de dispersión relativamente corta. Esto permite generar predicciones sensibles y contrastantes en función a los posibles sesgos y errores geográficos y ambientales (contenidos particularmente en el criterio S₁), facilitando así el análisis y contraste de los tratamientos de depuración.

Y finalmente, la herpetofauna al ser un elemento importante de nuestra riqueza natural, y ser pieza clave para nuestros ecosistemas y en la cotidianidad del quehacer científico que beneficia a la sociedad (véase en Apéndice II), se optó trabajar sobre especies de este grupo, para desarrollar el presente trabajo.

Cuadro 2. Lista de las especies de anfibios y reptiles utilizadas en este estudio, con sus respectivas sinonimias.

Especie	Sinonimia	Especie	Sinonimia
<i>Diaglena spatulata</i>	<i>Diaglena spatulatus</i> *0 <i>Triprion spatulatus</i> *1	<i>Aspidoscelis lineattissima</i>	<i>Cnemidophorus lineattissimus</i> *6
<i>Exerodonta juanita</i>	<i>Hyla juanita</i> *2	<i>Conophis vittatus</i> *6.1	(Sin sinonimia)
<i>Incilius perplexus</i>	<i>Bufo perplexus</i> *3	<i>Phyllodactylus lanei</i>	<i>Phyllodactylus magnatuberculatus</i> *7
<i>Lithobates zweifeli</i>	<i>Rana zweifeli</i> *4	<i>Salvadora mexicana</i>	<i>Zamenis mexicanus</i> *8
<i>Thorius narisovalis</i> *5	(Sin sinonimia)	<i>Tantilla calamarina</i> *9	<i>Geophis gertschi</i> *9.1
<i>Tlalocohyla smithii</i>	<i>Hyla smithii</i> *5.1		<i>Tantilla martindelcampoi</i> *9.2

*0 (Santos-Barrera y Canseco 2004a ;GBIF 2013a); *1 (Santos-Barrera y Canseco 2004a ;GBIF 2013b);*2(Santos-Barrera y Canseco 2004b; GBIF 2013d) especie eliminada de los análisis posteriores al MNE, por la imposibilidad de modelar con base en el criterio S₂ y la total equivalencia entre los resultados de S₁ y S₃; *3 (Santos-Barrera y Canseco 2004c); *4 (Santos-Barrera y Flores-Villela 2004; Frost, Darrel R. 2009);*5 (Parra-Olea et al, 2008); *5.1 (Santos-Barrera, Canseco-Márquez y Ponce-Campos 2010; GBIF 2013c); *6 (Ponce-Campos y García Aguayo 2007a);*6.1 (Acevedo, et al., 2013);*7 (Ponce y García 2007b;GBIF 2013D.1); *8 (Ponce y García 2007c ;GBIF 2013B.1); *9 (Ponce y García 2007d),*9.1(GBIF 2013A.1) y *9.2 (GBIF 2013A.1.2).

Colecta de datos de presencia. Los registros de ocurrencias (contribución de cada extracto o base de datos, véase Cuadro 3) se obtuvieron al consultar extractos de las bases de datos que se encuentran en la custodia de CNAR (Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, Instituto de Biología; UNAM) y la Colección Herpetológica del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” (MZFC, UNAM). Se hizo considerando las sinonimias (Cuadro 2), subespecies y nombres científicos, incluyendo errores ortográficos encontrados en las bases de datos. También se consultaron los datos disponibles en GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*; <http://www.gbif.org/>) y VertNet (*Vertnet: distributed database with backbone*; <http://www.vertnet.org/>).

Al realizar la consulta de la base de datos de CNAR se obtuvo un extracto con información de casi todas las especies de anfibios, pues los registros de *Exerodonta juanita* fueron inexistentes, y de todas las especies de reptiles contempladas en este estudio. En el caso de los extractos concedidos por MZFC y descargados en GBIF y VertNet, tanto para anfibios como reptiles, se obtuvieron datos de presencias para todas las especies.

Cuadro 3. Información sobre las bases de datos. En orden ascendente, la cantidad de registros de ocurrencia con la que contribuyó cada colección/base de datos. Al unificar, el número total de los registros incluye duplicados, errores taxonómicos y geográficos. Los campos son categorías de información (Cuadro 4.) contenidas en las bases de datos.

Colección o base de datos	Campos	Contribución de ocurrencias
MZFC	41	773
CNAR	36	782
VertNet	30	4912
GBIF	25	11126
<i>Total</i>	-	17593

Preparación de los datos de ocurrencia. Con ayuda de *Access 2013* (Microsoft) se compilaron en una sola base de datos todos los registros obtenidos de las consultas ya mencionadas, haciendo coincidir los campos en cuanto su información. Se utilizaron como plantilla a los campos del extracto de MZFC, ya que contenía más campos de información (Cuadro 3). Se adicionó un campo para indicar el *updating data* para identificar que los registros fueron actualizados, y señalar el tipo de actualización que tiene. Así, en la base de datos se incluyeron campos con información geográfica de la colecta u observación de la especie al igual que información taxonómica, de fecha y hora de colecta, colección y sobre el registro (Cuadro 4).

Inicialmente, se unificó la información de los registros redundantes o duplicados, corrigiendo o adicionando información en los campos que lo requirieran. Y también se eliminaron registros geográficamente redundantes, es decir, que tuvieran exactamente la misma información en los campos de Estado/localidad, municipio y coordenadas; eso siempre y cuándo tuviesen la misma fecha de colecta y provinieran de la misma colección.

Posteriormente, se transformaron las coordenadas geográficas sexagesimales a decimales, de aquellos registros que así los tuviesen, con ayuda de *Excel 2013.lnk* (Microsoft), y la siguiente formula:

$$X Y Z = (X + (\frac{Y}{60})) + (\frac{Z}{3600})$$

Donde:

- X: Grados sexagesimales (longitud/ latitud)
- Y: Minutos sexagesimales (longitud/ latitud)
- Z: Segundos sexagesimales (longitud/ latitud)

Se editaron las coordenadas de aproximadamente 718 registros. Posteriormente, se filtraron registros poco informativos para preparar la base de datos inicial, eliminándose todos aquellos registros que pertenecieran a especímenes fósiles, que tuvieran información imprecisa (sin posibilidad de rastrear) o incompleta como para cotejar la veracidad y congruencia de la información geográfica con las coordenadas. Por ejemplo, se eliminaron los registros con sólo información de coordenada y también los que tuvieran sólo información sobre el Estado o alguna relacionado con la localidad de colecta, y sin coordenadas geográficas.

Se conservaron registros por avistamiento, como los de *Naturalista** de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), y los provenientes de la literatura, pero se eliminaron registros que no tuvieran información referencial consistente de la colección dónde se encuentra el ejemplar (código de institución, el código de colección y/o el número de catálogo) ya que la certeza de la existencia física, es decir, que se encuentre depositado en alguna colección científica como ejemplar *voucher*, confiere robustez y reproducibilidad a los resultados de la investigación y además es un aspecto esencial para el método (Vicki et al., 2005).

**Naturalista*. Proyecto que, en colaboración de la CONABIO, compila y comparte registros de hongos, plantas y animales que son observados por aficionados y profesionales; en el sitio web: <http://www.naturalista.mx>.

Cuadro 4. Campos de información seleccionados para la base de datos inicial.

De la fuente	Geográfica	Taxonómica	Sobre el registro	
<i>GBIF ID</i>	<i>State province</i>	<i>Class</i>	<i>Updating</i>	<i>Event day</i>
<i>VertNet ID</i>	<i>Locality</i>	<i>Order</i>	<i>Institution Code</i>	<i>datasetName</i>
<i>Clave cur (IB)</i>	<i>County</i>	<i>Family</i>	<i>Catalogue Number</i>	<i>identifiedBy</i>
<i>ID</i>	<i>Municipality</i>	<i>Scientific name</i>	<i>Basisofrecord</i>	<i>identificationQualifier</i>
	<i>Decimal latitude</i>	<i>Species</i>	<i>Collection code</i>	<i>individualCount</i>
	<i>Decimal longitude</i>	<i>Accepted Name Usage</i>	<i>Georeference remarks</i>	<i>Colector</i>
	<i>Geodetic datum</i>	<i>Genus</i>	<i>Record number</i>	<i>Añodeterminación</i>
	<i>Occurrence ID</i>	<i>Specific Epithet</i>	<i>Day</i>	<i>Hora de colecta</i>
	<i>occurrenceStatus</i>	<i>Infraspecific Epithet</i>	<i>Month</i>	<i>Clima/Microhabitat</i>
	<i>Latitud grados</i>	<i>taxonRank</i>	<i>Year</i>	<i>ReferencialRegistro</i>
	<i>Latitud minutos</i>	<i>taxonomicStatus</i>	<i>Preparations</i>	
	<i>Latitud segundos</i>	<i>scientificNameAuthorship</i>	<i>Life stage</i>	
	<i>Longitud grados</i>			
	<i>Longitud minutos</i>			
	<i>Longitud segundos</i>			

Así se finalizó la unificación de los registros de ocurrencia para la base inicial, de la cual se partió para aplicar los diferentes criterios de depuración (Tabla 1). El número total de registros se redujo al 22.4%, del total (de 17592 a 3953 registros). La aplicación de los criterios particulares de cada proceso de depuración sobre la base inicial, el porcentaje de registros útiles se redujo aún más dado que se usaron sólo las localidades únicas resultantes.

Criterio S₁. El primer conjunto de datos que se obtuvo del criterio S₁ (Tabla 1), consiste en localidades únicas de la ocurrencia para cada especie (excepto un registro de *Diaglena spatulata*) de la base inicial. Contiene la muestra de todos los registros que se obtuvieron de las bases de datos consultadas. Incluye aquellos que son incorrectos geográficamente con base en literatura científica, por tener: registros donde la especie no se ha reportado, errores de georreferenciación, nombramiento incorrecto del Estado/Localidad en los que se registró la especie y/o incorrecta identificación taxonómica.

Para la especie *Diaglena spatulata* (Figura 12 a.) en S₁ se omitió un registro erróneo, de número de catálogo 03175 proveniente de Yucatán, Mpio. Oxkutzcab, Labaná, proveniente del MZFC “Alfonso L. Herrera” (Figura 1A), se retoma en el reporte de resultados. Salvo ésta omisión, todos los demás registros, para todas las especies se tomaron en cuenta en S₁.

Criterio S₂. Las localidades únicas del segundo procedimiento depurativo relativos al criterio S₂, representa una muestra de la base inicial, seleccionada con base en los mapas de distribución (metadatos *shapefiles*) procedentes de la *International Union for Conservation of Nature*, (por sus siglas en inglés IUCN). Estos describen el intervalo de distribución geográfica correspondiente de cada especie en forma de polígonos (*NatureServe* y IUCN: 2008 (a); 2009 (b); 2008 (c); 2008 (d); 2009 (e); 2007 (f); 2007 (g); 2012 (h); 2007 (i); 2007 (j) y 2007 (k)). Para obtener las localidades únicas con base en este criterio, se seleccionaron los registros de ocurrencia que se encontraron circunscritos a los polígonos correspondientes y se descartaron los registros que estuvieran fuera de estos y los que estuvieran fuera de las capas de las variables ambientales (Cuadro 1).

Criterio S₃. El tercer conjunto de datos (S₃) resultó del siguiente procedimiento: (1) *Depuración estadística-ambiental* y (2) *Depuración geográfica*.

(1) Con ayuda del programa ArcMap Version 10.1™ se extrajeron los valores de las variables bioclimáticas BIO1 (temperatura media anual (°C)), BIO12 (precipitación anual (mm)) y de altitud (msnm: metros sobre el nivel del mar) (de la página web “*WorldClim-GlobalClimate Data*”; <http://worldclim.org/>) correspondientes a todos registros de la base inicial, antes de obtener las localidades únicas de cada especie. Posteriormente se hicieron diagramas de caja de dichos valores y con base en la información del hábitat y del intervalo de distribución para cada especie, que previamente se recopiló (véase en Apéndice I [Chrapliwy 1956; Flores Villela y Gerez P. 1994; Gustavo Andreu, 2004; Mendoza Quijano, et al. 2004; Santos-Barrera y Canseco 2004a; Santos-Barrera y Canseco 2004b; Santos-Barrera y Canseco 2004c; Santos-Barrera y Flores-Villela 2004; Ramírez y Arizmendi 2004; Ramírez Bautista et al. 2004; Aguilar, 2007; Ponce-Campos y García Aguayo 2007a; Ponce y García 2007b; Ponce y García 2007c; Ponce y García 2007d; Parra-Olea et al. 2008; Canseco y Ponce 2010; Acevedo et al., 2013; BHL 2015; EDGE 2015]), se establecieron empíricamente los límites

Tabla 1. Descripción breve de los criterios de depuración que se aplicaron a la base de datos inicial para obtener las muestras de localidades únicas que se utilizaron para el modelado de nicho ecológico.

Criterio de depuración	Origen de la muestra de localidades únicas
S ₁	Todos los registros de las bases de datos consultadas que incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Errores geográficos • Sesgos ambientales • Errores de determinación taxonómica
S ₂	Únicamente los registros que se encontraron circunscritos en las capas ambientales y, a su vez, en los polígonos de distribución según IUCN.
S ₃	Los registros resultantes de las revisiones y depuraciones: <ol style="list-style-type: none"> 1. Estadística-ambiental 2. Geográfica 3. Taxonómica (para los casos en los que fue posible realizarse)

mínimos y máximos de dichas variables para cada especie. Con ello se identificaron los registros que correspondían a *valores atípicos* y *extremos*; aquellos que eran radicalmente incongruentes con la información que se encontró sobre el hábitat, se eliminaron. Cabe mencionar que cada registro de valor atípico o extremo, se revisó exhaustivamente para conocer y rectificar si se presentaban en esa condición debido a un error de georreferenciación en relación a la localidad/Estado y coordenadas geográficas de los registros en cuestión; o de los valores del *raster* (archivo que contiene valores de variables ambientales o espaciales, en forma de píxeles) cotejando la información ambiental (sitios oficiales de la localidad) de la localidad con la del *raster*.

(2) Con ArcMap versión 10.1^{MT} se proyectaron los puntos resultantes de la depuración ambiental sobre el mapa de División Política Estatal (CONABIO 2014). Inicialmente, se prestó atención a los registros que visualmente se detectaron como geográficamente atípicos respecto a la tendencia general de la mayoría. Se localizaron con su ID y con el número de

catálogo y se verificó si presentaban error de georreferenciación, buscando incongruencia entre las coordenadas y la localidad/Estado reportados en la base de datos, y si era así se eliminaron (Anexo II; Tabla 2 y 3).

Los “registros geográficamente atípicos” que presentaron coordenadas congruentes con la localidad indicada en la base de datos, fueron sujetos a una revisión adicional: con listados faunísticos de la “localidad atípica” se verificó si la presencia de la especie, en la localidad en cuestión, era correcta. Si la información era incongruente con la localidad del registro en cuestión, se eliminaba (Anexo II; Tabla 2 y 3) y si coincidían con lo reportado se conservaba. Sólo en caso que se tratara de un espécimen depositado en alguna colección de la UNAM, se consultó además de la bibliografía, al ejemplar en físico, con el objeto de corroborar si la incongruencia geográfica era reflejo de una determinación taxonómica incorrecta. Así, sólo se encontraron y revisaron dos casos: un par de ejemplares de las especies *Incilius perplexus* (Figura 12 b.) y *Diaglena spatulata*, procedentes de la Colección Herpetológica del MZFC “Alfonso L. Herrera”. Y se descartó un ejemplar de *Diaglena spatulata*.

Con los registros resultantes, se hizo una última revisión, para encontrar y eliminar registros que, aunque se encontraban circunscritos al área reportada por la literatura, eran erróneos a causa nuevamente de una incorrecta georreferenciación.

Áreas de calibración. Con ayuda de ArcMap versión 10.1^{MT} se seleccionaron las “Provincias Biogeográficas de México” (CONABIO 1997)¹ que intersectaron con los registros de presencia que se obtuvieron de los procedimientos correspondientes a los criterios (S₁, S₂ y S₃) de depuración (Tabla 1). Con ello, se creó una capa o *layer* específica y única para cada criterio de depuración, a la que después se le disolvieron los límites para hacer una máscara. Posteriormente las máscaras se utilizaron para cortar las variables bioclimáticas que se le proporcionarían a Maxent como capas ambientales.

¹ Son 19 provincias derivadas de un trabajo que utilizó cuatro sistemas de clasificación: plantas vasculares, anfibios y reptiles, mamíferos y los principales rasgos morfotectónicos) escala 1: 4000 000) (CONABIO).

Método de modelado de nicho ecológico. Se realizó sistemáticamente para los tres criterios de depuración: S₁, S₂ y S₃. Para el desarrollo de los modelos se utilizó el algoritmo Maxent, implementando el método de presencias/*background*, de acuerdo con Peterson et al. (2011), el cual ha mostrado un mejor poder discriminatorio que los métodos que utilizan únicamente datos de presencia. Este método no requiere registros de ausencia y además incorpora información sobre la variación ambiental del área de estudio (el “*background*”). Los *settings* de modelado para todos los tratamientos fueron los mismos: 30 réplicas por *crossvalidate*, con *random seed*, *add samples to background* y sin *extrapolate*. Se introdujeron los registros de localidades únicas y las variables bioclimáticas del área de calibración correspondientes a cada criterio de depuración. Para todas las proyecciones en el espacio geográfico se utilizaron las capas ambientales completas de México.

Con el promedio de “*minimum training presence logistic threshold*”, correspondiente a valores de “Test AUC” ≥ 0.9 , se buscó en “*Corresponding logistic value*” el valor de “*Raw*”, para transformar los mapas continuos a binarios con ArcMap versión 10.1^{MT}.

Posteriormente con ayuda del software “ENMTools” (Warren 2016 <http://purl.oclc.org/enmtools>) se compararon de los modelos binarios mediante una medida de sobreposición de nicho, para estimar cuantitativamente el grado de similitud que existe entre los modelos generados. El cálculo de similitud se realiza al comparar la “*idoneidad*” del hábitat celda por celda y básicamente indica el grado de similitud entre un modelo y otro.

Se reportan los valores del índice *Schoener's D*, en lugar del *I statistic* porque resulta el más apropiado para estimar el grado de similitud en las comparaciones de nichos proyectados en mapas (Rödder y Engler 2011).

El valor 0 corresponde a una sobreposición nula, mientras que 1 indica similitud completa (Warren et al. 2008). Para facilitar la interpretación de los resultados, se siguió la propuesta de Rödder y Engler (2011) en la que se clasifica, con intervalos, el grado de similitud o sobreposición de nicho (Cuadro ii).

Cuadro ii. Clasificación de Rödder y Engler. Son intervalos de valores establecidos como parámetro para clasificar categóricamente al grado de similitud, existente entre modelos de nicho ecológico proyectados en un mapa.

Intervalo	Interpretación de similitud	Código de letra
0 a 0.2	nula o reducida	A
0.2 a 0.4	baja	B
0.4 a 0.6	moderada	C
0.6 a 0.8	alta	D
0.8 a 1.0	alta o completa	E

Con ello, se asignó a cada valor de similitud (Cuadro 5; resultados) una interpretación cualitativa. Cabe mencionar que se tomó como control de similitud, el valor de comparación de la especie *Exerodonta juanita* porque los modelos de distribución potencial S_1 y S_3 son equivalentes, por poseer las mismas localidades únicas que poseen.

Área Bajo la Curva (AUC por sus siglas en inglés). La medida independiente del umbral, AUC “the area under the ROC function” (Receiver Operating Characteristics), se le ha considerado como un importante índice (Fielding et al. 1997), se le utiliza amplia y predominantemente como herramienta para evaluar el poder predictivo y exactitud en modelos de distribución, (Peterson et al. 2007; Lobo et al. 2008; Peterson et al. 2008) resultantes de cualquier método o técnica de modelado (Phillips y Dudík 2008). En el método de modelado presencias/background (Peterson et al. 2011), el valor de este índice “indica la probabilidad de que un sitio de presencia elegido al azar, será clasificado por encima de un sitio elegido al azar de background”. Es decir, este valor representa la habilidad del modelo para distinguir los sitios de presencias de los de background (Phillips y Dudík 2008; Warren et al. 2008). Desde que AUC fue propuesta como una medida apropiada para estimar el poder predictivo o rendimiento de los modelos de distribución, varios estudios han utilizado y recomendado su uso (p. ej. Peterson et al 2007; Graham et al 2008; Peterson et. al 2008). Sin embargo, recientemente se ha concluido que es una medida poco confiable para evaluar a los modelos de nicho ecológico (Lobo et al. 2008; Peterson et al. 2008; Warren et al. 2008).

A pesar de que en el presente estudio no se pretende determinar cuál es el mejor tratamiento, sino sólo el efecto de los criterios sobre la estimación de la distribución potencial; además,

se asume que el tercer tratamiento (S_3) es el que debería tener los modelos de distribución de mayor precisión, pues se revisó geográfica y ambientalmente como parte del proceso de depuración. Por ello es que no se hace una evaluación precisa de los modelos. Sin embargo, el comportamiento de los valores de AUC de cada tratamiento se analizó exploratoriamente. De acuerdo con Graham et al. (2008), es válido esperar que los valores de AUC sean sensibles a la calidad de los datos, en cuanto a los errores espaciales. De este modo es posible esperar que el tratamiento S_3 tenga valores de AUC con diferente comportamiento respecto a S_1 y S_2 . Y que en general el comportamiento de estos valores, para cada tratamiento fuese diferencial entre sí.

Con ayuda de IBM SPSS Statistics (versión 22.0) se graficaron los Boxplot de todos los valores del índice de AUC, para cada tratamiento, por especie. Con ello, se realizó una descripción general y particular del comportamiento de dicho índice con la finalidad de detectar si fue uniforme o diferencial entre cada tratamiento, por especie.

Resultados y discusión

Error de determinación taxonómica. Para *Diaglena spatulata* (Figura 12. a), en el proceso depurativo relativo al criterio S₁ se omitió un registro erróneo que debía haber permanecido dado los criterios de su procesamiento (Tabla 1), pero accidentalmente no se tomó en cuenta. Es el registro con número de catálogo 03175 proveniente de Yucatán, Mpio. Oxkutzcab, Labaná, del MZFC “Alfonso L. Herrera”. Se había eliminado debido a que se identificó un error de determinación taxonómica. Al consultar directamente al ejemplar *voucher* (Figura 1A), en la Colección Herpetológica, y tras corroborar con el curador encargado, se rectificó la verdadera identidad taxonómica. El ejemplar resultó ser del mismo género (*Triprion*, nombramiento anterior a *Diaglena*), pero de otra especie: *Triprion petasatus*. A pesar de la omisión, el modelo que se produjo con las localidades únicas que se obtuvieron para S₁, predijo cobertura de presencia en el área donde ocurría el registro omitido (Figura 7). Lo anterior evidencia la posibilidad de encontrar inconsistencias taxonómicas persistentes en las colecciones debido a la existencia de ejemplares *voucher* incorrectamente determinados (Soberón y Peterson 2004) y también señala la dificultad presente en algunas colecciones para la actualización de sus bases de datos en función de sus ejemplares *voucher* depositados, posiblemente por falta de tiempo y recursos humanos.



Figura 1A. Ejemplar *voucher* *Diaglena spatulata*. A la izquierda el ejemplar 03175 *Triprion petasatus* que estaba determinado incorrectamente como *Triprion spatulata*, y a la derecha un ejemplar de *Triprion spatulata* (correctamente determinado) como punto de comparación.

