



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD DURANGO

**Diversidad taxonómica y funcional de las
comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la
Biosfera de Mapimí, México**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL**

PRESENTA

I.A. Mariela Martínez Ortiz

DIRECTORES

Dr. Uriel Hernández Salinas

Dra. Ilse Jaqueline Ortega Martínez



Victoria de Durango, Dgo., agosto del 2025



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, 09 de junio del 2025

El Colegio de Profesores de Posgrado de IPN CIIDIR Unidad Durango en su Sesión (Unidad Académica)

ordinaria No. 5 celebrada el día 06 del mes junio de 2025 conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Martínez	Apellido Materno:	Ortiz	Nombre (a):	Mariela
-------------------	----------	-------------------	-------	-------------	---------

Número de registro: B 2 3 1 2 3 3

del Programa Académico de Posgrado: Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

Diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México.

Objetivo general del trabajo de tesis:

Evaluar los índices de diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, con el propósito de entender el papel ecológico que desarrollan las especies en este ecosistema.

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: Dr. Uriel Hernández Salinas 2° Director: Dra. Ilse Jaqueline Ortega Martínez
No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

IPN CIIDIR Unidad Durango

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

Dr. Uriel Hernández Salinas

2° Director de Tesis (en su caso)

Dra. Ilse Jaqueline Ortega Martínez

Alumna

Mariela Martínez Ortiz

Presidente del Colegio

Dr. Eduardo Sánchez Ortiz





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
Dirección de Posgrado

SIP-14
 REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Victoria de Durango siendo las 11:00 horas del día 26 del mes de agosto del 2025 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de IPN CIIDIR Unidad Durango para examinar la tesis titulada:

Diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimi, México. del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Martínez	Apellido Materno:	Ortiz	Nombre (s):	Mariela
--------------------------	-----------------	--------------------------	--------------	--------------------	----------------

Número de boleta: B 2 3 1 2 3 3

Alumno del Programa Académico de Posgrado: Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 6% de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI NO **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: El porcentaje de similitud se localiza en la sección de introducción y en las referencias bibliográficas. Ambas secciones constituyen una parte fundamental del trabajo de tesis de la alumna, y aunque se trabajaron para evitar un porcentaje de similitud, éstas no pueden limitarse de sustento bibliográfico.

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

Satisface los requisitos de una tesis de maestría, señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

COMISIÓN REVISORA DE TESIS


 Director de Tesis
 Dr. Uriel Hernández Salinas


 Dra. Celia López González


 Dr. Miguel Mauricio Correa Ramirez


 Dr. Eduardo Sánchez Ortiz
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


 2º Director de Tesis (en su caso)
 Dra. Ibe Jacqueline Ortega Martínez


 Dr. Marco Antonio Márquez Linares






INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL **SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de Victoria de Durango el día 12 del mes de septiembre del año 2025, el (la) que suscribe Mariela Martínez Ortiz alumno(a) del programa Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental con número de registro B231233, adscrito(a) al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis bajo la dirección del Doctor Uriel Hernández Salinas y la Doctora Ilse Jaqueline Ortega Martínez y cede los derechos del trabajo titulado "Diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México", al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado del autor y/o director(es). Este puede ser obtenido escribiendo a las siguiente(s) dirección(es) de correo uhermndez3@gmail.com, ilse.ortega@inecol.mx y mammtzotz@gmail.com. Si el permiso se otorga, al usuario deberá dar agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.



Mariela Martínez
Ortiz

Este trabajo se realizó en el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Durango bajo la dirección del Doctor Uriel Hernández Salinas, profesor investigador de este Centro.

DEDICATORIA

En el escucha de su voz, perdí mis miedos...

A Francisco Luis Ortiz, por darme un feliz hogar a través de este lapso, por inspirarme, hacerme reír, emocionarme y llenar mi alma de valentía.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) por su compromiso con la educación mexicana y la investigación científica, por brindarme las herramientas necesarias para llevar a cabo el presente trabajo. A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por proporcionarme una beca de posgrado (CVU 1317615). Al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Durango (CIIDIR-Durango), por brindarme el espacio y los recursos fundamentales para mi formación profesional. A la Secretaría de Investigación y Posgrado (SIP), porque a través del doctor Uriel Hernández Salinas con los proyectos SIP 20230508, 20240007, 20250747 y SIP multidisciplinario 2352 me permitieron cubrir los gastos de las salidas a campo realizadas para el desarrollo de este trabajo de investigación. Al Programa Institucional de Formación de Investigadores (PIFI) por proporcionarme una Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores (BEIFI). A mi director de tesis, el Doctor Uriel Hernández Salinas por su invaluable guía, paciencia y conocimientos compartidos durante este proceso. A mi codirectora, la Doctora Ilse J. Ortega Martínez por el tiempo y conocimiento dedicado a mi aprendizaje, por su constante respaldo y compromiso. Al M. en C. Juan Carlos Ibarra Flores, director de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, por brindarme la atención necesaria para realizar mis actividades en el área. A mi comité tutorial: Dra. Celia González López, Dr. Marco A. Linares Márquez y Dr. Miguel M. Correa Ramírez por el tiempo y conocimiento dedicado a las diversas versiones de mi trabajo de investigación. A los docentes involucrados en cada una de las materias que se me impartieron. A mis compañeras, por su compañía en los momentos más demandantes de este proceso. A Manuel, por recordarme todos los días lo capaz que soy, su amor y paciencia fueron mi guía. A mi madre, a Marcos, Marcelino, Martín, Marisol y David, por su apoyo incondicional y sacrificios silenciosos. A mis abuelitos, por orar cada día por mí.

ÍNDICE

	Páginas
I. Introducción	1-6
II. Antecedentes	7-8
III. Justificación	9
IV. Objetivos	10
V. Pregunta de investigación	11
VI. Materiales y métodos	12-18
6.1 Área de estudio	12-14
6.2 Listado de especies	14-16
6.3 Estado de amenaza de los anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí	16-17
6.4 Trabajo de campo	17
6.5 Obtención de los caracteres funcionales	17-18
6.6 Análisis de datos	19-23
6.6.1 Diversidad taxonómica	19
6.6.2 Diversidad funcional	19-23
6.6.3 Relación entre la diversidad taxonómica y funcional	23
VII. Resultados	24-36
7.1 Riqueza de especies y estado de amenaza	24-27
7.2 Diversidad taxonómica	27-29
7.2.1 Riqueza de especies por tipos de vegetación	29
7.3 Diversidad funcional	29-35
7.4 Relación entre la diversidad taxonómica y funcional	36
VIII. Discusión	37-46
8.1 Listado de especies y estado de amenaza	37-39
8.2 Diversidad taxonómica	39-40
8.3 Diversidad funcional	41
8.3.1 Índice de diversidad funcional	41-42
8.4 Relación entre la diversidad taxonómica y funcional	42-46
8.4.1 Delta+ y riqueza de especies	42-43
8.4.2 Delta+ y S.E.S.DF	43-44
8.4.3 Delta+ y riqueza de grupos funcionales	44
8.4.4 Riqueza de especies y riqueza de grupos funcionales	45
8.4.5 S.E.S.DF y riqueza de grupos funcionales	45-46
IX. Conclusiones	47
X. Literatura citada	48-59
XI. Anexos	60-61

ÍNDICE DE FIGURAS

	Páginas
Figura 1. Ubicación geográfica de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México.	14
Figura 1. Vista panorámica de algunos de los tipos de vegetación presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México.	15
Figura 3. Índice de diversidad taxonómica promedio Delta+ ($\Delta+$) para las comunidades de anfibios y reptiles presentes en 9 tipos de vegetación en la Reserva de la Biosfera de Mapimí.	28
Figura 4. A) Riqueza de especies, B) S.E.S.DF y C) Riqueza de grupos funcionales de las especies de anfibios y reptiles por tipo de vegetación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí.	33
Figura 5. Dendrograma funcional que clasifica las especies de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí en grupos según la similitud de sus rasgos funcionales.	35
Figura 6. Correlaciones de Pearson entre el índice de diversidad taxonómica, el índice de diversidad funcional, la riqueza de especies, y la riqueza de grupos funcionales.	36
Figura 7. Página 1 del permiso de colecta emitido por SEMARNAT para colecta científica o con motivos de enseñanza en materia de vida silvestre.	60
Figura 8. Página 1 del permiso para llevar a cabo actividades de investigación científica al interior de la Reserva de la Biosfera de Mapimí.	61

ÍNDICE DE CUADROS

	Páginas
Cuadro 1. Colecciones científicas consultadas con registros de anfibios y reptiles presentes en el área de estudio.	16
Cuadro 2. Descripción de los rasgos funcionales de las especies de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí propuestos para este trabajo.	20-21
Cuadro 3. Riqueza de especies de anfibios y reptiles para la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México. Se muestra el estado de amenaza de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2019 (E: Probablemente extinto en el medio silvestre, P: En peligro de extinción, A: Amenazadas, Nc: No considerada y Pr: Sujetas a protección especial), Lista Roja de la IUCN (2014; DD: Datos deficientes, LC: Preocupación menor, NT: Casi amenazado, VU: Vulnerable, EN: En peligro de extinción, CR: En peligro crítico, EW: Extinto en la naturaleza, EX: Extinto, NE: No evaluado), y con el Índice de Vulnerabilidad Ambiental (EVS: B: Bajo, 3-9; M: Medio, 10-13; A: Alto, 14-19; Wilson <i>et al.</i> , 2013a, b). Se consideran también las especies endémicas a México (E: Endémica, Ne: No endémica).	25-27
Cuadro 4. Valores de diversidad taxonómica Delta+ para las comunidades de anfibios y reptiles presentes en 9 tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí.	28-29
Cuadro 5. Caracteres funcionales de las comunidades de anfibios y reptiles en la Reserva de la Biosfera de Mapimí.	30-32

GLOSARIO

Agrupamiento funcional: Clasificación de especies basada en sus roles o características ecológicas similares, en lugar de su taxonomía.

Área natural protegida: Espacio geográfico designado para conservar la biodiversidad y los ecosistemas, con regulaciones para su uso sostenible.

Clasificación taxonómica Linneana: Sistema jerárquico (reino, filo, clase, etc.) para organizar seres vivos basado en características compartidas.

Comunidad: Conjunto de poblaciones de diferentes especies que interactúan en un área específica.

Diversidad funcional: Variedad de roles ecológicos y rasgos funcionales dentro de una comunidad.

Diversidad taxonómica: Variedad de especies en un ecosistema, considerando su parentesco taxonómico.

Especies bioindicadoras: Organismos cuya presencia o condición refleja el estado ambiental de un ecosistema.

Estado de amenaza: Categoría (ej. "en peligro") que indica el riesgo de extinción de una especie.

Fitness: Éxito reproductivo de un organismo en su entorno, medido por su contribución genética a futuras generaciones.

Función ecológica: Rol o proceso que una especie o grupo realiza en un ecosistema (ej. polinización).

Gradientes ambientales: Variaciones graduales en factores abióticos (ej. temperatura, altitud) que influyen en la distribución de especies.

Grupo funcional: Conjunto de especies que desempeñan funciones ecológicas similares.

Matriz de distancias de Gower: Método estadístico para medir similitud entre objetos (ej. especies) con variables mixtas (cualitativas/cuantitativas).

Modelos nulos: Herramientas teóricas que predicen patrones ecológicos en ausencia de mecanismos específicos, para comparar con datos reales.

Patrones de distribución: Disposición espacial de organismos (ej. aleatoria, agrupada) en un área.

Rasgo funcional: Característica morfológica, fisiológica o conductual que afecta el desempeño ecológico de una especie.

Reserva de la biosfera: Área reconocida por la UNESCO que combina conservación, desarrollo sostenible e investigación.

Sobredispersión funcional: Mayor diversidad de rasgos funcionales en una comunidad, indicando nichos ecológicos diferenciados.

Tamaño del efecto estandarizado: Medida cuantitativa que compara la magnitud de un fenómeno entre grupos o condiciones, independiente de la escala.

LISTA DE ACRÓNIMOS

ANP's: Áreas Naturales Protegidas.

CA: Cuerpos de agua.

CONANP: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

DF: Diversidad funcional.

DT: Diversidad taxonómica.

EVS: Índice de vulnerabilidad ambiental.

GF: Grupos funcionales.

INECOL: Instituto de Ecología, A.C.

IUCN: International Union for Conservation of Nature.

MAB: The Man and the Biosphere Program.

MCR: Matorral crasicaule.

MDM: Matorral desértico micrófilo.

MDR: Matorral desértico rosetófilo.

PH: Pastizal halófilo.

PN: Pastizal natural.

RBM: Reserva de la Biosfera de Mapimí.

SD: Suelo desnudo.

SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

S.E.S.DF: Tamaño del efecto estandarizado de la diversidad funcional.

UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

UPGMA: Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean.

VAX: Vegetación halófila-xerófila.

VD: Vegetación de desiertos arenosos.

RESUMEN

Debido a la poca información sobre la riqueza y diversidad de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí (RBM), en el presente trabajo se da a conocer la lista de especies más actualizada de anfibios y reptiles, así como el estado de amenaza establecido por la SEMARNAT, la IUCN y el EVS (Índice de Vulnerabilidad Ambiental, por sus siglas en inglés) para esta reserva. Asimismo, utilizando información de colecciones biológicas de México y Estados Unidos, trabajo de campo y de literatura, se analizó la diversidad taxonómica ($\Delta+$) y funcional para ambos grupos a través de los tipos de vegetación presentes en la RBM. El listado está constituido por 6 especies de anfibios y 34 de reptiles. Para el desarrollo de los análisis taxonómicos y funcionales sólo se utilizaron 20 de estas especies. Los valores más altos de diversidad taxonómica se presentaron en el pastizal natural ($\Delta+$ 80.0) y el matorral crasicaule ($\Delta+$ 76.6). Los resultados de diversidad funcional indicaron que el pastizal natural ($DF = 1.73$, $P = 0.03$) presentó una sobredispersión funcional, lo que sugiere que este tipo de vegetación alberga una amplia diversidad de roles ecológicos. Los resultados demuestran el aporte taxonómico y funcional representativo de las comunidades de anfibios y reptiles en los tipos de vegetación en la reserva, convirtiéndose en información necesaria resaltando la importancia en términos de conservación, y ayudando a la permanencia de esta reserva como uno de los elementos más importantes de los desiertos del norte de México.

ABSTRACT

Due to the limited data on amphibian and reptile species richness and diversity in the Mapimi Biosphere Reserve (MBR), this study provides the most comprehensive species checklist to date for these groups, along with their conservation status as designated by SEMARNAT, the IUCN, and the EVS (Environmental Vulnerability Score). Using records from biological collections in Mexico and the United States, fieldwork, and literature, we analyzed taxonomic diversity ($\Delta+$) and functional diversity across the reserve's vegetation types. The checklist includes 6 amphibian and 34 reptile species, though only 20 species were included in the taxonomic and functional diversity analyses. The highest taxonomic diversity values were recorded in natural grasslands ($\Delta+$ 80.0) and crasicaule scrubland ($\Delta+$ 76.6). Functional diversity analysis revealed significant overdispersion ($FD = 1.73$, $P = 0.03$) in natural grasslands, suggesting this habitat supports a wide range of ecological roles. These findings highlight the taxonomic and functional contributions of amphibian and reptile communities across the MBR's vegetation types, providing critical data for conservation strategies. This study underscores the reserve's ecological importance as a key biodiversity hotspot within Mexico's arid regions.

I. INTRODUCCIÓN

Las comunidades biológicas se definen como grupos de organismos pertenecientes a distintos taxones que coexisten de manera simpátrica en un espacio determinado, interactuando entre sí y con su entorno (Gee y Giller, 1987). Estas interacciones pueden clasificarse según el efecto que tienen sobre las especies involucradas: pueden ser positivas, como el comensalismo, donde una especie se beneficia sin perjudicar a la otra, y el mutualismo, en el que ambas especies obtienen beneficio recíproco; o negativas, como la competencia, donde ambas especies resultan perjudicadas por la limitación de recursos compartidos, o las relaciones antagónicas (ej., depredación y parasitismo), donde una especie se beneficia a expensas de la otra, amensalismo, donde una especie es afectada negativamente mientras que la otra no experimenta ningún efecto, y neutrales cuando las especies no interactúan entre sí (Begon *et al.*, 2006; Martínez-Falcón *et al.*, 2019). Estas relaciones ecológicas emergen como resultado de los patrones de distribución espacial y temporal de las poblaciones, así como de las condiciones ambientales y las presiones selectivas presentes en el ecosistema (Jaksic y Marone, 2007; Tilman *et al.*, 1997; Mouchet *et al.*, 2010; Cadotte *et al.*, 2011).

Aportando al concepto de “comunidad ecológica”, Begon *et al.* (2006) y Rockwood (2015) definen una comunidad como un conjunto de especies interrelacionadas mediante interacciones recíprocas en un tiempo y espacio determinados. Cuando estas relaciones se mantienen estables, sin cambios abruptos que alteren su estructura básica, el sistema alcanza un nivel de organización con características distintivas, como patrones definidos de abundancia relativa, tasas de crecimiento y periodos reproductivos (Smith y Smith, 2007).

El estudio de las comunidades ecológicas se ha dado, en primer lugar, para analizar las interacciones entre las especies que las componen (amensalismo, comensalismo, competencia, depredación, mutualismo, etc.); y, en segundo lugar, para lograr comprender cómo se distribuyen las especies en los ecosistemas (Begon *et al.*, 2006). Esta distribución está dada en términos generales por tres factores principales: limitaciones de dispersión, limitaciones ambientales y dinámica interna (Belyea y Lancaster, 1999). Es importante señalar que las especies que

conforman las comunidades pueden caracterizarse mediante atributos ecológicos (ej., interacción con otras especies), morfológicos (ej., forma y estructura del cuerpo), fisiológicos (ej., tasas de crecimiento rápido o lento), biogeográficos (ej., afinidad geográfica), filogenéticos (ej., relaciones evolutivas) o funcionales (ej., papel que desarrollan las especies en el ecosistema); los cuales son fundamentales para comprender, desde diferentes perspectivas evolutivas, los patrones de diversidad, así como la respuesta de las comunidades ante los cambios ambientales (Gaston, 1996; Gaston y Spicer, 2004).

El uso conjunto de la evaluación taxonómica y funcional conforma una visión integradora de la ecología de comunidades (Gómez-Ortiz y Moreno, 2017). Algunos autores como Diamond (1975), Chiacchio *et al.* (2020) y Xing *et al.* (2023), han descrito el vínculo que existe entre un patrón ecológico (ej., distribución de especies) y un proceso ecológico (ej., producción primaria, dinámica de las comunidades y ecosistemas) y la relación de ambos con la integración o formación de las comunidades. Dichos autores consideran que la abundancia de las especies y su distribución son variables determinadas por el ambiente físico, y por la historia evolutiva de las especies que constituyen una comunidad (Rockwood, 2015).

