

## Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México

## Differences in amphibian and reptile assemblages between vegetation types in the foothills of the Trans-Mexican Volcanic Belt in the state of Michoacan, Mexico

Miriam Torres-López, Ireri Suazo-Ortuño\* y Leonel López-Toledo

**Para citar este artículo:** Miriam Torres-López, Ireri Suazo-Ortuño y Leonel López-Toledo, 2022. Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México. Ciencia Nicolaita no. 84, 40-55. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.603>

### Historial del artículo:



Recibido: 16 de febrero de 2022

Aceptado: 18 de abril de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



**Ver material suplementario**



**Correspondencia de autor:** [ireri.suazo@umich.mx](mailto:ireri.suazo@umich.mx)



**Términos y condiciones de uso:** <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



**Envíe su manuscrito a esta revista:** <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>



## Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México

## Differences in amphibian and reptile assemblages between vegetation types in the foothills of the Trans-Mexican Volcanic Belt in the state of Michoacan, Mexico

Miriam Torres-López, Ireri Suazo-Ortuño\* y Leonel López-Toledo

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Av. San Juanito Itzácuaro s/n Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán, México, C.P. 58337.

### Resumen

Se presenta información sobre la estructura y distribución de los ensambles herpetofaunísticos en diferentes tipos de vegetación (bosque de pino-encino [PE], selva baja caducifolia [SB], bosque de Sabal (*Sabal pumus*) [SP] y huertas de aguacate (*Persea americana*) [HA]). El municipio de Ario de Rosales, Michoacán está localizado en los límites entre el Cinturón Volcánico Trans-Mexicano y la Cuenca del Río Balsas. El muestreo de campo se realizó de agosto de 2009 a noviembre de 2010. Los resultados indicaron diferencias en composición de los ensambles herpetofaunísticos entre los tipos de vegetación. La riqueza total (gama) del paisaje se caracterizó por incluir 54 especies (18 anfibios, 17 serpientes, 16 lagartijas y 3 tortugas). El SB presentó la más alta diversidad alfa (diversidad local), seguido de SP, HA, y PE. Se registró una marcada diferencia en diversidad entre tipos de vegetación. El alto número de especies exclusivas presentes por tipo de vegetación indica baja similitud entre sitios y elevada influencia en la diversidad beta. Las diferencias en la composición entre sitios y el alto número de especies exclusivas sugieren que la herpetofauna presente en cada ambiente la integran especies específicas a cada cobertura vegetal. Adicionalmente, alrededor de 70% de las especies registradas son endémicas a México, 39% están en la Norma Oficial Mexicana consideradas en riesgo a nivel país y ~ 4% están consideradas en riesgo a nivel global.

**Palabras clave:** herpetofauna, pino-encino, sabal pumus, bosque seco, huertas de aguacate

## Abstract

This study presents information on the composition, structure and distribution of herpetofaunal assemblages associated to different vegetation types (pine-oak forest [PE], tropical dry forest [SB], Sabal palm (*Sabal pumus*) groves [SP] and avocado orchards (*Persea americana*) [HA]) in a region of which the herpetofaunistic knowledge is markedly limited (municipality of Ario de Rosales, Michoacan). This region includes portions of the foothills of the Trans-Mexican Volcanic Belt, and portions of the lowlands of the Río Balsas Basin. Amphibian and reptiles were registered from August 2009 to November 2010. Different vegetation types presented marked variations in herpetofaunal species richness and assemblage composition. Gamma diversity (total landscape diversity) consisted of 54 species (18 amphibians, 17 snakes, 16 lizards, 3 turtles). SB presented the highest alpha diversity (local diversity), followed by SP, HA, and PE. However, alpha diversity was not an important determinant of gamma diversity. Complementarity among vegetation types was high. The high number of species exclusive to each vegetation type suggests that beta diversity had greater influence than alpha diversity on gamma diversity. Differences in species composition and the high number of exclusive species suggest that herpetofaunal species respond strongly to land cover types. Additionally, ~ 70% of herpetofaunal species registered were endemic to México, 39% were included in Mexican red lists and ~ 6% were considered at global risk. The high herpetofaunal species turnover among habitats results in exceptionally high levels of herpetofauna diversity in the studied region.