Dado el enfoque correlativo del modelado de distribución potencial, los errores de tipo taxonómico y geográfico pueden propiciar sesgos capaces de permear hasta los resultados, al producir sesgos en el espacio ambiental (Anexo I), el cual es crucial para el modelado. Esto propició deficiencias en la exactitud de los modelos resultantes (Barry y Elith 2006; Valera, Anderson, et al. 2014); en el caso del tratamiento S_1 para *Diaglena spatulata* la deficiencia en exactitud se refleja en la sobre-estimación del área de distribución potencial. A pesar de que se omitió accidentalmente el registro con error taxonómico para el tratamiento S_1 , la permanencia de otros registros geográficamente atípicos, como los de Tamaulipas y Campeche, propiciaron diferencias en los modelos de distribución potencial resultantes.

El espacio ambiental (Figura A1 del Anexo I) de S_1 , que contiene los registros de Tamaulipas y Campeche, tiene un espacio ambiental similar a S_3 . A pesar de ello, la predicción de distribución potencial, de S_1 , es diferente y sobre-estima el área de presencia.

Si se observa a detalle, el conjunto de datos de S_1 contiene en algunas variables ambientales, valores atípicos señalados como asteriscos y círculos, más abundantes y extremos que en S_2 y S_3 , (pasa en todas las especies; véase en Anexo I), para diferentes variables ambientales. Para el caso de *Diaglena spatulata*, en las variables BIO7, BIO14, BIO15 y BIO17 (Cuadro 1). Estos, aunque no muy abundantes, influyen en el *training* (entrenamiento del modelado) y por ende en el poder discriminatorio del modelo. En *generalidades del modelado*, se discutirá la posible influencia en la estimación de distribución potencial, de los atípicos geográfica y ambientalmente atípicos.

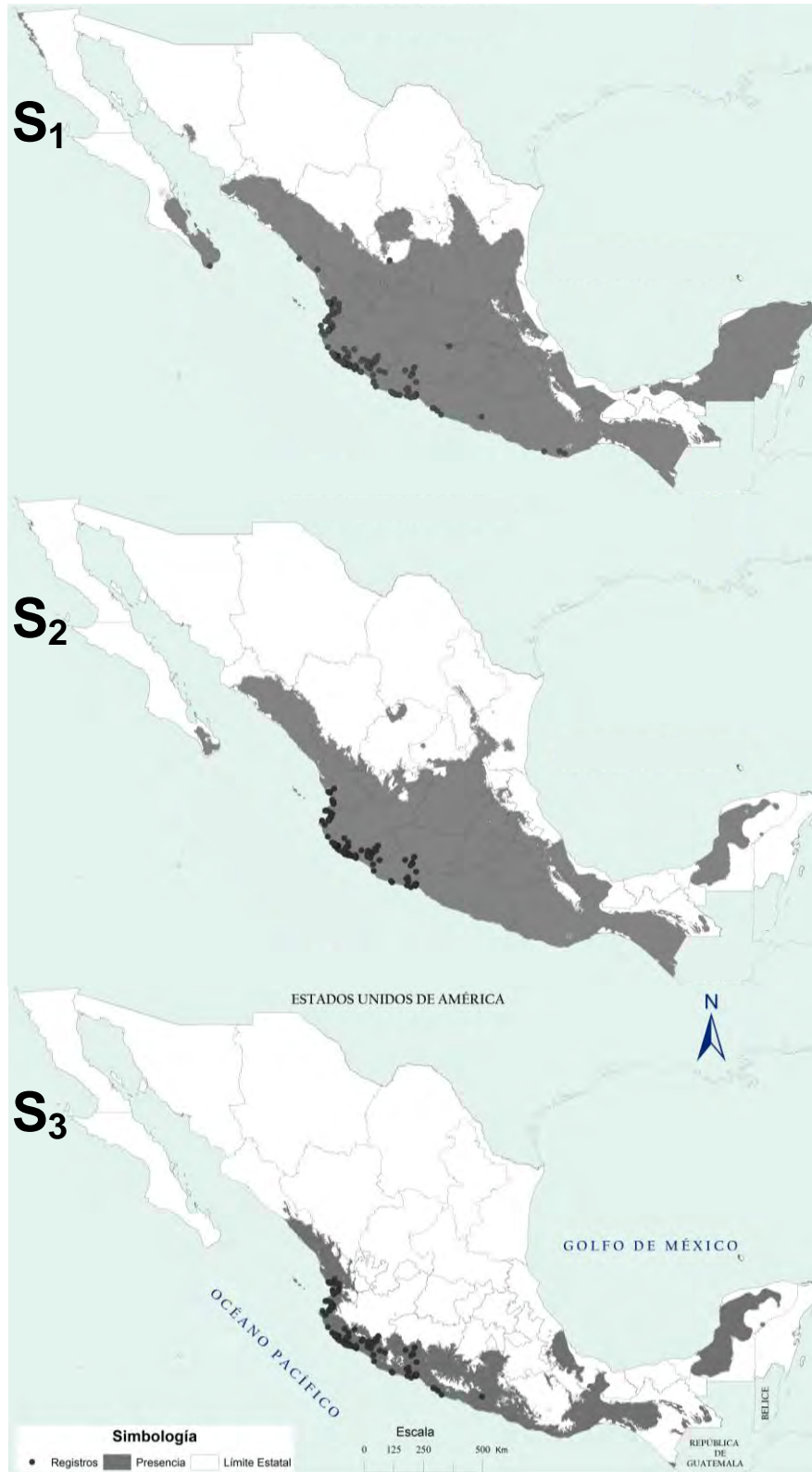


Figura 2. Modelado de distribución potencial para *Aspidoscelis lineattissima*; S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.



Figura 3. Modelado de distribución potencial para *Conophis vittatus*; S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

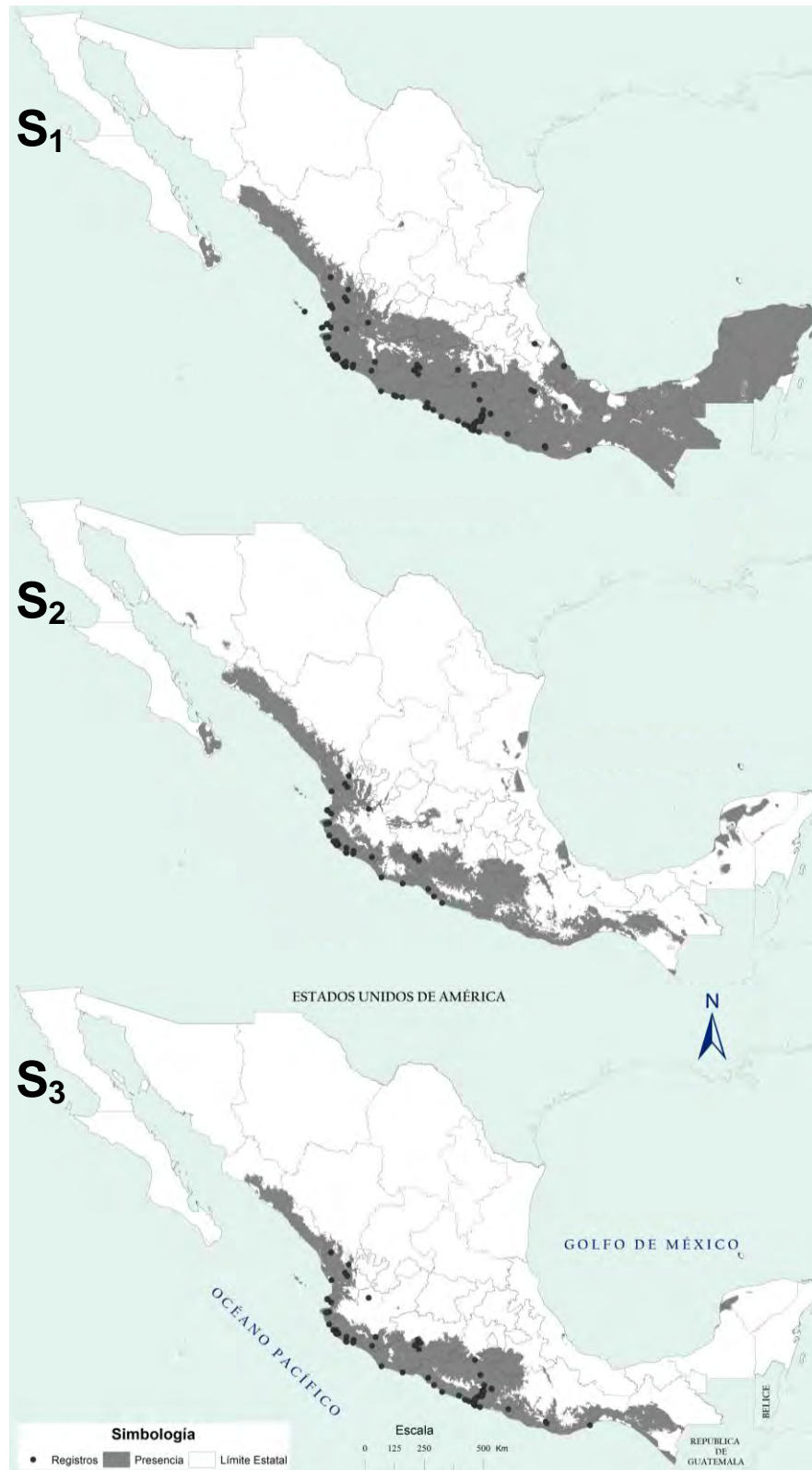


Figura 4. Modelado de distribución potencial para *Phyllocladus lanei*; S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

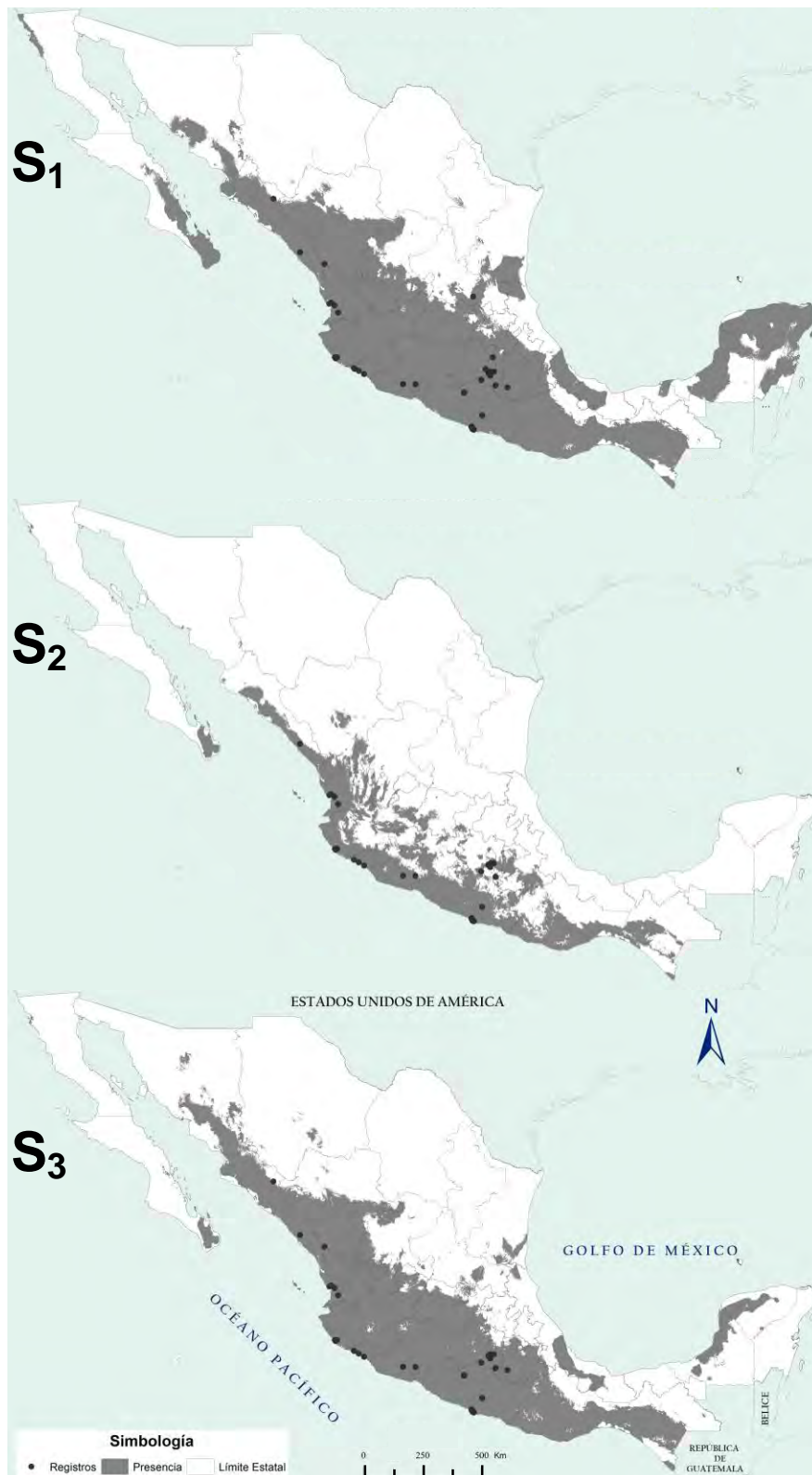


Figura 5. Modelado de distribución potencial para *Tantilla calamarina*; S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

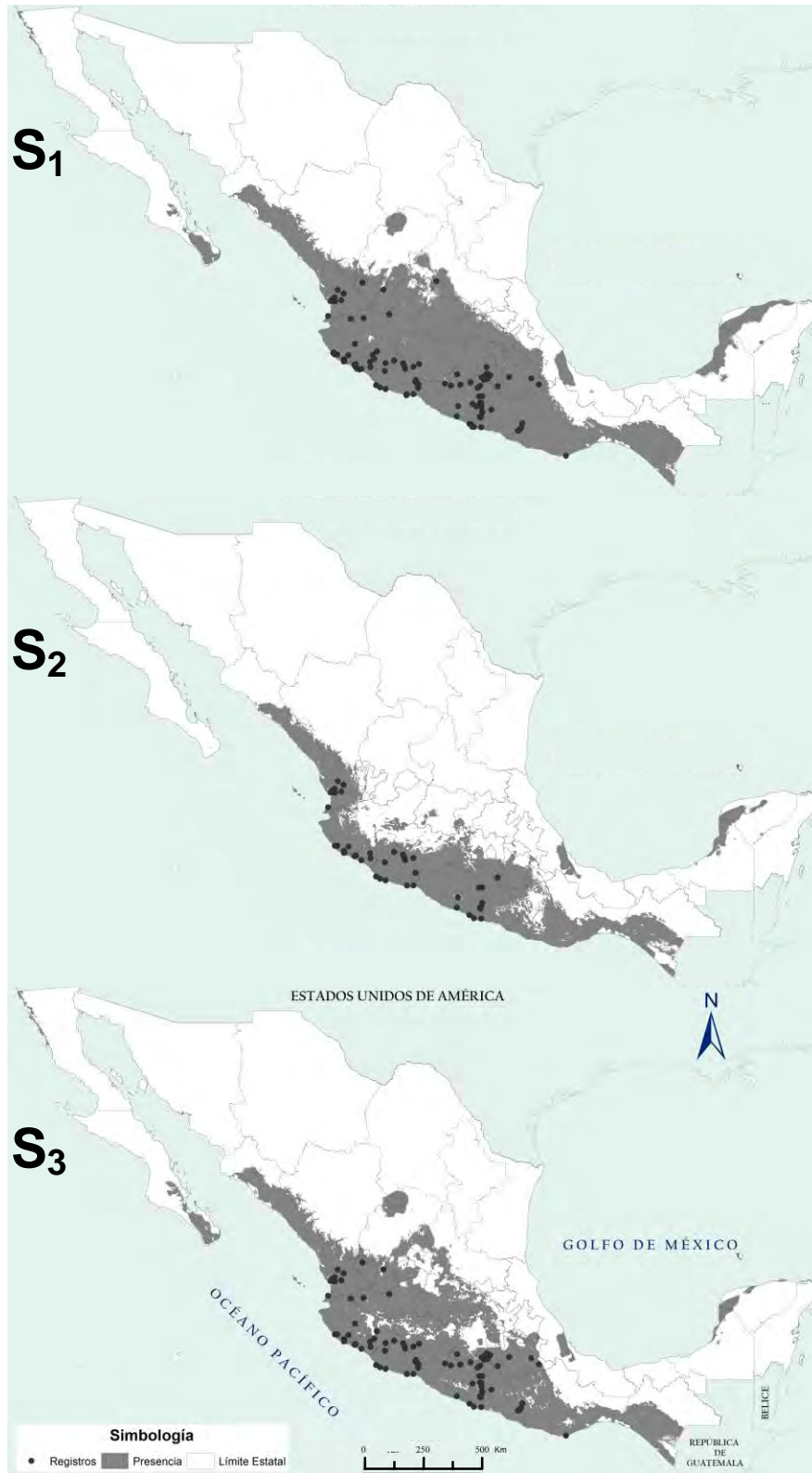


Figura 6. Modelado distribución potencial para *Salvadora mexicana*. S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

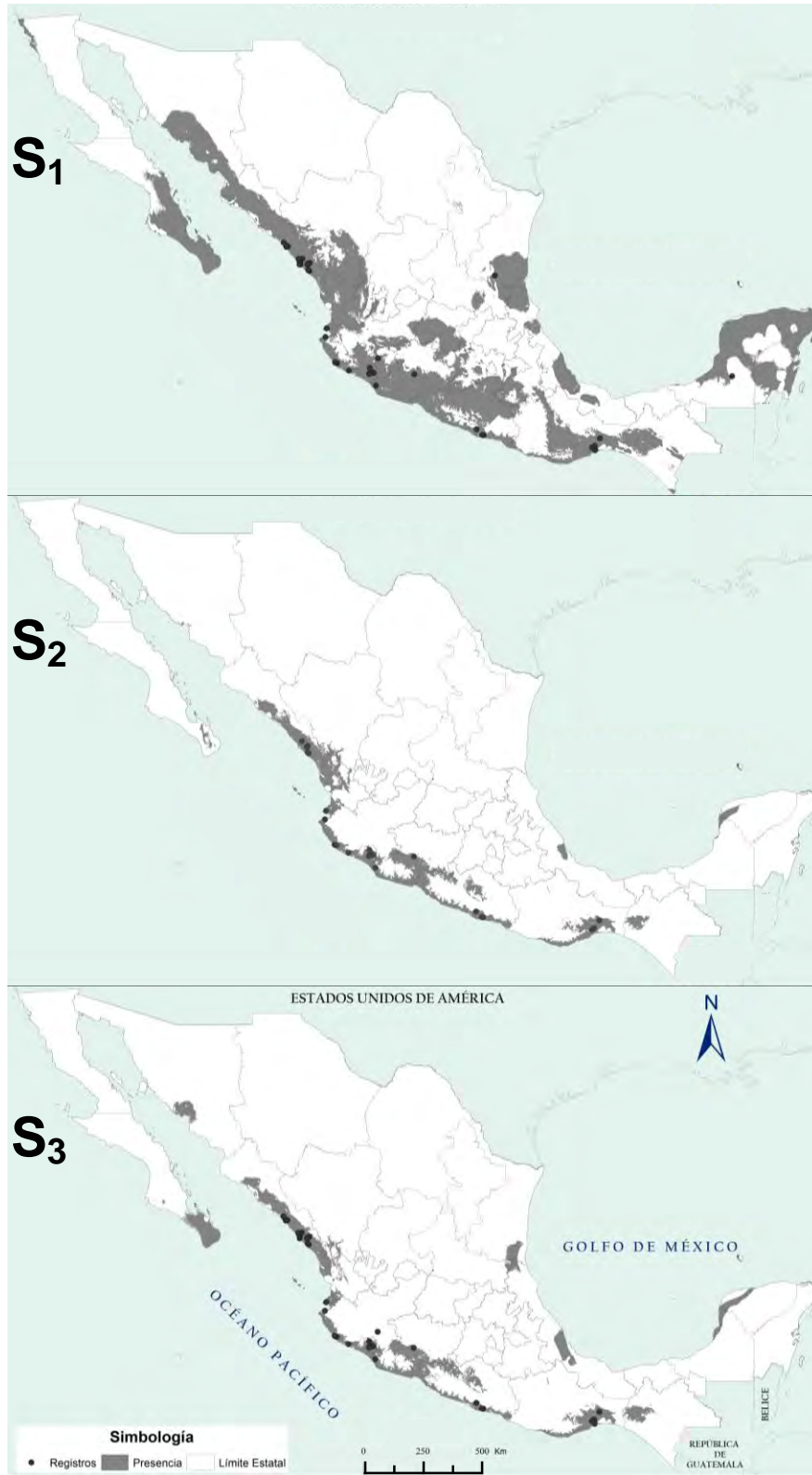


Figura 7. Modelado de distribución potencial para *Diaglena spatulata*. S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

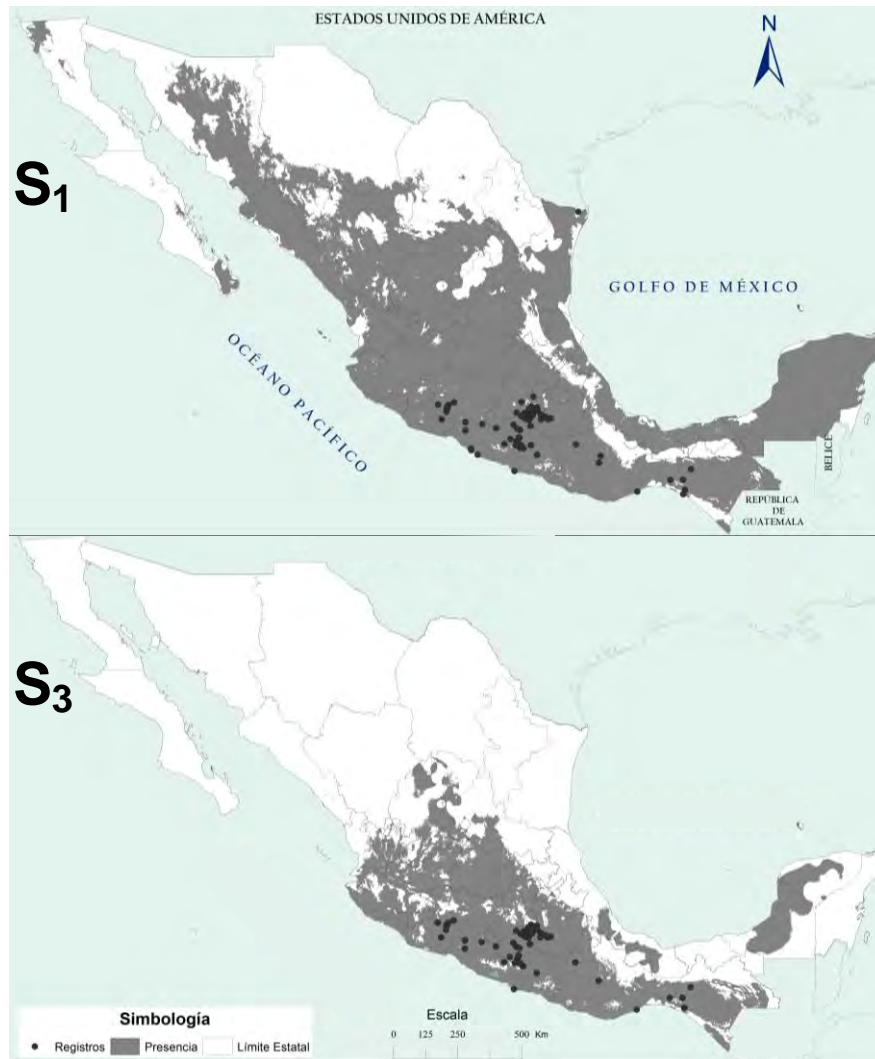


Figura 8. Modelado de distribución potencial para *Incilius perplexus*. S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