Bajo este contexto, el análisis de la diversidad taxonómica se realiza bajo la clasificación jerárquica linneana de la comunidad objeto de estudio, integrando categorías como clase, orden, familia, género y especie (Pielou, 1975; Clarke y Warwick, 1998, 1999; Warwick y Clarke, 1995, 1998). Por lo tanto, el valor de la diversidad taxonómica de cada comunidad estará en función de la estructura jerárquica que presenten sus especies. Una comunidad con mayor diversidad taxonómica será aquella en la que sus especies pertenezcan a distintos géneros, y más aún, en la que los géneros pertenezcan a distintas familias, si sus especies son congénéricas y mantienen relaciones taxonómicas más cercanas, la diversidad taxonómica será baja (Pielou, 1975; Clarke y Warwick, 1998, 1999; Warwick y Clarke, 1995, 1998).

Warwick y Clarke (1995, 1998) introdujeron al análisis de la riqueza y diversidad de especies los índices de diversidad taxonómica (distinción taxonómica promedio $\Delta+$ y variación taxonómica promedio $\Lambda+$) con el objetivo de detectar cambios en la estructura taxonómica en comunidades de peces. Ambos índices

consideran la magnitud de las diferencias taxonómicas entre las especies, las cuales se basan en información de presencia/ausencia, siendo independientes del tamaño de muestra y del esfuerzo de muestreo. Particularmente, Delta+ ($\Delta+$) evalúa la riqueza de especies en conjunto, junto con la distancia taxonómica. Esto se hace por medio de una matriz de agregación taxonómica previamente construida en la que se toma en cuenta la jerarquía de las especies. Los valores del índice Delta+ ($\Delta+$) observados se contrastan contra los valores obtenidos de 1,000 selecciones aleatorias del total de especies presentes en la comunidad. Estas selecciones aleatorias generan una distribución de referencia que permite evaluar si el valor observado de $\Delta+$ es significativamente diferente del esperado por azar. Esta distribución permite establecer un intervalo de confianza dentro del cual se esperaría que cayera el valor observado de $\Delta+$, siempre y cuando, no hubiera diferencias significativas en la estructura taxonómica de la comunidad en comparación con lo esperado de forma aleatoria (Clarke y Gorley, 2001; Clarke y Warwick, 2001).

La diversidad funcional, que como su nombre lo indica, tiene que ver con la función de las especies en el ecosistema (Violle *et al.*, 2007; Tilman, 2001) y hace referencia a los rasgos que influyen en el desempeño ecológico o fitness a través de la reproducción, crecimiento, supervivencia y dispersión (Shipley *et al.*, 2016), así como su relación con las características y variabilidad del entorno en el que viven (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). El objetivo es detectar qué grupos de caracteres representan un mismo funcionamiento en el ambiente (Tilman *et al.*, 1997; Mouchet *et al.*, 2010; Cadotte *et al.*, 2009, 2011).

Es importante considerar el efecto funcional que las comunidades de anfibios y reptiles pueden ejercer sobre el funcionamiento del ecosistema, particularmente en relación con el tipo de vegetación presente, ya que su riqueza y abundancia influyen en la magnitud y diversidad de funciones ecológicas (Villéger *et al.*, 2008; Mouchet *et al.*, 2010). Cada especie desempeña roles funcionales distintos que pueden impactar procesos clave como la productividad primaria, la descomposición de materia orgánica y la resiliencia del sistema ante perturbaciones (Moreno *et al.*, 2008).

Se ha hipotetizado que los ecosistemas con mayor diversidad funcional pueden amortiguar mejor los disturbios ambientales (ej., incendios, huracanes, inundaciones), ya que la amplitud de los rasgos funcionales se considera una posible fuente de resiliencia ecológica (Peterson *et al.*, 1998; Cadotte *et al.*, 2011; Berriozabal-Islas, *et al.*, 2017). La estructura aparente de un ecosistema no siempre refleja su complejidad ambiental interna. A escalas finas, las condiciones pueden variar significativamente en factores como la radiación solar, la humedad, la vegetación, la elevación, la latitud, entre otros (Smith y Smith, 2007; Torres *et al.*, 2017). Esta variabilidad puede influir en la diversidad funcional, la cual puede ser altamente susceptible a dichos cambios (Berriozabal-Islas *et al.*, 2017).

Así mismo, bajo la hipótesis de que una especie posee un conjunto de rasgos funcionales que pueden ser modificados por la presión del medio, especies con rasgos adaptados para responder a esa presión ambiental serán dominantes en una comunidad local, y especies con rasgos menos adaptados para responder a esa presión ambiental reducirán su abundancia (Salgado-Negret y Paz, 2015; Goswami *et al.*, 2017). Las interacciones entre especies pueden ser redundantes, pues distintas especies pueden cumplir la misma función ecológica (Stears, 1992; Roff, 2002; McGill *et al.*, 2006).

En general, la evaluación conjunta de la diversidad taxonómica y funcional permite una comprensión más integral del estado y dinámica de las comunidades biológicas. Esto se debe a que el enfoque tradicional de la diversidad taxonómica cuantifica la importancia de las especies con base en sus abundancias relativas, sin considerar variaciones morfométricas (ej., peso, tamaño) ni variaciones en sus funciones ecológicas (Magurran, 2004).

No obstante, las especies no son funcionalmente equivalentes, y su pérdida o introducción puede generar impactos diferenciados en los procesos ecosistémicos, modulados por los rasgos funcionales que presentan (Tilman *et al.*, 1997). La relación entre la riqueza de especies y la diversidad funcional ayuda a comprender cómo la composición taxonómica de una comunidad influye en el funcionamiento del ecosistema (Pielou, 1975; Clarke y Warwick, 1998, 1999).

Sin embargo, esta relación no es lineal ni directa, ya que comunidades con niveles similares de diversidad funcional pueden diferir notablemente en su riqueza taxonómica (Villéger *et al.*, 2010). Este desacoplamiento entre patrones taxonómicos y funcionales resalta la importancia de analizar de forma conjunta la identidad de las especies y sus rasgos funcionales, particularmente en comunidades donde coexisten especies taxonómica o filogenéticamente diversos que desempeñan funciones ecológicas similares (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

Ambas métricas han sido usadas para describir el papel que juegan las especies de anfibios y reptiles en sus ecosistemas. Para el estado de Durango en particular, el trabajo de Lemos-Espinal *et al.* (2018), y más actualmente el de Hernández-Salinas *et al.* (2023) proporcionan en primer lugar, una lista de especies actualizada y, en segundo, una visión de diversidad funcional y taxonómica de esta fauna para diversos tipos de vegetación en el estado. Sin embargo, existen muchos lugares de importancia para la conservación donde no se han descrito para anfibios y reptiles, tal es el caso de las áreas naturales protegidas, y más puntualmente, las reservas de la biosfera.

Las áreas naturales protegidas (ANP's) fueron concebidas inicialmente como espacios para la preservar la belleza escénica y paisajes sobresalientes (Halffter, 2011). Sin embargo, a principios de la década de los 70's, la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura (UNESCO) reconoció la necesidad de plantear este enfoque ante el conflicto creciente entre las comunidades humanas asentadas en estas áreas y los objetivos de conservación (Halffter, 1978). Es así, como en 1971 se inicia el programa "Hombre y Biosfera" (MAB, por sus siglas en inglés) de la UNESCO, el cual planteó un nuevo enfoque de conservación mediante las Reservas de la Biosfera y cuyo objetivo es direccionar las actividades humanas hacia la conservación de la naturaleza, promoviendo zonificaciones que integran núcleos de protección estricta con áreas de uso tradicional y zonas de transición para actividades económicas reguladas (Halffter, 1978).

En México, la creación de las primeras reservas de la biosfera se hizo en estrecha colaboración con el Instituto de Ecología A.C. (INECOL), los Gobiernos

Estatales y el apoyo económico por parte de proyectos específicos de CONACYT (Halffter, 2011). Así, en 1979 se instauraron oficialmente la Reserva de la Biosfera de Mapimí y la Reserva de la Biosfera de la Michilía en el Estado de Durango, siendo las dos primeras ANP's dentro de esta categoría en el país (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). Tanto la Reserva de la Biosfera de Mapimí como la Michilía han tenido una profunda repercusión nacional que ha facilitado y estimulado la creación de nuevas reservas en el México, convirtiendo este tipo de área en el componente más importante el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegida con aproximadamente 70% de la superficie total protegida (CONANP, 2006; CONANP, 2023).

En la Reserva de la Biosfera de Mapimí se han llevado a cabo estudios ecológicos a largo plazo para entender los cambios ecosistémicos del Desierto Chihuahuense relacionados con el cambio global. Por ejemplo, el monitoreo de las poblaciones de la tortuga del Bolsón (*Gopherus flavomarginatus*), la tortuga terrestre más grande del norte de América, endémica del Bolsón de Mapimí y que se encuentra en peligro de extinción (Gallina y González-Romero, 2015). Si bien uno de los objetivos con el que se decretó la Reserva de la Biosfera de Mapimí, fue la protección de la tortuga del Bolsón (Sandoval-Comte, 2024), se han llevado extensas investigaciones con otros grupos de vertebrados, en las que se resalta la vital importancia de éstos para el ecosistema en esta área (CONANP, 2006).

El presente trabajo evalúa la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, con el propósito de entender el papel funcional de las especies y describir el estado actual de amenaza para esta fauna.

II. ANTECEDENTES

Como se mencionó en la sección introductoria, el uso de la diversidad taxonómica y funcional en el estudio de las comunidades ha cobrado amplia relevancia ya que permite evaluar desde una perspectiva integral el funcionamiento de las comunidades a nivel local o regional. Por ejemplo, Hernández-Salinas *et al.* (2023) lograron visualizar tres componentes funcionales generales (riqueza, equidad y dispersión funcional), considerando al grupo de las lagartijas, serpientes y anfibios presentes en los principales tipos de vegetación en el estado de Durango, en la región del norte de México. Dichos autores encontraron que el matorral xerófilo es el tipo de vegetación con los valores más altos de diversidad funcional y taxonómica para ambos grupos, los cuales promueven y dan mayor sostenibilidad a este ecosistema y contribuyen de manera directa a su conservación en beneficio de otros grupos faunísticos y florísticos.

Por otro lado, Peña-Joya *et al.* (2020) evaluaron diversas medidas de diversidad funcional y taxonómica en un ensamble de lagartijas en diferentes tipos de vegetación en la Sierra El Cuale en la región de Puerto Vallarta, Jalisco. Los autores encontraron que la diversidad funcional y taxonómica variaron a través del tiempo (años y estaciones). Con dicha evidencia, lograron describir patrones que indican que los tipos de vegetación son el componente principal del paisaje que determina la diversidad taxonómica y funcional de lagartijas; sus hallazgos apoyan la hipótesis de la heterogeneidad del hábitat, donde se propone que ésta actúa como un regulador clave de la biodiversidad, no solo al incrementar el número de especies, sino también al preservar la diversidad de roles ecológicos (funcional) y su dinámica temporal, ya que la mayor riqueza de lagartijas se encontró en ambientes con condiciones heterogéneas (Tews *et al.*, 2004).

Asimismo, Cruz-Elizalde *et al.* (2022) realizaron un estudio para describir los patrones de distintividad taxonómica y variación filogenética de anfibios y reptiles en diversas zonas de bosque mesófilo de montaña de la región oriental y sur de México. En ambos grupos, el análisis de similitud mostró que las regiones de bosque mesófilo del sur de México destacan en cuanto a la riqueza de especies y distintividad taxonómica. Los valores obtenidos mediante métricas filogenéticas mostraron que, a pesar de contener un alto número de especies en las regiones del

sureste, la variabilidad filogenética es moderadamente alta en todo México. Los autores concluyen que estos resultados ayudan a proponer áreas para la conservación de ambos grupos, y así, preservar las especies más importantes desde el punto de vista de la diversidad taxonómica, incluyendo la perspectiva filogenética.

Por último, Chiacchio *et al.* (2020) utilizaron un conjunto de datos de 30 años de monitoreo en una comunidad de reptiles para evaluar las variaciones climáticas de un desierto en Australia a través de tres dimensiones de la biodiversidad: diversidad alfa, beta y funcional. Los análisis arrojaron que la disminución de agua en el ambiente, junto con el aumento de la temperatura, representan un impacto negativo para las comunidades de reptiles de esta zona, destacando la importancia del uso de distintas facetas de la biodiversidad para comprender la respuesta de las comunidades ante el cambio climático.

III. JUSTIFICACIÓN

La Reserva de la Biosfera de Mapimí representa un área de interés para la conservación de flora y fauna de los desiertos del norte de México (Montero-Bagatella *et al.*, 2020). No obstante, hasta el momento no se ha planteado una propuesta de investigación para el área que utilice la diversidad taxonómica y funcional como marco de análisis para evaluar las comunidades de anfibios y reptiles presentes en diferentes tipos de vegetación presentes.

Además, poco se sabe sobre el papel funcional que tienen las especies de anfibios y reptiles en ese ambiente en particular. Por ejemplo, tienen funciones que derivan en servicios ecosistémicos clave, tales como el control biológico de plagas y la dispersión de semillas, en el caso particular de los anfibios, su presencia en cualquier ambiente es considerada una pieza clave para la evaluación de la calidad del agua (Valencia-Aguilar *et al.*, 2013; Hocking y Babbitt, 2014; Cortés-Gómez *et al.*, 2015).

Por lo anterior, el análisis de las facetas taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí representan una aproximación al conocimiento de las comunidades de ambientes desérticos, y permite entender la respuesta de éstas ante cambios en el hábitat.

IV. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Evaluar los índices de diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, con el propósito de entender el papel ecológico que desarrollan las especies en este ecosistema.

4.2. Objetivos específicos

1. Construir una base de datos de las especies de anfibios y reptiles presentes en la reserva, incorporando a la par, la presencia de estas en los distintos tipos de vegetación, así como su clasificación taxonómica jerárquica y sus caracteres funcionales.
2. Realizar un resumen del estado de amenaza de los anfibios y reptiles de la reserva considerando las categorías de riesgo establecidos por la NOM-059-SEMARNAT-2019, la lista roja de la IUCN y el Índice de Vulnerabilidad Ambiental propuesto por Wilson *et al.* (2013a, b) para la herpetofauna mexicana.
3. Calcular los índices de diversidad taxonómica y funcional para las comunidades de anfibios y reptiles presentes en diferentes tipos de vegetación, y conocer cuál es la comunidad que tiene mayor aporte funcional y taxonómico para la reserva.
4. Analizar la relación entre los índices de diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de anfibios y reptiles de la reserva, con el fin de describir patrones y posibles tendencias de conservación para las especies y las comunidades de ésta.

V. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son los tipos de vegetación con mayor aporte funcional y taxonómico de las comunidades de anfibios y reptiles presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí?

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

La Reserva de la Biosfera de Mapimí se ubica en la región conocida como Bolsón de Mapimí, una cuenca endorreica de ambiente desértico (Halffter, 1978). Es una región de amplias llanuras y pequeñas serranías (CONANP, 2006), abarca los municipios de Mapimí y Tlahualilo en Durango, Jiménez en Chihuahua, y Sierra Mojada en el estado de Coahuila (Figura 1; Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). Posee una superficie total de 342,388 ha, la zona núcleo está integrada por dos polígonos con un área total de 28,532 ha (CONANP, 2006). Sus características de aridez y vegetación le brindan un marco ecosistémico representativo del Desierto Chihuahuense, y de la subprovincia geográfica de Mapimí (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). Esta reserva es mundialmente conocida por ser el hábitat de la tortuga del desierto *Gopherus flavomarginatus*, especie endémica a la región de Mapimí y que se encuentra en estado de peligro de extinción debido a las actividades humanas (turismo en la zona de núcleo, actividades mineras, ganadería y desmonte con fines agropecuarios) que se han intensificado en su área de distribución (Aguirre y Adest 1989; Martínez-Ojeda, Morello, 1977). Asimismo, García (1973) describió el clima como desértico cálido con lluvias en verano, caracterizado por precipitaciones escasas (menos de 300 mm anuales), alta evaporación y temperaturas máximas extremas en verano (frecuentemente superiores a 40°C; BW(h)w), sin embargo, actualizaciones más recientes proponen que en la región de Mapimí, el clima es BWhw(e), con condiciones extremas: aridez intensa (precipitación <200 mm en verano) y régimen térmico semicálido (CONANP, 2006). La altitud máxima es de 1,480 msnm ubicada en el Cerro San Ignacio, en el municipio de Tlahualilo en Durango, y la elevación media a nivel de piso es de 1,150 msnm siendo una llanura prácticamente plana (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). De acuerdo con la CONANP (2006) en esta reserva existen 23 tipos de vegetación, de los cuales, y para fines de este trabajo de investigación, sólo fueron considerados nueve, mismos que se tomaron en cuenta por presentar la mayor extensión territorial dentro y en el área de influencia que corresponden a los límites del polígono de la reserva (ej., matorral crasicaule).

Se excluyeron de este trabajo los tipos de vegetación con influencia humana (zonas agrícolas, o asentamientos humanos; Hernández *et al.*, 2005; Pérez-Solano y Gallina, 2019; Andrade-Ponce *et al.*, 2020; Durán-Antonio *et al.*, 2020) debido a que pueden ocultar los patrones de riqueza de especies en ambientes naturales. Los tipos de vegetación (Figura 2) considerados para los análisis de esta propuesta fueron 1) cuerpos de agua (CA), definidos como una extensión de agua superficial o subterránea y que son esenciales para el establecimiento de diversos grupos de especies (Bordino, 2024); 2) matorral desértico micrófilo (MDM), donde la especie dominante es *Larrea tridentata* (Mata-Balderas *et al.*, 2018); 3) matorral desértico rosetófilo (MDR), el cual está conformado por arbustos espinosos con hojas en forma de roseta que crecen en suelos sedimentarios junto con una importante presencia de cactáceas (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015); 4) pastizal halófilo (PH), los principales elementos de este tipo de vegetación son comunidades pertenecientes a las familias Poaceae, Chenopodiaceae y Frankeniaceae (Rzedowski, 1978); 5) pastizales naturales (PN), constituidos principalmente por comunidades vegetales de gramíneas (INEGI, 1998); 6) suelo desnudo (SD) caracterizado por ser un área con suelo sin cubierta vegetal (Cotler, 2020); 7) matorral crasicaule (MC), en el cual abundan las cactáceas del género *Opuntia*, y prevalece sobre sustrato riolítico, ocupando laderas de cerros y abanicos aluviales (Granados-Sánchez, *et al.*, 2011); 8) vegetación de desiertos arenosos (VD), compuesta por vegetación poco densa o en manchones sobre dunas de arena en zonas áridas (INEGI, 1998) y 9) vegetación halófila-xerófila (VAX), la cual, es un tipo de vegetación abundante en los suelos salinos, con dominancia de especies herbáceas y arbustivas (Rzedowski, 2006).