**Keywords:** herpetofauna, pine-oak forest, Sabal palm groves, tropical dry forest, avocado orchards

## 1. Introducción

La alta diversidad de hábitats en México es resultado de la historia geológica del país, así como de su localización geográfica, su topografía y su diversidad climática. La elevada disponibilidad de hábitats ha resultado en la evolución de una herpetofauna diversa, con altos valores de endemismo, por lo que México ocupa el quinto lugar en diversidad de anfibios y el segundo en diversidad de reptiles (Flores-Villela y García-Vázquez 2014, Parra-Olea et al. 2014, AmphibiaWeb 2021). La herpetofauna mexicana consiste de 411 especies de anfibios y 1073 especies de reptiles, y representa aproximadamente el 7.8% de la herpetofauna del mundo; adicionalmente, el 69.8% de las especies de anfibios y el 52% de las especies de reptiles son endémicas al país (AmphibiaWeb 2021, Uetz et al. 2021). Sin embargo, 54% de especies de anfibios y 55% de especies de reptiles se consideran en riesgo de extinción en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-2010). A pesar de las altas cifras de diversidad y endemismo, se desconocen los patrones regionales y locales de diversidad para extensas áreas de México (Gar-

cía-Vázquez et al. 2006). Estudios que evalúan el recambio de especies de anfibios y reptiles (diversidad beta) entre diferentes tipos de vegetación (hábitats) son poco frecuentes y limitados a ciertos grupos de herpetofauna (Urbina-Cardona, 2015). La información sobre el recambio de especies entre diferentes hábitats o áreas es relevante ya que la diversidad beta es la clave para entender el alto nivel de diversidad biológica en México, así como para la planificación de estrategias adecuadas de manejo del hábitat para la conservación de la biodiversidad (Rodríguez et al. 2003, García-Trejo y Navarro 2004, Flores-Villela et al. 2005, García et al. 2007, Köhler 2011). El municipio de Ario de Rosales está localizado en el estado de Michoacán y al igual que en una alta proporción de localidades en México presenta una superficie relativamente pequeña (~ 694 km<sup>2</sup>) con diversos tipos de vegetación. Debido a que frecuentemente hay una afinidad de algunas especies con cierto tipo de hábitat se esperaría que la presencia de diferentes tipos de hábitat resultara en una alta riqueza de especies de anfibios y reptiles. Sin embargo, hay una marcada ausencia de información herpetofaunística en esta región

(Duellman 1961). Ante la situación actual de escasa información herpetofaunística, así como de la elevada tasa de pérdida de ambientes naturales, se plantea generar información sobre la composición, estructura y distribución de los ensambles de anfibios y reptiles asociados a los diferentes tipos de vegetación, incluyendo sitios que han sido manejados por el hombre para el cultivo de huertas de aguacate.