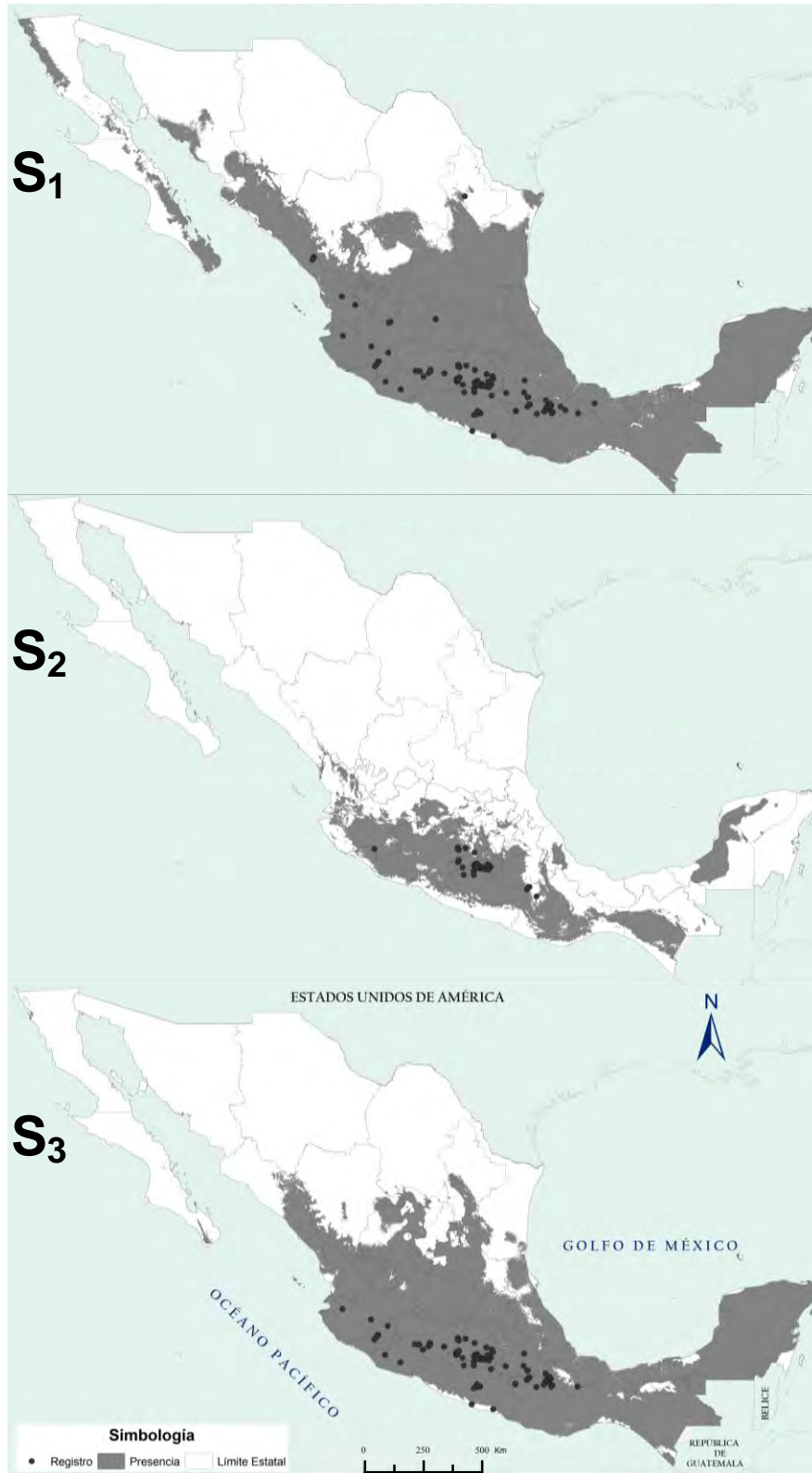


Figura 9. Modelado de distribución potencial para *Lithobates zweifelli*. S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.



Figura 10. Modelado distribución potencial para *Thorius narisovalis*. S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

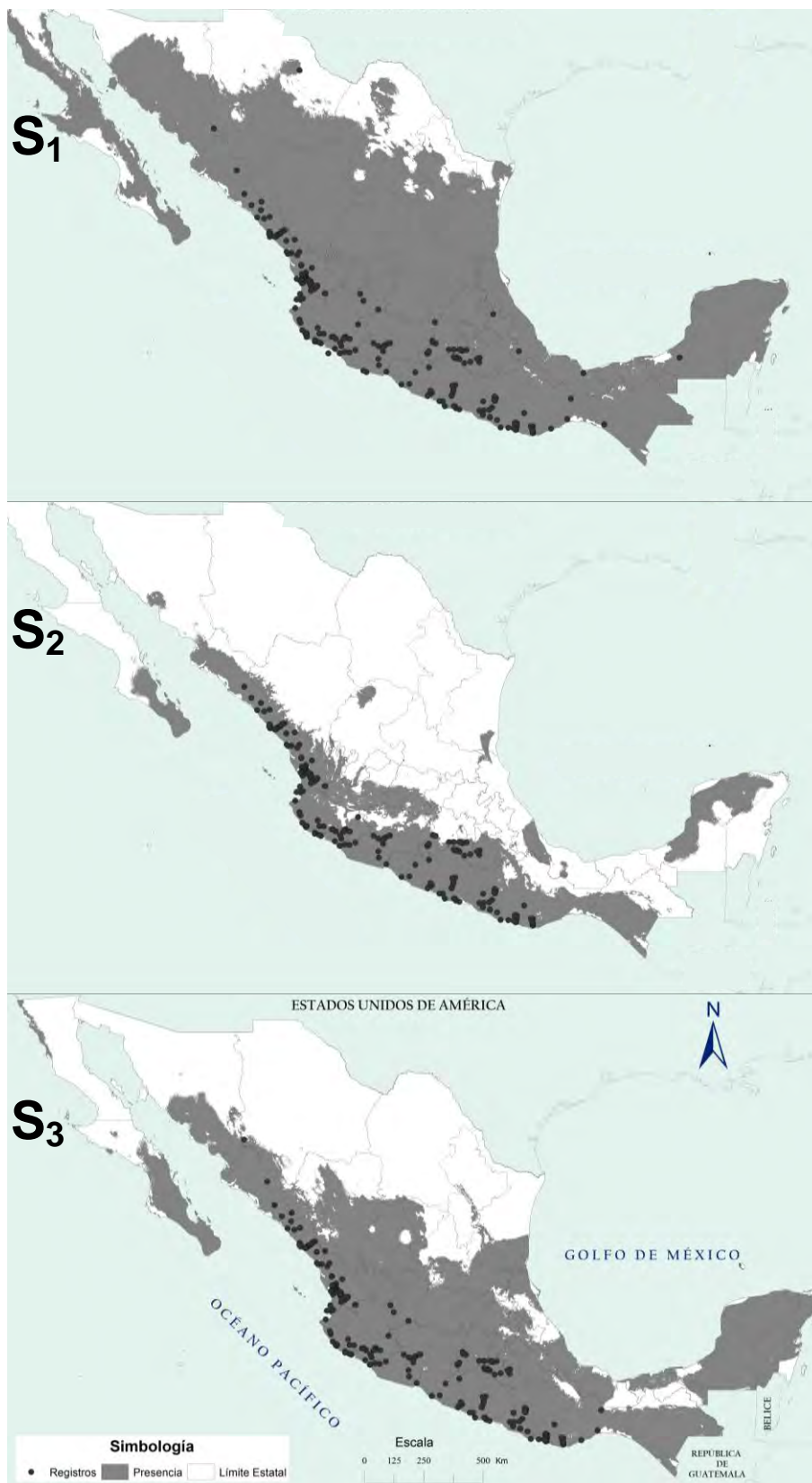


Figura 11. Modelado de distribución potencial para *Tlalocohyla smithii*. S_1 modelo del conjunto de datos correspondiente a la base original. S_2 modelo del conjunto de datos con base en polígonos de IUCN. S_3 modelo del conjunto de datos correspondiente a la depuración estadística y geográfica. Puntos negros: registros de cada conjunto de datos. Área sombreada: “Presencia”.

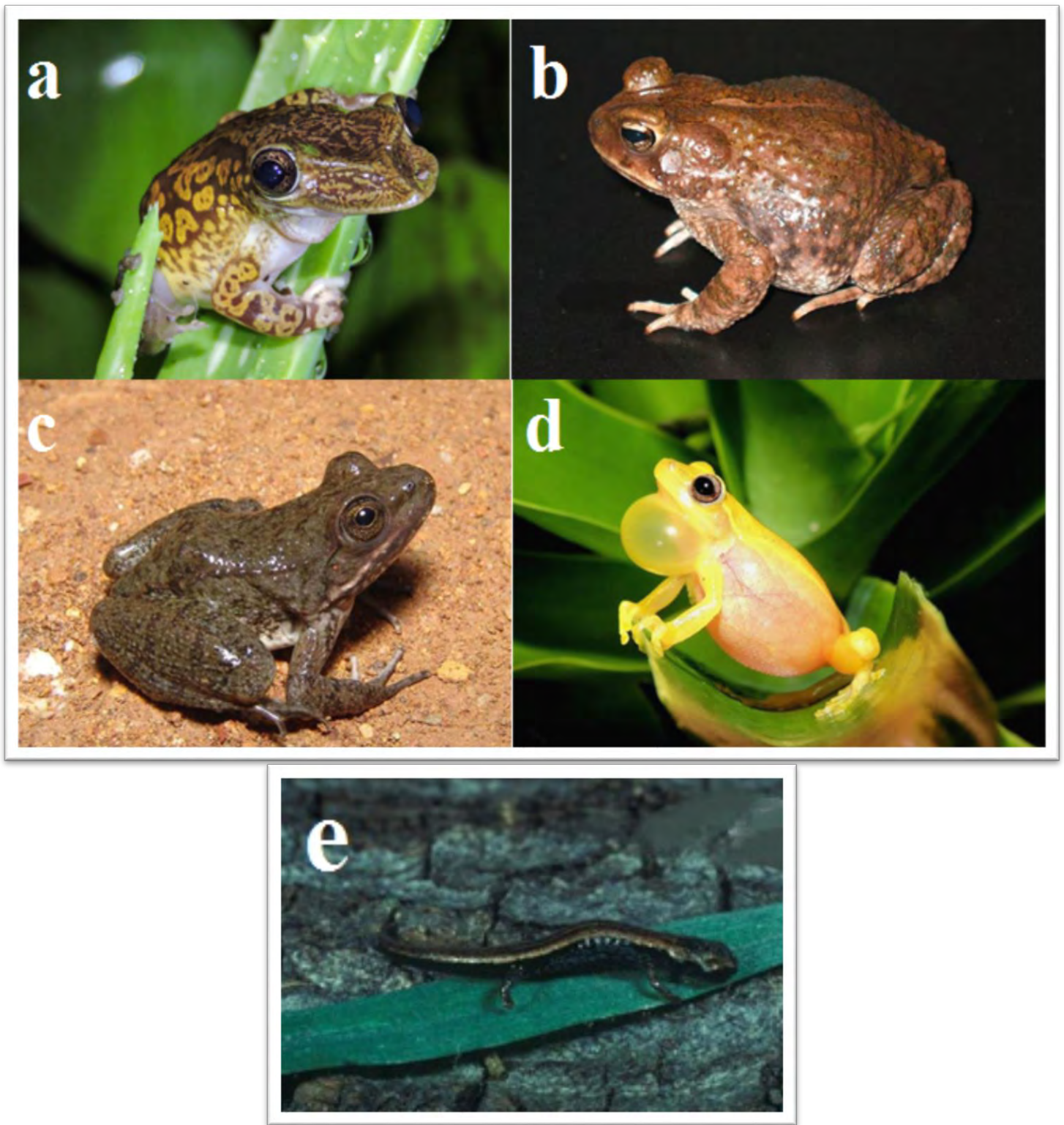


Figura 12. Anfibios seleccionados para el modelado: a) Rana cabeza de pala (*Diaglena spatulata*), foto por Harleston C. 2015; b) Sapo perplejo (*Incilius perplexus*) foto por Centenero Alcalá E.; c) Rana leopardo (*Lithobates zweifelii*), foto por Grüwald C. 2009; d) Rana de árbol mexicana enana (*Tlalocohyla smithii*) foto por Harleston C.; e) Salamandra pigmea del Cerro de San Felipe (*Thorius narisovalis*) foto por Hanken J.

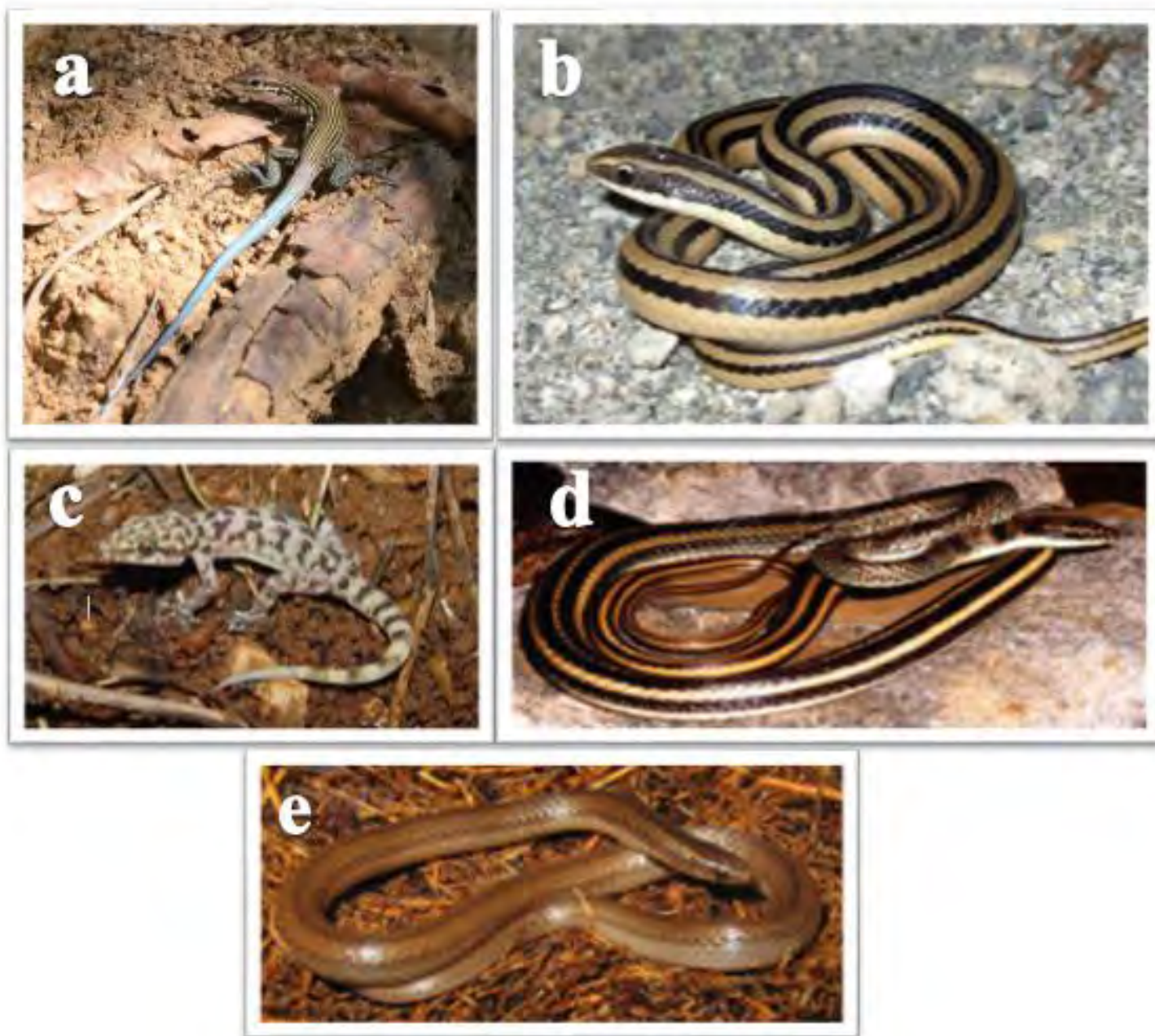


Figura 13. Reptiles seleccionados para el modelado: a) Huico de líneas de Jalisco (*Aspidoscelis lineatissima*), foto por Loarie D.; b) Culebra guardacaminos rayada (*Conophis vittatus*), de Acevedo M.; c) Salamanguera pata de res (*Phyllodactylus lanei*), por Burhardt T.; d) Culebra nariz de parche mexicana (*Salvadora mexicana*) por Smith E. N.; e) Culebra cienpies del Litoral del Pacífico (*Tantilla calamarina*) de Canseco Marquez L.

Depuración de bases. En la depuración geográfica del tratamiento S₃, para todas las especies de anfibios y reptiles (excepto *Exerodonta juanita*), varios registros resultaron ser atípicos geográficamente. Algunos de ellos se tuvieron que tratar de forma especial, ya que la información vertida en la base de datos era correcta tanto en coordenadas geográficas como en la localidad de ocurrencia, pero seguían siendo raros respecto a la tendencia general del resto de las ocurrencias.

Al cotejar su localización con información bibliográfica, algunos de estos correspondieron y por ello sí se tomaron en cuenta para el proceso de modelado. Ejemplo de ello son varios registros de *Lithobates zweifeli*, *Tlalocohyla smithii* del estado de México y Sonora (Aguilar et al. 2009; Lemos Espinal y Smith 2009), y un registro de Puebla de *Incilius perplexus* (Canseco y Gutiérrez 2010).

Modelado de distribución potencial y los valores resultantes del Índice de Schoener's D. Los modelos de distribución potencial son heterogéneos, en la mayoría de los casos, en cuanto al área de presencia estimada. Todos los valores de índice de Schoener's D resultantes (Cuadro 5) corresponden y resumen fielmente lo observado en las comparaciones de los mapas de distribución potencial estimados para cada criterio.

En la generalidad, los valores de la comparación S₁/S₂ sugieren que existe una diferencia real entre los modelos resultantes de los criterios de depuración de los que se originaron. La mayoría de los valores correspondientes a esta comparación (*Phyllodactylus lanei* como excepción) muestran valores bajos de similitud. Se interpretan como de similitud nula o baja según la clasificación de intervalo de Rödder y Engler (2011). En S₃/S₁, los valores de comparación para poco menos de la mitad de las especies indican diferencias entre los modelos (con limitada y casi nula similitud) y el resto presentan con similitud relativamente alta.

En la comparación de los modelos S₂/S₃ los valores indican que las comparaciones son igualmente heterogéneas, pero la mayoría (cuatro de nueve casos) indican sobreposición limitada, es decir, con diferencias significativas; unos pocos con similitud alta (tres de nueve casos) y en menor medida moderada (uno de nueve) (Cuadro 5).

Globalmente, en todas las especies de anfibios y reptiles el tratamiento S₁ generó modelos de distribución potencial que parecen indicar sobre-predicción. Y S₂ produjo modelos sub-estimados y, en algunos casos, imposibilitó el modelado, salvo algunas excepciones, descritas de manera individual. Esto se debe a que la resolución de los datos (en cuanto al tamaño de la muestra), que determina el ambiente en el modelado de nicho es sobre ajustada (Austin 2007).

Cuadro 5. Valores del índice de Schoener's D obtenidos. Indicador del grado de similitud/sobreposición entre modelos de nicho ecológico proyectados en la geografía. Valores próximos a la unidad corresponden a una mayor similitud; menores a la unidad, próximos a cero corresponden a mayor diferencia entre modelos. Los intervalos de Rödder y Engler señalados con letras, indican el valor cualitativo del grado de similitud correspondientes a los valores obtenidos: (A) nula/reducida, (B) baja, (C) moderada, (D) alta y (E) alta/completa; (E*) especie control de similitud; (A**) valor más bajo de similitud; (E***) valor más alto de similitud. Tendencias generales de las comparaciones entre modelos: en S₁/S₂ se observan pronunciadas diferencias; en S₃/S₁ se observó heterogeneidad, con cinco casos con valores de similitud baja/nula y seis con de valores altos considerando el control. Y comparación S₂/S₃ igualmente heterogéneo con tres casos de similitud alta, dos de moderada y tres de nula/baja. En negritas los valores intermedios de similitud y en gris valor control de similitud, más pequeño y mayor, en orden de aparición.

Especies	Intervalos Röder y Engler			Schoener's D		
	S ₁ \S ₂	S ₃ \S ₁	S ₂ \S ₃	S ₁ \S ₂	S ₃ \S ₁	S ₂ \S ₃
Anfibios						
<i>Diaglena spatulata</i>	A	A	D	0.19	0.24	0.70
<i>Exerodonta juanita</i>	-	E*	-	-	0.90	-
<i>Incilius perplexus</i>	-	B	-	-	0.42	-
<i>Lithobates zweifeli</i>	B	D	B	0.28	0.80	0.35
<i>Thorius narisovalis</i>	A**	B	A	0.02	0.40	0.06
<i>Tlalocohyla smithii</i>	B	D	C	0.32	0.66	0.47
Reptiles						
<i>Aspidoscelis lineatissima</i>	D	B	B	0.70	0.28	0.39
<i>Conophis vittatus</i>	B	E***	B	0.31	0.86	0.36
<i>Phyllodactylus lanei</i>	C	B	D	0.42	0.36	0.72
<i>Salvadora mexicana</i>	C	E	D	0.55	0.83	0.61
<i>Tantilla calamarina</i>	B	D	C	0.34	0.76	0.43

Generalidades de los tratamientos. El tratamiento S₁ presento, sin excepción alguna, sobre-estimación en la modelación de distribución potencial estimada de las especies de anfibios y reptiles seleccionadas. La presencia de errores sobre: las coordenadas geográficas, nombramiento de las localidades de muestreo (Barry y Elith 2006), determinación taxonómica y sesgos del espacio ambiental (Valera et al. 2014), en conjunto parecen indicar ser factores que influyen fuertemente en el poder predictivo del modelado de distribución potencial de las especies. Lo anterior se debe a que el área de calibración que presentó este tratamiento resulto mayor, debido a los registros erróneos. Esto resulta es crucial, pues la extensión del área de calibración tiene una influencia profunda en el modelo resultante pues proporciona el espacio de muestreo del background (Barve et al. 2011). El *background* o “*transfondo*”, se puede definir como los datos tomados al azar (CONABIO) de la región de interés que sirven como información para caracterizar el ambiente en general. Con ello el algoritmo de modelado discrimina las áreas de presencia potencial de las áreas en las cuales no se encuentra la especie (Barve et al. 2011).