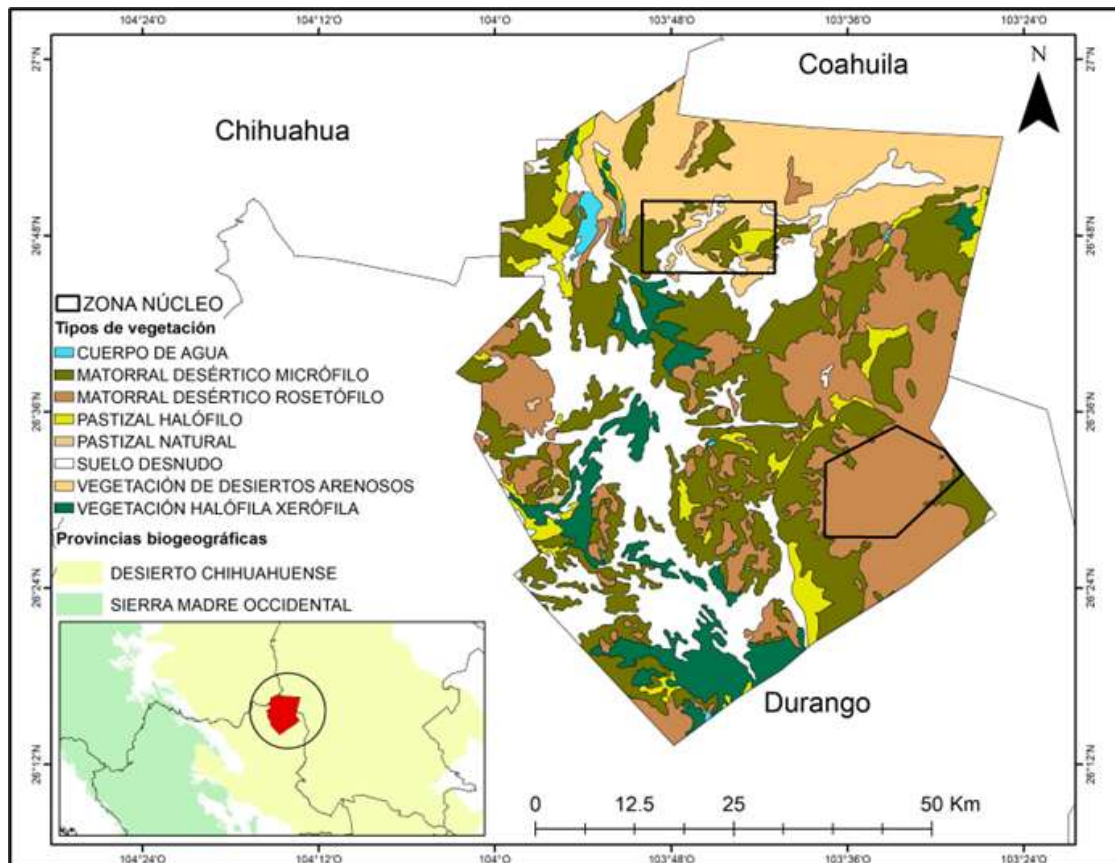


Figura 1. Ubicación geográfica de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, localizada al norte de México dentro de los estados de Chihuahua, Coahuila y Durango. Se muestran los distintos tipos de vegetación presentes dentro del polígono de la reserva con base en información cartográfica del INEGI (2021). Modificado por el autor.

6.2. Listado de especies

Con base en la revisión de la literatura, se generó un archivo de datos en Excel con las especies presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí (Adest *et al.*, 1989a, b; Barbault y Halffter, 1981; Maury y Barbault, 1981; Maury, 1981; Morafka *et al.*, 1989). Para complementar esta lista, se utilizaron registros de las especies presentes en el área de estudio depositadas en diversas colecciones científicas de México y Estados Unidos (Cuadro 1), los cuales fueron proyectados en ArcGIS.V.10.8.2 para su depuración. Una vez reunida dicha información en un solo archivo de datos se verificó respecto a la distribución geográfica de cada especie de acuerdo con Smith y Taylor (1950), Campbell y Lamar (2004), Jones y Lovich (2009) y Uetz *et al.* (2024).

De las 40 especies de anfibios y reptiles reportadas para la reserva sólo 20 fueron consideradas para el desarrollo de los análisis de diversidad taxonómica y funcional del presente trabajo debido a que son las especies con suficientes registros presentes en los tipos de vegetación considerados en el polígono de la reserva. No obstante, para dar un panorama general del estado de amenaza de la herpetofauna de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, se evaluó la totalidad de las especies.



Figura 2. Vista panorámica de algunos de los tipos de vegetación presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México. A) Matorral desértico micrófilo, B) Matorral crasicaule, C) Vegetación de desiertos arenosos y D) Suelo desnudo. Fotografías: Uriel Hernández Salinas.

Cuadro 6. Colecciones científicas consultadas con registros de anfibios y reptiles presentes en el área de estudio.

Nombre de la Colección	Acrónimo	País	Número de registros
Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional – Unidad Durango	CIIDIR-DGO	México	1,182
Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México	CNAR	México	195
Colección Herpetológica del Museo de Zoología de Vertebrados de la Universidad de California	MVZ	EUA	2,369
Colección Herpetológica del Museo de Historia Natural de la Universidad de Illinois	UIMNH	EUA	33
Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Museo Nacional de Historia Natural del Smithsonian.	USNM	EUA	1,175
Colección Herpetológica de la Universidad de Texas – Arlington	UTA	EUA	5
Colección Herpetológica de la Universidad de Texas – El Paso	UTEP	EUA	937
Colección Herpetológica del Museo del Instituto de Biodiversidad e Historia Natural de la Universidad de Kansas	UKMNH	EUA	1,554

6.3. Estado de amenaza de los anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí

Para dar un resumen del estado de amenaza de las comunidades de anfibios y reptiles presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, en primer lugar, se asignó la categoría de riesgo para cada especie con base a la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2019; SEMARNAT, 2019), y la lista roja internacional (Lista Roja de la IUCN; IUCN, 2014). Así mismo, se asignó el valor del Índice de Vulnerabilidad Ambiental (EVS; Wilson *et al.*, 2013a, b) a cada

especie, el cual considera tres categorías de riesgo: bajo (3 a 9 puntos), medio (10-13) y alto (14-19). La puntuación representa el resultado de la sumatoria del puntaje asignado a las características de la especie según tres criterios, para anfibios: (I) extensión de la distribución geográfica de la especie, (II) extensión de la distribución ecológica (tipos de vegetación utilizados) y (III) modo reproductivo (Wilson *et al.*, 2013a); mientras que para los reptiles se consideró: (I) extensión de la distribución geográfica, (II) extensión de la distribución ecológica (tipos de vegetación utilizados) y (III) grado de persecución antropogénica (Wilson *et al.*, 2013b).

6.4. Trabajo de campo

Con el propósito de reconocer las características generales del área de estudio, así como para corroborar los tipos de vegetación y especies presentes en la zona, se realizó una salida de reconocimiento del área de estudio con duración de siete días, donde se obtuvo material fotográfico georreferenciado del entorno, el cual documenta la estructura de todos los tipos de hábitats de la reserva. Estos aspectos hacen referencia a la presencia de cuerpos de agua, vegetación presente, la cubierta de materia orgánica en el suelo, áreas con pedregosidad, rocas, etcétera. Para ello, se seleccionaron cuatro puntos que corresponden a los 4 puntos cardinales, en los cuales se hicieron recorridos bajo dos horarios con la intención de registrar a las especies con actividad diurna, nocturna o crepuscular. El primer horario abarcó de las 6:00 a 11:00 h, y el segundo de 18:00 a 23:00 h (Berriozabal-Islas *et al.*, 2017). El recorrido de los transectos se realizó en el mes de mayo de 2024. Lo anterior, se realizó bajo el permiso colecta científica con número de bitácora 10/K5-0526/01/24 (Anexo I) proporcionado por la SEMARNAT, junto con la autorización para el desarrollo de trabajo de campo emitido por encargado de la Reserva de la Biosfera de Mapimí (Anexo II).

6.5. Obtención de los caracteres funcionales

Se construyó una lista con la distribución de las 20 especies en los 9 tipos de vegetación considerados en la reserva, en dicho listado se condensó la información correspondiente a los caracteres funcionales de cada especie. Dichos caracteres fueron seleccionados con el fin de representar diversos aspectos de su historia natural (dieta, tipo de hábitat, hábitos: arborícola, terrestre, presa/depredador etc.)

e historia de vida (tamaño de la puesta/camada, ciclo reproductivo, longitud hocico-cloaca, peso, etc.) de cada especie, caracteres que están relacionadas directamente con su adecuación, así como con la estructura y funcionamiento del ecosistema (McGill *et al.*, 2006; Weiher *et al.*, 2011). Lo anterior se basa en las características biológicas que le permiten a cada especie obtener, procesar e intercambiar materia y energía con el ambiente, incidiendo de manera crucial en las propiedades fisicoquímicas de los ecosistemas (Martínez-Ramos, 2008). Esto permite considerar que todos los rasgos funcionales son rasgos biológicos, pero no todos los rasgos biológicos son funcionales (Mlambo, 2014), por lo que la selección de los rasgos representativos de la función de las especies representa una tarea difícil de realizar, debido a que las especies expresan una amplia gama de posibilidades morfológicas y conductuales que pueden ser medidas como caracteres funcionales. No obstante, cada carácter funcional puede ser más o menos importante dependiendo del ambiente en el que la especie se encuentre. Existen algunas propuestas de conjuntos de datos de rasgos a considerar para comprender la contribución de las especies en sus ecosistemas, por ejemplo, el trabajo de Oskyrko *et al.* (2024) condensa una serie de rasgos morfológicos, fisiológicos, conductuales y de ciclo de vida para 12,060 especies de reptiles.

Por otro lado, a pesar de la creciente contribución de información en la reserva, la dificultad de trabajar con diversos grupos funcionales como los anfibios y reptiles radica en que poseen historias de vida totalmente diferentes entre especies y grupos. Por ejemplo, en el caso de los anfibios, estos tienen dos etapas de vida, la primera se desarrolla totalmente relacionada con cuerpos de agua, y la segunda está más relacionada con hábitats terrestres (Webb *et al.*, 1981). En el caso de los reptiles, estos presentan historias de vida complejas, es decir, en un mismo género pueden existir especies con hábitos ovíparos o vivíparos (por ejemplo, género *Sceloporus*; Smith, 1939), habitando desde el nivel del mar a más allá de los 3500 msnm (por ejemplo, *Anolis nebulosus*; Ramírez-Bautista, 1995), por lo que, el aporte funcional de un grupo vivíparo a un ovíparo, o de un grupo de especies con una distribución restringida o amplia deberá ser diferente en un mismo ambiente. Considerando estos aspectos, en el Cuadro 2 se describe el aporte funcional de cada uno de los rasgos elegidos para este trabajo.

6.6. Análisis de datos

6.6.1. Diversidad taxonómica

Para explorar la diversidad taxonómica de las comunidades presentes en los diferentes tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, en primer lugar, se construyeron dos matrices en formato Excel, la primera corresponde a una matriz de tipos de vegetación por especies, y la segunda corresponde a la clasificación jerárquica de las especies, en la cual se incluyó la clase, orden, familia, género y especie. Una vez organizadas dichas matrices, fueron transformadas a formato .TXT para su análisis en el programa PRIMER 5 para Windows. La información condensada en dichas matrices de datos se analizó usando el índice de diversidad taxonómica (Delta = Δ^+) propuesto por Clarke y Warwick (1998) (ecuación 1).

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{\left[\frac{S(S-1)}{2} \right]} \dots \dots \text{Ecuación 1}$$

Donde S es el número total de especies consideradas (en este caso 20), y ω_{ij} es la distancia taxonómica entre cada par de grupos de especies (número de niveles taxonómicos superiores que separan a dos especies hasta que se llegan a unir en un mismo punto: clase, subclase, orden, familia y género). Asimismo, se realizaron gráficos donde se representan los valores de Δ^+ , en los cuales, las líneas de los extremos indican los límites de confianza dentro de los cuales se encuentran el 95% de los valores simulados por este índice, en tanto que las líneas centrales indican los valores promedio. Este modelo utiliza los valores de la media y varianza del número de especies de cada comunidad o tipo de vegetación obtenidos mediante 1000 muestreos aleatorios. Un valor alto de Δ^+ indica un bajo parentesco entre especies (Clarke y Warwick, 1995; 1998; 1999).

6.6.2. Diversidad funcional

Para el desarrollo de estos análisis se consideraron doce rasgos funcionales (Cuadro 2), siete de tipo categórico (tipo de forrajeo, dieta, hábito, actividad, modo reproductivo, tipo de consumidor y tipo de respiración) y cinco numéricos (valor promedio del peso y longitud hocico-cloaca [LHC], tamaño de camada, madurez

sexual y longevidad; Casanoves *et al.*, 2011; Laliberté y Legendre, 2010), los cuales corresponden a diversos aspectos de la historia natural y de la historia de vida de cada especie (ver Cuadro 5; Campbell y Lamar, 2004; Duellman, 2001; Lemos-Espinal y Smith, 2007; Murphy y Méndez de la Cruz, 2010; Vitt y Caldwell, 2014).

Cuadro 7. Descripción de los rasgos funcionales de las especies de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí propuestos para este trabajo. Se da a conocer el significado en términos “funcionales” de cada rasgo. Información obtenida de Vitt y Caldwell (2014); Pough *et al.* (2015); Pianka y Vitt (2003) y Gómez-Ortiz y Moreno (2017).

Rasgos	Significado funcional
Longitud Hocico-Cloaca	Relacionado con el patrón de crecimiento, así como del reciclaje de nutrientes, y flujo de energía a través de las cadenas tróficas.
Peso	Relacionado con el reciclaje de nutrientes y flujo de energía a través de las cadenas tróficas.
Tipo de respiración	La respiración es cutánea y pulmonar en anfibios, y pulmonar en reptiles. Están relacionadas con la tolerancia a las sequías y resistencia a la desecación.
Uso de recursos alimentarios	Rasgo relacionado con el balance de materia y energía disponibles en el tiempo y espacio.
Actividad	Estrategia depredatoria y antidepredatoria y segregación temporal.
Tipo de forrajeo	Carácter relacionado con las tácticas de forraje de las especies descritos por Pianka (1966), y se relaciona con el uso de recursos alimentarios.
Tipo de dieta	Carácter que se relaciona al flujo de materia y energía disponible en el ambiente a través de las estaciones y años. Existen especies que tienen una dieta basada en insectos, plantas o vertebrados.
Modo reproductivo	Acorde al tipo reproductivo (vivíparo u ovíparo) se relaciona en el modo que las especies protegen a las crías.

Tamaño de camada/puesta	Este carácter funcional se refiere a al número de huevos o crías (éxito reproductivo) que las hembras de diferentes especies llegan a tener en un evento reproductivo. Se relaciona con la disponibilidad y demanda de recursos tróficos y espaciales.
Madurez sexual	Rasgo que hace referencia a la edad en meses a la que machos y hembras se inician a reproducir, este rasgo está ampliamente relacionado con la velocidad de crecimiento de la especie y el éxito reproductivo.
Longevidad	Rasgo que se refiere a que una especie puede ser de vida larga o vida corta, por tanto, la demanda de recursos tróficos y espaciales estará en función de la longevidad.
Tipo de consumidor	Hace referencia al hecho de que un animal es un consumidor secundario (se alimenta de otros animales de su mismo grupo) o primario (se alimenta de plantas). Uso de recursos alimentarios y flujo de energía entre niveles tróficos.

Para estimar la diversidad funcional (DF), se cuantificó la longitud total de las ramas que unen a todas las especies a través de un análisis multivariado de clasificación que considera los 12 rasgos funcionales, denominado dendrograma funcional (Petchey y Gaston, 2002; 2006). Para su análisis, se utilizó un procedimiento de agrupamiento jerárquico con el Método de Grupos de Pares No Ponderados con Media Aritmética (UPGMA; Piñol y Martínez-Vilalta, 2006). Este método es ampliamente utilizado para generar un dendrograma de distancia, debido a que enfatiza la media aritmética al determinar la distancia entre grupos, conglomerados, o en este caso, comunidades. Para esto, se utilizó la matriz de distancias de Gower, la cual permite un análisis de combinación entre rasgos funcionales cuantitativos y cualitativos (ver Cuadro 5).

Posteriormente, se utilizó un modelo nulo debido a que el índice de DF se correlaciona positivamente con la riqueza de especies (Swenson, 2014). En este sentido, los modelos nulos permiten estimar una distribución esperada de la diversidad funcional dada la riqueza observada (Gómez-Ortiz y Moreno, 2017).

Para esto, se estimó el tamaño del efecto estandarizado de DF (SES, Standardized Effect Size por sus siglas en inglés). El SES estandarizado se calculó como los valores observados menos la media de los valores del modelo nulo, dividido por la desviación estándar de los valores del modelo nulo. El valor medio nulo es el valor promedio de 99 iteraciones generadas para el valor SES estandarizado esperado al azar para cada comunidad. En general, esta métrica evalúa la diferencia entre el valor modelizado y la media en términos de desviaciones estándar de la distribución nula (Gotelli, 2000; Swenson, 2014). Los resultados del modelo nulo proporcionan el valor del SES, y un valor P para cada tipo de vegetación, los valores de $P < 0.05$ serán indicativos de que el valor de SES obtenido no es producto del azar. Un valor positivo y significativo de SES indica una mayor diversidad funcional que la esperada demostrando una sobredispersión funcional, mientras que un valor significativo y negativo de S.E.S representa una baja diversidad funcional, o sea, una subdispersión o agrupamiento funcional (funcionalmente similares).

Se determinaron grupos funcionales (GF) a partir de un dendrograma funcional considerando la similitud de los rasgos funcionales entre las especies, lo que les permite desempeñar papeles ecológicos equivalentes en un ecosistema. Los rasgos funcionales categóricos se transformaron a variables auxiliares (también llamadas variables *dummy*) con el fin de incluir los rasgos categóricos en análisis cuantitativos, como la construcción de la matriz de distancias. Estas variables son binarias debido a que toman valores de cero o uno para indicar la ausencia o presencia de una categoría específica. Por ejemplo, con el tipo de dieta con categorías como herbívoro y carnívoro; se asigna el valor de uno si es herbívoro o cero si no lo es, del mismo modo para carnívoro; uno si la especie es carnívora o cero si no lo es.

Se estandarizaron los datos para que los rasgos tanto categóricos como continuos tuvieran la misma escala. Este proceso asegura que todos los rasgos contribuyen de manera equitativa en los análisis. Una vez estandarizados los datos, se calculó una matriz de distancia que cuantifica la similitud entre las especies en función de sus rasgos funcionales, utilizando la medida de distancia de Gower, la cual es una medida utilizada comúnmente en ecología debido a que combina rasgos continuos y categóricos en un mismo análisis. El número óptimo de

agrupaciones se determinó con el método de Elbow con el algoritmo de k-medias con la paquetería NbClust (Palacio *et al.*, 2020). Finalmente, se determinó la riqueza de grupos funcionales para cada tipo de vegetación. Los análisis se realizaron usando la paquetería de FD (Laliberté y Legendre, 2010; Laliberté *et al.*, 2014; Oksanen *et al.*, 2010) en R (R Core Team, 2022, versión 4.2.2).