## 2. Métodos

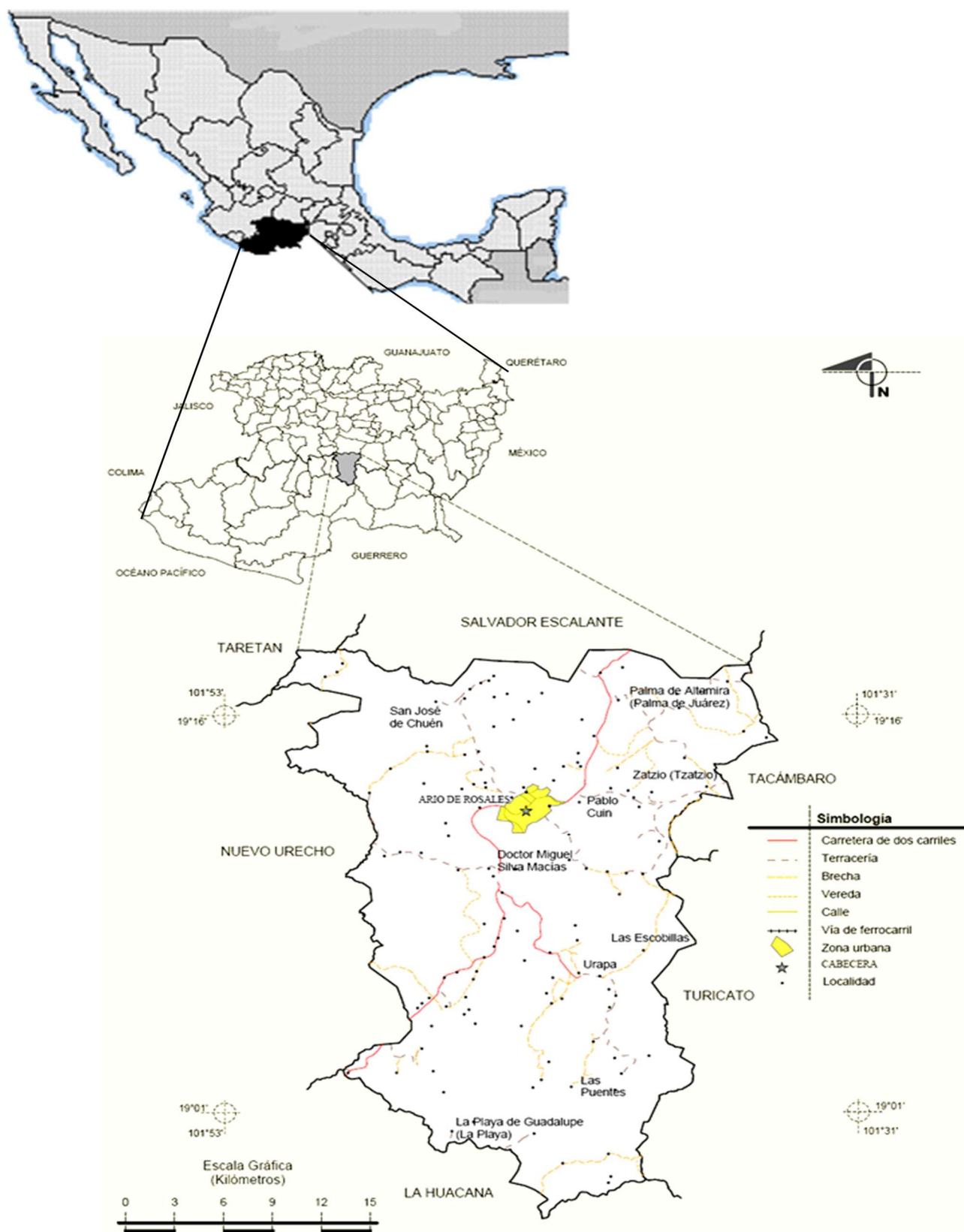
### 2.1 Área de Estudio

Las características fisiográficas de Ario de Rosales (19° 16' N, 19° 01' N, 101° 53' W, 101° 31' W, Fig. 1) están principalmente definidas por el CTV (Cinturón Volcánico Trans-Mexicano), las estribaciones del CTV y las tierras bajas de la Cuenca del Río Balsas. Los rangos de elevación del terreno van de 700 a 2000 msnm. La temperatura media anual es de 25°C (rango = 9.5 – 28.9 °C) y una precipitación media anual de 716.6 mm, con la mayor precipitación ocurriendo de agosto a octubre, con una estación seca de noviembre a julio (Atlas Geográfico del Estado de Michoacán 2003). Los tipos de vegetación de mayor cobertura son el bosque de pino-encino, la selva baja caducifolia y el bosque de pino que ha sido sustituido en su mayoría por las huertas de aguacate (*Persea americana*). En el municipio las huertas de aguacate representan el 9.3% de la producción anual de aguacates en el estado de Michoacán (SAGARPA 2005). Ario de Rosales también presenta bosques de la palma Sabal (*Sabal pumus*), un tipo de vegetación micro endémico a la Cuenca del Río Balsas (Atlas Geográfico del Estado de Michoacán 2003). Las áreas con pino-encino y huertas de aguacate presentan un clima templado subhúmedo con la estación de lluvias en verano, mientras que el bosque tropical seco y los bosques de palma Sabal presentan un clima caliente subhúmedo con la estación de lluvias en verano.

## 3. Método de Campo

Se seleccionaron tres sitios de muestreo para cada tipo de vegetación: selva baja caducifolia (SB), bosque de palmas de *Sabal* (SP), bosque de pino-encino (PE) y huertas de aguacate (HA). Los criterios para su selección fueron (1) cada sitio debería representar un solo