Es factible considerar sobre-estimación del área de distribución potencial para la mayoría de los casos del tratamiento S₁, pues vemos que geográficamente la cobertura de presencia o de distribución potencial es poco conservadora extendiéndose más abundantemente en las áreas del Este del país, dada las características históricas y ecológicas de la región; e incluso considerando también la capacidad motil relativamente limitada de los anfibios y reptiles seleccionados para el estudio. Lo anterior se valida al considerar la relación entre los siguientes aspectos: 1) Que el Oeste de México es una región biogeográfica, 2) que la distribución de un taxón reflejo de la acción de factores históricos y temporales y 3) los rasgos geográficos del área de estudio.

- 1) El Oeste de México es una región considerada como un área de endemismo, pues tiene un gran número de especies endémicas en distintos grupos taxonómicos (Ceballos & García 1995, García Trejo y Navarro 2004, Méndez Aranda 2012) por lo que representa una Región biogeográfica definida por factores bióticos.
- 2) El área de distribución geográfica de un taxón es considerada como una intrincada expresión de su ecología e historia evolutiva, afectada por factores actuales e

históricos que operan a distintas intensidades y escalas, en la que dichos factores determinan, sinérgicamente, la presencia o ausencia de una especie en un área determinada (Soberón y Peterson 2005, Espinosa 2008, Futuyma 2013, Vitt y Caldwell 2014).

- 3) El área de estudio posee un parteaguas altitudinal de las zonas montañosas hasta la costa (García Trajo y Navarro Sigüenza 2004), el cual puede jugar un papel importante como barrera biogeográfica.

Al remitirnos al efecto sobre la validación del modelo, si se incrementa la extensión del área de calibración, resultan modelos poco informativos (Barve et al. 2011) pues se le proporciona una mayor capacidad discriminatoria ya que el espacio ambiental con el que se toman los valores de *background* es más contrastante respecto del espacio ambiental perteneciente a las presencias.

El tratamiento S_2 presenta resultados peculiares, pues al compararlos con los modelos de distribución provenientes de los otros dos tratamientos, sugiere que la estimación de la distribución potencial está sobre-ajustada. Se observó que la muestra de los registros de ocurrencia con base en los polígonos de IUCN fue minimizada en todas las especies; en especial en *Incilius perplexus* y *Exerodonta juanita*, pues en ambos casos fue imposible modelar la distribución potencial debido a la deficiencia (en cantidad) de registros muestreados resultantes para este tratamiento.

El tratamiento S_3 general produjo modelos de distribución conservadores si se le compara con los otros dos tratamientos. Seis de once modelos resultantes del tratamiento S_3 fueron prácticamente equivalentes a los que resultaron de S_1 , pero los otros restantes, resultaron significativamente diferentes. Por lo que es recomendable evitar el riesgo de generar modelos con sobre-predicción con la depuración ambiental, geográfica y taxonómica, en la medida de lo posible. A pesar de que se hizo un trabajo minucioso en medida de lo posible, el proceso de depuración para éste criterio, obviamente se encuentra sujeto a mejoras. Por ejemplo, si se hubiera tenido acceso a más colecciones para cotejar la entidad taxonómica de los ejemplares que lo requirieran y colaboración por parte de sus instituciones para ello;

disponibilidad de material fotográfico en los portales de la colecciones y más tiempo para desarrollar el proceso de depuración, entonces hubiera sido posible consultar todos los ejemplares, que pertenecieran a otras colecciones (no sólo de la UNAM, como se hizo), de los que se sospechaba una incorrecta determinación taxonómica y así corroborar su identidad, en lugar de simplemente eliminarse desde el principio.

La disponibilidad de tiempo para el procesamiento, de ser más amplio, la corrección y ratificación de las coordenadas geográficas de algunos registros hubieran podido ampliar la muestra para un mejor desempeño en el modelado.

Los resultados en conjunto, parecen indicar una generalizada diferencia entre los modelos resultantes, pues al menos hay diferencias para un juego de la comparación de tratamientos, en cada especie. Esto significa que los tratamientos de depuración de bases de datos producen diferencias significativas en la estimación de distribución potencial de las especies.

La comparación entre el tratamiento S_1 y S_2 , en su totalidad resultaron ser los menos parecidos. Esto posiblemente se deba a que el tratamiento S_2 produjo, en su mayoría modelos sobre ajustados (que subestimaron) y marcaron un contraste profundo con los modelos sobre estimados de S_1 , producto a su vez de las diferencias en el área de calibración de los modelos que generaron los diferentes conjuntos de datos, después de su tratamiento.

-Únicamente descripción de resultados del modelado-

Anfibios. Se modeló para los tres criterios solamente en cuatro de seis especies de anfibios. Esto porque se modelaron únicamente para dos criterios en las especies: *Incilius perplexus* y *Exerodonta juanita*. En *Exerodonta juanita* fue imposible modelar la distribución potencial con el tratamiento S_2 , pues este proceso de depuración permitió solamente obtener dos registros con localidades únicas, resultando insuficientes para el modelado. Para los tratamientos S_1 y S_3 se obtuvieron los mismos registros y como consecuencia, modelos de distribución equivalentes. Aunque no se presentan los mapas resultantes debido a la redundancia, se presentan los valores de los estadísticos de comparación en el Cuadro 5, los cuales se consideran como valores control dada la equivalencia de los modelos de distribución potencial.

Para el sapo perplejo (*Incilius perplexus*) (Figura 12. b) se modelaron únicamente los conjuntos de datos correspondientes a los tratamientos S_1 y S_3 (Figura 8), pues la cantidad de registros que se obtuvieron con el tratamiento S_2 también fueron insuficientes (sólo una localidad única) para realizar el modelado. Cabe mencionar que la observación acerca de la similitud de predicción en distribución potencial que se aprecia en el mapa, se ve bien reflejado en el valor de la comparación de sobreposición de nicho ecológico (Cuadro 5). Al ver los mapas resultantes de los tratamientos S_1 y S_3 , es fácil determinar que son diferentes y que S_1 presenta sobre-predicción.

Por otro lado, en la salamandra pigmea del Cerro de San Felipe (*Thorius narisivalis*) (Figura 12. e) ninguno de los tres criterios produjo modelos de distribución (Figura 10) similares. En los mapas resultantes (Figura 10) se observa que S_1 también produjo sobre-predicción. El tratamiento S_2 , por el contrario, presentó subestimación en la cobertura de presencia, pues es en extremo reducida, respecto a S_1 y S_3 , lo cual hace que su mapa sea visualmente contrastante. Las observaciones coinciden con los valores de similitud (Cuadro 5). Además, de todas las especies, es la que muestra índices de Schoener's D particularmente bajos entre las comparaciones. Eso sugiere que existen diferencias profundas entre los modelos.

En *Diaglena spatulata* sucede algo que no ocurre en el resto de las comparaciones entre los mapas de anfibios (Figura 7), debido a que al comparar visualmente a los mapas resultantes de S_2 y S_3 se aprecia una gran similitud, dicha similitud no se observa en otra especie de anfibio. Al comparar S_2 y S_3 contra S_1 en ambos casos, la discrepancia es evidente; sin embargo, la diferencia entre S_1 y S_2 es mayor que entre S_1 y S_3 . Los valores de similitud (Cuadro 5), para dichas comparaciones concuerdan con lo observado. Además, en S_1 se observa sobre-predicción.

En los mapas resultantes (Figura 9) de *Lithobates zweifelli* (Figura 12. c), el tratamiento S_1 presenta sobre-predicción y al comparar visualmente S_2 con S_1 y S_3 la discrepancia en la cobertura de presencia, es obvia. Aunque hay similitud entre S_1 y S_3 , la sobre-predicción que se observa en S_1 evidencia la diferencia respecto a S_3 . Las observaciones coinciden con los valores de similitud (Cuadro 5).

Finalmente, en *Tlalocohyla smithii* (Figura 12. d) se observa también que el mapa de S_2 es contrastante ya que tiene un área de presencia reducida respecto a S_1 y S_3 (Figura 11), sugiriendo nuevamente subestimación en el modelo de distribución potencial. Entre S_1 y S_3 hay similitud, aunque S_1 tiene más cobertura de presencia que S_3 , principalmente al norte del país, indicando sobre-predicción. Las observaciones coinciden con los valores de similitud (Cuadro 5).

Reptiles. En reptiles, los tres tratamientos generaron conjuntos de datos con suficientes registros para poder realizar los modelos de distribución para todas las especies.

Hay un par de tratamientos con un valor de Schoener's D significativamente alto, al compararse los tratamientos S_1 y S_3 . Se trata de la especie *Conophis vittatus* (Figura 13 b), pues tiene un valor alto de similitud (Cuadro 5), de entre todas las especies tratadas en el estudio, después de *Exerodonta juanita* (control). El otro caso es el *Salvadora mexicana*, para la misma comparación.

Para *Conophis vittatus* (Figura 13. b) se puede observar que los mapas resultantes (Figura 3) de los tratamientos S_1 y S_3 son similares, excepto por una zona en S_3 cercana a las llanuras costeras del Golfo, que parece delinear sin cobertura de presencia, parte de la zona del Istmo de Tehuantepec y en S_1 una pequeña área de la cobertura de presencia en Baja California Sur ausente en S_3 . Al compararse visualmente el mapa resultante de S_2 con los de S_1 y S_3 , la diferencia se hace notar claramente, pues es más abundante la cobertura de presencia de S_1 y S_3 respecto a la que hay en S_2 . Los valores de similitud en los mapas apoyan lo observado (Cuadro 5).

En el caso de *Salvadora mexicana* (Figura 13. d), los mapas (Figura 6) indican similitud de los resultados para cada tratamiento es casi significativa para los tres. De manera ascendente la semejanza va en aumento al comparar los tratamientos S_1 y S_2 , luego S_2 y S_3 , hasta ser más parecidos S_1 y S_3 ; esto se apoya con los valores de similitud de acuerdo a los estadísticos de comparación (Cuadro 5).

En el caso de *Aspidoscelis lineattissima* (Figura 13. a), a simple vista se puede observar una marcada discrepancia entre los modelos obtenidos con S_1 y S_3 (Figura 2). El área de presencia de S_1 abarca una mayor cantidad de área que S_3 y S_2 , sugiriendo sobre-predicción. Entre todas las distribuciones modeladas de anfibios y reptiles, el mapa de S_2 es excepcional porque, a pesar de que S_1 tiene registros distantes del patrón común del total de ocurrencias de S_2 , como el de Baja California Sur, Zacatecas y Oaxaca, resultó tener una relativa sobre-estimación como la de S_1 .

La diferencia al comparar S_2 y S_3 es casi igual de marcada, dada la similitud entre S_1 y S_2 . Cuantitativamente esto corresponde a los valores de similitud de acuerdo a los estadísticos de comparación, considerando al índice de Schoener's D nuestro valor concreto (Cuadro 5).

El caso de *Phyllodactylus lanei* (Figura 13. c), al comparar entre los mapas resultantes (Figura 4) de S_2 y S_3 es posible apreciar una gran similitud en el área de cobertura de presencia y corresponde con el valor de similitud obtenido para esa comparación (Cuadro 5). Esto también sucede con *Diaglena spatulata*, siendo ambos, casos excepcionales de similitud para la comparación de los modelos. La distribución estimada en el criterio S_2 para ésta especie y también para *Aspidoscelis lineattissima* (aún más marcado), es peculiar o poco común pues presentan un poco más de cobertura de presencia, respecto a S_1 . En contraste, entre S_1 y S_3 se aprecia una discrepancia en la cobertura, siendo mayor en S_1 : principalmente al sur del país y una pequeña zona en Baja California Sur, respecto a S_3 . Lo anterior, sugiere que el tratamiento S_1 produjo un mapa con sobre-predicción en la estimación de distribución potencial. Los valores de similitud que corresponden a lo observado en las comparaciones (Cuadro 5).

Para *Tantilla calamarina* (Figura 13. e) visualmente se puede apreciar que entre los mapas (Figura 5) correspondientes a los tratamientos S_1 y S_3 , hay una mayor similitud en la cobertura del área de presencia. Mientras que la comparación entre S_1 y S_2 la diferencia es más obvia respecto a la comparación de S_2 y S_3 , los valores de similitud de ambos estadísticos responden a lo observado (Cuadro 5).

Sobre AUC. Dadas las diferencias consistentes entre los modelos generados, el comportamiento de los valores del índice AUC parecen indicar que este no es tan confiable, pues a pesar de que se puede esperar que los modelos de distribución potencial similares tengan valor de AUC con un comportamiento parecido, hay un comportamiento generalmente uniforme entre los tratamientos que se espera que sean diferentes, porque tienen distribuciones potenciales significativamente diferentes y ocurrencias igualmente diferentes en términos de calidad y cantidad. Un ejemplo que permite entender esto, es: *Thorius narisovalis*, que, de acuerdo a lo observado, los tratamientos S₁, S₂ y S₃ resultaron en modelos que con una marcada diferencia en la comparación recíproca. La estimación de S₃ se hizo con un conjunto de ocurrencias relativamente más *confiables* y debido a la exhaustiva revisión para su construcción, los valores de AUC de este son “tan buenos” como los de S₁, el cual tiene errores de georreferenciación notables (Anexo II; Tablas 2 y 3). De lo anterior es posible concluir que, los AUC no están respondiendo adecuadamente, ya que indica un poder predictivo similar entre tratamientos con coberturas de presencia potencial diferentes.

El comportamiento de los valores de diferentes variables bioclimáticas, del tratamiento S₂, en el Anexo I (A4), es contrastantes con los otros dos tratamientos. Y, por otro lado, el comportamiento entre S₁ y S₃ es más parecido. Maxent produjo diferencias entre los modelos S₁ y S₃. Esto posiblemente se deba directamente al efecto de las ocurrencias sobre la determinación del área de calibración, lo cual hace ver la importancia de tener registros confiables para evitar la sobreestimación de la distribución potencial. A pesar de estas diferencias, AUC no reflejó lo fielmente las diferencias de los modelos.

-Únicamente descripción de lo observado en el comportamiento de AUC a través de tres los criterios-

En lo general los modelos de diferentes tratamientos muestran valores de desempeño y exactitud tanto similares y, dado el valor cercano a la unidad, se les clasifica como “buenos” (Fielding et al. 1997; Phillips y Dujík 2008).

Nota: cuando se hace referencia a “la mayoría de los datos”, se habla de un 75% (o más) aproximadamente.

Anfibios (Figura 14. A, B, C, D, E). Para los tres tratamientos, en todas las especies a excepción de *Tlalocohyla smithii* y *Exerodonta juanitae*, es posible observar una generalizada tendencia de tener valores superiores al ~ 0.8 .

Diaglena spatulata (Figura 14. A). Como se puede ver, en los tres tratamientos hay valores por arriba de ~ 0.85 y son especialmente altos (mayores de ~ 0.92) en S_1 y S_3 . S_1 respecto a S_3 , muestra valores relativamente más cercanos al 1. Y S_2 es el tratamiento con más dispersión en sus datos.

Incilius perplexus (Figura 14. E). En ambos tratamientos, los valores de AUC se comportan de manera relativamente similar y la mayoría de están por arriba de ~ 0.8 . S_3 muestra dispersión para la mitad de sus datos, pero se puede ver que a nivel global el conjunto S_1 presenta mayor dispersión respecto a S_3 .

Lithobates zweifeli (Figura 14. B). Se observa que los conjuntos S_1 y S_3 muestran para la mayoría de sus valores de AUC, una tendencia a ser mayores de ~ 0.80 . En S_2 se observa que gran parte de sus datos están por arriba de ~ 0.70 y mayor dispersión en sus datos. Los tratamientos S_1 y S_3 muestran una distribución en sus valores relativamente más compacta.

S_1 respecto a S_3 , muestra valores relativamente más cercanos al 1 y entre sus atípicos muestra un valor extremo.

S_1 respecto a S_3 , muestra valores que relativamente más cercanos al 1 y entre sus atípicos muestra un valor extremo. Por otro lado, se puede observar en casi la mitad de los datos en S_1 y S_3 hay algo de dispersión. Los tratamientos S_3 y S_1 prácticamente tienen una distribución equivalente.

Thorius narisovalis (Figura 14. C) El tratamiento S_3 muestra una contrastante distribución en sus datos y, además, los *valores atípicos y extremos* son marcadamente menores a los que se observan (mayores a 0.4 y menores a 0.6) en el resto de anfibios.

Los tratamientos S_1 y S_2 son prácticamente equivalentes, pues casi todos sus datos tienen valores por arriba de ~ 0.90 . Una gran parte de los datos de S_3 son mayores a ~ 0.80 .

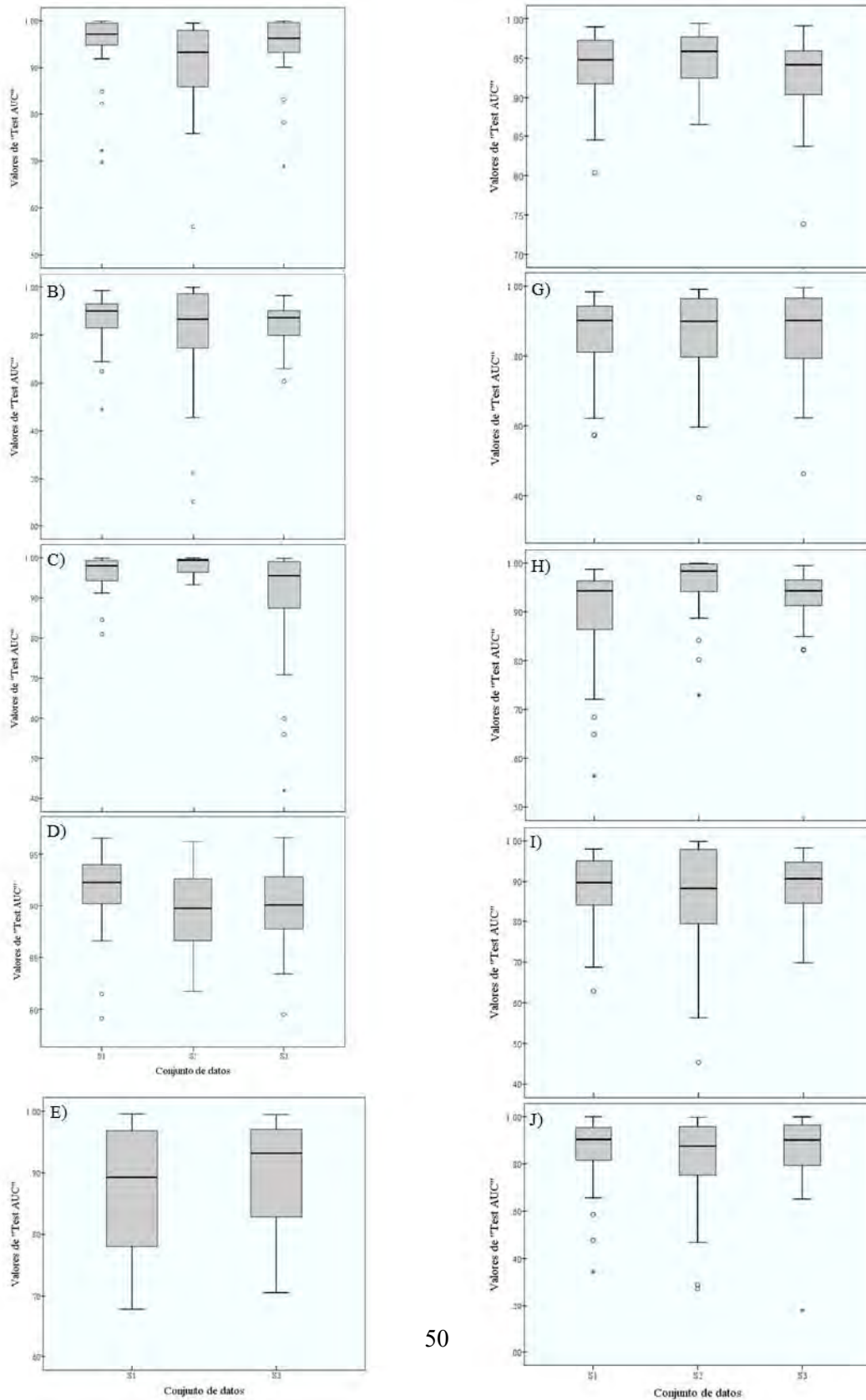
El tratamiento S₂ muestra datos compactos y cercanos a 1. Lo mismo ocurre para los datos de S₁, sin embargo, este último si presentan valores atípicos (no menores a 0.8).

Tlalocohyla smithii (Figura 14. D). Los valores que muestran los datos de los tres tratamientos son altos y muestran una relativa equivalencia en su comportamiento, pues se observan entre ~0.97 y poco más de ~0.82. El tratamiento S₁ es el conjunto con los valores más cercanos a 1, respecto a los otros dos conjuntos de datos.

Por otro lado, la dispersión es relativamente uniforme y alta para al menos la mitad de los datos en los tres tratamientos. El conjunto de datos del tratamiento S₂ no presenta valores atípicos, pero de los tres, es el conjunto con mayor dispersión de sus valores.

Reptiles (Figura 14. F, G, H, I, J). A excepción de *Phyllodactylus lanei*, se observó para los tres tratamientos en todas las especies, un comportamiento de sus valores de AUC equiparable. También se presentó para la mayoría de los casos, una generalizada tendencia a valores superiores a ~0.80 y ~0.85.

Figura 14. Diagramas del índice AUC. Corresponden a los valores del índice AUC, obtenidos en cada criterio de depuración (S_1 , S_2 y S_3): ANFIBIOS A) *Diaglena spatulata*; B) *Lithobates zweifelii*; C) *Tlalocohyla smithii* y E) *Incilius perplexus*. REPTILES F) *Aspidoscelis lineattissima*; G) *Conophis vittatus*; H) *Phyllodactylus lanei*; I) *Salvadora mexicana* y J) *Tantilla calamarina*.



Aspidoscelis lineattissima (Figura 14. F), En los tres tratamientos se observa una distribución equiparable de los datos, pues casi el total se encuentran por arriba de ~ 0.85 . Lo anterior indica que la forma en cómo se comportan los datos de cada tratamiento es similar. Observando a detalle, S₂ tiene datos con valores más cercanos a 1 y no presenta valores atípicos, en cambio S₁ (~ 0.8) y S₃ (~ 0.73) si los presentan.

Conophis vittatus (Figura 14. G). Para los tres tratamientos se observa una distribución prácticamente equivalente. Salvo los *valores atípicos*, los datos en los tres conjuntos, están por encima de ~ 0.60 y casi todos los datos son mayores a ~ 0.80 .

Phyllodactylus lanei (Figura 14. H). De entre todas las especies de reptiles utilizadas para el presente estudio, esta fue la especie con mayor heterogeneidad en el comportamiento de los valores de AUC para cada tratamiento. El tratamiento S₁ tiene la distribución de datos más contrastante y presenta valores atípicos más lejanos de 1. También se puede ver que es el que posee mayor dispersión. La gran mayoría de sus datos se encuentran por encima de ~ 0.86 .

Por su parte S₂ es el conjunto con casi todos sus datos, más cercanos a la unidad, pues están por arriba de ~ 0.89 , sin considerar sus valores atípicos (comprendidos entre ~ 0.84 y ~ 0.73).

El tratamiento S₃ tiene la mayoría de sus datos por arriba de ~ 0.85 ; los *valores atípicos* son equivalentes a ~ 0.82 . Es el único conjunto de los que presenta la especie, con una distribución simétrica.