6.6.2. Relación entre la diversidad taxonómica y funcional

Para identificar posibles relaciones entre la diversidad taxonómica y funcional se comprobó la normalidad de los valores obtenidos del índice de diversidad taxonómica, el índice de diversidad funcional, la riqueza de especies, y la riqueza de grupos funcionales. Posterior a ello, a través de una correlación de Pearson, se evaluaron las relaciones entre Delta+ y riqueza de especies; Delta+ y DF; Delta+ y riqueza de GF; riqueza de especies y riqueza de GF; y DF y riqueza de grupos funcionales. Esto con el fin de comprender cómo estos componentes interactúan en las comunidades de anfibios y reptiles de la reserva. Estos análisis se llevaron a cabo en R (R Core Team, 2022, versión 4.2.2).

VII. RESULTADOS

7.1. Riqueza de especies y estado de amenaza

La información obtenida a partir de registros de colecciones y de literatura para el polígono de la Reserva de la Biosfera de Mapimí corresponde a 40 especies (seis anfibios y 34 reptiles). De este número de especies solo siete son endémicas a México (Cuadro 3). Esta riqueza de especies está representada por 13 familias, de las cuales, solo dos corresponden a anfibios (Bufonidae y Scaphiopodidae; Cuadro 3).

En el Cuadro 3 se enlistan las 40 especies con su respectivo estado de amenaza según la ley mexicana. La NOM-059-SEMARNAT-2019 (SEMARNAT, 2019) señala que los anfibios *Anaxyrus debilis* y *Gastrophryne olivacea* se encuentran sujetos a protección especial; mientras que *Anaxyrus cognatus*, *A. punctatus*, *Scaphiopus couchii* y *Spea multiplicata* no han sido consideradas por esta normatividad; ninguna de estas especies es endémica a México (Cuadro 3). Por otro lado, según la IUCN, todas las especies de anfibios para esta reserva se encuentran bajo la categoría de preocupación menor, mientras que el índice de vulnerabilidad ambiental señala que dichas especies muestran bajos valores de preocupación ambiental, es decir, sus poblaciones son estables (Cuadro 3).

Para el caso de los reptiles, según la NOM-059-SEMARNAT-2019 (SEMARNAT, 2019) solo *Gopherus flavomarginatus*, *Uma parapygas* y *U. exsul* se encuentran en peligro de extinción (Cuadro 3), mientras que *Crotaphytus collaris*, *Holbrookia approximans*, *Uta stansburiana* y *Masticophis flagellum* se ubican bajo la categoría de amenazadas, y en protección especial se encuentran *Gambelia wislizenii*, *Coleonyx brevis*, *Crotalus atrox*, *C. lepidus* y *C. scutulatus*, el resto de las especies no se encuentran consideradas (Cuadro 3). Según la lista roja de la IUCN, tanto *Gopherus flavomarginatus*, *Uma parapygas* y *U. exsul*, se encuentran en tres categorías diferentes (peligro crítico, casi amenazado y en peligro de extinción, respectivamente). Esta misma normatividad señala que bajo la categoría de preocupación menor se encuentran una tortuga (*Kinosternon flavensces*), 16 lagartijas (familia Phrynosomatodae), y 10 serpientes (Colubridae, Dipsidae y Viperidae); mientras que con datos insuficientes se encuentra solo *K. durangoense*,

y no evaluadas son *Holbrookia approximans*, *Aspidoscelis marmoratus* y *A. scalaris* (Cuadro 3).

Finalmente, el índice de vulnerabilidad ambiental (EVS) señala que las mismas especies ubicadas en peligro de extinción y amenazadas por las normatividades de evaluación anteriores se encuentran con los valores más altos de vulnerabilidad de este índice (valores de 19, 17 y 16, respectivamente; Cuadro 3). Otras especies con altos valores de vulnerabilidad asignados por este índice son: *Kinosternon durangoense*, *Coleonyx brevis*, *C. fasciatus*, *Cophosaurus texanus*, *Holbrookia approximans*, *Aspidoscelis inornatus*, *A. marmoratus*, *Xantusia extorris*, y *Bogertophis subocularis*, con valores que van de 14 a 18 puntos (Cuadro 3).

Cuadro 8. Riqueza de especies de anfibios y reptiles para la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México. Se muestra el estado de amenaza de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2019 (SEMARNAT, 2019; E: Probablemente extinto en el medio silvestre, P: En peligro de extinción, A: Amenazadas, Nc: No considerada y Pr: Sujetas a protección especial), Lista Roja de la IUCN (2014; DD: Datos deficientes, LC: Preocupación menor, NT: Casi amenazado, VU: Vulnerable, EN: En peligro de extinción, CR: En peligro crítico, EW: Extinto en la naturaleza, EX: Extinto, NE: No evaluado), y con el Índice de Vulnerabilidad Ambiental (EVS: B: Bajo, 3-9; M: Medio, 10-13; A: Alto, 14-19; Wilson *et al.*, 2013a, b). Se consideran también las especies endémicas a México (E: Endémica, Ne: No endémica).

Especies	NOM-059-SEMARNAT	IUCN	ENDÉMICA DE MÉXICO	EVS			Total
				(I)	(II)	(III)	
CLASE AMPHIBIA							
ORDEN ANURA							
Familia Bufonidae							
<i>Anaxyrus cognatus</i>	Nc	LC	Ne	3	5	1	(B) 9
<i>Anaxyrus debilis</i>	Pr	LC	Ne	1	5	1	(B) 7
<i>Anaxyrus punctatus</i>	Nc	LC	Ne	1	3	1	(B) 5
Familia Scaphiopodidae							
<i>Scaphiopus couchii</i>	Nc	LC	Ne	1	1	1	(B) 3

<i>Spea multiplicata</i>	Nc	LC	Ne	1	4	1	(B) 6
--------------------------	----	----	----	---	---	---	-------

<i>Gastrophryne olivacea</i>	Pr	LC	Ne	3	5	1	(B) 9
------------------------------	----	----	----	---	---	---	-------

CLASE REPTILIA**ORDEN SQUAMATA****SUBORDEN TESTUDINES****Familia Kinosternidae**

<i>Kinosternon durangoense</i>	Nc	DD	E	5	8	3	(A) 16
--------------------------------	----	----	---	---	---	---	--------

<i>Kinosternon flavescens</i>	Nc	LC	Ne	3	6	3	(M) 12
-------------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

Familia Testudinidae

<i>Gopherus flavomarginatus</i>	P	CR	E	5	8	6	(A) 19
---------------------------------	---	----	---	---	---	---	--------

SUBORDEN LACERTILIA**Familia Crotaphytidae**

<i>Crotaphytus collaris</i>	A	LC	Ne	3	7	3	(M) 13
-----------------------------	---	----	----	---	---	---	--------

<i>Gambelia wislizenii</i>	Pr	LC	Ne	3	7	3	(M) 13
----------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

Familia Eublepharidae

<i>Coleonyx brevis</i>	Pr	LC	Ne	4	6	4	(A) 14
------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

<i>Coleonyx fasciatus</i>	Nc	LC	E	5	8	4	(A) 17
---------------------------	----	----	---	---	---	---	--------

Familia Phrynosomatidae

<i>Cophosaurus texanus</i>	A	LC	Ne	4	7	3	(A) 14
----------------------------	---	----	----	---	---	---	--------

<i>Holbrookia approximans</i>	Nc	NE	E	5	6	3	(A) 14
-------------------------------	----	----	---	---	---	---	--------

<i>Holbrookia maculata</i>	Nc	LC	Ne	1	6	3	(M) 10
----------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

<i>Phrynosoma cornutum</i>	Nc	LC	Ne	5	4	3	(M) 12
----------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

<i>Phrynosoma modestum</i>	Nc	LC	Ne	4	5	3	(M) 12
----------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

<i>Sceloporus bimaculosus</i>	Nc	LC	Ne	1	5	3	(B) 9
-------------------------------	----	----	----	---	---	---	-------

<i>Sceloporus poinsettii</i>	Nc	LC	Ne	4	5	3	(M) 12
------------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

<i>Sceloporus undulatus</i>	Nc	LC	Ne	5	4	3	(M) 12
-----------------------------	----	----	----	---	---	---	--------

<i>Uma parapygas</i>	P	NT	E	6	8	3	(A) 17
----------------------	---	----	---	---	---	---	--------

<i>Uma exsul</i>	P	EN	E	5	8	3	(A) 16
------------------	---	----	---	---	---	---	--------

<i>Uta stansburiana</i>	A	LC	Ne	3	1	3	(B) 7
-------------------------	---	----	----	---	---	---	-------

Familia Scincidae

<i>Plestiodon obsoletus</i>	Nc	LC	Ne	3	5	3	(M) 11
Familia Teiidae							
<i>Aspidoscelis gularis</i>	Nc	LC	Ne	2	4	3	(B) 9
<i>Aspidoscelis inornatus</i>	Nc	LC	Ne	4	7	3	(A) 14
<i>Aspidoscelis marmoratus</i>	Nc	NE	Ne	4	7	3	(A) 14
<i>Aspidoscelis scalaris</i>	Nc	NE	Ne	2	4	3	(B) 9
Familia Xantusiidae							
<i>Xantusia extorris</i>	Nc	LC	E	5	7	3	(A) 15
SUBORDEN SERPENTES							
Familia Colubridae							
<i>Bogertophis subocularis</i>	Nc	LC	Ne	2	7	3	(A) 14
<i>Masticophis flagellum</i>	A	LC	Ne	1	3	4	(B) 8
<i>Pituophis catenifer</i>	Nc	LC	Ne	4	1	4	(B) 9
<i>Rhinocheilus lecontei</i>	Nc	LC	Ne	1	3	4	(B) 8
<i>Sonora semiannulata</i>	Nc	LC	Ne	1	1	3	(B) 5
Familia Dipsadidae							
<i>Heterodon kennerlyi</i>	Nc	LC	Ne	3	4	4	(M) 11
<i>Hypsiglena jani</i>	Nc	LC	Ne				
Familia Viperidae							
<i>Crotalus atrox</i>	Pr	LC	Ne	1	3	5	(B) 9
<i>Crotalus lepidus</i>	Pr	LC	Ne	2	5	5	(M) 12
<i>Crotalus scutulatus</i>	Pr	LC	Ne	2	4	5	(M) 11

7.2. Diversidad taxonómica

Los valores más altos de diversidad taxonómica promedio se encuentran representados por el pastizal natural ($\Delta+$ = 80.0) y el matorral crasicaule ($\Delta+$ = 76.6). Mientras que el matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo, suelo desnudo, vegetación halófila-xerófila, cuerpos de agua y pastizal halófilo presentaron valores promedio semejantes de diversidad taxonómica ($\Delta+$ = 65.0-68.3; Figura 3 y Cuadro 4). Finalmente, la vegetación de desiertos arenosos

presentó el valor más bajo de diversidad taxonómica, ubicándose fuera de los intervalos de confianza de este análisis (Figura 3 y Cuadro 4).

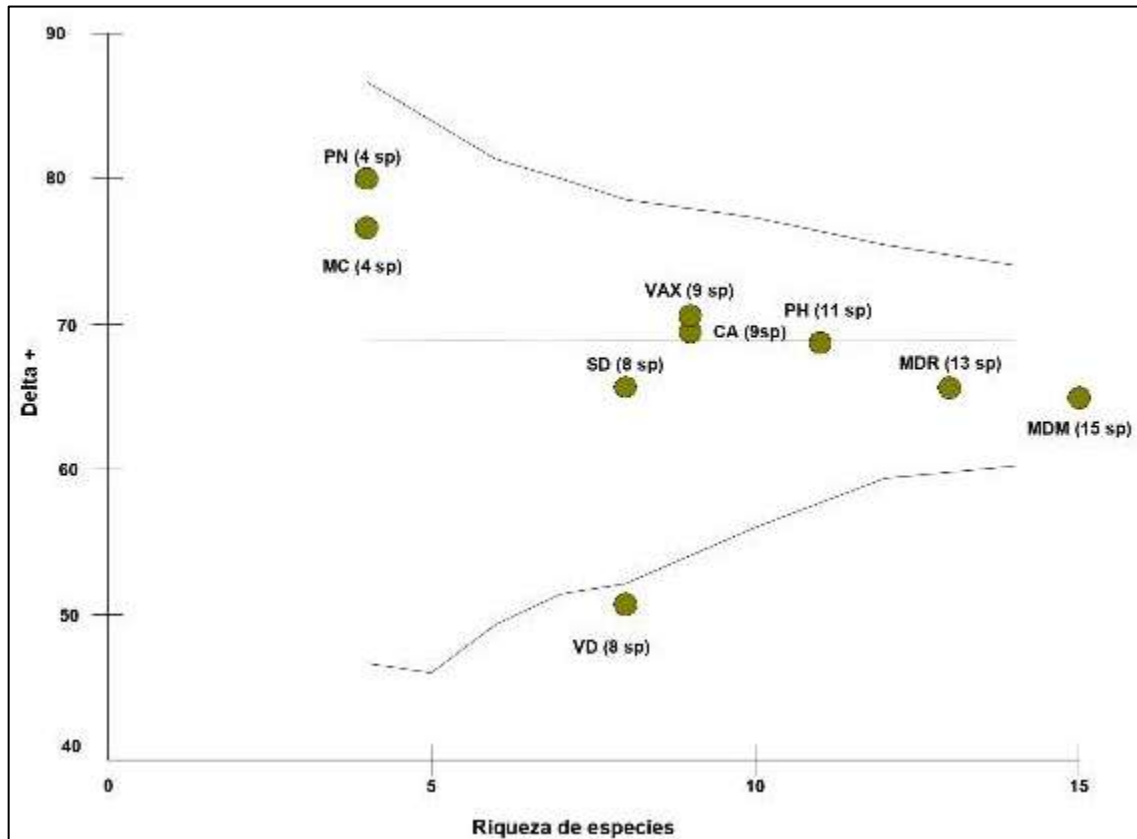


Figura 3. Índice de diversidad taxonómica promedio Delta+ ($\Delta+$) para las comunidades de anfibios y reptiles presentes en nueve tipos de vegetación en la Reserva de la Biosfera de Mapimí. CA: Cuerpo de agua, MC: Matorral crasicaule, MDM: Matorral desértico-micrófilo, MDR: Matorral desértico-rosetófilo, PH: Pastizal halófilo, PN: Pastizal natural, SD: Suelo desnudo, VD: Vegetación de desiertos arenosos, VAX: Vegetación halófila xerófila. Los números entre paréntesis representan la riqueza de especies en cada comunidad, mientras que la línea central punteada indica el promedio, y las líneas continuas a los límites de confianza del 95%.

Cuadro 9. Valores de diversidad taxonómica Delta+ ($\Delta+$) para las comunidades de anfibios y reptiles presentes en nueve tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí (CA: Cuerpo de agua, MC: Matorral crasicaule, MDM: Matorral desértico-micrófilo, MDR: Matorral desértico-rosetófilo, PH: Pastizal halófilo, PN: Pastizal natural, SD: Suelo desnudo, VD: Vegetación de desiertos arenosos, VAX:

Vegetación halófila xerófila). El número entre paréntesis asociado a los tipos de vegetación representa la riqueza de especies.

Tipo de vegetación	Índice de diversidad taxonómica promedio (Delta +)	<i>P</i>
VD (8)	50.7	<i>P</i> < 0.05
MDM (15)	65.0	<i>P</i> > 0.05
MDR (13)	65.6	<i>P</i> > 0.05
SD (8)	65.7	<i>P</i> > 0.05
PH (11)	68.7	<i>P</i> > 0.05
CA (9)	69.4	<i>P</i> > 0.05
VAX (9)	70.6	<i>P</i> > 0.05
MCR (4)	76.7	<i>P</i> > 0.05
PN (4)	80.0	<i>P</i> > 0.05

7.2.1 Riqueza de especies por tipos de vegetación

La riqueza de especies parece agruparse en tres conjuntos de tipos de vegetación, el primero esta constituido por matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosétofilo y pastizal halófilo con 15, 13 y 11 especies, respectivamente (Cuadro 4); le sigue un segundo grupo constituido por cuatro elementos: cuerpos de agua, vegetación halófila-xerófila, vegetación de desiertos arenosos y suelo desnudo, los cuales presentaron 9, 9, 8, y 8 especies respectivamente; por último, se encuentran el matorral crasicaule y el pastizal natural con cuatro especies cada uno (Cuadro 4).

7.3. Diversidad funcional

En el Cuadro 5 se describen 12 caracteres funcionales que corresponden a las 20 especies de anfibios y reptiles presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí utilizadas para este análisis. Estos caracteres constituyen información de la historia natural e historia de vida de cada especie, tal como talla del cuerpo (longitud hocico cloaca: LHC), peso, características reproductivas (madurez sexual, tamaño de puesta/camada), tipo de forrajeo, tipo de dieta, actividad, entre otras.

Cuadro 10. Caracteres funcionales de las comunidades de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí. Tipo de forrajeo: activo (Act) o al acecho (Ach); Tipo de dieta: insectívora (Ins), herbívora (Her); omnívora (Omn), carnívora (Car); Hábitos: terrestre (Terr), acuático (Aqu), arborícola (Arb), saxícola (Sax); Actividad: diurna (Diu), nocturna (Noc), crepuscular (Crs); Modo reproductivo: ovíparo (Ovi) o vivíparo (Viv). El peso y la LHC se presentan en valores medios; hvs: huevos.