Salvadora mexicana (Figura 14. I). Los conjuntos S₁ y S₃ son prácticamente equivalentes, excepto en que la mediana de S₃ está ubicada ligeramente por arriba de la mediana de S₁, S₁ presenta un *valor atípico* (cerca a ~ 0.62) y que en S₁ el rango intercuartílico es ligeramente mayor que S₃. En ambos conjuntos, la mayoría de sus datos tiene valores entre ~ 0.98 y ~ 0.84 .

El conjunto S₂ presenta mayor dispersión en sus datos y un valor atípico más alejado de la unidad (~ 0.46). La mayor parte de sus datos se comprenden en valores mayores a ~ 0.79 .

Tantilla calamarina (Figura 14. J). Los conjuntos S₁ y S₃ casi similares pues el intervalo en el que la mayoría de valores se encuentran es mayor a ~ 0.80 . El conjunto S₂ presenta mayor dispersión en sus datos y *valores atípicos* más alejados de la unidad (~ 0.46); el primer 25%

de n el intervalo $[X < \sim 0.79 \text{) } X > \sim 0.56]$) presenta gran dispersión. La mayoría de sus datos se encuentran distribuidos por arriba de ~ 0.79 .

Conclusiones

Los datos de ocurrencia, al provenir de diferentes bases de datos, museos e incluso del trabajo de campo amateur, frecuentemente contienen sesgos de muestreo. La heterogeneidad en el muestreo, objetivos de compilación y del procesamiento que llevan, posterior al muestreo u observación, permean la posibilidad de que los datos se vean afectados por errores a nivel taxonómico y geográfico, que “frecuentemente pueden resultar también en sesgos ambientales” (Varela et al. 2014) y así, finalmente en debilitamiento del desempeño del modelado que se lleve a cabo con esos datos.

Al evaluar el efecto del criterio de depuración de bases de datos en la estimación de la distribución potencial mediante modelos de nicho ecológico de anfibios y reptiles endémicos al Oeste de México, se observaron efectos significativos sobre el área geográfica predicha como habitable y sobre los valores del métrico de evaluación del modelado de cada tratamiento. Esto permite comprender la importancia de los criterios de depuración o tratamiento de los datos, para el modelado de nicho ecológico y distribución potencial, ya que los registros obtenidos por un criterio en particular influirán en los pasos preliminares al modelado, tales como la generación de las áreas de calibración y la estimación del espacio ambiental, y se afectarán los resultados de la distribución potencial estimada.

Se confirmó que las bases de datos que tienen una mayor cantidad de valores ambientales extremos, geográficamente atípicos y taxonómicos, sí producen modelos de nicho ecológico con mayor sobre-predicción del área de distribución potencial. Las bases de datos procedentes del tratamiento S_1 , al tener mayor abundancia de valores ambientales extremos y geográficamente atípicos presentaron sobre-predicción del área de distribución potencial en la base de datos. Por lo que se recomienda depurar los valores a nivel ambiental, además del geográfico.

También se confirmó, para la mayoría de los casos, que el procedimiento S₂ generó modelos de distribución potencial sobre-ajustados e incluso impidió la ejecución del modelado, por la naturaleza excluyente y estricta de los polígonos de la IUCN. Aunque es posible obtener modelos de distribución potencial con una predicción similar a la que procede de una base de datos depurada geográficamente y ambientalmente, se recomienda que antes de usar los polígonos de IUCN, se verifique que éstos no excluyan a registros de ocurrencia válidos.

Las bases de datos que tuvieron una menor cantidad de esos sesgos, correspondientes al procedimiento S₃, produjeron predicciones de distribución potencial relativamente buenas, con una extensión de área de presencia relativamente moderada.

Entonces globalmente se concluye que, un paso indispensable para asegurar la obtención de modelos confiables, es tomar en cuenta la depuración geográfica y ambiental (como en el tratamiento S₃), para una base de datos que refleje los requerimientos ambientales reales de las especies.

El obtener valores del AUC, dentro de un intervalo confiable, no asegura que el modelo del que proceden sea verdaderamente exacto (Lobo et al. 2008; Peterson et al. 2008; Warren et al. 2008). Los valores de AUC, bajo los resultados obtenidos en este trabajo indican que no es lo suficientemente sensible a los cambios reflejados en la estimación de la distribución potencial, como para poder indicar la confiabilidad o exactitud de un modelo con certeza. Por ello se recomienda que se utilice este índice para validar un modelo de distribución potencial con otros métricos o índices, como, por ejemplo: la tasa de comisión y omisión de los modelos. Esto es contrastante con la hipótesis planteada inicialmente, la cual esperaba que los modelos resultantes de las bases de datos, tendrían valores de *AUC* con comportamiento diferencial para cada tratamiento, por lo tanto, es rechazada.

El modelado de distribución potencial es una herramienta exitosa y útil en varias áreas de la investigación. Sin embargo, los resultados que se muestran en este trabajo sugiere que los profundos huecos metodológicos que pueden presentarse en los diferentes procedimientos de depuración de bases de datos, y pueden con una considerable probabilidad, provocar sesgos importantes en el modelado. Por lo que es necesario más trabajo empírico sobre el efecto de

la depuración de bases de datos para lograr una mejora en la estimación de distribuciones potenciales.

Literatura citada

- Acevedo M., Ponce-Campos, P. y Aguayo, A. G., (2013). *Conophis vittatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org> el 26 de mayo del 2015.
- Acevedo M., The reptile data base, *Conophis vittatus*; recuperado de: <http://reptile-database.reptarium.cz/species?genus=Conophis&species=vittatus> el 18 de abril de 2016
- Aguilar M. X., Casas A. G., Cárdenas Ramos P. J. y Cantellano de Rosas E. (2009). Análisis especial y conservación de los anfibios y reptiles del Estado de México, *Ciencia Ergo Sum*, Autónoma del Estado de México, 6 (2): 171-180.
- AMPHIBIAWEB, Information on amphibian biology and conservation. (2016). AmphibiaWeb Taxonomy (Version 2.0); recuperado de <http://amphibiaweb.org/taxonomy/index.html#aweb> el 20 de mayo de 2016.
- Austin M. (2007). Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches, *Ecological Modelling* 200: 1-19.
- Barberá Ó. (1994). Historia del concepto de especies en biología. *Enseñanza de las Ciencias*, V. 12 n. 3 (1994) 417-430 pp.
- Barry S. y Elith J. (2006) Error and uncertainty in habitat models, *Journal of Applied Ecology* 43 (3): 413-423.
- Barve N., Barve V., Jiménez-Valverde A., et al. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling, *Ecological Modelling* 222, 1810-1819.
- Bedia J., Herrera S. y Gutiérrez J. M. (2013). Dangers of using global bioclimatic datasets for ecological niche modeling. Limitations for future climate projections, *Global and Planetary Change*, 107: 1-12.
- Bjordal K. A. Fermentation in Reptiles and Amphibians. (1997), pp 199-230. En: Mackie R. y White A. B.(ed.) *Gastrointestinal Microbiology*, vol. 1. *Gastrointestinal ecosystems and fermentations*. Chapman and Hall, New York. N. Y.
- Brotons L., Thullier W., Araújo B. y Hirzel A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability, *Ecography* 27 (437-448).
- Burhardt T., Jungle Key, *Phyllodactylus lanei*, recuperado de: http://mexico-herps.com/Sauria/Phyllodactylus_1_lanei.jpg el 14 de abril de 2016.

- Calderón Mandujano R. R., (2011). Estrategia para el manejo de anfibios sujetos a uso en México 71-82 pp. En: Sánchez, S. O., Zamorano, P., Peters, E., & Moya, H. (Eds.). *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México*. Instituto Nacional de Ecología 389 pp.
- Canseco Márquez L. C. y Gutiérrez Mayén M. G. (2010). Anfibios y Reptiles del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fundación para la Reserva de la Biosfera Cuicatlán A. C., Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, D. F. 302 p.
- Canseco Marquez L. C., CONABIO, Tantilla calamarina, recuperado de: <http://bios.conabio.gob.mx/especies/8000910> el 23 de febrero de 2016
- Carranza S. (2002). Los métodos moleculares en el estudio de la sistemática y filogenia de los Anfibios y Reptiles Ibéricos; Capítulo XI. En: Pleguezuelos J. M., Márquez R., Lizana M. (eds.) (2002). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Asociación Herpetológica Española (2º reimpresión), Madrid, 587 pp.
- Casas Andreu G., Méndez de la Cruz F. R. y Aguilar Miguel X. (2004). Anfibios y Reptiles, En: García Mendoza A. J., Ordóñez María de Jesús y Briones Salas M., Biodiversidad de Oaxaca, Fondo Oaxaqueño para la conservación de la Naturaleza y World Wildlife Fund, Instituto de Biología UNAM, México, pp 375-390.
- Ceballos G. y Garcia A. (1995). Conserving Neotropical Biodiversity: The Role of Dry Forests in Western Mexico, *Conservation Biology*, 9(6): 1349-1353.
- Centenero Alcalá Eric, WildScreen Arkive, *Incilius perplexus*; recuperado de: <http://www.arkive.org/confusing-toad/incilius-perplexus/image-G83332.html> el 08 de enero de 2016.
- Challenger A. y Soberón J. (2008). Los ecosistemas terrestres. En *Capital natural de México*, CONABIO, México 1: 87-108.
- Chrapliwy S. P. (1956). Extensions of Know Range of Certain Amphibian and Repties of Mexico, *Herpetologica* 12(2): 121-124.
- CONABIO. (1997). Provincias Biogeográficas de México estatal 1:4000000, 2008 (publicación de metadato) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONABIO. (2014). División política estatal 1:250000, 2012. Versión 5, escala 1:250000. Modificado de Conjunto de datos vectoriales y toponimia de la carta topográfica. Serie III. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Duellman W., Marion A. B. y Hedges S. B. (2016) Phylogenetics, classification, and biogeography of the treefrogs (Amphibia: Anura: Arboranae). *Zotaxa*, 4104 (1): 1-109.
- CONABIO (2016), Nichos y áreas de distribución, <http://nicho.conabio.gob.mx/>;Definiciones/Conceptos y Teoría, Transfondo (*background*), en: <http://nicho.conabio.gob.mx/conceptos-y->

teoria/httpssitesgooglecomsitenichesandareasofdistributionDefiniciones citado el 15 de abril del 2016.

- EDGE (Evolutionarily distinct & Globally Endangered), Upper Cerro Pigmy Salamander (*Thorius narisovalis*), recuperado de: http://www.edgeofexistence.org/amphibians/species_info.php?id=611 el 5 de agosto de 2015.
- Elith J., Graham C. H., Anderson R. P., Dudík M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R. J., Huettmann F., Leathwick J. R., Lehmann A., Li J., Lohmann L. G., Loiselle B. A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., et al., (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Escobar E. L., Peterson Townsend A., Favi M., Young V., et al. (2013). Ecology and Geography of Transmission of Two Bat-Borne Rabies Lineages in Chile, 7(12):1-10.
- Escobar E. L., Lira Noriega A., Medina Vogel G. y Peterson T. A. (2014). Potential for spread of the White-nose fungus (*Pseudogymnoascus destructans*) in the Americas: use of Maxent and NicheA to assure strict model transference. *Geospatial Health*, 9 (1): 221-229.
- Espinosa Organista D., Aguilar Zúñiga C. y Escalante Espinosa T. (2003). Endemismo, Áreas de endemismo y Regionalización Biogeográfica. En: Llorente Bousquets J. y Morrone J. J. (2003). *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, Métodos y Aplicaciones*, Ed. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México D.F. pp. 31-37.
- Espinosa Organista D., Ocegueda Cruz S., et al. (2008). El conocimiento biogeográfico y su regionalización natural. En: *Capital natural de México*, CONABIO, México, 1: 33-65.
- Faivovich J., Haddad C. F. B., Garcia P. C. A., Frost D. R., Campbell J. A. y Wheeler W. C. (2005) Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: a phylogenetic analysis and taxonomic revision, *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 294:1-240.
- Fielding A. H. y Bell J. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models, *Environmental Conservation*, 1: 38-49.
- Flores-Villela O. y Gerez P., (1994). Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Conabio/ UNAM. México, p 439.
- Flores- Villela O. y Canseco-Márquez L. (2004). Nuevas especies y cambios taxonómicos para la Herpetofauna de México. *Acta Zoologica Mexicana*, 20 (2): 115-144.
- Flores Villela O. y García Vázquez U. O., (2014) Biodiversidad de reptiles en México, *Rev. Mex. De Bio., Supl.* 85: (467-475).
- Frost, Darrel R. (2009) database. Amphibian Species of the World: An Online Reference v5.3 en GBIF Backbone Taxonomy/ *Lithobates zweifeli* (Hillis, Frost &

Webb, 1984).

Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2427118> el 25 de mayo de 2015.

- Futuyma, Douglas J., (2013). *Evolution*, 3° ed., Sinauer Associates, U.S.A., pp 140-142.
- García Trejo E. A. y Navarro Sigüenza A. G. (2004), Patrones Biogeográficos de la Riqueza de Especies y el Endemismo de la Avifauna en el Oeste de México. *Acta Zoologica Mexicana (n.s.)* 20(2): 167-185.
- Ghisla A., Rocchini D., Neteler M., Förster M. y Kleinschmit B. (2012). Species distribution modelling and open source GIS: why are they still so loosely connected? In: Seppelt R., Voinov A., Lange S., Bankamp D., (Eds.), International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) (2012); International Congress on Environmental Modelling and Software. Managing Resource of a Limited Planet: Pathway and Visions under Uncertainty, Sixth Biennial Meeting. (1481-1488).
- Graham C. H., Elith J., Hijmans R. J., Peterson A. T., et al. (2008). The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models, *Journal of Applied Ecology*, 45: 239-247.
- Graham C. H., Ferrirer S., Huettman Falk, Moritz C. y Peterson T. A. (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis, *Trends in Ecology and Evolution* 19 (9): 497-503.
- Grünwald C. (2009), H.E.R.P., “Zweifel’s Frog (*Lithobates zweifeli*), recuperado de: http://www.naherp.com/viewrecord.php?r_id=66274 el 21 de julio de 2016.
- Guisan A. y Zimmermann N., (2000). *Predictive habitat distribution models in ecology*. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Guisan A. y Thuiller W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models, *Ecology letters*, 8: 993-1009
- Gutiérrez Mayen G., Canseco Marquez L., García-Vázquez U. O. y Hernández-Jiménez C. (2011). Anfibio y Reptiles. En: CONABIO (comp). *La biodiversidad en el Estado de Puebla: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Harleston Cheryl, Naturalista CONABIO *Tlalocohyla smithii*, recuperado de <http://www.inaturalist.org/photos/1125257> 08 de enero de 2016.
- Herborg L.M., Drake J.M., Rothlisberger J.D., Bossenbroek J.M. (2009) Identifying suitable habitat for invasive species using ecological niche models and the policy implications of range forecasts. In: *Bioeconomics of Invasive Species: Integrating Ecology, Economics, Policy and Management*. Ed. y Keller R. P., Lodge D. M., Lewis M. A., Shogren J.F. Oxford University Press. 63–82.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis, (2005). *Very high resolution interpolated climate surface for global land areas*. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

- Hirzel A. H., Hausser J., Chessel D. y Perrin N. (2002). Ecological-Niche Factor Analysis: ¿How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83 (7): 2027-2036
- Hutchinson G. E., (1957). *Conclud remarks*. Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology, 22: 415-427.
- IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, version 22.0 Armonk, NY: IBN Corp.
- Kearney M. (2006). Habitat environment and niche: what are we modelling? *Oikos*, 115 (186-1991).
- Köhler J., Vieites D. R., Bonett R. M., García F. H., Glaw F., et al. (2005) New amphibians and global conservation: a boost in species discoveries in a highly endangered vertebrates group, *BioScience* 55: 693-696.
- Lemos Espinal J. A. y Smith M. H. (2009), Claves para los Anfibios y Reptiles de Sonora Chihuahua y Coahuila, México/Keys to the Amphibians and Reptiles of Sonora, Sonora Chihuahua y Coahuila, México. CONABIO, UNAM y Universidad de Colorado, México, D.F., 357 p.
- Liu C. White M. y Newell G. (2013) Selecting thresholds for the predictions of species occurrence with presence-only data, *J. Biogeogr.* 40: 778-789.
- Llorente Bousquets J. y Morrone J. J. (ed), (2003). *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, Métodos y Aplicaciones*, Ed. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México D.F. pp. 31-37.
- Loarie D., Flickr, *Aspidoscelis lineattissima*; recuperado de: <https://www.flickr.com/photos/loarie/10913052095/in/photostream/> el 18 de agosto de 2016
- Lobo J. M., Jiménez-Valverde A. y Real R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models, *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 145-151.
- Martínez Meyer (2012), en: http://www.mncn.csic.es/InformacinGeneralContacto/Blog_Nichos_ecologicos_y_distribuciones_geograficas/seccion=1235&idioma=es_ES&id=2012021709390001&activo=12.do; MNCN (Museo Nacional de Ciencias Naturales) /Blog/ Nichos ecológicos y distribuciones geográficas, el 24 de abril de 2015.
- Morrone J. J., (2013). *Sistemática. Fundamentos, métodos, aplicaciones*, Edit. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias. 508 pp.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2008 (a). *Diaglena spatulata*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009 (b). *Incilius perplexus*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.

- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2008 (c). *Exerodonta juanita*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2008 (d). *Lithobates zweifelli*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009 (e). *Tlalocohyla smithii*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2007 (f). *Thorius narisovalis*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2007 (g). *Aspidoscelis lineatissima*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2012 (h). *Conophis vittatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2007 (i). *Phyllodactylus lanei*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2007 (j). *Salvadora mexicana*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2007 (k). *Tantilla calamarina*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4*. <http://www.iucnredlist.org>. Descarga en 08 de agosto de 2015.
- Navarro García J. C., García A. y Méndez de la Cruz F. R., (2008). Estacionalidad, eficiencia termorreguladora de *Aspidoscelis lineatissima* (Sauria: Teiidae) y la calidad térmica del bosque tropical caducifolio en Chamela, Jalisco, México., *Rev. Mex. De Bio.*, 79: (413-419).
- Maldonado C., Molina C. I., Zizka A., Persson C., Taylor C. M., Albán J., Chilquillo E., Rønsted y Antonelli A. (2015). Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public database? *Global Ecol. Biogeogr.*, 24: 973-984.
- Medina M., Escolaro A., Méndez de la Cruz F. R., Sinervo B. y Ibargüengoytía N. (2011). Thermal relationships between body temperature and environment conditions set upper distributional limits on oviparous species. *Journal of Thermal Biology*, 36(8): 527-534.
- Méndez de la Cruz F. R., Villagrán Santa Cruz M., López-Ortíz M. L y Hernández-Gallegos O. (2013). Reproductive cycle of a high-elevation, oviparous lizard

- (*Sceloporus spinosus*: Reptilia: Phrynosomatidae). *Southwestern Naturalist*, 58(1): 54-63.
- Morrone J. J., (2011). *Sistemática, biogeografía, evolución: los patrones de la biodiversidad en tiempo y espacio*, Ed. Las prensas de Ciencias, México: UNAM, Facultad de Ciencias, D.F., pp. 123
 - Morrone J. J., (2013). *Sistemática. Fundamentos, métodos y aplicaciones*, Editoriales Ciencias, México: UNAM, Facultad de Ciencias, D.F., pp. 508.
 - Hanken J., Evolutionarily Distinct & Globally Endangered, Upper Cerro Pigmy Salamander (*Thorius narisovalis*), recuperado de: http://www.edgeofexistence.org/amphibians/species_info.php?id=611 el 21 de julio de 2016.
 - Harleston C. (2015), NaturaLista, CONABIO; *Diaglena spatulata*; recuperada de: <http://static.inaturalist.org/photos/1949341/medium.jpg?1433227806> el 21 de julio de 2016.
 - Ochoa Ochoa L. M. y Flores Villela O. A., (2006). *Áreas de diversidad y endemismos de la herpetofauna mexicana*. UNAM-CONABIO, México, D. F. pp. 59-62.
 - Ortega Huerta M. A. y Townsend P. (2008). Modeling ecological niche and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods, *Revista Mexicana de la Biodiversidad* 79: 205-216.
 - Parra-Olea G., Wake D. y Hanken J., (2008). *Thorius narisovalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org>. Downloaded 05 enero 2015.
 - Parra Ole G., Flores Villela O. y Mendoza Almeralla C., (2014), Biodiversidad de anfibios en México, *Rev. Mex. De Bio.*, Supl. 85: (460-466).
 - Peterson, A. T., Soberón J. y Sánchez-Cordero V., (1999). *Conservatism of Ecological Niche in Evolutionary Time*, *Science* 285: 1265-1267.
 - Peterson Townsend A. y Navarro.Sigüenza A. G., (2000) *Western Mexico: a significant centre of avian endemism and challenge for conservation action*, *Cotinga* 14:42-46.
 - Peterson Townsend A., (2001). Predicting species' geographic distributions based on Ecological Niche Modeling, *The Condor*, 103 (3): 500-605.
 - Peterson Townsend A. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3: 59-72
 - Peterson Townsend A., Papeşand M. y Eaton M. (2007). Transeferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparasion of GARP and Maxent. *Ecography*, 30: 550-560.
 - Peterson T. A., Papeş M. y Soberón J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling, *Ecological Modelling*, 213: 63-72.

- Peterson A. T., Soberón J., Pearson G. R., Anderson P. R., et al. (2011). Ecological Niche and Geographic Distribution, Monographs in Population Biology N° 49. Princeton University Press. Princeton, NJ, US.
- Phillips S. J. y Dudík M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation, *Ecography*, 31: 161-175.
- Phillips S. J., Anderson P. R. y Schapire R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions, *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Piña C. I. y Argarañaz B. (2003). Efecto de la temperatura de incubación sobre algunos aspectos de la ontogenia de *Phrynops hilarii* (Testudines: chelidae), AHA (Asociación Herpetológica Argentina) Cuadernos de Herpetología 17 (1-2) 130-137.
- Piña C., Larriera A. y Cabrera M. R. (2003). Effect of incubation temperature on incubation period, sex ratio, hatching success, and survivorship in *Caiman latirostris* (Crocodyla, Alligatoridae); *Journal of Herpetology* 27(1): 199-202.
- Ponce-Campos, P. y García Aguayo, A., (2007a). *Aspiloscelis lineattissima*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org> el de 26 de mayo del 2015.
- Ponce-Campos, P. y García Aguayo, A., (2007b). *Phyllodactylus lanei*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org>. el 03 de enero del 2015.
- Ponce-Campos, P. y García Aguayo, A., (2007c). *Salvadora mexicana*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. el de 26 de mayo del 2015.
- Ponce-Campos, P. y García Aguayo, A., (2007d). *Tantilla calamarina*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. el de 26 de mayo del 2015.
- Pulliam H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 132: 652-661.
- Radosavljevic A. y Anderson R. P. (2014). Making better MAXENT models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation, *Journal of Biogeography* 41: 629-643.
- Ramírez Bautista, A. y Arizmendi M. C. (2004). *Cnemidophorus lineattissimus*. Sistemática e historia natural de algunos anfibios y reptiles de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W013. México. D.F.
- Ramírez Bautista A., Mendoza Quijano F. y Arizmendi M. C. (2004). *Salvadora mexicana*. Estatus y conservación de algunos anfibios y reptiles de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W043. México. D.F.

- Randall D. J., Burggren W. y French K., (2003). *Eckert Animal Physiology, Mechanisms and Adaptations*. 5ª edición. W.H. Freeman NY. 728 p.
- Rollins-Smith L. A. (2009). The role of amphibian antimicrobial peptides in protections of amphibians from pathogens linked to global amphibian declines, *Biochimica et Biophysica Acta*, 1778 (8): 1593-1559.
- Rosero G. (2010) ¿Es la diabetes mellitus tipo 2 una enfermedad de tratamiento quirúrgico? *Rev Colomb Cir.* 25: 27-36.
- Rödder D. y Engler J. O. (2011). Quantitative metrics of overlaps in Grinnellian niche: advances and posible drawbacks, *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 915-927.
- Santos-Barrera G. y Canseco-Márquez L., (2004a). *Diaglena spatulata*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org> el 26 mayo 2015.
- Santos-Barrera G., y Canseco-Márquez L., (2004b). *Exerodonta juanita*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org> el 26 de mayo del 2015.
- Santos-Barrera G. y Flores-Villela O., (2004). *Lithobates zweifeli*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org>. el 03 de enero del 2015.
- Santos-Barrera G. y Canseco-Márquez L., (2004c). *Incilius perplexus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org> el 05 enero 2015.
- Santos-Barrera G., Canseco-Márquez L. y Ponce-Campos P., (2010). *Tlalocohyla smithii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Recuperado de: <www.iucnredlist.org> el 26 de mayo del 2015.
- Sillero N., Marcia Barbosa A., *et al.* (2010). *Los modelos de nicho ecológico en la herpetología iberoamericana: pasado, presente y futuro*, *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 21:1-24.
- Smith E. N., *Herpetology of Mexico, Salvadora mexicana*, recuperado de: http://www.uta.edu/biology/mexicoherps/Salvadora_mexicana.htm el 16 de mayo de 2016
- Soberón J. y Peterson, A. T., (2005). *Interpretation of models of fundamental ecological niche and species' distributional areas*. *Biodiversity Informatics*, 2:1-10.
- Soberón J. y Peterson T. A. (2004). *Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data*, *The Royal Society*, 359: 689-698.
- Soberón J., (2007). *Grinnellian and Eltonian niche and geographic distribution of species*, *Ecology Letters*, 10:1115-1123.
- Soberón J. y Nakamura M., (2009), *Niche and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions*. *PNAS*, 106: 19644-19650.
- Soberón J. y Miller C. P., (2009). Evolución de los nichos ecológicos, *Miscelánea Matemática*, 49: 83-99.

- Soberón J. (2010). Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective, *Ecography* 33: 159-167.
- Sour Tovar F. y Montellano Ballasteros M., capítulo: El concepto especie en Paleontología, 183-200 pp., en: García P., Sour F. y Motellano M. (2010), *Paleontología*, 3° ed., Las Prensas de Ciencias, UNAM, 245.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013a): GBIF Backbone Taxonomy/*Diaglena spatulatus* Günther, 1882. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/5785143> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013A.1): GBIF Backbone Taxonomy/*Geophis gertschi* Bogert, 1966. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2456467> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013d): GBIF Backbone Taxonomy/*Hyla juanita* Snyder, 1972. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2427945> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013D.1): GBIF Backbone Taxonomy/*Phyllodactylus magnatuberculatus* Taylor, 1940. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2445967> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013A.1.2): GBIF Backbone Taxonomy/*Tantilla martindelcampoi* Taylor, 1937. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2456468> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013c): GBIF Backbone Taxonomy/*Tlalocohyla smithii* Günther, 1882. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2428274> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013b): GBIF Backbone Taxonomy/*Tripriion spatulatus* Günther, 1882. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2428600> el 25 de mayo de 2015.
- The Global Biodiversity Information Facility (2013B.1): GBIF Backbone Taxonomy/*Zamenis mexicanus* Duméril, 1854. Recuperado de: <http://www.gbif.org/species/2458647> el 25 de mayo de 2015.
- Valera S., Anderson R. P., García-Valdés R. y Fernández-González (2014). Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models, *Ecography* 37: 1084-1091.
- Vitt L. J. y Caldwell J. P. (2014), *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*, Academic Press (Elsevier), 4° ed., San Diego, USA, pp. 757.
- Warren D. L., Glor R. E. y Turelli M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution, *Evolution* 62(11): 2868-2883.
- Warren, D.L. (2016) Package ‘enmtools’. Available online at: <https://github.com/danlwarren/ENMTools>

- Weber M. M., Stevens D. R., Lorini L. M., *et al.* (2014). Have old species reached most environmental suitable areas? A case study with South American phyllostomid bats. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 1177-1185.
- Wiens J. J y Graham H. C., (2005). Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology and Conservation Biology. *Annu Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36:519-539
- Woolrich Piña G. A., Lemos Espinal J. A., Oliver López L., *et al.*, (2006). Ecología térmica de una población de lagartija *Sceloporus grammicus* (Iguanidae: Phrynosomatinae) que ocurre en la zona centro-oriente de la ciudad de México, *Acta Zoológica Mexicana (n.s)* 22 (2): 137-150.
- *WorldClim-GlobalClimate Data, Free climate data for ecological modeling and GIS.* De Bioclim recuperado: <http://www.worldclim.org/bioclim> 14 de octubre 2014.
- Yong, E. "Resurrecting the Extinct Frog with a Stomach for a Womb." National Geographic. 15 marzo del 2013. Recuperado de: <http://phenomena.nationalgeographic.com/2013/03/15/resurrecting-the-extinct-frog-with-a-stomach-for-a-womb/> el 21 de enero de 2016.

APÉNDICE I

Información del hábitat (y del intervalo geográfico) de las especies, que se utilizó para establecer los límites de BIO1, BIO12 y la altitud para la depuración estadística del conjunto de datos S₃

Especie	Estatus taxonómico	Descripción del intervalo geográfico	Hábitat
<i>Diaglena spatulata</i> (Günther, 1882)	Especie Aceptada (EA)	<i>De la costa pacífica de México, en el centro de Sinaloa, el Sur de Jalisco, Colima, y Michoacán hasta Guerrero y el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.</i>	<i>Matorrales (subtropicales y tropicales secos/húmedos), bosques subtropicales y tropicales secos, humedales estacionales e intermitentes, en ríos irregulares, cañadas y arroyos; en pantanos o estanques de agua dulce intermitentes y estacionales.</i>
<i>Tlalocohyla smithii</i> (Boulenger, 1902)	EA. Previamente fue incluida dentro del género <i>Hyla</i> pero ha sido recientemente acomodada dentro del género <i>Tlalocohyla</i>	<i>Del centro de Sinaloa, hacia el sur a lo largo del Pacífico hasta las tierras bajas del sur de Oaxaca. También en el interior de la cuenca del Balsas-Tepalcatepec en Morelos y Puebla. Se le puede encontrar hasta los 1332 msnm.</i>	<i>Habita en tierras subhúmedas en bosques estacionales. Está muy asociada a arroyos y estanques temporales de agua dulce, en los que se reproduce.</i>
<i>Exerodonta juanitae</i> (Snyder, 1972)	EA. Fue previamente incluida en el género <i>Hyla</i> pero recientemente ha sido reubicada en el género <i>Exerodonta</i>	<i>Se conocen dos poblaciones disyuntas: una en San Vicente de Benítez, Guerrero y la otra en San Gabriel Mixtepec, Oaxaca ambas de la Sierra Madre del Sur. Se encuentra a elevaciones de 750 a 1080 msnm en Guerrero y de 580 a 1530 msnm en Oaxaca.</i>	<i>El hábitat natural son únicamente bosques montanos húmedos de elevaciones moderadas e incluso de tierras bajas en bosques tropicales o subtropicales húmedos. Se reproduce en arroyos temporales.</i>
<i>Lithobates zweifeli</i> (Hillis, Frost & Webb, 1984)	Especie Aceptada	<i>En sur de Jalisco y Colima sureste a lo largo de la meseta de México en Michoacán, Estado de México y Morelos hacia el sur hasta el norte de Guerrero y Oaxaca, México. Probablemente se produce más ampliamente que los registros actuales sugieren, en las zonas entre los sitios conocidos. También se le conoce en el estado de Puebla.</i>	<i>Habita bosque Habita bosques tropicales estacionales a bajas elevaciones. Se reporta también en Selva baja caducifolia y Bosque de Encino s tropicales estacionales a bajas elevaciones. Se reporta también en Selva baja caducifolia y Bosque de Encino</i>
<i>Thorius narisovalis</i> (Taylor, 1939)	Especie Aceptada (CR: peligro crítico)	<i>Es conocida desde el Cerro San Felipe y las tierras altas adyacentes en la Sierra de Juárez, así como en las montañas al sur de La Tlaxiaco, centro-norte de Oaxaca, México, a una altura de 2,600-3,000 msnm. Otro intervalo de altitud reportado es: 2590-3185 msnm.</i>	<i>Bosque mesófilo de montaña y bosques mixtos, bajo la corteza de los árboles caídos. Parece no sobrevivir en hábitats degradados.</i>
<i>Incilius perplexus</i> (Taylor, 1943)	Especie Aceptada (en peligro)	<i>En la cuenca del Tepalcatepec y sus alrededores en el suroeste de Michoacán, al</i>	<i>Habita en las tierras bajas del Pacífico en las zonas de bosque tropical estacional y vive</i>

		<i>sur del río Balsas en Guerrero, México. Ha sido reportada en los estados de Chiapas, Región del Balsas en Puebla, Morelos y Oaxaca, Estado de México.</i>	<i>bajo piedras y troncos cerca de arroyos, la cría en piscinas. Bosque tropical caducifolio entre los 1540</i>
--	--	--	---

Espeie	Estatus taxonómico	Descripción del intervalo geográfico	Hábitat
<i>Aspidoscelis lineatissima</i> (Reeder, 2002)	Especie Aceptada	<i>Su rango de distribución comprende la vertiente del Pacífico a lo largo del Río Santiago, desde Nayarit hasta el norte de Guerrero (área de Tepaltepec-Balsas). Se le puede encontrar de 0 a 1000 msnm. Otros reportan en las tierras bajas del Pacífico desde Nayarit hasta Michoacán.</i>	<i>Bosque tropical, seco y semideciduo. Prefiere los bosques densos. Otros reportan que A. lineatissima tiene hábitos terrestres; preferencia por la selva baja caducifolia y la selva mediana, aunque se le encuentra con frecuencia en bosques de galería y en matorral xerófilo. Se le observa en espacios abiertos e incluso a orilla de los caminos. Habita principalmente en el bosque tropical caducifolio.</i>
<i>Tantilla calamarina</i> (Cope, 1866)	Especie Aceptada	<i>Se encuentra muy extendida a lo largo de la costa del Pacífico de México; desde Sinaloa hasta Guerrero y Morelos, con un registro separado de Tehuacán en el sur de Guerrero costera. Su gama incluye las Islas Tres Marias. Ocurre desde el nivel del mar hasta los 1050 msnm. Se reporta también en el Edo. de México.</i>	<i>Bosque de encino/roble, manglar, tierra de cultivo, bosque tropical semicaducifolio y bosque tropical seco.</i>
<i>Salvadora mexicana</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	Especie Aceptada	<i>En Jalisco (Cabo corrientes Chamela), Colima, Guerrero y Nayarit. Probablemente en el sureste de Sinaloa y sigue hacia el sur de la meseta central del Pacífico; registrada también para los estados de Oaxaca, Michoacán, Morelos y Puebla.</i>	<i>Tanto en bosques caducifolios y bosques subperennifolios, como en matorrales xerófilos y pastizales. Puede habitar debajo de troncos, o entre la vegetación.</i>
<i>Phyllodactylus lanei</i> (Smith, 1935)	Especie Aceptada	<i>Se distribuye generalmente desde el suroeste de Nayarit en el norte (incluye la cuenca del Río Santiago), al sur a través de Jalisco, Colima y Michoacán a Guerrero noroccidental (incluye el área de la cuenca del Balsas).</i>	<i>Se le puede encontrar comúnmente en bosque tropical seco y semideciduos, manglares, bosques perturbados incluso en interior de casas.</i>
<i>Conophis vittatus</i> (Peters, 1860)	Especie Aceptada	<i>Las costas del Pacífico de México, desde el norte de Nayarit hasta la depresión central de Chiapas; incluyendo la Cuenca del Balsas y el valle de Oaxaca, Morelos y Puebla. En elevación de 1000 m.s.n.m.</i>	<i>Muy adaptable, con una amplia variedad de hábitats: bosque tropical seco, bosques semideciduos, pastizales, tierra de cultivo, manglar y áreas urbanas.</i>

APÉNDICE II

Concepto de especie

En el quehacer de los biólogos el concepto *especie* no siempre suele ser utilizado consistentemente (Barberá 1994) y actualmente se encuentra en medio de un gran debate, principalmente en tres ejes que se relacionan con 1) la variación morfológica dependiente de la distribución geográfica, 2) su validez como unidad concreta o abstracta y 3) con las características reproductivas de las poblaciones del organismo en cuestión (Sour y Montellano 2010).

En el presente estudio el concepto de especie puede ser limitado, ya que el concepto de especie utilizado los curadores y taxónomos de las colecciones consultadas para obtener los registros de ocurrencia, pueden diferir entre sí. También se asume la posibilidad de que la determinación taxonómica hecha por los taxónomos y curadores de las colecciones naturales, podría contener algunos sesgos. Especialmente en las especies crípticas pues al ser visualmente indistinguibles, se pueden llegar a cometer errores de determinación si se utiliza sólo la morfología (concepción tipológica de especie) para llevar a cabo la determinación, como comúnmente ocurre en la práctica de los curadores (Jiménez Tejada 2009).

Los contextos históricos y epistemológicos en los que se ha desarrollado este concepto son diversos y los debates filosóficos al respecto son arduos. No existe aún una definición que sea idónea e incluyente en su totalidad para definir lo que es una especie (Barberá 1994). A pesar de ello, al utilizar varios criterios es posible definir a especie para ser operativamente útil para el marco conceptual de una investigación en específico, las especies pueden ser reconocidas como entidades naturales objetivas y no arbitrarias (Jiménez Tejada 2009). Barberá (1994) sugiere que “no basta un único criterio para definir a una especie” pues necesario utilizar elementos de los intrínsecos de individuos tales como la morfología y, además, toma en cuenta la necesidad considerar, en medida de que sea posible, características que surgen de su relación con otras especies coexistentes (Sour y Montellano 2010), por ejemplo, la fertilidad, aislamiento reproductivo, rasgos ecológicos y conductuales (Sour y Montellano 2010) para así poder determinar si estos pueden ser agrupados como “especies reales”. Entonces, pese las limitaciones se propone que para éste trabajo el concepto de especie operacional y conceptualmente acorde al estudio, es el de *eco-especie*: “definida como un linaje o grupo de linajes que acopa un nicho ecológico o zona adaptativa mínimamente diferente de otros linajes que coexisten y evolucionan independientemente de otros linajes que se encuentran fuera del área de distribución” (Morrone 2013).

Importancia de la Herpetofauna

La herpetofauna desempeña funciones importantes en los ecosistemas al igual que en nuestra economía y cultura. En el aspecto ecológico, los anfibios y reptiles forman parte de las redes

alimenticias en diferentes niveles tróficos. Como consumidores primarios o herbívoros (Gutiérrez Mayén, Canseco Márquez, García Vazquéz, et al., 2011) encontramos algunos anfibios en etapas adultas, por ejemplo: frugívoro/insectívoro *Xenohyla truncata*, *Rana hexadactyla*, omnívoros *Siren lacertina* y *Rhinella marina* que se alimentan también de plantas acuáticas y plantas respectivamente. La gran mayoría de los renacuajos de los anuros son herbívoros, alimentándose de algas y de detritos. Algunos reptiles de los grupos quelonios (tortugas) y sauria (especialmente las familias Iguanidae, Agamidae y Scincidae) también son parte de este nivel trófico, por mencionar algunas: *Iguana iguana* (completamente herbívora), todas las tortugas terrestres, *Chelonia mydas* y *Amblyrhynchus cristatus* (Bjoldal 1997).

La mayoría de anfibios y reptiles de talla pequeña, son consumidores de segundo y tercer orden, alimentándose principalmente de pequeños invertebrados. En niveles tróficos superiores, correspondientes a consumidores de cuarto orden, encontramos a aquella herpetofauna capaz de alimentarse de aves, mamíferos e incluso otros anfibios o reptiles. Ejemplo de ello son las diferentes especies de cocodrilos, boas, lagartos del género *Heloderma*...etcétera (Gutiérrez Mayén, Canseco Márquez, García Vazquéz, et al., 2011).

Los beneficios se reflejan más allá de los ecosistemas porque las poblaciones, que son numerosas en su mayoría, de anfibios y reptiles, funcionan como controladoras de plagas (roedores e insectos principalmente). Esto se traduce en la reducción de la probabilidad de defunciones humanas, ya que algunas plagas pueden llegar a ser causantes, directamente o actuando como vectores, de diversas enfermedades que afectan al humano. Dichas plagas también pueden llegar a afectar a la agricultura o ganadería (Gutiérrez Mayén, Canseco Márquez, García Vazquéz, et al., 2011), de manera que el control biológico con el que contribuyen anfibios y/o reptiles, podría incluso estar contribuyendo a la reducción de pérdidas económicas en dichos sectores.

En el aspecto económico anfibios y reptiles son un grupo cuyo aprovechamiento en el mercado mundial abarca diversos sectores productivos (Calderón Maldujano 2011), incluso en las comunidades indígenas mexicanas (Casas A. G., Méndez de la Cruz F. R. y Aguilar M. 2004; Gutiérrez Mayén, Canseco Márquez, García Vazquéz, et al., 2011). Pueden ser aprovechados como alimento, artesanías (por en la peletería para fabricar carteras, monederos, botas, chamarras y cinturones) e incluso al ser vendidos como mascotas (de procedencia tanto legal como ilegal). También en la industria de la cosmetología (en el caso de anfibios, sus ceras y reactivos extraídos de la piel) y la medicina (Calderón Maldujano 2011), pues algunas sustancias secretadas por glándulas venenosas de algunos reptiles y por la piel de algunos anfibios pueden ser precursores útiles para la elaboración fármacos, p. ej.: calmantes, anticonceptivos, antibióticos, antisueros, medicamentos para tratar la diabetes tipo II (exendrina: aminoácido aislado del veneno de *Heloderma suspectum*, con posibilidad

de uso terapéutico [Rosero G. 2010]) y desarrollo de antiulcerosos (ranitidina: aislada del estómago de *Rheobatrachus silus*, rana extinta y originaria de Australia capas de incubar sus huevos en el interior de su estómago). Lo anterior, demuestra que los anfibios y reptiles son elementos indispensables para los ecosistemas, para la cultura y la sociedad, especialmente para la mexicana.

i) *Breve descripción de la Ecofisiología de anfibios y reptiles*

Los procesos fisiológicos y del ciclo de vida (tales como el desarrollo, crecimiento y reproducción) en ectotermos dependen enteramente de la temperatura. Por ejemplo, en los anfibios la temperatura afecta al balance hídrico en función de la tasa de incremento o pérdida de agua. En el caso de los reptiles, la temperatura afecta al comportamiento, haciéndolos más o menos activos con el aumento o descenso de la temperatura (Medina, Escolaro, Méndez de la Cruz, Sinervo, et al., 2011; Piña y Argarañaz 2003; Piña, Larriera y Cabrera 2003; Méndez de la Cruz, et al., 2013; Vitt y Caldwell 2014). Para los anfibios y reptiles que se encuentran en ambientes áridos o tropicales abiertos, las temperaturas pueden ser muy altas durante gran parte del día, en consecuencia, su actividad se limita a las horas más frías del día o se desplaza a micro-hábitats fríos. Los anfibios en general mantienen sus actividades en temperaturas corporales bajas en comparación a la mayoría de los reptiles, frecuentemente son nocturnos y pueden limitar sus actividades a los periodos de alta humedad o de presencia de lluvias (Vitt y Caldwell 2014).

A pesar de que los anfibios y reptiles son ectotérmicos siguen siendo capaces de producir calor metabólico, pero lo hacen a un nivel muy por debajo del que las aves y mamíferos (Vitt y Caldwell 2014). En consecuencia, su temperatura corporal fluctúa proporcionalmente a la del ambiente y por ello es que están sujetos a la temperatura del medio externo.

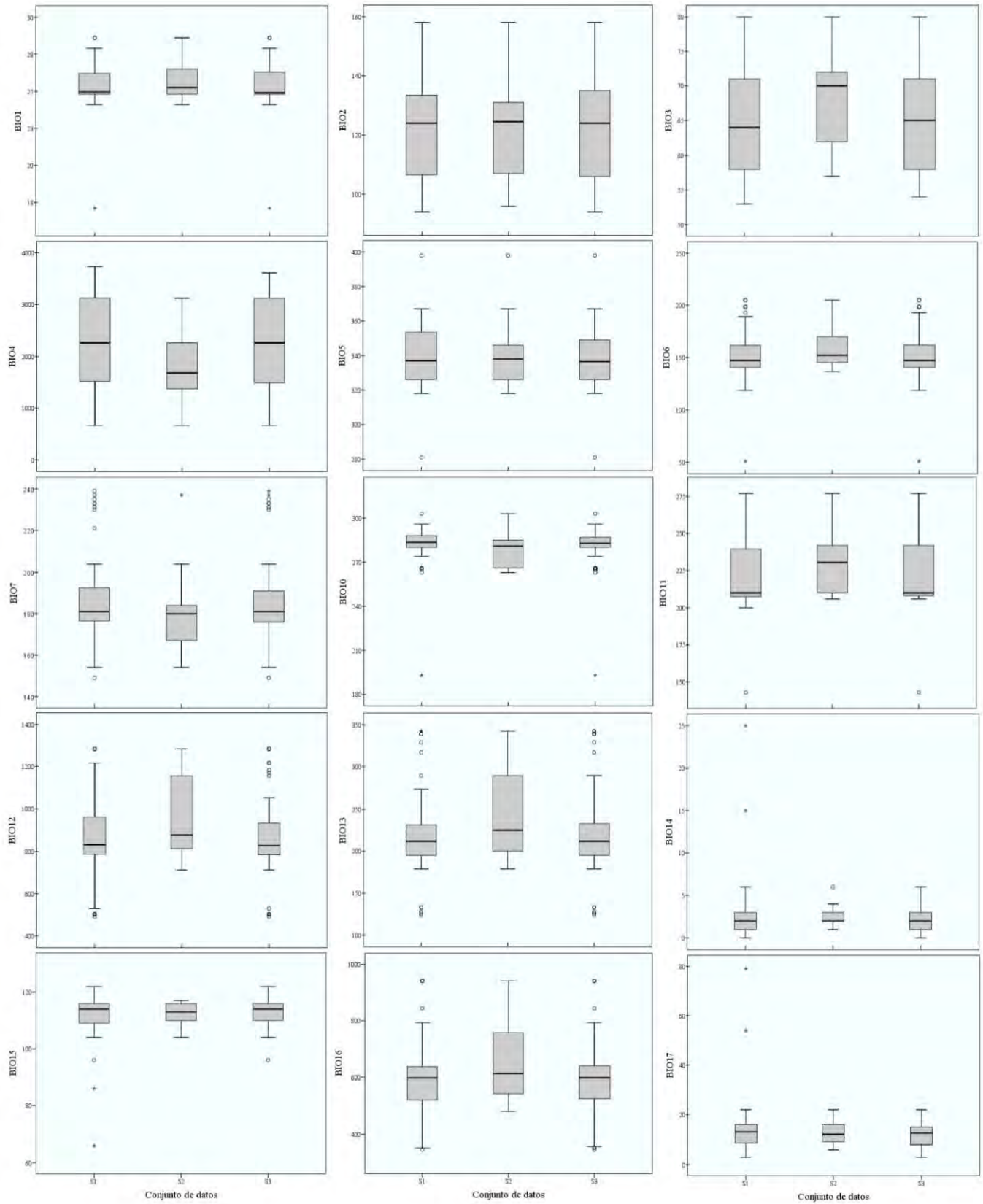
Frente a la variación diaria y estacional de la temperatura ambiental que ocurre en el hábitat, los anfibios y reptiles han desarrollado estrategias fisiológicas y conductuales para mantener su temperatura corporal dentro de los intervalos preferidos a través de la termorregulación (Woolrich Piña, et al., 2006; Navarro García J. C., et al., 2008). En los *termoconformistas* la regulación es pasiva, de manera que su temperatura corporal incrementa o decrece conforme lo hace la temperatura ambiental. Por otra parte, también hay algunos otros que pueden regular su temperatura mediante la exposición o protección activa del calor emitido por la radiación solar mediante cambios conductuales (*termorregulación comportamental*). Mientras que los organismos *tigmotérmicos* ganan calor al posarse sobre superficies calientes (por convección y conducción), los *heliotérmicos* lo hacen al exponerse directamente a la radiación directa de la luz solar; para prevenir temperaturas corporales muy altas o perder calor se posan sobre superficies frías y buscan fuentes de agua o refugio bajo la sombra (Randall D.J., et al., 2003, Woolrich Piña, et al., 2006; Vitt y Caldwell 2014). Algunos

reptiles son la excepción a lo anterior, ya que son capaces de regular su temperatura de manera no comportamental (o sea, fisiológicamente) para controlar la tasa a la que sus cuerpos se enfrían o calientan (Randall D.J., et al., 2003; Navarro García J. C., et al., 2008), estos son por definición poiquiloterms, pues presentan una amplia variación en la temperatura corporal media (en actividad) en respuesta a la temperatura ambiental (Vitt y Caldwell 2014).