Especies	Tipo de forrajeo	Tipo de dieta	Hábitos	Actividad	Modo reproductivo	Tamaño camada/puesta	Peso (g)	LHC (mm)	Madurez sexual (meses)	Longevidad (meses)	Tipo de consumidor (primario/secundario)	Tipo de respiración
CLASE AMPHIBIA												
ORDEN ANURA												
Familia Bufonidae												
<i>Anaxyrus cognatus</i>	Act	Ins	Terr/Aqu	Noc	Ovi	11000 hvs	350	100	7	72	Secundario	Pulmonar y cutánea
<i>Anaxyrus debilis</i>	Act	Ins	Terr/Aqu	Noc/Crs	Ovi	3200 hvs	139	50	7	72	Secundario	Pulmonar y cutánea
<i>Anaxyrus punctatus</i>	Act	Ins	Terr	Noc/Crs	Ovi	120 hvs	111	69	9	72	Secundario	Pulmonar y cutánea
Familia Scaphiopodidae												
<i>Scaphiopus couchii</i>	Ach/Act	Ins	Terr/Aqu	Diu/Noc/Crs	Ovi	150 hvs	18	59	10	72	Secundario	Pulmonar y cutánea
CLASE REPTILIA												
ORDEN SQUAMATA												
SUBORDEN TESTUDINES												
Familia Testudinidae												

<i>Gopherus flavomarginatus</i>	Act	Her	Terr	Diu/Crs	Ovi	7 hvs	40000	371	144 a 204	300	Secundario	Pulmonar
SUBORDEN LACERTILIA Familia Crotaphytidae												
<i>Crotaphytus collaris</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	7 hvs	412	115	24	96	Primario y secundario	Pulmonar
<i>Gambelia wislizenii</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	7 hvs	399	134	24	96	Primario y secundario	Pulmonar
Familia Phrynosomatidae												
<i>Cophosaurus texanus</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	6 hvs	180	70	18	36	Secundario	Pulmonar
<i>Holbrookia approximans</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	9 hvs	11	60	18	120	Secundario	Pulmonar
<i>Holbrookia maculata</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	7 hvs	10	69	12	120	Secundario	Pulmonar
<i>Phrynosoma cornutum</i>	Ach	Ins	Terr	Diu	Ovi	28 hvs	22	81	24	60	Secundario	Pulmonar
<i>Phrynosoma modestum</i>	Ach	Ins	Terr	Diu	Ovi	11 hvs	25	30	24	96	Secundario	Pulmonar
<i>Uma parapygas</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	8 hvs	22	80	8	48	Secundario	Pulmonar
<i>Uma exsul</i>	Act	Ins	Arb	Diu	Ovi	3 hvs	25	41	7	48	Secundario	Pulmonar

Mariela Martínez Ortiz

IPN-CIIDIR-Unidad Durango

MCGA

<i>Uta stansburiana</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	4 hvs	10	47	10	36	Secundario	Pulmonar
Familia Teiidae												
<i>Aspidoscelis gularis</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	4 hvs	17	105	18	60	Secundario	Pulmonar
<i>Aspidoscelis inornatus</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	3 hvs	28	90	-	-	Secundario	Pulmonar
<i>Aspidoscelis marmoratus</i>	Act	Ins	Terr	Diu	Ovi	3 hvs	25	150	18	60	Secundario	Pulmonar
Familia Xantusiidae												
<i>Xantusia extorris</i>	Act	Ins	Arb/Sax	Noc	Viv	2 crías	18	43	24	60	Secundario	Pulmonar
SUBORDEN SERPENTES												
Familia Viperidae												
<i>Crotalus scutulatus</i>	Ach	Car	Terr	Diu/Crs	Viv	9 crías	1300	692	24	156	Secundario	Pulmonar

El análisis de diversidad funcional determinó que el matorral desértico micrófilo presentó el mayor número de grupos funcionales (1, 2, 3, 5, 8, 10; Figuras 4C y 5), mientras que la vegetación de desiertos arenosos presentó el menor número de éstos (7, 9, 10; Figuras 4C y 5). El índice de diversidad funcional indica que el pastizal natural ($DF = 1.73$, $P = 0.03$), y la vegetación de desiertos arenosos ($DF = -1.65$, $P = 0.03$) fueron estadísticamente significativos. Lo anterior demuestra que el primer tipo de vegetación (PN) tiene una sobredispersión funcional, es decir, las especies en este tipo de vegetación tienen diferentes roles ecológicos, mientras que en el segundo tipo de vegetación (VD) las especies cumplen una función semejante. Por otro lado, los tipos de vegetación, tales como el MCR, VAX, SD y MDM presentaron valores positivos, aunque su valor de P fue no significativo ($P > 0.05$).

Por otro lado, MDR, CA y PH mostraron otra tendencia de diversidad funcional al mostrar valores negativos, junto con un valor de P mayor a 0.05. Este patrón representa que las especies dentro de estos tipos de vegetación comparten funciones ecológicas semejantes (Figura 4B).

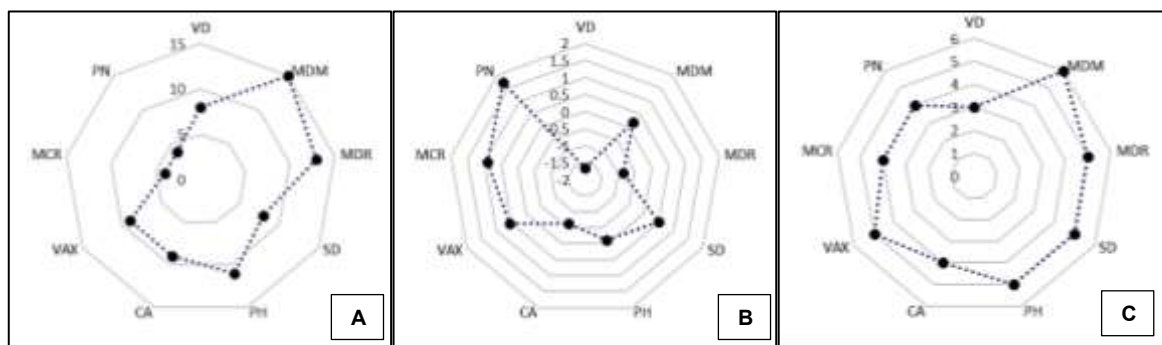


Figura 4. A) Riqueza de especies, B) S.E.S.D.F. y C) Riqueza de grupos funcionales de las especies de anfibios y reptiles por tipo de vegetación de la Reserva de la Biosfera de Mapimí. CA: Cuerpo de agua, MC: Matorral crasicaule, MDM: Matorral desértico-micrófilo, MDR: Matorral desértico-rosetófilo, PH: Pastizal halófilo, PN: Pastizal natural, SD: Suelo desnudo, VD: Vegetación de desiertos arenosos, VAX: Vegetación halófila xerófila.

Se detectaron 10 agrupaciones funcionales de las especies de anfibios y reptiles presentes en la Reserva de la Biosfera de Mapimí (Figura 5). El grupo funcional I está representado por *Crotalus scutulatus* que, es la única especie con

hábitos alimenticios carnívoros. Le sigue *Gopherus flavomarginatus*, asociada al grupo funcional II, por ser la especie más grande y de mayor peso, y por presentar altos valores de longevidad. Dentro del grupo III se encuentra *Anaxyrus cognatus*, la única especie de la familia bufonidae con hábitos completamente nocturnos, además de tener la puesta con la mayor cantidad de huevos (11,000). Por otro lado, el grupo IV está constituido por *Anaxyrus punctatus*, especie con hábitos terrestres, y con un tamaño de puesta de 120 huevos. *Anaxyrus debilis* se encuentra dentro del grupo V, esta especie aporta a este grupo una dualidad de funciones en términos de hábitos y actividad, es decir, es acuático/terrestre y nocturno/crepuscular. El grupo VI se compone por *Scaphiopus couchii*, una especie de anuro que puede tener dos estrategias de forrajeo: al acecho y activo, y tres ventanas de actividad: diurna, nocturna y crepuscular. *Xantusia extorris* integra al grupo funcional VII, siendo la única lagartija de hábitos arborícolas y saxícolas, es de actividad completamente nocturna, además de ser vivíparo y tener una camada de 2 crías. El grupo VIII se integra por dos especies pertenecientes a la familia Crotaphytidae: *Crotaphytus collaris* y *Gambelia wislizenii*, ambas especies poseen los mismos rasgos funcionales señalados en el cuadro 5, a excepción del peso y la LHC (399/412 g y 115/134 mm, respectivamente). El grupo IX está representado por *Uma exul*, una especie de lagartija que, a diferencia del resto, es especialmente arborícola. Por último, el grupo funcional X está constituido por 10 especies, mismas que comparten los mismos caracteres funcionales para las variables cualitativas, las variables cuantitativas varían en rangos de 3-28 crías/huevos, 10-180 g de peso, 30-150 mm de LHC, 7-24 meses de madurez sexual, y de 36 a 120 meses de longevidad (Cuadro 5).

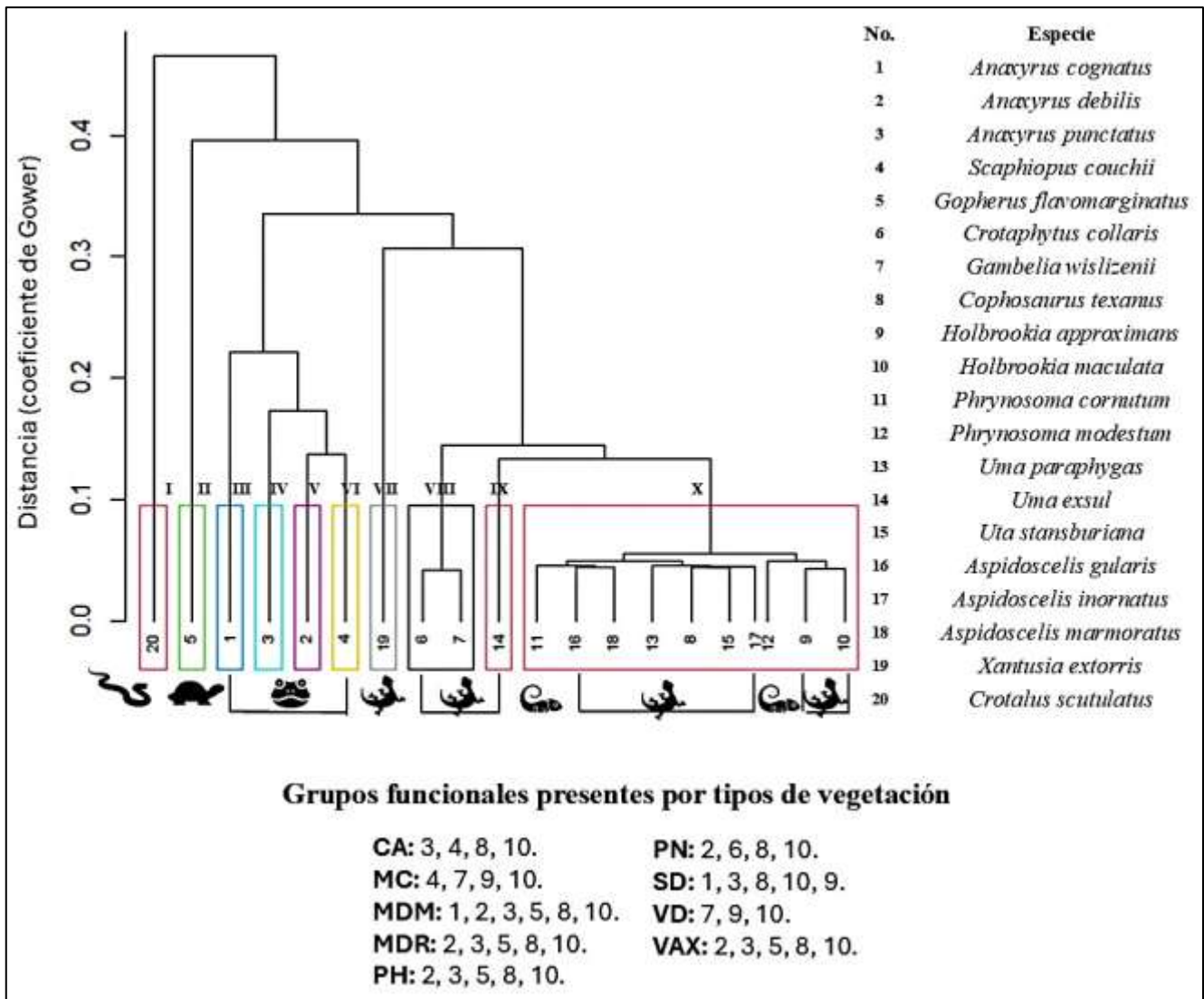


Figura 5. Dendrograma funcional que clasifica las especies de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera de Mapimí en grupos según la similitud de sus rasgos funcionales. Se presentan los grupos funcionales que están presentes en cada tipo de vegetación, donde: CA: Cuerpo de agua, MC: Matorral crasicauale, MDM: Matorral desértico-micrófilo, MDR: Matorral desértico-rosetófilo, PH: Pastizal halófilo, PN: Pastizal natural, SD: Suelo desnudo, VD: Vegetación de desiertos arenosos, VAX: Vegetación halófila xerófila.

7.4 Relación de la diversidad taxonómica y funcional

El índice de diversidad taxonómica (Delta+) no mostró correlación significativa con la riqueza de especies ($r = -0.47$; $P > 0.21$; Figura 6). En contraste, Delta+ y el índice de diversidad funcional (S.E.S.DF) mostraron una correlación positiva y altamente significativa ($r = 0.89$; $P = 0.001$; Figura 6). Por otro lado, no hay correlación significativa entre Delta+ con la riqueza de grupos funcionales ($r = 0.19$; $P = 0.68$; Figura 6). La relación entre la riqueza de especies y la riqueza de grupos funcionales fue positiva y significativa ($r = 0.69$; $P = 0.04$). Por último, no hubo relación significativa entre S.E.S.DF y riqueza de grupos funcionales ($r = 0.25$ y $P = 0.52$; Figura 6).

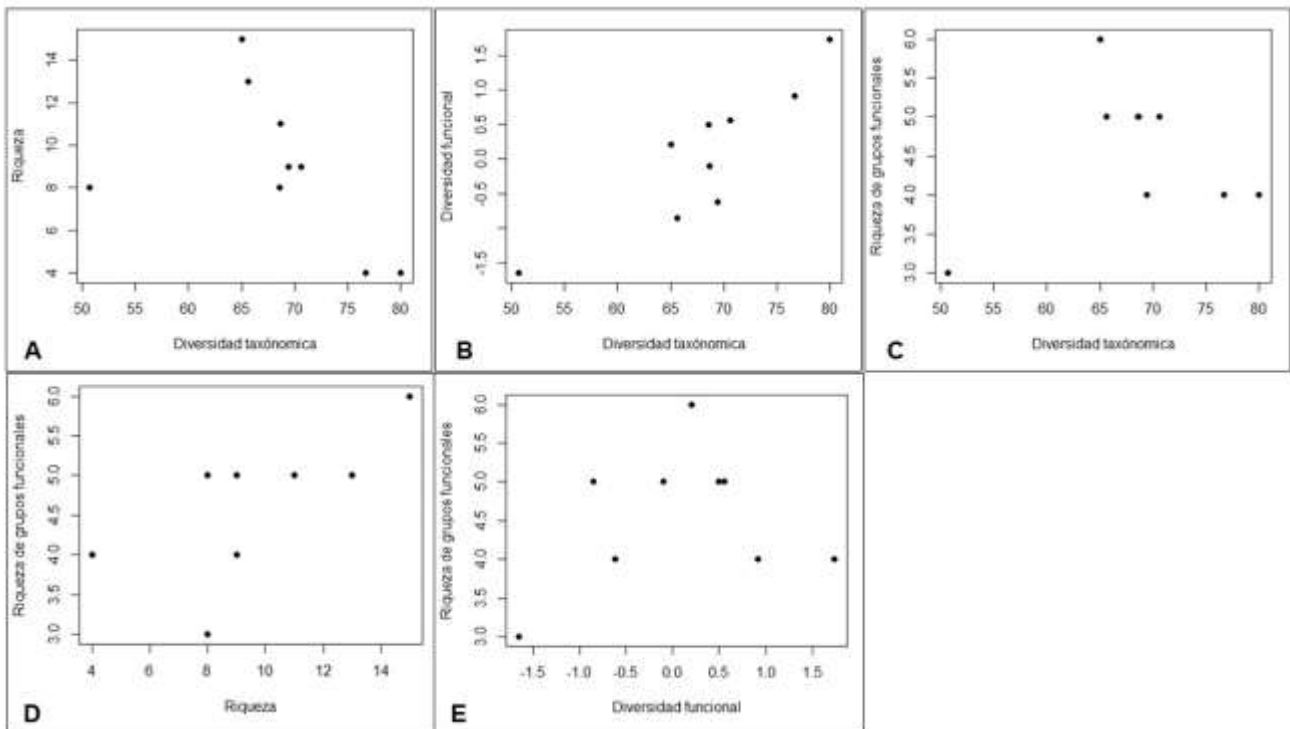


Figura 6. Relaciones de correlación de Pearson entre la diversidad taxonómica y riqueza de especies (A), diversidad taxonómica y diversidad funcional (B), diversidad taxonómica y riqueza de grupos funcionales (C), riqueza de especies y riqueza de grupos funcionales (D), diversidad funcional y riqueza de grupos funcionales (E).

VIII. DISCUSIÓN

8.1 Listado de especies y estado de amenaza

El presente trabajo da a conocer la lista más actualizada de especies de anfibios y reptiles para la Reserva de la Biosfera de Mapimí, la cual está constituida por 40 especies. No obstante, es importante señalar que en el 2006 la CONANP publicó el Programa de Conservación y Manejo para dicha reserva (CONANP, 2006), en el cual una de sus principales aportaciones fue dar a conocer una lista con 44 especies de anfibios y reptiles para esta área, en el cual, a su vez se describe el estado de protección de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2019 (SEMARNAT, 2019). Este listado incluye especies que no ocurren en la región de Mapimí y, por lo tanto, no fueron consideradas en el presente estudio. Por ejemplo, *Micrurus fulvius* (coral verdadera) fue considerada por el programa de manejo de la reserva, sin embargo, esta especie no se distribuye en las áreas colindantes de la reserva (Roze y Tilger, 1983; Lemos-Espinal *et al.*, 2018). Este resultado permite demostrar la necesidad de actualizar los listados faunísticos y su distribución para la región de Mapimí, proponiendo nuevos listados con base a la literatura más actualizada y a trabajo de campo.

Es importante mencionar que en el trabajo de campo del presente estudio no se registró ninguna especie de anfibio debido a que la visita a la reserva se realizó en la temporada de secas, misma en la que se alcanzaron temperaturas de más de 40° C, haciendo difícil la presencia de estos animales. Es posible que en la temporada de lluvias la presencia de estos organismos sea mayor, debido a que la mayor parte del año permanecen escondidos bajo tierra, saliendo a la superficie en verano con la llegada de algunas lluvias, tal como se ha señalado para la mayoría de las especies de anfibios de ambientes desérticos (Montero-Bagatella *et al.*, 2020). Montero-Bagatella *et al.* (2020) proporcionan un panorama general y actualizado de la fauna presente en la reserva, sin embargo, este autor omite la lista de especies de anfibios y reptiles de esta área, solo se limita a mencionar la presencia de 17 especies de lagartijas, 18 de serpientes y 2 de tortugas.

Los tres instrumentos utilizados en el presente trabajo (lista roja de la IUCN, NOM-059-SEMARNAT-2019 Índice de Vulnerabilidad Ambiental) reportaron a

Gopherus flavomarginatus, *Uma parapygas* y *U. exsul* con los valores más altos de vulnerabilidad. Estos resultados coinciden con lo previamente señalado por Ballesteros-Barrera *et al.* (2007), quienes señalaron que los efectos de la transformación de la cobertura terrestre de la reserva han limitado las áreas de distribución de las lagartijas microendémicas (*U. parapygas* y *U. exsul*). Además, estos mismos autores estiman que si la pérdida del hábitat continua (por actividades de urbanización, agricultura y ganadería) las poblaciones de ambas especies y de la herpetofauna de la reserva en general pueden desaparecer en poco tiempo. Al respecto, Sinervo *et al.* (2010) consideran que, si el calentamiento global continúa incrementándose, el 20% de las especies de lagartijas en México desaparecerán para el 2080. Es importante señalar que durante el trabajo de campo del presente estudio se logró ver huellas de ganado, carros, y una importante cantidad de basura en la zona núcleo de la reserva, lo que apoya la idea de Ballesteros-Barrera *et al.* (2007), en el sentido de que el hábitat de la reserva está alterándose fuertemente por actividades humanas, poniendo en riesgo a las comunidades de animales.