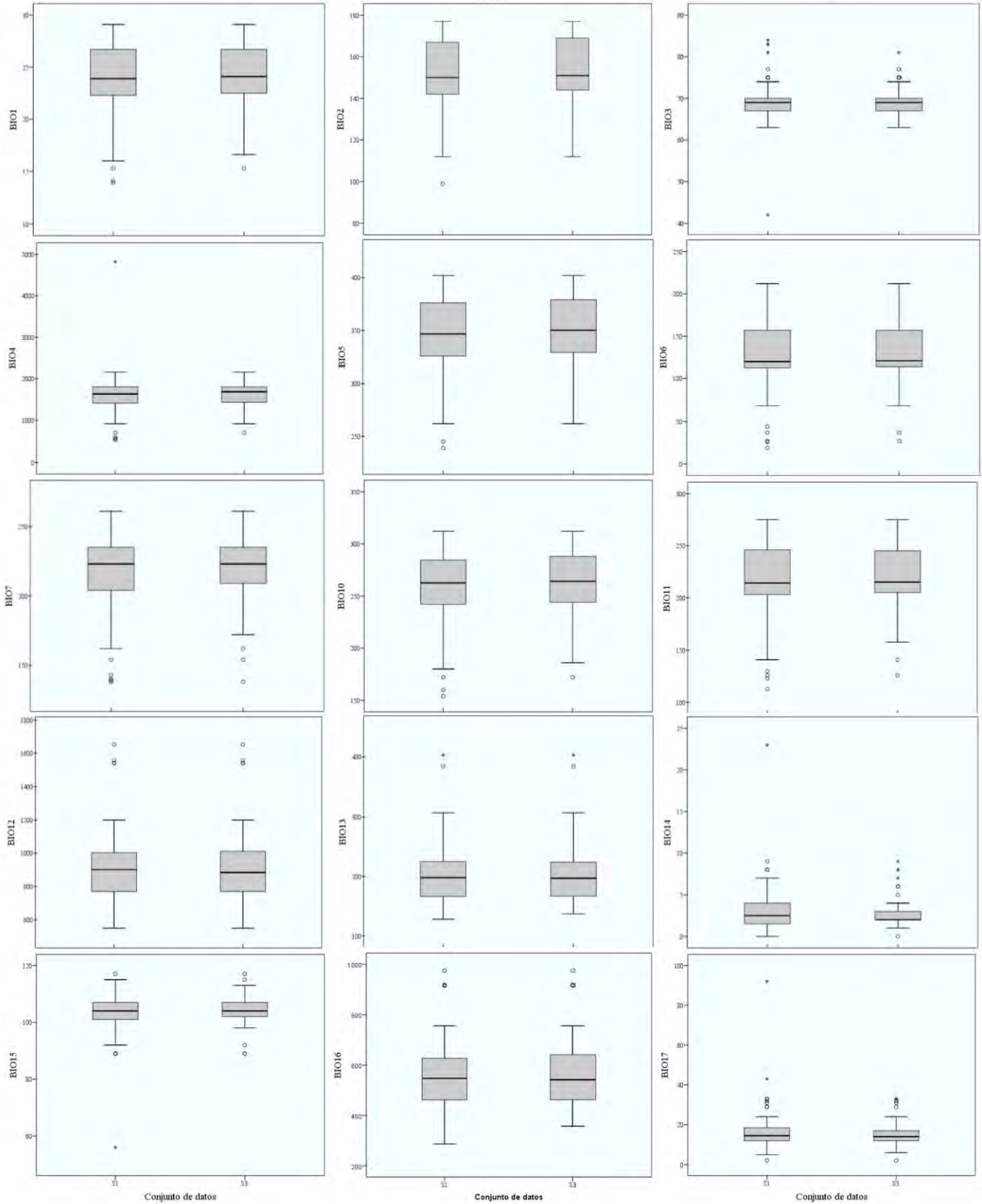
ANEXO I

Anexo I. Contiene los diagramas de cajas para cada variable bioclimática de BIO1 a BIO7 y de BIO10 a BIO17 (véase nomenclatura en Cuadro 1) en orden ascendente (de derecha a izquierda). Cada diagrama grafica los valores de localidades únicas, extraídos con ArMap Version 10.1 TM de cada conjunto de datos (de cada tratamiento: S₁ S₂ y S₃) correspondiente a cada especie. Anfibios: A1 (*D. spatulata*), A2 (*I. perplexus*), A3 (*L. zweifeli*), A4 (*T. narisovalis*) y A5 (*T. smithii*); Reptiles: A6 (*A. lineattissima*), A7 (*C. vittatus*), A8 (*P. lanei*), A9 (*S. mexicana*) y A10 (*T. calamarina*).