De las 40 especies de anfibios y reptiles distribuidas en la reserva, la NOM-059-SEMARNAT-2019 no considera a 26 (65%) de éstas, mientras que la lista roja de la IUCN incluye a 33 (83%) bajo la categoría de preocupación menor. El índice de vulnerabilidad ambiental arrojó un 60% de las especies (24) con un valor de vulnerabilidad entre medio y alto. Lo anterior refleja que dichos métodos tienen diferentes formas de evaluar, ya que cada uno presenta una serie de criterios de evaluación totalmente diferentes entre sí. Wilson *et al.* (2013b) resaltan la falta de homogeneidad entre dichos criterios, y consideran que el índice de vulnerabilidad ambiental (EVS) proporciona una evaluación más apegada a la realidad, ya que éste toma en cuenta la distribución de las especies a través de los tipos de vegetación y ecorregiones de México, así como el grado de fragmentación y destrucción del hábitat, junto con una intensa actividad antropogénica como factor que limita la distribución de las especies.

8.2 Diversidad taxonómica

Existe un limitado número de trabajos dirigidos a describir la diversidad taxonómica de los grupos de anfibios y reptiles para los ambientes desérticos de México (Rzedowski, 2006; Wilson y Johnson, 2010; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2014; Lemos-Espinal y Smith, 2020). El uso de la diversidad taxonómica como herramienta para medir la riqueza y diversidad de especies, representa una ventaja cuando se trabaja con registros debido a su robustez frente a la variación en el esfuerzo de muestreo y posibilidad de explorar patrones de muchos grupos que han permanecido en fase de inventarios o descripción de especies, tal es el caso de los anfibios y reptiles, ya que estos grupos proporcionan un marco comparable y eficiente para evaluar la diversidad con datos desiguales (Pérez-Hernández, 2019).

En este estudio, los tipos de vegetación con mayor diversidad taxonómica fueron el pastizal natural y el matorral crasicaule, con valores $\Delta+$ de 80.0 y 76.6, respectivamente. Un patrón semejante fue registrado por Hernández-Salinas *et al.* (2023), al explorar la diversidad taxonómica y funcional de la herpetofauna del estado de Durango, estos autores consideran que las comunidades presentes en ambos tipos de vegetación están representadas por un alto valor de diversidad taxonómica, lo que significa que estos ecosistemas albergan comunidades con alta riqueza de especies y una alta distinción taxonómica entre ellas, en contraste con los demás tipos de vegetación considerados en este estudio.

Un aspecto importante que debe resaltarse respecto al valor de $\Delta+$ para la vegetación de desiertos arenosos (VD), es que este valor se encuentra fuera del intervalo de confianza ubicado por debajo del límite inferior. Clark y Warwick (1999) señalan que a menos de que el hábitat esté altamente degradado, la estimación para $\Delta+$ no debería ubicarse por debajo de los límites de confianza. Derivado de lo anterior, se plantea la hipótesis de que este tipo de vegetación ha sido afectado por las distintas actividades humanas que se han desarrollado en la periferia de la reserva por más de 30 años. Otros autores como Gristina *et al.* (2006) describieron que los bajos valores de diversidad taxonómica podrían ser un referente de sistemas alterados. Aunque esta hipótesis es una generalización útil, no siempre resulta única. Hay algunas consideraciones importantes que se deben tener en cuenta, como la variabilidad que se da de forma natural en los ecosistemas con

condiciones extremas (García-Palacios *et al.*, 2018). Estos autores proponen que, en sistemas áridos, la estabilidad del ambiente no siempre está en función de una alta diversidad taxonómica. En el caso de los desiertos arenosos, la baja diversidad taxonómica puede ser un indicativo natural al ser un ambiente restrictivo debido a factores como la salinidad, la sequía, la alta radiación solar y a la inestabilidad del suelo, que dificulta la formación de madrigueras o raíces profundas. Por lo tanto, los resultados obtenidos para este tipo de vegetación no reflejan necesariamente degradación, sino la presencia de especies adaptadas a condiciones extremas (Noy-Meir, 1973; Whitford, 2002).

Por otro lado, el matorral desértico micrófilo, el matorral desértico rosetófilo, el suelo desnudo, el pastizal halófilo, los cuerpos de agua y la vegetación halófila-xerófila presentan valores de diversidad taxonómica cercanos al promedio. Estos resultados sugieren que las condiciones ambientales (aridez, salinidad, etc.) actúan como filtros ecológicos, favoreciendo solo a taxones adaptados y, por ende, reduciendo la variación entre ellos (Qian *et al.*, 2007; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2014).

El uso de la diversidad taxonómica para evaluar una comunidad ecológica persigue el objeto primordial de incorporar una medida no neutral, ya que de manera más general se han utilizado métricas neutrales, es decir, que consideran que todas las especies poseen un mismo valor y no consideran información acerca de las variaciones morfológicas, fisiológicas, fenológicas, o taxonómicas (Gaston, 1996; Magurran, 2004). El uso de esta herramienta para medir la riqueza y diversidad de especies a nivel local resulta ser ventajoso, ya que, las alteraciones del hábitat no pueden ser detectadas con estimadores ecológicos clásicos como Shannon-Wiener o Simpson (Clark y Warwick, 2001). La inclusión de la diversidad taxonómica en los análisis más actuales de la biodiversidad aporta una perspectiva de estudio más completa, permitiendo entender con mayor claridad la estructura de las comunidades y su relación con un espacio y tiempo determinado, permitiendo establecer adecuadas estrategias de conservación.

8.3 Diversidad funcional

El uso de la diversidad funcional para evaluar comunidades ecológicas se remonta a varias décadas, y ha contribuido a comprender la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Tilman, 2001). Sin embargo, su aplicación ha sido más limitada en grupos faunísticos que en comunidades vegetales (Caliman *et al.*, 2010; Gómez-Ortiz y Moreno, 2017). Esta disparidad se debe, en parte, a las dificultades para medir rasgos funciones clave en animales, tales como reproducción, supervivencia o crecimiento, los cuales suelen ser más variables y dependientes del contexto ecológico que en plantas. Para que estos rasgos sean interpretables, deben integrarse con otros atributos funcionales y considerar su plasticidad fenotípica; de lo contrario, se obtiene una visión fragmentada que no refleja la dinámica real de la comunidad.

8.3.1 Índice de diversidad funcional

La sobredispersión funcional en el pastizal natural sugiere que las especies presentes en este tipo de vegetación cumplen funciones ecológicas únicas y que coexisten aprovechando diferentes recursos, indicando una mayor complementariedad funcional, manteniendo procesos ecológicos clave (Mason *et al.*, 2005). Por otro lado, el agrupamiento funcional que corresponde a la vegetación de desiertos arenosos (VD), muestra que las especies que la integran tienen funciones similares entre sí dentro de esta comunidad. Lo anterior podría indicar que este tipo de vegetación es más vulnerable a diferentes perturbaciones, debido a que las especies presentes en este tipo de vegetación comparten funciones ecológicas equivalentes. Por esta razón, es posible que la pérdida de una o más especies podría afectar significativamente el papel que desempeñan los anfibios y reptiles en la reserva, dejando vacíos algunos roles funcionales de importancia ecológica (Walker, 1992; Mouchet *et al.*, 2010; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Sin embargo, la pérdida de una especie puede ser compensada por otra con una función equivalente en el ambiente (Tilman *et al.*, 1997), permitiéndole desarrollar adaptaciones específicas a condiciones ambientales extremas, tales como la aridez, salinidad o el aumento en la temperatura (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Salgado-Negret y Paz, 2015).

Por otro lado, para los tipos de vegetación donde el valor de S.E.S.DF no fue significativo, no necesariamente implica que no haya un aporte ecológico relevante, sino que los datos no proporcionaron evidencia suficiente para considerar que la DF observada sea diferente a la esperada por el azar. Un patrón semejante fue observado por Mouillot *et al.* (2013) al estudiar de manera simultánea peces arrecifales, plantas alpinas y árboles tropicales en sus respectivos ecosistemas. Los autores mostraron a través de los tres grupos que las especies con baja redundancia funcional son las especies raras, lo que tiene implicación para el desarrollo de estrategias de conservación y planes de manejo. Estas estrategias deben enfocarse en proteger no solo la riqueza de especies, sino también el aporte funcional identificando y monitoreando especies con rasgos únicos, ya que la conservación basada solo en la riqueza de especies puede ignorar a actores ecológicos críticos. Las especies con rasgos únicos son vulnerables a amenazas como el cambio climático o la fragmentación del hábitat. Es por ello por lo que los planes de manejo deberán considerar acciones para mitigar presiones antropogénicas donde coexisten especies raras y funcionalmente distintas entre sí (Mouillot *et al.*, 2013). Lo anterior refuerza la idea de que uno de los criterios principales a considerar para priorizar áreas para la conservación es el mantenimiento de la integridad funcional de los ecosistemas, reduciendo tanto la pérdida de especies como de procesos ecológicos a largo plazo, así como maximizar la capacidad de respuesta de estas áreas frente a panoramas ambientales cambiantes (Walker 1992, 1995). Es aquí donde radica la importancia de conocer cuáles son los grupos funcionales presentes en un área o en uno o varios tipos de vegetación. Los grupos funcionales que contengan especies con baja redundancia funcional (ej., grupos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 9 de este estudio) deberían ser considerados como objetos clave para su conservación, debido a que pueden ser estratégicos para el funcionamiento del ecosistema.

8.4 Relación de la diversidad taxonómica y funcional

8.4.1 Delta+ y riqueza de especies

La relación entre la diversidad taxonómica (Delta+) y la riqueza de especies no fue significativa. Esto se explica porque la clasificación jerárquica taxonómica es totalmente diferente para las distintas comunidades de anfibios y reptiles de la

reserva, es decir, las comunidades con la misma riqueza pueden diferir taxonómicamente si sus especies pertenecen a grupos taxonómicos diferentes (Warwick y Clarke, 1995; Clarke y Warwick, 1998; Magurran, 2004). Por ejemplo, en este trabajo el MDM tuvo la mayor riqueza de especies, pero no fue la vegetación más diversa taxonómicamente. Esto es importante porque la diversidad taxonómica refleja no solo el número de especies, sino también su distribución evolutiva. Una comunidad con mayor variedad de familias implica una historia filogenética más amplia, lo que puede asociarse a una mayor resiliencia ecológica o a nichos más diversos. En este contexto, MDM podría estar dominado por especies cercanamente relacionadas, limitando su diversidad funcional en comparación con otros tipos de vegetación. Al respecto Pavoine y Bonsall (2010) señalan que los componentes de riqueza, diversidad y abundancia de una comunidad deben analizarse por separado, ya que cada uno aporta información independiente. Sin embargo, advierten que integrarlos sin distinción puede llevar a sobreestimar o subestimar el papel de las comunidades en un determinado ambiente. La riqueza no garantiza diversidad taxonómica porque no considera la "distancia" entre especies. Este trabajo destaca que, en conservación, ambos enfoques son complementarios.

8.4.2 Delta+ y S.E.S.DF

El índice de diversidad taxonómica (Delta+) y el índice de diversidad funcional (S.E.S.DF) mostraron una correlación positiva y significativa ($r = 0.89$; $P = 0.001$). Esto sugiere que, en la Reserva de Mapimí, la presencia de rasgos funcionales está vinculada al arreglo taxonómico de las especies. Este resultado contrasta con estudios previos que resaltan la independencia entre ambas métricas, lo que indica que su relación podría depender de las condiciones específicas de cada comunidad. Por ejemplo, Córdova-Tapia y Zambrano (2015) mencionaron que la diversidad taxonómica a nivel de comunidades no necesariamente se relaciona con la diversidad funcional, ya que especies de diferentes comunidades pueden desempeñar funciones similares. Así, si se pierden especies sin reemplazo, el impacto podría no ser inmediatamente evidente, pero manifestarse a lo largo de los años o en distintas estaciones (Webb *et al.*, 2002). De hecho, comunidades con valores similares de diversidad taxonómica pueden presentar diferencias marcadas

en diversidad funcional. La relación positiva observada en este estudio podría explicarse por filtros ambientales no evaluados, como la estacionalidad o la disponibilidad de recursos (Peña-Joya *et al.* 2020; Hernández-Salinas *et al.* 2023). Por ejemplo, en ambientes áridos como Mapimí, la variabilidad en la lluvia podría favorecer tanto la diversidad taxonómica como funcional debido a la heterogeneidad en el hábitat, tal como lo mencionan Peña-Joya *et al.*, 2020, quienes apoyan la hipótesis de la heterogeneidad del hábitat, misma que propone que ésta actúa como un regulador clave de la biodiversidad, no solo al incrementar el número de especies, sino también al preservar la diversidad de roles ecológicos (funcional) y su dinámica temporal.

En este estudio, los resultados sugieren la necesidad de un enfoque holístico para las comunidades de la reserva, donde la diversidad taxonómica y funcional son críticas, ya que omitir alguna de estas dimensiones podría sesgar la interpretación de su dinámica ecológica. Por ejemplo, ignorar la diversidad funcional habría ocultado diferencias clave en los roles ecológicos, mientras que pasar por alto la taxonomía habría dificultado la identificación de patrones de conservación. Esto, porque ambas métricas no son redundantes, ignorar una lleva a decisiones incompletas ya que la diversidad es multidimensional y su comprensión plena requiere, en este caso, abarcarla tanto taxonómica como funcionalmente.

8.4.3 Delta+ y riqueza de grupos funcionales

No se encontró relación entre Delta+ y la riqueza de grupos funcionales en este estudio, lo que respalda la idea de que diversidad taxonómica no predice necesariamente el número de grupos funcionales. Tilman *et al.* (1997) sugieren que la riqueza de grupos funcionales influye más en procesos ecosistémicos, (ej., dinámica de poblaciones, ciclos biogeoquímicos, resistencia a perturbaciones), determinando las funciones del ecosistema en comparación con la diversidad taxonómica.

Sin embargo, es probable que en otros sistemas con condiciones menos extremas como comunidades de anfibios y reptiles en ambientes heterogéneos y de amplia distribución si exista una relación positiva entre diversidad taxonómica ($\Delta+$) y riqueza de grupos funcionales. Esta hipótesis se basa en que dicha relación

depende del filtro ambiental (ej., abiótico: clima, suelo y recursos; biótico: vegetación e interacciones) que estructura las comunidades (Chesson, 2000).

Estudios como los de Mason *et al.* (2005), Villéger *et al.* (2008) y Mouillot *et al.* (2011) proponen que, en ambientes con alta disponibilidad de recursos y condiciones ecológicas estables, la diversidad taxonómica y funcional suelen presentar una correlación positiva, ya que estos entornos favorecen procesos que aumentan simultáneamente ambas dimensiones de la biodiversidad. Cuando los recursos son abundantes y las condiciones son predecibles, las especies pueden especializarse en nichos más estrechos, lo que permite una mayor coexistencia de linajes evolutivos distintos y una mayor variedad de estrategias ecológicas. En contraste, en ambientes con recursos limitados o condiciones más variables, como las zonas áridas, los factores que promueven la diversidad taxonómica y funcional suelen actuar de manera más independiente, lo que explica por qué en estos ecosistemas no siempre se observa una correlación clara entre ambas dimensiones de la biodiversidad.

8.4.4 Riqueza de especies y riqueza de grupos funcionales

Se detectó una correlación positiva y significativa entre la riqueza de especies y la riqueza de grupos funcionales. Un patrón similar fue reportado por Sánchez-Sánchez *et al.* (2021), quienes argumentan que la riqueza de especies vegetales se correlaciona positivamente con el número de grupos funcionales. Esta relación sugiere que una mayor diversidad de especies implica una mayor probabilidad de que coexistan múltiples estrategias funcionales en comunidades más diversas (como estrategias ecológicas, tolerancia a condiciones ambientales, tasas de crecimiento, entre otros). La relación positiva observada en este estudio coincide con hallazgos en otros grupos, como en aves (Sekercioglu, 2012). Sin embargo, este patrón no es universal, ya que dependerá de factores ecológicos como 1) la composición de la comunidad, ya que en comunidades con baja riqueza de especies, la diversidad funcional puede estar limitada por la escasez de rasgos únicos, mientras que en comunidades más diversas, la saturación de grupos funcionales puede reducir su incremento (Villéger *et al.*, 2008; Mouillot *et al.*, 2011), 2) la historia ambiental de la comunidad (ej., filtros abióticos, tales como el clima, perturbaciones; Cornwell *et al.*, 2006) puede restringir la variedad de rasgos

funcionales presentes, y 3) la redundancia funcional donde especies de distintitos taxa (familias y géneros) pueden desempeñar roles similares, lo que diluye la relación entre riqueza y diversidad funcional. Por ejemplo, Rosenfeld (2002) argumentó que en comunidades maduras (bien establecidas en un sitio a través del tiempo), la convergencia de rasgos funcionales clave entre especies puede frenar el aumento de la diversidad funcional, incluso con alta riqueza. No obstante, el trabajo de Pakeman y Quested (2007) señalan que, una vez establecidos los grupos funcionales principales en una comunidad, la adición de nuevas especies no necesariamente incrementa la diversidad funcional. Sin embargo, factores externos como la alta depredación o escases recurrente de recursos alteran la estructura de la comunidad (Rosenfeld, 2002; Mouillot *et al.*, 2013).

8.4.5 S.E.S.DF y riqueza de grupos funcionales

No se encontró relación significativa entre S.E.S.DF y la riqueza de grupos funcionales ($r = 0.25$ y $P = 0.52$). Esta independencia podría explicarse porque el índice de diversidad funcional de Petchey y Gaston (2002) y la riqueza de grupos funcionales capturan dimensiones distintas de la variación funcional, ya que el primero cuantifica la divergencia de rasgos entre especies independientemente de la riqueza de especies, y el segundo refleja únicamente el número de grupos funcionales presentes por tipo de vegetación. Esto se debe a que la riqueza de grupos funcionales ignora la variación entre los valores de los rasgos que conforman dichos grupos. Es decir, dos comunidades pueden presentar el mismo número de grupos funcionales, pero distinta diversidad funcional si los rasgos considerados varían (Violle *et al.*, 2007). Estudios previos (Petchey y Gaston, 2002; Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008) son consistentes con esta idea. Sin embargo, existen trabajos como el de Mouillot *et al.* (2013) que fundamentan que, aunque estas métricas miden aspectos distintos de la diversidad funcional, en comunidades con especies con combinaciones únicas de rasgos funcionales y el incremento en grupos funcionales casi siempre se traduce a un aumento en la diversidad funcional. Esto implica que, para la conservación en Mapimí, identificar y proteger aquellas especies con rasgos funcionales distintivos más que solo aumentar la riqueza podría ser clave para mantener la diversidad funcional del ecosistema. Por tanto, se recomienda evaluar la redundancia funcional en la

herpetofauna local y enfocar esfuerzos en desarrollar estrategias de manejo que prioricen la protección de los grupos funcionales más distintivos para para la reserva.

IX. CONCLUSIONES

- Se actualizó la lista de la herpetofauna de la reserva, registrando 40 especies (6 anfibios y 34 reptiles), de las cuales siete son endémicas de México.
- *Gopherus flavomarginatus*, *Uma paraphygas* y *U. exsul* presentaron los mayores niveles de vulnerabilidad según los instrumentos evaluados (NOM-059-SEMARNAT-2019, IUCN y EVS), destacando la necesidad de priorizar su conservación.
- Los tipos de vegetación con mayor diversidad taxonómica fueron el pastizal natural ($\Delta+ = 80.0$) y el matorral crasicaule ($\Delta+ = 76.6$), lo que sugiere una mayor variedad de taxones en estos hábitats, a diferencia de la vegetación de desiertos arenosos que mostró el valor más bajo de diversidad taxonómica.
- El pastizal natural presentó sobredispersión funcional ($DF = 1.73$, $P = 0.03$), indicando una amplia variedad de roles ecológicos entre las especies. Mientras que la vegetación de desiertos arenosos mostró agrupamiento funcional ($DF = -1.65$, $P = 0.03$), lo que sugiere redundancia en las funciones ecológicas y mayor vulnerabilidad a perturbaciones.
- Los resultados destacan la importancia de proteger hábitats como el pastizal natural y el matorral crasicaule, que albergan alta diversidad taxonómica y funcional.
- Se recomienda enfocar esfuerzos de conservación en especies con baja redundancia funcional (ej., grupos funcionales únicos) para mantener la integridad ecológica de la reserva.
- La conservación basada en rasgos funcionales y distintividad taxonómica puede ser más efectiva que enfoques tradicionales centrados solo en riqueza de especies.

X. LITERATURA CITADA

- Adest, G.A., Aguirre, G., Morafka, D.J. y Jarchow, J. 1989a. *Bolson tortoise (Gopherus flavomarginatus)* conservation: I. Life history. *Vida Silvestre Neotropical* 2:7-13.
- Adest, G.A., Aguirre, G., Morafka, D.J. y Jarchow, J. 1989b. *Bolson tortoise (Gopherus flavomarginatus)* conservation: IT. Husbandry and reintroduction. *Vida Silvestre Neotropical* 2:14-20.
- Caliman, A., Pires, A.F., Esteves, F.A., Bozelli, R.L. y Farjalla, V.F. 2010. The prominence of and biases in biodiversity and ecosystem functioning research. *Biodiversity and Conservation* 19:651-664.
- Walker, B. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6:18-23.
- Walker, B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9:747-752.
- Aguirre, G. y Adest, G.A. 1989. *Gopherus flavomarginatus*. *Bolson Tortoise*. En: *The Conservation Biology of Tortoises*, Swingland I.R. y Klemens M.W. (comps.), Occasional Papers of the IUCN Species Survival Commission (ssc), núm. 5. Ailand, Switzerland, IUCN, pp. 10-13.
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M.A., Yereña-Yamallel, J.I., Martínez-Ávalos, J.G. y González-Rodríguez, L.E. 2015. Composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo en dos tipos de suelo en el noreste de México. *Acta botánica mexicana*, 110:105-117.
- Andrade-Ponce, G.P., Gallina, S., Gómez-Valencia, B. y Lira-Noriega, A. 2020. Coexistencia de *Vulpes macrotis* y *Canis latrans* (Carnivora: Canidae) en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91:e912973.
- Arriaga, L., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L. y Loa, E. (coords.). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, 611 pp.
- Ballesteros, C., Martínez-Meyer, E. y Gadsden, H. 2007. Effects of Land-Cover Transformation and Climate Change on the Distribution of Two Microendemic Lizards, Genus *Uma*, of Northern Mexico. *Journal of Herpetology*. 41:733-740.
- Barbault, R. y Halffter, G. (eds.). 1981. *Ecología del desierto chihuahuense: organización de algunas comunidades de vertebrados*. Instituto de Ecología México, Distrito Federal, México. pp. 11-18.
- Begon, M., Townsend, C.R. y Harper, J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th ed., Blackwell Publishing, Oxford, 759 pp.
- Bellwood, D.R., Wainwright, P.C., Fulton, C.J. y Hoey, A.S. 2006. Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society*, 273:101-107.
- Belyea, L.R. y Lancaster, J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* 86:402-416.
- Berriozabal-Islas, C., Baldillo-Saldaña, L.M., Bautista-Ramírez, A. y Moreno, C.E. 2017. Effects of habitat disturbance on lizard functional diversity in a tropical dry forest of the Pacific Coast of Mexico. *Tropical Conservation Science* 10:1-11.

- Blaum, N., Mosner, E., Schwager, M. y Jeltsch, F. 2011. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodiversity and Conservation* 20:2333-2345.
- Bordino, J. 2024. GEOenciclopedia: Cuerpos de agua: qué son, tipos, ejemplos y distribución. Disponible en: <https://www.geoenciclopedia.com/cuerpos-de-agua-que-son-tipos-ejemplos-y-distribucion-986.html>. Consultado en septiembre del 2024.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., y Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48:1079-1087.
- Cadotte, M.W., Cavender-Bares, J., Tilman, D. y Oakley, T.H. 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. *Plos One* 4:e5695.
- Campbell, J.A. y Lamar, W.W. 2004. *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere* (Vol. 1). Comstock/Cornell University Press, Ithaca, NY, 528 pp.
- Carey, P. D., Preston, C.D., Gill, M.O., Usher, M.B. y Wright, S.M. 1995. An environmentally defined biogeographical zonation of Scotland designed to reflect species distribution. *Journal of Ecology* 88(5):833-845.
- Carvalho, R. A., Cianciaruso, M. V., Trindade-Filho, J. y Sagnori, M. D., 2010. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Naturaleza & Conservação*, 8: 171–176.
- Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J.A. y Díaz, S. 2011. F Diversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 2:233–237.
- Castro, M.I. y Donato-Rondón, J.C. 2008. Elementos biológicos y sociales para la comprensión de la ecología de los ríos de montaña. En: *Ecología de un río de montaña de los Andes colombianos (Río Tota, Boyacá)*, Donato-Rendón, J.C. (ed.), Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 240 pp.
- Chao, A., Chiu, C.H. y Jost, L. 2010. Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:3599-609.
- Chen, Y. y Peng, S. 2017. Evidence and mapping of extinction debts for global forest-dwelling reptiles, amphibians and mammals. *Scientific report* 7:44305.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:343-366.
- Chiacchio, M., Grimm-Seyfarth, A., Henle, K. y Mihoub, J.B. 2020. Water availability as a major climatic driver of taxonomic and functional diversity in a desert reptile community. *Ecosphere* 11: e03190.
- Clarke, K. R. y Gorley, R. N. 2001. *PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) v5: User Manual/Tutorial*. Plymouth Marine Laboratory, UK, 91 pp.
- Clarke, K. R. y Warwick, R. M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, UK, 172 pp.

- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35:523-31
- Clarke, K.R., y Warwick, R.M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series* 184: 21–29.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2023. Áreas Naturales Protegidas de México. Disponible en: <https://www.gob.mx/conanp>. Consultado en mayo del 2025.
- CONABIO. S.F. Biodiversidad Mexicana. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pastizales>. Consultado en septiembre del 2024.
- CONANP. 2006. Programa de Conservación y Manejo. Reserva de la Biosfera Mapimí. CONANP, Ciudad de México, 182 pp.
- Contreras-Balderas, S., Almada Villela, P., Lozano Vilano, M. y García Ramírez, M. 2003. Freshwater fish at risk or extinct in Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12:241-251.
- Cooke, J. G. 1984. Glossary of technical terms. En: *Exploitation of Marine Communities*, May, R.M. (ed.), Springer-Verlag, Berlin, 370 pp.
- Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24(3):78-87.
- Cornwell, W., Schwillk, L. y Ackerly, D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: Convex hull volume. *Ecology* 87(6):1465-71.
- Cortés-Gómez, A.M., Ruiz-Agudelo, C.A., Valencia-Aguilar, A. y Ladle, R.J. 2015. Funciones ecológicas de anfibios y reptiles neotropicales: una revisión. *Universitas Scientiarum* 20: 229-245.
- Cotler, H. 2020. Manual para evaluar la erosión de los suelos en zonas forestales. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C., México.
- Cruz-Elizalde, R., Ochoa-Ochoa, L.M., Flores-Villela, O.A. y Velasco, J.A. 2022. Taxonomic distinctiveness and phylogenetic variability of amphibians and reptiles in the cloud forest of Mexico. *Community Ecology* 23: 87-102.
- Diamond, J. D. 1975. Assembly of species communities. En Cody, M.L. y Diamond, J.M. (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 342-444.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S. y Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology* 4: 1300-1305.
- Díaz, S., Hector, A. y Wardle, D.A. 1999. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1: 55-60.
- Duellman, W.E. 2001. The hylid frogs of middle America. *Contributions to Herpetology*, volume 18, Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca, NY. 448 pp.
- Durán-Antonio, J., González-Romero, A. y Sosa, V.J. 2020. Activity overlap of carnivores, their potential wild prey, and temporal segregation, with livestock in a Biosphere Reserve in the Chihuahuan Desert. *Journal of Mammalogy*, 101(6):1609-1621.

- Francisco, V. y de la Cueva, H. 2017. Nuevas perspectivas en la diversidad funcional de ambientes marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(2): 261-275.
- Fukami, T. 2004. Assembly history interacts with ecosystem size to influence species diversity. *Ecology* 85: 3234-3242.
- Gallina, S. y González-Romero, A. 2015. Los estudios sobre vertebrados y su aplicación en recomendaciones de manejo. En Ortega-Rubio, A., Pinkus-Rendón, M.J. y Espitia-Moreno, I.C. (eds). *Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México*. (pp. 315-336). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., La Paz B. C. S., Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, 572 pp.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, México, D.F., 246 pp.
- Gaston, K.J. 1996. Species richness: measure and measurement. En Gaston, K.J. (ed.), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Blackwell Science, Londres, U.K., pp. 77-113.
- Gaston, K.J., y Spicer, J.I. 2004. *Biodiversity: an introduction*. Blackwell Science, Londres, U.K., 207 pp.
- García-Palacios, P., Gross, N., Gaitán, J. y Maestre, F.T. 2018. Climate mediates the biodiversity–ecosystem stability relationship globally. *The Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(33):8400-8405.
- Gee, J.H.R. y Giller, P.S. 1987. *Organization of communities. Past and Present*. Blackweel Scientific Publications, Oxford. 576 pp.
- Gómez-Mendoza, L., Galicia, L. y Aguilar-Santelises, R. 2008. Sensibilidad de grupos funcionales al cambio climático en la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Investigaciones geográficas* 67:76-100.
- Gómez-Ortiz, Y. y Moreno, C. E. 2017. La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40.2:165–174.
- Gómez-Ortiz, Y., Martín-Regalado, C.N., Ortega-Martínez, J. y Pérez-Hernández, C.X. 2019. La diversidad funcional de las comunidades ecológicas. En Moreno C.E. (ed), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp. 237-264.
- Gómez-Pompa, A. y Dirzo, R. (coords.). 1995. *Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas de México*. Instituto Nacional de Ecología (INECOL), Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México. 38 pp.

- González, M.A., Salgado-Negret, B., Baptiste, M.P., Cortés-Gómez, Á., Ruíz-Osorio, C., Ruíz-Agudelo, C.A., Urbina-Cardona, N. y García, H. 2015. Ecología funcional: una herramienta para la generación de conocimiento científico frente a la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. En Salgado-Negret, B. (ed), La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, 236 pp.
- Goswami, M., Bhattacharyya, P., Mukherjee, I. y Tribe di, P. 2001. Functional diversity: an important measure of ecosystem functioning. *Advances in Microbiology*, 7:82-93.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81(9): 2606-2621.
- Granados-Sánchez, D., Sánchez-González, A., Granados-Victorino, R.L. y Borja de la Rosa, A. 2011. Ecología de la vegetación del desierto chihuahuense. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(spe):111-130.
- Gristina, M., Bahri, T., Fiorentino, F. y Garofalo, G. 2006. Comparison of demersal fish assemblages in three areas of the Strait of Sicily under different trawling pressure. *Fisheries Research* 81: 60-71.
- Grünberger, O., Reyes-Gómez, V.M. y Janeau, J.L. (eds). 2004. Las playas del desierto chihuahuense (parte mexicana). Influencia de las sales en ambientes árido y semiárido. IRD-INECOL, Xalapa, Veracruz, México, 360 pp.
- Halffter, G. 1978. Las Reservas de la Biosfera en el Estado de Durango: una nueva política de conservación y estudio de los recursos bióticos. En Halffter, G. (ed.). Reservas de la Biosfera en el Estado de Durango. Publicación 4, Instituto de Ecología, México, D. F., pp. 12-45.
- Halffter, G. 1980. Biosphere Reserves: A new method of nature protection. En: An Environmental Consequences of Natural Resources Policies with Special Emphasis on Biosphere Reserves, Ffolliott, P.F. y Halffter, G. (eds.). Proceedings of the International Seminar. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S., Department of Agriculture, Durango, México, 57 pp.
- Halffter, G. 1984. Las Reservas de la Biosfera: conservación de la naturaleza para el hombre. *Acta Zoológica Mexicana* 5:1-50.
- Halffter, G. 2011. Reservas de la Biosfera: problemas y oportunidades en México. *Acta Zoológica Mexicana* 27: 177-189.
- Halffter, G., Tinoco-Ojanguren, C., Iñiguez-Dávalos, L.I. y Ortega-Rubio, A. 2015. La investigación científica y las áreas naturales protegidas en México: una relación exitosa. En: Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México, Ortega-Rubio, A., M., Pinkus-Rendón, J. y Espitia-Moreno, E.C. (eds.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., La Paz B. C. S., Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México, pp. 3-18.

- Hernández, L., Romero, A.G., Landré, J.W., Lightfoot, D., Aragón, E. y López-Portillo, J. 2002. Changes in rodent community structure in the Chihuahuan Desert, Mexico: comparisons between two habitats. *Journal of Arid Environments* 60:239-257.
- Hernández-Amparan, S., Sainz-Mellado, I., Hernandez-Salinas, U. y López-González, C. 2020. Testing Bergmann's rule in the widespread Mexican lizard *Anolis nebulosus* (*Squamata: Dactyloidae*). *The Southwestern Naturalist* 65:1-8.
- Hernández-Salinas, U., Cruz-Elizalde, R., Ramírez-Bautista, A., Wilson, L.D., Berriozabal-Islas, C., Johnson, J.D. y Mata-Silva, V. 2023. Taxonomic and functional diversity of the amphibian and reptile communities of the state of Durango, Mexico. *Community Ecology* 24:229-242.
- Hocking, D.J. y Babbitt, K.J. 2014. Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology* 9:1-17.
- INEGI. 1998. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México D.F. 50 p.
- INEGI. 2021. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, Serie VII. Conjunto Nacional, edición 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s7gw.html>. Consultado en enero del 2023.
- IUCN. 2014. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Red List of Threatened Species. Disponible en: www.iucnredlist.org. Consultado en mayo del 2024.
- Jaksic, F. y Marone, L. 2007. Ecología de comunidades, segunda edición (ampliada). Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, 336 pp.
- Jones, L. L. C. y Lovich, R. E. 2009. Lizards of the American Southwest: a photographic field guide. Rio Nuevo Publishers, Tucson, 567 pp.
- Laliberté, E. y Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305.
- Laliberté, E. Legendre, P. y Shipley, B. 2014. FD: Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1.
- Lemos-Espinal, J.A. y Smith, H.M. 2007. Anfibios y reptiles del estado de Chihuahua, México. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México, México, 613 pp.
- Lemos-Espinal, J.A. y Smith, G.R. 2020. Amphibians and reptiles of the US-Mexico border states. Texas A&M University Press. Estados Unidos. 614 pp.
- Lemos-Espinal, J.A., Smith, G.R., Gadsden-Esparza, H., Valdez-Lares, R., Woolrich-Piña, G.A. 2018. Amphibians and reptiles of the state of Durango, Mexico, with comparisons with adjoining states. *ZooKeys* 748:65-87.
- Lemus-Mejía, L. 2017. Relación de los rasgos funcionales con la estructura de los ensamblajes de herpetofauna, la selección y preferencia de hábitat en un páramo de Colombia [Tesis de Maestría]. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

- Leo, G.A. y Levin, S. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* 1:3.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Estados Unidos, 255 pp.
- Martínez Ramos, M. 2008. Grupos funcionales. *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 365-412.
- Martínez-Falcón, A.P., Martínez-Adriano, C.A. y Dáttilo, W. 2019. Redes complejas como herramientas para estudiar la diversidad de las interacciones ecológicas. En Moreno, C.E. (ed.) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp. 265-283.
- Martínez-Ojeda, E. y Morello, J. 1977. El medio físico y las unidades fisonómicas-florísticas del Bolsón de Mapimí: Reserva de la Biosfera de Mapimí. Instituto de Ecología, UNAM. México, D.F., 63 pp.
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W.G. y Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112-118.
- Mata-Balderas, J.M., Treviño-Garza, E.J., Alanís-Rodríguez, E., Collantes-Chávez-Costa, A., Rubio Camacho, E.A., Oliva-Mora, A. y Martínez-Ávalos, J.G. 2018. Estructura y diversidad de un matorral desértico micrófilo de *larrea tridentata* (dc.) coville en el noreste de México. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América*, 43(6):449-454.
- Maury, M. y Barbault, R. 1981. The spatial organization of the lizard community of the Bolson de Mapimi (Mexico). Instituto de Ecología, Ciudad de México, México: pp. 79-87.
- Maury, ME. 1981. Variability of activity cycles in some species of lizards in the Bolson de Mapimi (Chihuahuan Desert, Mexico). Instituto de Ecología, Ciudad de México 8:101-118.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. y Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21:178-185.
- Mlambo, M.C. 2014. Not all traits are "functional": insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodiversity and Conservation* 23:781-790.
- Montero-Bagatella, S.H., Durán-Antonio, J., Andrade-Ponce, G.P., Ventura-Rojas, P.D., Correa-Pérez, A., Gallina, S. y González-Romero, A. 2020. Fauna Silvestre de la Reserva de la Biosfera de Mapimí: Historia Natural y Retos para su Conservación. *Biología y Sociedad* 3:41-46.
- Morafka, D.J., Aguirre, G. y Adest, G.A. 1989. *Gopherus flavomarginatus* - Bolson Tortoise. En: *The Conservation Biology of Tortoises*. Occasional Papers of the UICN Species Survival Commission (SSC), Swingland, I.R. y Klemens, M.W. (comps.), Suiza, 5:10-13.
- Moreno, C., Arita, H. y Verdú, J. 2008. Elementos ecológicos e históricos como determinantes de la diversidad de especies en comunidades. En Zunino, M. y Melic, A. (eds), *Escarabajos, diversidad y conservación biológica. Ensayos en homenaje a Gonzalo Halffter*. m3m – Monografías Tercer Milenio, vol. 7. S.E.A., Zaragoza, pp 179-192.

- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad - M&T Manuales y Tesis SEA. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe – UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, 84 pp.
- Moreno, C.E., Castillo-Campos, G. y Verdú, J.R. 2009. Taxonomic diversity as complementary information to assess plant species diversity in secondary vegetation and primary tropical deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 20:935–943.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H. y Mouillot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24:867-876.
- Mouillot, D., Bellwood, D.R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S. y Mouquet, N. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *Plos Biology* 11:e1001569.
- Mouillot, D., Loiseau, N., Grenié, M., Algar, A. C., Allegra, M., Cadotte, M. W., Casajus, N., Denelle, P., Guéguen, M., Maire, A., Maitner, B., McGill, B., McLean, M., Mouquet, N., Munoz, F., Thuiller, W., Villéger, S., Violle, C., y Auber, A. 2011. The dimensionality and functional structure of species traits. *Ecology Letters*, 14(5): 709-722.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. y Bellwood, D.R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28(3):167-177.
- Murphy, R.W. y Méndez de la Cruz, F.R. 2010. The herpetofauna of Baja California and its associated islands: A conservation assessment and priorities. En: *Conservation of the Mesoamerican amphibians and reptiles*, Wilson, L.D., Townsend, J.H. y Johnson, J.D. (eds.), Eagle Mountain Publisher, L.C. Eagle Mountain, Utah, USA, pp. 238–273.
- Myklestad, Å. y Birks, H. E. J. B. 1993. A numerical analysis of the distribution of *Salix L.* species in Europe. *Journal of Biogeography* 20:1-32.
- Noss, R. 2001. Maintaining ecological integrity of landscape and eco-region. En Noss, R. (ed.): *Ecological integrity: integrating environmental, conservation and health*. Island Press, Washington, pp. 191-208.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:25-51.
- Ochoa-Ochoa, L.M., Flores-Villela, O. y Bezaury-Creel, J.E. 2014. Patterns of richness and endemism in the Mexican herpetofauna. *Biological Conservation*, 170:52-61.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter, Braak C. y Weedon, J. 2022. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Consultado en septiembre del 2024.

- Oskyrko, O., Mi, C., Meiri, S., y Du, W. 2024. ReptTraits: a comprehensive dataset of ecological traits in reptiles. *Scientific Data*, 11(1):243.
- Pakeman, R. J. y Queded, H. M. 2007. Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? *Applied Vegetation Science*, 10(1): 91-96.
- Palacio, F.X., Apodaca, M.J. y Crisci, J.V. 2020. Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación usando el lenguaje R. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires, 265 pp.
- Pavoine, S. y Bonsall, M. 2010. Measuring biodiversity to explain community assembly: A unified approach. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 86(4): 792-812.
- Peña-Joya, K.E., Cupul-Magaña, F.G., Rodríguez-Zaragoza, F.A., Moreno, C.E. y Téllez-López, J. 2020. Spatio-temporal discrepancies in lizard species and functional diversity. *Community Ecology* 21:1-12.
- Pérez-Hernández, C. 2019. Distintividad taxonómica: Evaluación de la diversidad en la estructura taxonómica en los ensambles. En Moreno C.E. (ed), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp. 285-306.
- Pérez-Solano, L.A. y Gallina-Tessaro, S. 2019. Activity patterns and their relationship to the habitat use of mule deer (*Odocoileus hemionus*) in the Chihuahuan Desert, Mexico. *THERYA*, 10 (3):323-328.
- Petchey, O. L. y Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6): 741-758.
- Petchey, O.L. y Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5: 402-411.
- Petchey, O.L., Hector, A. y Gaston, K.J. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85:847-857.
- Peterson, G., Allen, C.R. y Holling, C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Pianka, E. R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology* 47:1055-1059.
- Pianka, E.R. y Vitt, L.J. 2003. *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity*. University of California Press. Estados Unidos. 346 pp.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. John Wiley and Sons. Nueva York, 165 pp.
- Piñol, J. y Martínez-Vilalta, J. 2006. *Ecología con números. Una introducción a la ecología con problemas y ejercicios de simulación*. Lynx Edicions, Bellaterra, 440 pp.
- Poggio, S. L. 2012. Cambios florísticos en comunidades de malezas: un marco conceptual basado en reglas de ensamblaje. *Ecología Austral*, 22:150-158.
- Pough, F., Andrews, R., Crump, M., Savitzky, A., Wells, K. y Brandley, M. 2015. *Herpetology*, cuarta edición. Oxford University Press. Nueva York. 744 pp.
- Purvis, A. y Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- Qian, H., Wang, H., Wang, S. y Li, Y. 2007. Environmental determinants of amphibians and reptiles species richness in China. *Ecography* 30: 471-482.

- Quan, Q., Che, X., Wu, Y., Wu, Y., Zhang, Q., Zhang, M. y Zou, F. 2018. Effectiveness of protected areas for vertebrates based on taxonomic and phylogenetic diversity. *Conservation Biology* 32:355-365.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. Consultado en septiembre del 2024.
- Ramirez-Bautista, A. 1995. Demografía y reproducción de la lagartija arborícola *Anolis nebulosus* de la región de Chamela, Jalisco [Tesis de Doctorado]. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ramírez-Bautista, A., Torres-Hernández, L.A., Cruz-Elizalde, R., Berriozabal-Islas, C., Hernández-Salinas, U., Wilson, L.D., Johnson, J.D., Porras, L.W., Balderas-Valdivia, C.J. y González-Hernández, A.J.X. 2023. An updated list of the Mexican Herpetofauna: With a summary of historical and contemporary studies. *Zookeys* 1166:287-306.
- Ricotta, C. 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* 6:479-486.
- Ricotta, C., Bacaro, G., Marignani, M., Godefroid, S. y Mazzoleni, S. 2012. Computing the functional and phylogenetic diversity of ecological communities: A software approach. *Oecologia*, 170:501–506.
- Rockwood, L.L. 2015. *Introduction to Population Ecology* 2.^a ed. Wiley-Blackwell, E.U.A., 384 pp.
- Roff, D.A. 2002. *Life history evolution* 1st edition. Sinauer Associates, Oxford University Press, Sunderland, MA, 527 pp.
- Root, R. 1967. The niche exploration pattern of a blue grey gnatcatcher. *Ecology Monographs* 37:317-350.
- Rosenfeld, J. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98.
- Roze, J.A. y Tilger, G.M. 1983. *Micrurus fulvius*. *Catálogo de Anfibios y Reptiles Americanos* 316: 1-4.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F. 432 pp.
- Rzedowski, J., 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Salgado-Negret, B. y Paz, H. 2015. Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos. En Salgado-Negret, B. (ed), *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, 236 pp.
- Sánchez-Sánchez, C., Paz-Pellat, F., Hernández-de la Rosa, P., Velázquez-Rodríguez, A., Vibrans, H., Vargas-Hernández, J., Valdez-Hernández, J.I. y Valdez-Lazalde, J.R. 2021. Riqueza de especies y tipos funcionales: su relación en bosques de oyamel del Monte Tláloc, Estado de México. *Madera y bosques*, 27(spe): e2742427.
- Sandoval-Comte, A., Hernández-Silva, D.A. y Alanis-Hernández, L.A. 2024. Depredación de la tortuga del bolsón (*Gopherus flavomarginatus*) por el león de montaña (*Puma concolor*) en

- la Reserva de la Biosfera de Mapimí, Durango, México. *Revista Latinoamericana de Herpetología* e1033: 252-256.
- Scherer-Lorenzen, M. 2005. Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. En: Barthlott, W., Linsenmair E., Porembski S. (eds.), *Biodiversity: Structure and Function*. Eolss Publishers, Oxford, 336 pp.
- Sekercioglu, C.H. 2012. Diversidad funcional de las aves y servicios ecosistémicos en bosques tropicales, agroforestería y áreas agrícolas. *J Ornithol* 153: 153-161.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2019. Norma Oficial Mexicana NOM 059-SEMARNAT-2019, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, segunda sección, pp. 1-78.
- Shipley, B., De Bello, F. y Cornelissen, JHC. 2016. Refuerzo de cimientos sueltos en la ecología vegetal basada en rasgos. *Oecologia* 180:923-931.
- Sinervo, B., Méndez-de-la-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., Lara-Resendiz, R., Martínez-Méndez, N., Calderón-Espinosa, M.L., Meza-Lázaro, R.N., Gadsden, H., Avila, L.J., Morando, M., De la Riva, I.J., Sepulveda, P.V., Duarte Rocha, C.F., Ibargüengoytía, N., Aguilar Puntriano, C., Massot, M., Lepetz, V., Oksanen, T.A., Chapple, D.G., Bauer, A.M., Branch, W.R., Clobert, J. y Sites, J.W. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science* 328:894-899.
- Smith, H. M. 1939. The Mexican and Central American lizards of the genus *Sceloporus*. *Zoological Series of the Field Museum of Natural History*, 26:1-397
- Smith, H. M. y Taylor, E.H. 1950. Type Localities of Mexican reptiles and amphibians. *The University of Kansas Science Bulletin*, 33:313-380
- Smith, T. y Smith, R.L. 2007. *Ecología*, sexta edición. Pearson Educación, S.A. Madrid. 776 pp.
- Stearns, S.C. 1992. *The evolution of life histories*. Oxford University Press, Londres, 264 pp.
- Swenson, N. G., 2014. *Functional and phylogenetic ecology* en R. Springer. Nueva York.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. y Jeltsch, V. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. En: *Encyclopedia of Biodiversity*, Levin, S.A. (ed.). vol. 3. Academic Press, Nueva York, pp. 109-120.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P. Ritchie, M y Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300-1302.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R., Reyes, F., Kudera, J. y Hošek, J. (eds.). 2023. *The Reptile Database*. Disponible en: <http://www.reptile-database.org>. Consultado en abril del 2024.
- Veloza-Romero, F. 2020. Diversidad funcional y taxonómica de la herpetofauna en la subcuenca bajo río Bogotá, en el departamento de Cundinamarca [Tesis de Maestría]. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

- Villéger, S., Mason, N.M. y Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89:2290-2301.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F. y Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20:512-1522.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. y Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116:882-892.
- Vitt, L.J., y Caldwell, J.P. 2014. *Herpetology, an introductory biology of amphibians and reptiles*, Utah, Elsevier, 757 pp.
- Warwick, R.M., y Clarke, K. R. 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129:301-305.
- Warwick, R.M., y Clarke, K.R. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology* 35:532-543.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. y Donoghue, M.J. 2002. Filogenias y ecología de comunidades. *Revista anual de ecología, evolución y sistemática* 33:475-505.
- Webb, J.E., Wallwork, J.A. y Elgood, J.H. 1981. *Guide to living amphibians (classification guides)*. Palgrave Macmillan, Londres, 152 pp.
- Weiher, E.D., Freund, T., Bunton, A., Stefanski T.L. y Bentivenga, S. 2011. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society b: Biological Sciences* 366:2403-2413.
- Whitford, W. G. 2002. *Ecology of Desert Systems*. Academic Press, an Elsevier Science Imprint, San Diego, California, 343 pp.
- Wilson, L. D. y Johnson, J. D. 2010. Distributional patterns of the herpetofauna of Mesoamerica: A critical review. En Wilson, L.D., Townsend, J.H. y Johnson, J.D. (eds), *Conservation of Mesoamerican amphibians and reptiles*. Eagle Mountain, UT: Eagle Mountain Publishing, Estados Unidos, pp. 33-110.
- Wilson, L.D., Johnson, J.D. y Mata-Silva, V. 2013a. A conservation reassessment of the amphibians of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian and Reptile Conservation* 78:97-127.
- Wilson, L.D., Johnson, J.D. y Mata-Silva, V. 2013b. A conservation reassessment of the reptiles of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian and Reptile Conservation* 7:1-47.

XI. ANEXOS

Anexo 1.

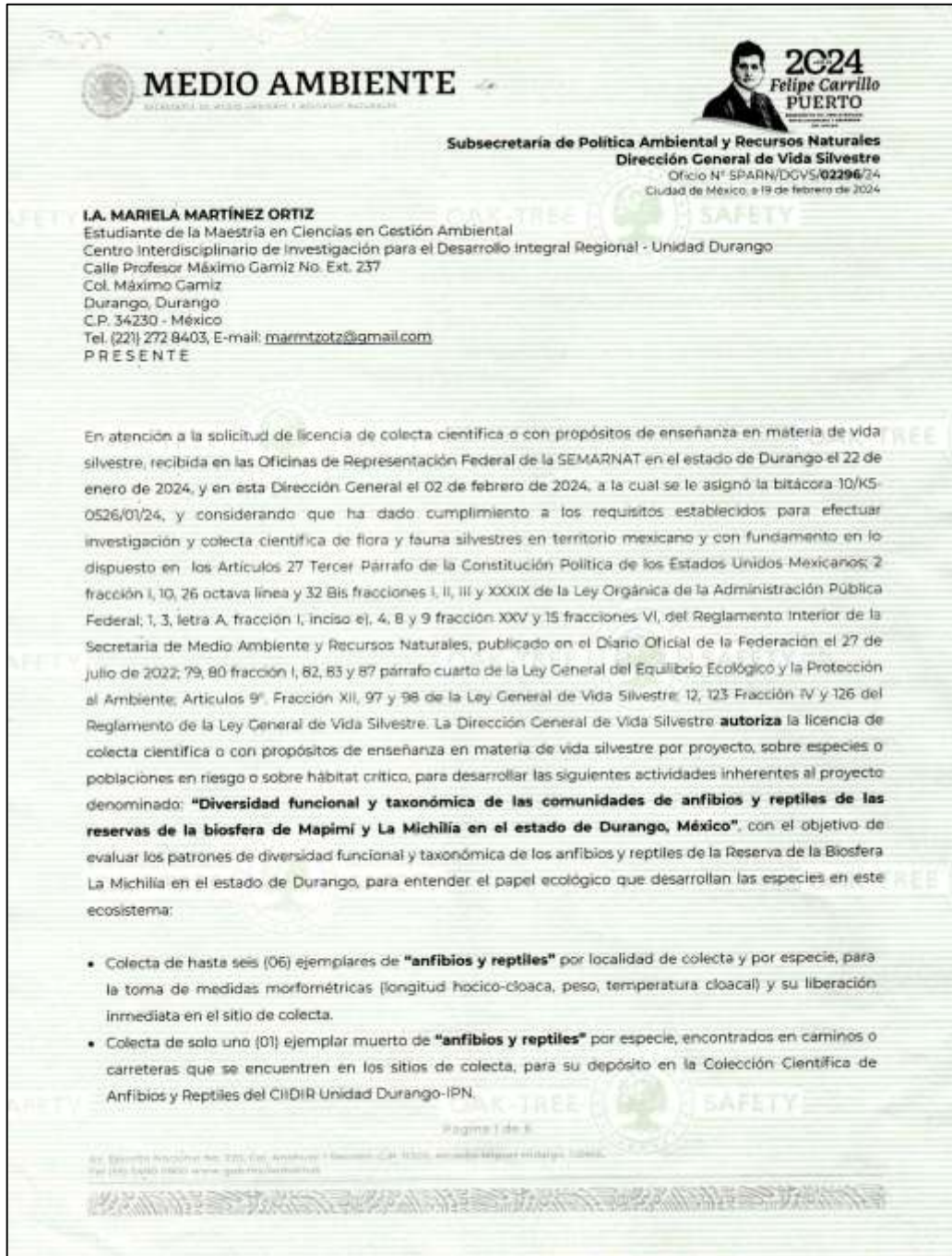




Figura 7. Página 1 del permiso de colecta emitido por SEMARNAT para colecta científica o con motivos de enseñanza en materia de vida silvestre.



MEDIO AMBIENTE
SECRETARÍA DE AMBIENTE, ENERGÍA Y CLIMA



CONANP
COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS
NATURALES PROTEGIDAS

**COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS
NATURALES PROTEGIDAS**
DIRECCIÓN REGIONAL NORESTE Y
SIERRA MADRE ORIENTAL

Oficio No. DRNE-283/2024
FOGA-DRNESMO.000016/2024

Saltillo, Coahuila de Zaragoza a 04 de abril de 2024

C. MARIELA MARTÍNEZ ORTIZ
PRESENTE.


Asunto: Aviso para llevar a cabo actividades
de investigación científica al interior
de la RB Mapimí

En atención a su aviso con fecha 27 de marzo de 2024, presentado en las oficinas de la Dirección de la Reserva de la Biósfera Mapimí en la misma fecha, mediante el cual hace del conocimiento a esta Dirección Regional que, como parte del proyecto denominado "Diversidad Funcional y Taxonómica de las Comunidades de Anfibios y Reptiles de la Reserva de la Biósfera de Mapimí, México" llevará a cabo la búsqueda y muestreo aleatorio simple de anfibios y reptiles en cuerpos de agua, áreas de suelo desnudo y con suficiente entrada de luz, áreas con suficiente hojarasca, áreas con alta pedregosidad y rocas, a partir del 22 de abril del 2024 hasta el mes de agosto, en un horario de 06:00 am – 12:00 am.

CONSIDERANDO:

1. Que presentó su aviso para realizar actividades de investigación científica dentro de Áreas Naturales Protegidas; modalidad actividades de investigación con colecta o manipulación de ejemplares de flora y fauna silvestre, dentro de la Reserva de la Biósfera Mapimí en tiempo y forma.
2. Que con fundamento en el artículo 19 de la Ley Federal de Procedimiento Administrativo se le tiene por presentado el escrito de fecha 27 de marzo del 2024 recibido en las oficinas de la Dirección de la Reserva de la Biósfera Mapimí en la misma fecha.
3. Que, de conformidad con el Programa de Manejo de esa área natural protegida, con excepción de las Subzonas de Protección de la Zona Núcleo Uno "Dunas de la Soledad" y de la Zona Núcleo Dos "Sierra La Campana", en las que está permitida la actividad de investigación científica sin colecta, las actividades solicitadas son compatibles con las políticas de manejo.

Av. Ejército Nacional No. 223, CDS Anáhuac 1 Sección, CP. 1320, Alcarria Miguel Alemán, COAH.
Tel (381) 5-48 7500 www.gob.mx/conanp



2024
Felipe Carrillo
PUERTO
SECRETARÍA DE AMBIENTE, ENERGÍA Y CLIMA

Figura 8. Página 1 del permiso para llevar a cabo actividades de investigación científica al interior de la Reserva de la Biosfera de Mapimí.