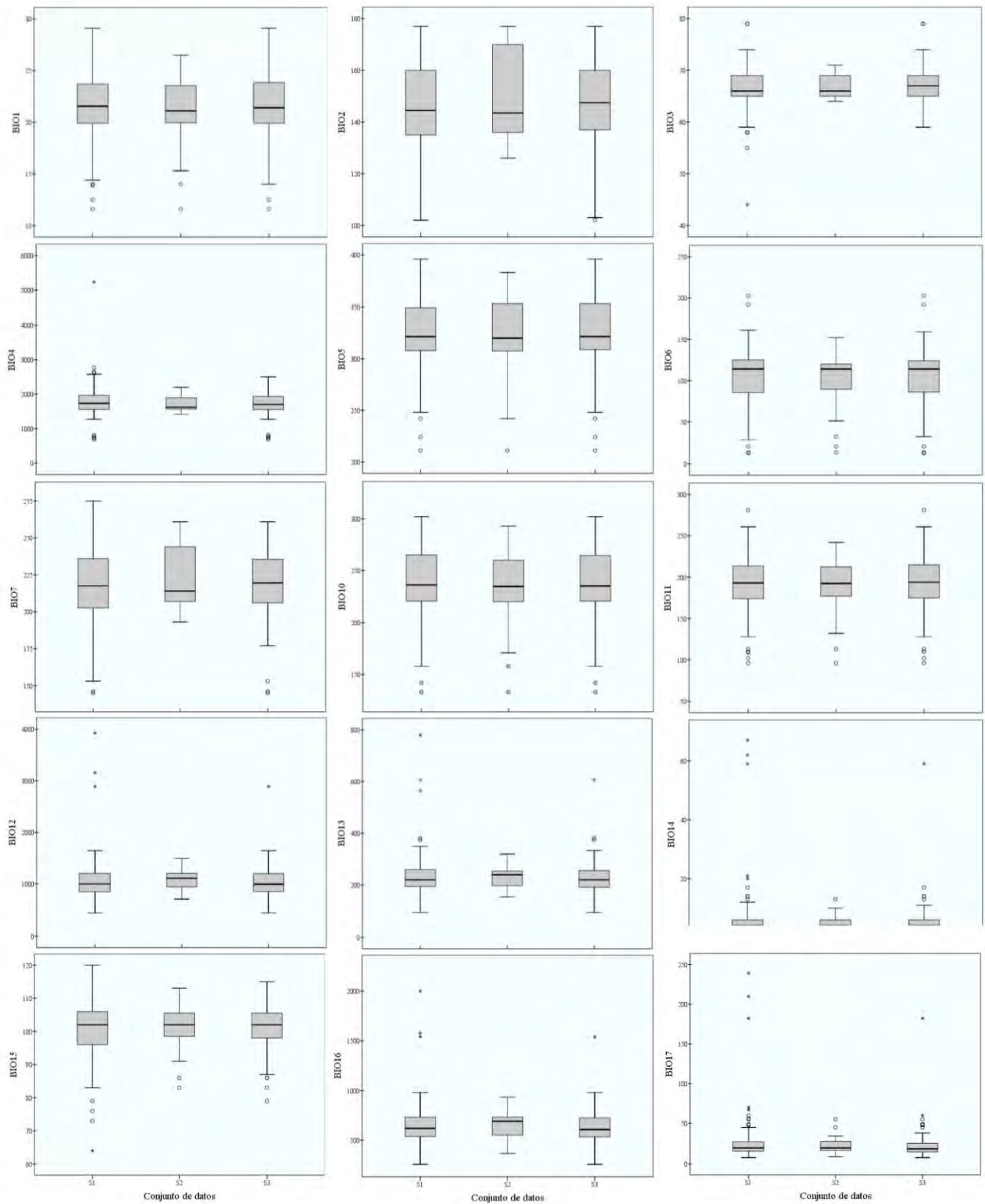
A1



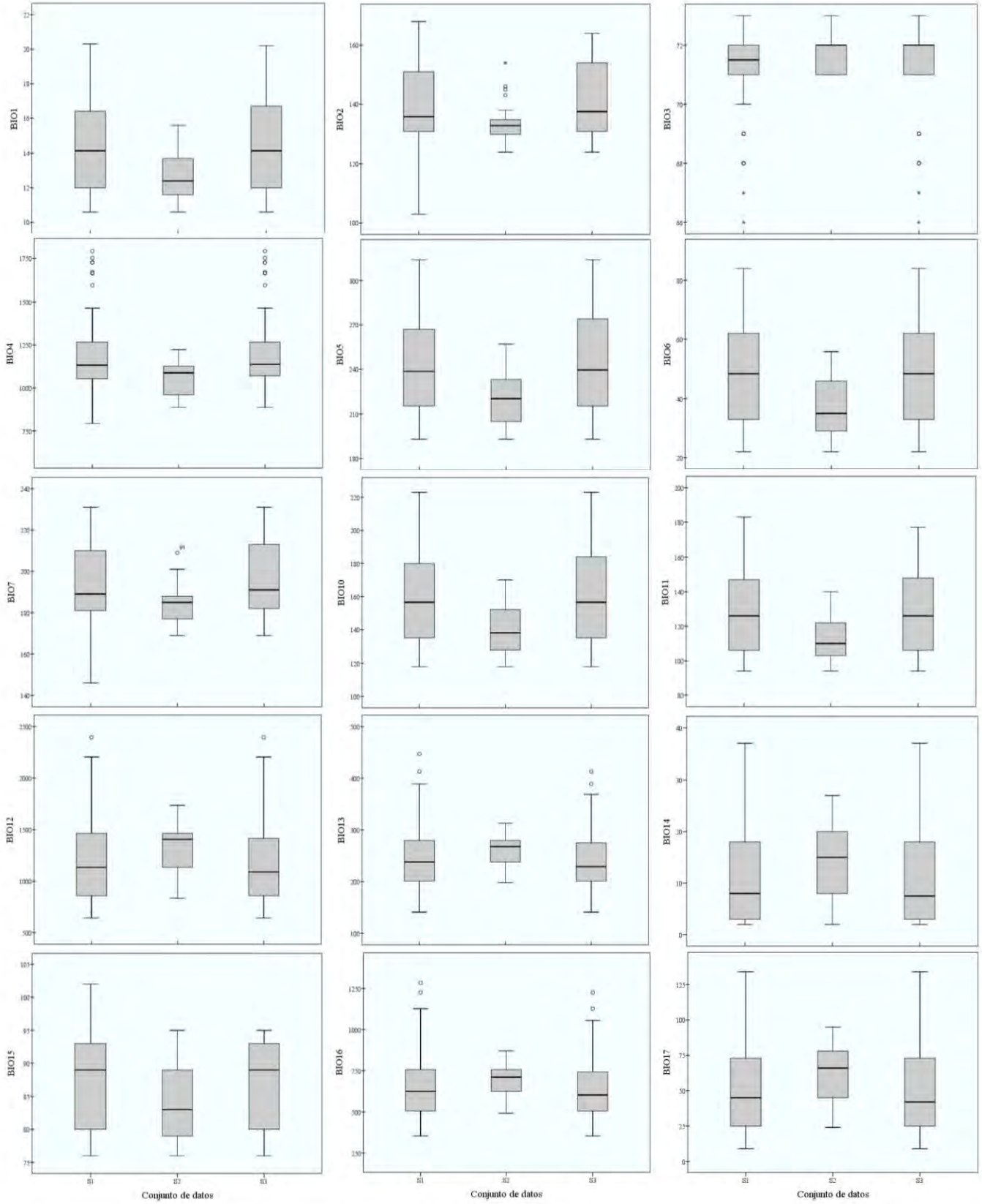
A2



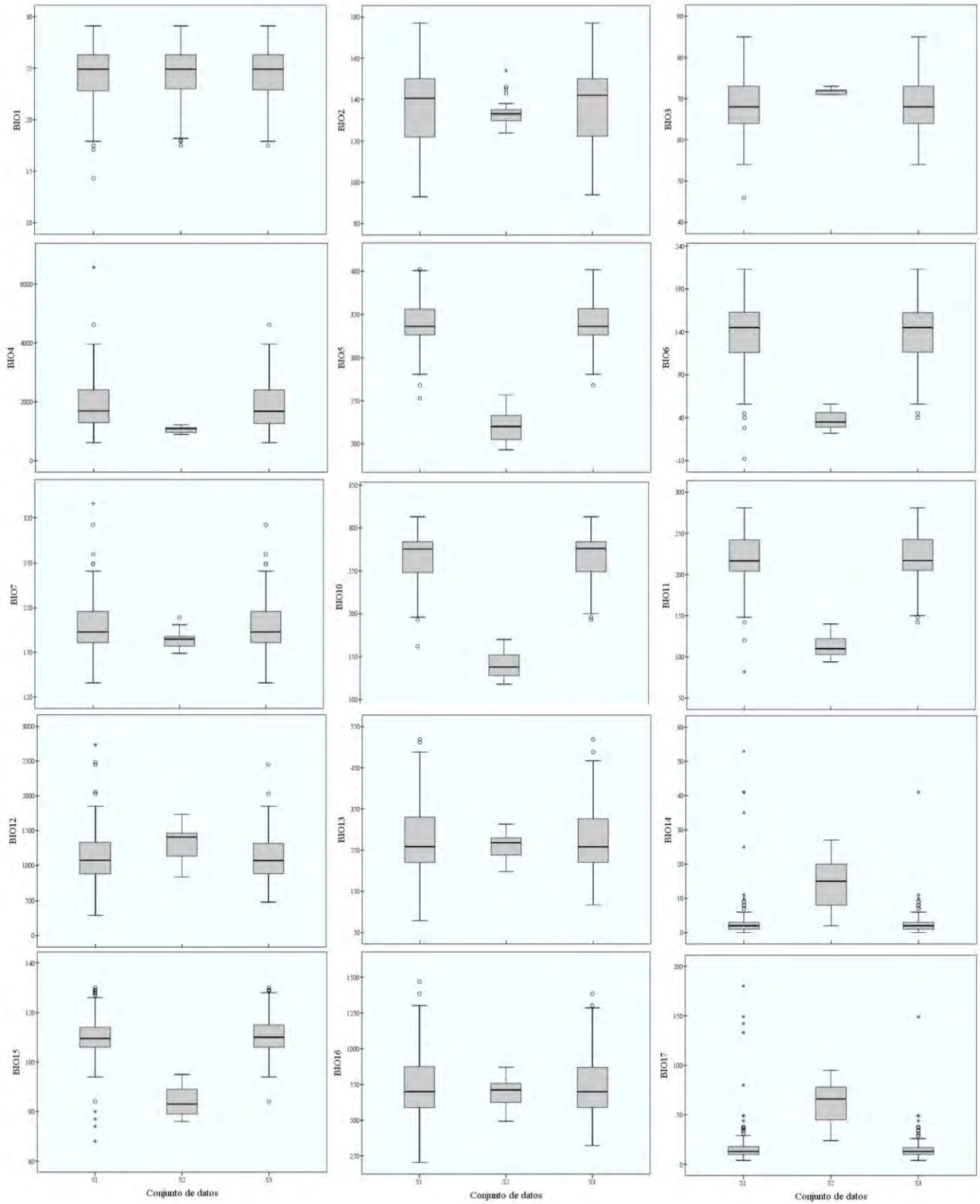
A3



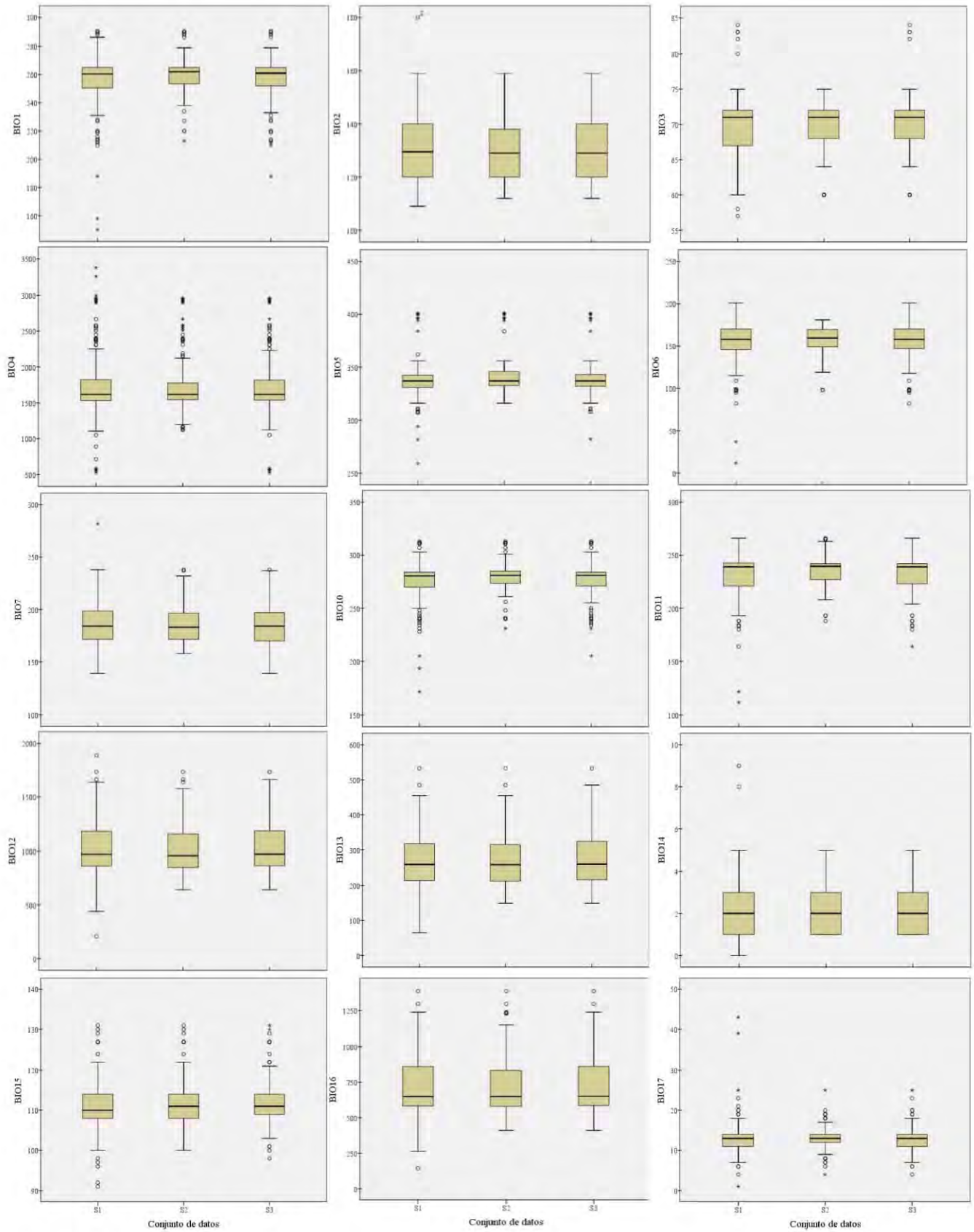
A4



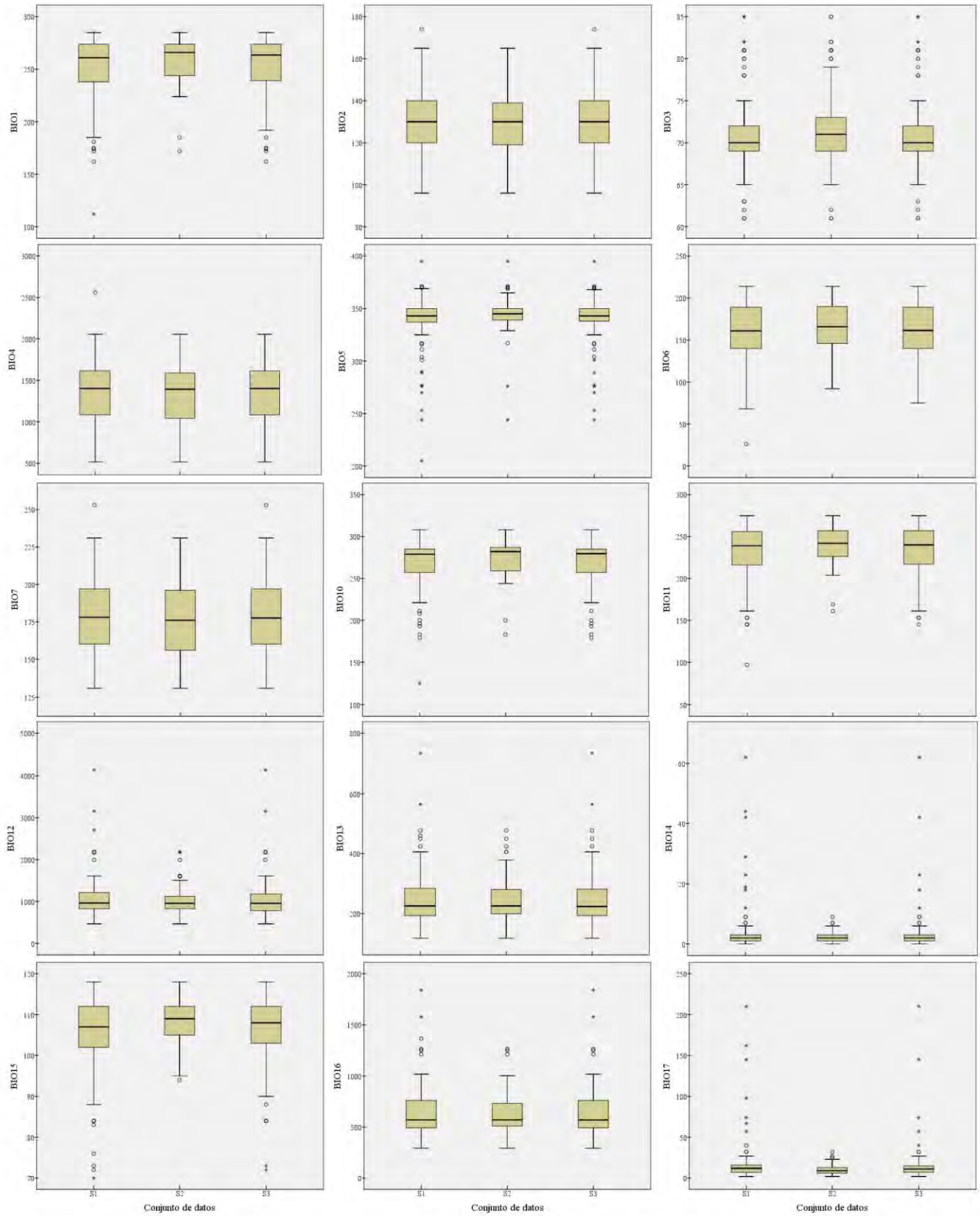
A5



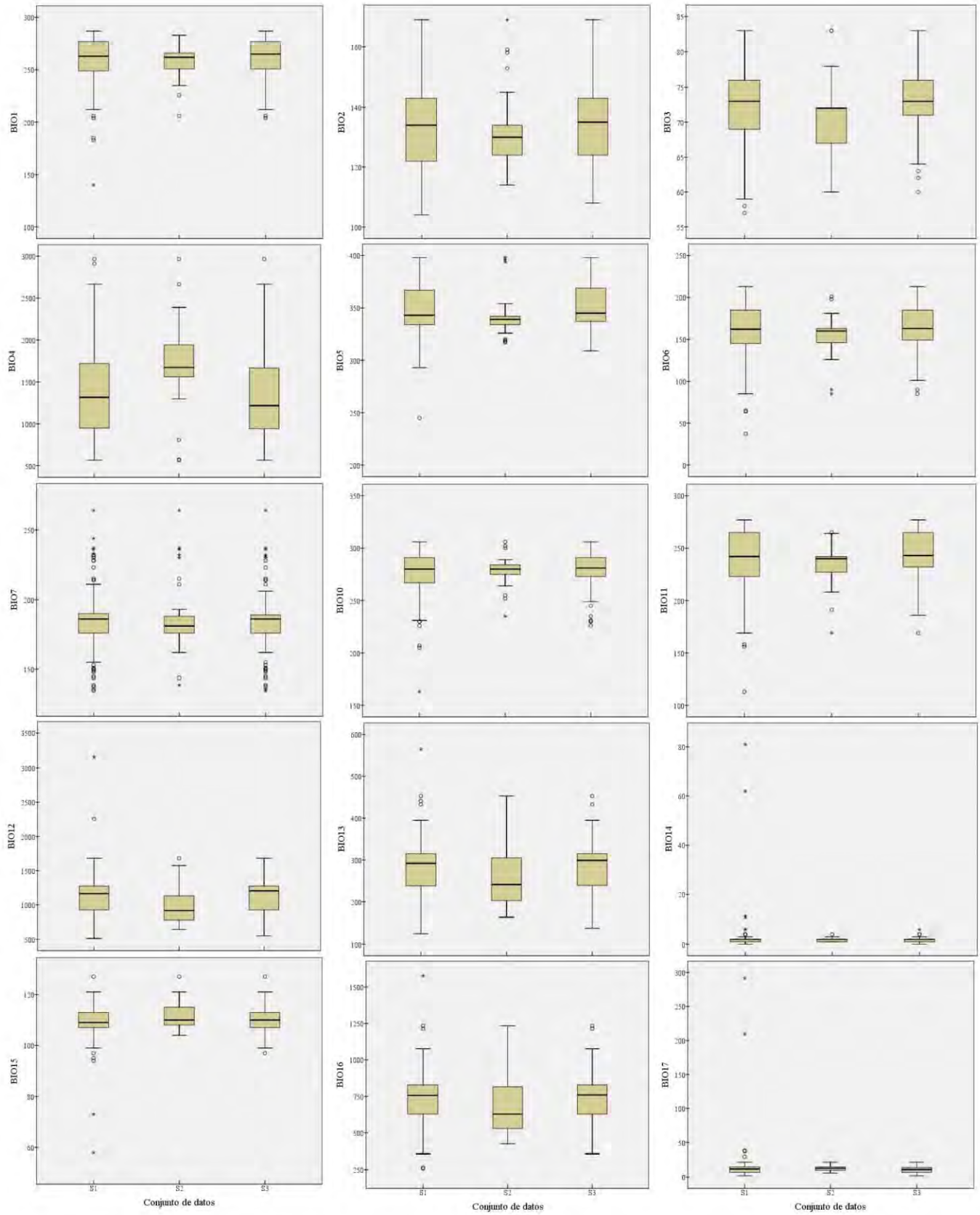
A6



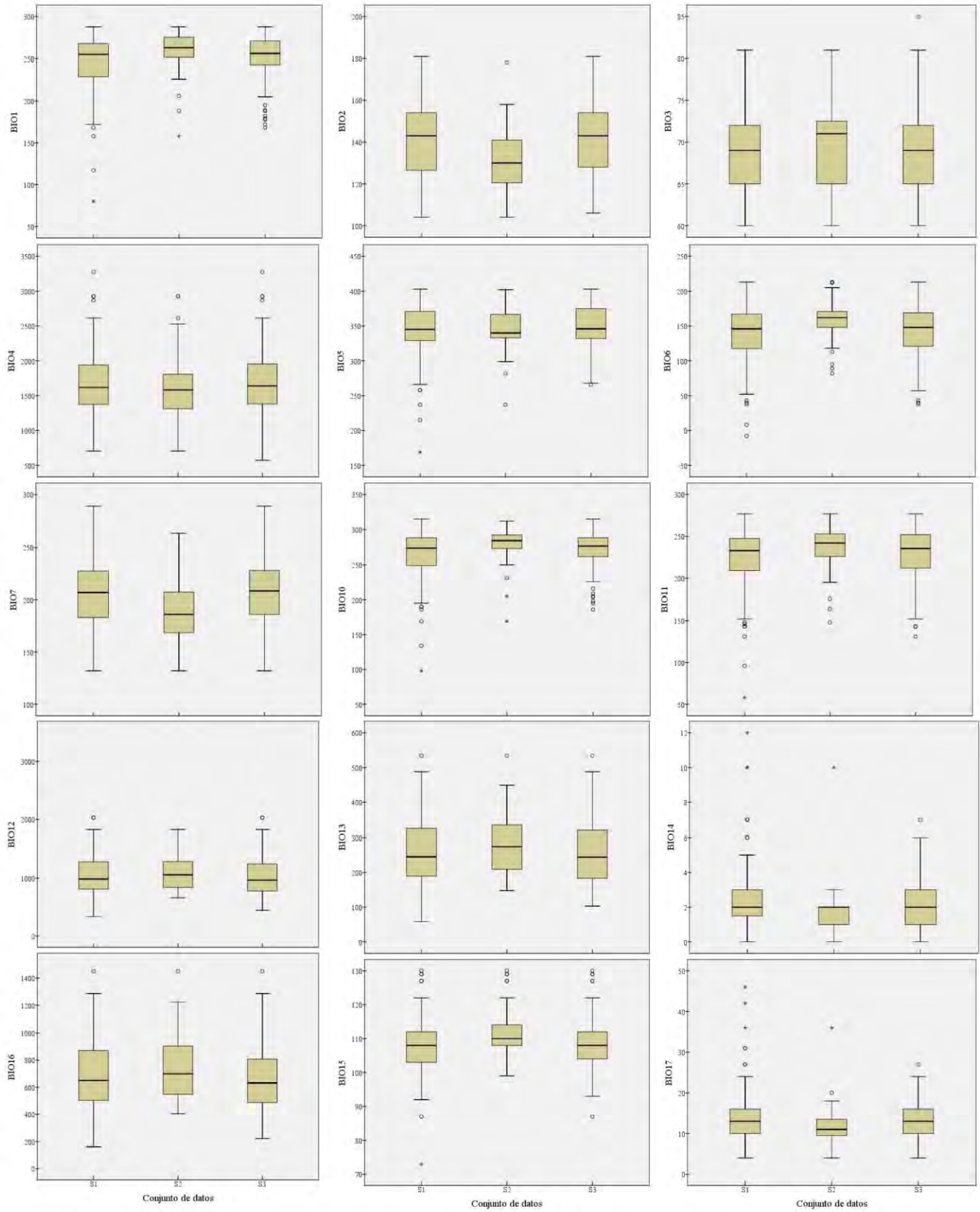
A7



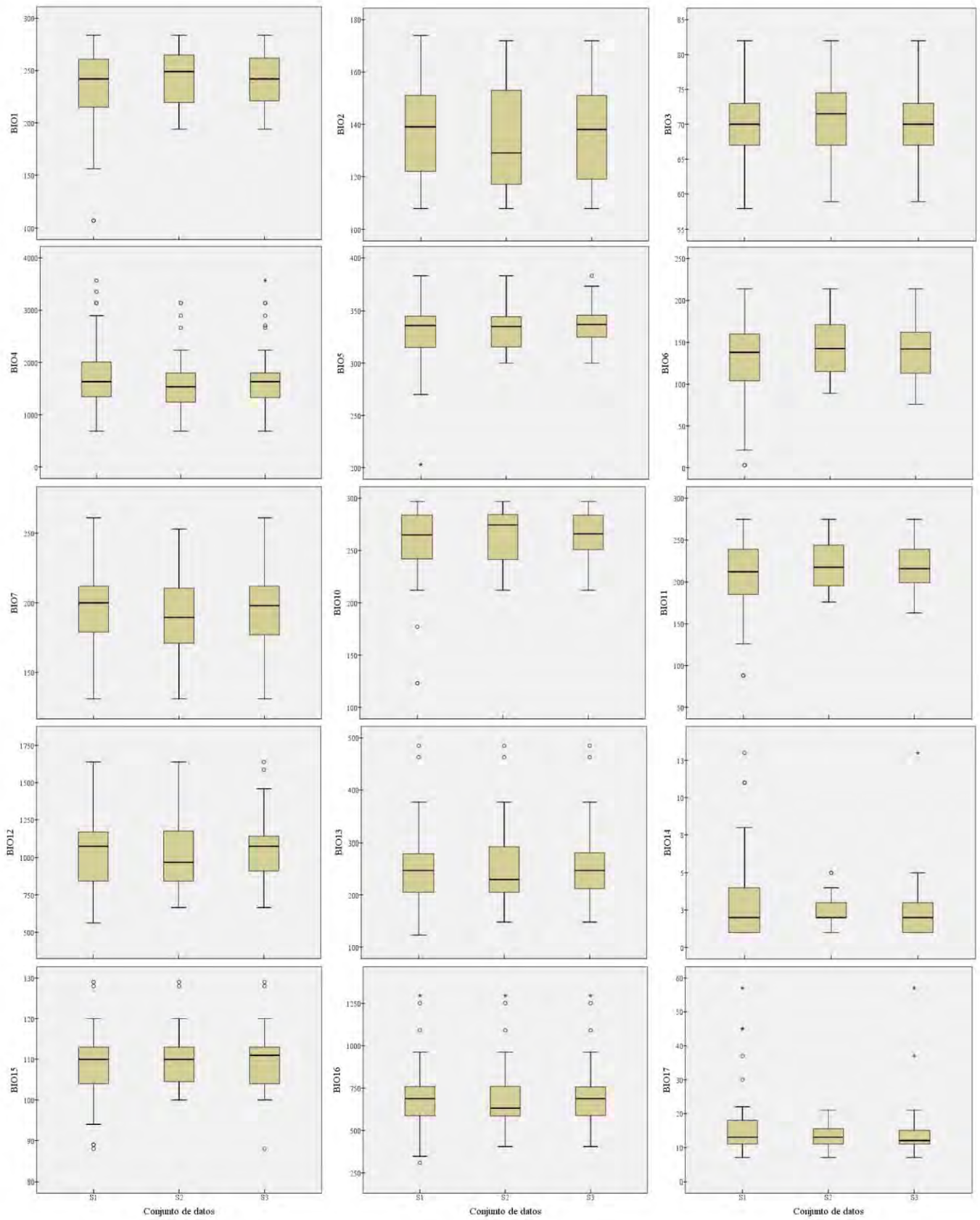
A8



A9



A10



ANEXO II

Tabla 2. De la depuración en S₃ correspondiente a las especies de anfibios. Se enlistan únicamente los registros únicamente por error de georreferenciación con base a información encontrada en la bibliografía relativa al “Estado/localidad atípica”; dicha bibliografía puede indicar localidades exactas de ocurrencia o también el intervalo de distribución. Son listados faunísticos y estudios de la biodiversidad de diversos Estados o Regiones de la República Mexicana, entre otros.

<i>Amphibia</i>	<i>Cantidad de registros en Estado/localidad atípicos</i>	<i>Bibliografía</i>
<i>Diaglena spatulata</i>	a) 1 de Tamaulipas a.a) 1 de Campeche	a); a.a) Ambos con coordenadas erróneas, respectivamente Colima y Guerrero.
<i>Tlalocohyla smithii</i>	b) 1 de Campeche c) 1 de Veracruz (Cordoba y Minatitlan) d) 1 de Puebla e) 1 de Chiapas	b) Cedeño Vázquez J. R., Calderón Mandujano R. R., Perera Trejo E. E., et al, “Diversidad de Especies: Anfibios”, pp. 326 a 331 en: Villalobos Zapara G. J. y Mendoza Vega J. (Coord.), (2010). “La Biodiversidad en Campeche: Estudio del Estado”, CONABIO, Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, México. Pp.730. c) The <i>Hyla picta</i> group; <i>Hyla smithii</i> , pp. 363-371 en: Duellman, W.E., 2001. Hylid Frogs of Middle America. vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Natural History Museum of the University of Kansas. New York, pp 694. c) Morales Mavil J. E. y Suárez Domínguez A., B.7.B. Registros de géneros de Vertebrados por Municipio, pp 53-65 en: Sommer Cervantes I. y Oropeza Orozco O. (Coompilador), (2010). Atlas regional de impactos derivados de las actividades petroleras en Coatzacoalcos, Veracruz; México, 122 pp. d) Además de atípico (respecto a la localidad, Villa Juárez): The <i>Hyla picta</i> grup; <i>Hyla smithii</i> , pp. 363-371 en: Duellman, W.E., 2001. Hylid Frogs of Middle America. vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Natural History Museum of the University of Kansas. New York, pp. 694. e) Flores Villela O. y Gerez P. (1994), Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y usos del suelo, 2º ed., Ediciones Técnico Científicas, UNAM, CONABIO, México D.F., pp. 439. e) The <i>Hyla picta</i> grup; <i>Hyla smithii</i> , pp. 363-371 en: Duellman, W.E., (2001). Hylid Frogs of Middle America. vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Natural History Museum of the University of Kansas. New York, pp. 694.
<i>Lithobates zweifeli</i>	f) 13 de Veracruz g) 1 de Nuevo León h) 1 de Guanajuato i) 3 de Sinaloa j) 2 de Nayarit k) 7 de Jalisco	f); g); h) y k) Coordenadas incorrectas i) Casas Andreu G. y Aguilar Miguel X., (2002), Anfibios y reptiles de agua dulce de Sinaloa, Pp 321-341. In J. L. Cifuentes Lemus y J. Gaxiola López (Eds.), Atlas de la biodiversidad de Sinaloa. El Colegio de Sinaloa. Culiacán, Sinaloa, pp. 442. i) Lavín Murcio P., Hinojosa Falcón O. M. y Lazcano Villareal D. (2002). Anfibios y reptiles del Estado de Sinaloa. Pp. 311-319. In J. L. Cifuentes Lemus y J. Gaxiola López (Eds.), Atlas de la biodiversidad de Sinaloa. El Colegio de Sinaloa. Culiacán, Sinaloa. j) Lewis T. H. y Johnson L. M. (1955), Observations on the Herpetofauna of the Mexican States of Nayarit, Herpetologica, 11(3): 177-181. j) Luja V. H., Ahumada Carrillo I. T., Ponce Campos P. y Figueroa Esquivel E., (2014), “Checklist of amphibians of Nayarit, western Mexico”, Checklist the journal biodiversity data, 10 (6): 1336-1341.
<i>Incilius perplexus</i>	l) 1 de Tamaulipas, Matamoros *) 1 del Distrito federal, Iztapalapa.	l) Lavín-Murcio P. A., Hinojosa-Falcón O. M., Herrera-Patiño, R. E. Nuñez-Lara y L. H. Vélez-Horta. 2005. Anfibios y reptiles de Tamaulipas. Pp. 185-192, Biodiversidad Tamaulipeca. Volumen 1 (L. Barrientos-Lozano, A. Correa-Sandoval, J. V. Horta-Vega, and J. García-Jiménez, editores). Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México; <i>Canseco-Márquez, L., F. Mendoza-Quijano y M. G. Gutierrez-Mayén. 2004. Análisis de la distribución de la herpetofauna. Pp 417-437. InL. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. CONABIO-UNAM. México.</i> *Ramírez Bautista A., Hernández Salinas U., García Vázquez U. O., et al, <i>Herpetofauna del Valle de México, 2009, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, CONABIO, México.</i>

<i>Amphibia</i>	Cantidad de registros en Estado/localidad atípicos	Bibliografía
<i>Thorius narisovalis</i>	*) 1 de Guerrero *) 1 de Oaxaca, Tlalixtac	*Pérez-Ramos, E., L. Saldaña de la Riva y Z. Uribe-Peña. 2000. A checklist of the reptiles and amphibians of Guerrero, México. <i>Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología</i> 71(1):21-40. *Coordenadas incorrectas; EDGE (Evolutionarily distinct & Globally Endangered), Upper Cerro Pigmy Salamander (<i>Thorius narisovalis</i>), recuperado de: http://www.edgeofexistence.org/amphibians/species_info.php?id=611 el 5 de agosto de 2015.

Tabla 3. De la depuración en S₃ correspondiente a las especies de reptiles. Se enlistan únicamente los registros únicamente por error de georreferenciación con base a información encontrada en la bibliografía relativa al “Estado/localidad atípica”; dicha bibliografía puede indicar localidades exactas de ocurrencia o también el intervalo de distribución. Son listados faunísticos y estudios de la biodiversidad de diversos Estados o Regiones de la República Mexicana, entre otro.

<i>Reptilia</i>	<i>Cantidad de registros en Estado/localidad atípicos</i>	<i>Bibliografía</i>
<i>Aspidoscelis lineattissima</i>	<p>*) 1 de Baja California Sur (Grismer L. 2002)</p> <p>**) 2 de Sinaloa (Hardy 1969)</p> <p>***) 1 de Zacatecas</p> <p>****) 4 de Oaxaca (Casas 1996)</p>	<p>*Coordenadas incorrectas (de Colima, pero en Baja California Sur); Grismer, L. L. 2002. Amphibians and reptiles of Baja California, including its pacific islands and the islands in the Sea of Cortés. University of California Press. Berkeley.</p> <p>**Coordenadas incorrectas (de Nayarit, pero están en Sinaloa); Hardy, L. M. y R. W. McDiarmid. 1969. The amphibians and reptiles of Sinaloa, Mexico. University of Kansas Publications of the Museum of Natural History 18(3):39-252.</p> <p>Lavín Murcio, P., O. M. Hinojosa Falcón y D. Lazcano Villareal. 2002. Anfibios y reptiles del Estado de Sinaloa. Pp:311-319. In J. L. Cifuentes Lemus y J. Gaxiola López (Eds.), Atlas de la biodiversidad de Sinaloa. El Colegio de Sinaloa. Culiacán, Sinaloa.</p> <p>***Erro de Estado y coordenadas (la base de datos indica al Estado de Michoacan, localidad Santa Cruz).</p> <p>****Coordenadas incorrectas; Otros si de Oaxaca:</p> <p>Casas, Andreu, Gustavo, Méndez, De La Cruz, Fausto R., Camarillo, José Luis. Anfibios y reptiles de Oaxaca. Lista, distribución y conservación. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie) [en línea] 1996, () : [Fecha de consulta: 30 de septiembre de 2015] Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57506901> ISSN 0065-17; Casas-Andreu, G., F. R. Méndez-de la Cruz y X. Aguilar-Miguel. 2004. Anfibios y reptiles. Pp:375-390. In A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (Eds), Biodiversidad de Oaxaca. UNAM, FOCN, WWF. México</p>
<i>Conophis vittatus</i>	a*) 1 de Querétaro	a*Coordenadas incorrectas
<i>Phyllodactylus lanei</i>	b*) 1 de Mérida Yucatán	b*Lee, J. C. 1996. The amphibians and reptiles of the Yucatán Peninsula. Cornell University Press. Ithaca, NY.
	c*) 3 de Veracruz	c*; e* Coordenadas incorrectas.
	d*) 2 de Puebla	d*Canseco-Márquez, L., F. Mendoza-Quijano y M. G. Gutiérrez-Mayén. 2004. Análisis de la distribución de la herpetofauna. Pp 417-437. In I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. CONABIO-UNAM. México; Canseco Márquez, L. y M. G. Gutiérrez Mayén. 2010. Anfibios y reptiles del Valle de Tehuacán Cuicatlán. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fundación para la Reserva de la Biosfera Cuicatlán A. C., Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, D. F.
	e*) 1 de Ed. México	Woolrich Piña A., Oliver López L. y Lemos Espinal J. A., 2005, Anfibios y Reptiles Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, UNAM, Facultad de Estudios Superiores IZTACALA, México D.F, CONABIO.
<i>Salvadora mexicana</i>	f*) 1 de San Luis Potosí	f*Canseco-Márquez, L., F. Mendoza-Quijano y M. G. Gutiérrez-Mayén. 2004. Análisis de la distribución de la herpetofauna. Pp 417-437. In I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. CONABIO-UNAM. México

Tantilla calamarina

g*) 1 de San Luis Potosí

g*Coordenadas incorrectas; Canseco-Márquez, L., F. Mendoza-Quijano y M. G. Gutierrez-Mayén. 2004. Análisis de la distribución de la herpetofauna. Pp 417-437. En I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental*. CONABIO-UNAM. México.