tipo de uso de suelo, (2) la distancia entre sitios debería de tener más de 500 m, para garantizar la independencia de la diversidad local de los sitios y (3) la seguridad física de los investigadores. Los anfibios y reptiles fueron buscados en el campo mediante el método de búsqueda visual con tiempo restringido (Scott 1994) de agosto de 2009 a noviembre de 2010. Los sitios se visitaron cuatro veces durante el día y la noche. Durante cada periodo de muestreo un equipo de cuatro personas (las mismas personas durante el estudio) buscaron en cada uno de los 12 sitios, una vez en el día (09:00 - 16:00) y una vez por la noche (21:00-04:00). El tiempo de muestreo fue medido en horas/persona. El esfuerzo de muestreo por visita a cada uno de los sitios fue de ocho horas/persona (cuatro horas diurnas y cuatro horas nocturnas). En total, cada sitio tuvo un esfuerzo de muestreo de 24 horas/persona, 72 horas/personas por tipo de vegetación y a nivel de todos los tipos de vegetación (paisaje) el esfuerzo fue de 288 horas/persona. Los primeros individuos colectados de cada especie fueron preservados en alcohol al 70% como especímenes voucher y fueron depositados en la Colección Herpetofaunística del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. El resto de los individuos capturados fueron reintegrados al lugar de captura después de su identificación. La abundancia de especies observada fue comparada con el número real de especies estimadas a través de tres índices no paramétricos: ICE, Chao2 and Bootstrap. El estimador Chao 1 es un estimador del número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra (Chao 1984, Chao y Lee 1992, Smith y van Belle 1984). Es recomendable utilizarlo en análisis donde hay numerosas especies representadas por un solo individuo (número de “singletons”) y por 2 individuos (número de “doubletons”) (Colwell y Coddington 1994, Colwell 1997). El estimador ACE considera la abundancia de las especies y da mayor peso a las especies raras (especies  $\leq 10$  individuos, Magurran 2004). El estimador Bootstrap se basa en la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie (Krebs 1989, Palmer 1990). La mayoría de anfibios y reptiles presentan abundancias bajas, por lo que Chao1 y ACE son estimadores frecuentemente usados para estudios de diversidad herpetofaunística (Urbina-Cardona *et al.* 2008). La completitud del muestreo fue evaluada con



**Figura 1.** Mapa del sitio. La sección oscura en el recuadro de México corresponde al estado de Michoacán. La sección en gris del recuadro de Michoacán corresponde a Ario de Rosales.



el porcentaje de especies observadas con respecto a la estimación real de la densidad de especies (Soberón y Llorente 1993).

## 4. Análisis de datos

La diversidad beta ( $\beta$ ) fue considerada como el nivel de diferenciación de especies entre los diferentes tipos de vegetación, y fue calculada  $\beta = \gamma - \alpha$ , donde  $\gamma$  es el número de especies en el paisaje entero, y  $\alpha$  es la media de la riqueza de especies del tipo de vegetación muestreado (Lande 1996). Para evaluar la distinción de la composición de especies entre los diferentes tipos de vegetación, calculamos la complementariedad (Colwell y Coddington 1995) el cual puede expresarse como:

$$C = \frac{S_j + S_k - 2V_{jk}}{S_j + S_k - V_{jk}} * 100$$

Donde  $S_j$  y  $S_k$  son el número de especies registradas por sitio  $j$  y  $k$  respectivamente, y  $V_{jk}$  es el número de especies comunes en ambos sitios. La complementariedad ( $C$ ) varió de 0 (donde la lista de especies es idéntica entre los dos sitios) a 100% (donde las especies son totalmente diferentes entre los sitios). El análisis jerárquico se realizó combinando todas las especies de anfibios y reptiles por cada tipo de vegetación para agrupar los sitios más parecidos entre sí, para

ello se utilizó la medida de similitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957). El índice de Bray-Curtis es un coeficiente de distancia que mide las diferencias en abundancia de los taxones que componen las muestras e ignora los casos en los cuales el taxón está ausente en ambas muestras (Bloom 1981, Turpie *et al.* 2000). Dependiendo del error de distribución de las variables analizadas, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM). Para el caso de la abundancia y riqueza de especies, que son conteos, se utilizó un error Poisson. Para el caso de la diversidad de especies se utilizó un error de distribución normal, previa transformación logarítmica ( $\log(N+1)$ ) para cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad (Crawley 2012). Para evaluar si los tipos de vegetación difieren en la estructura del ensamble, se elaboraron curvas de rango-abundancia para cada ensamble herpetológico y cada tipo de vegetación. Para ello se reunieron todos los datos de los tres sitios por tipo de vegetación y se graficó la abundancia relativa de las especies en escala logarítmica contra el rango de las especies, ordenadas de la más abundante a la más rara (Magurran 2004).

**Tabla 1**  
Riqueza de especies de anfibios y reptiles en cuatro tipos de vegetación y en el paisaje completo en Ario de Rosales, Michoacán, México.

	Número de especies observadas	Número de especies estimadas			
		ICE	Chao2	Bootstrap	Compleitud
Tipo de vegetación					
Selva baja caducifolia	31	44.27	38.33	36.07	73-83
Bosque de <i>Sabal pumus</i>	17	38.07	26.78	21.25	45-80
Bosque de pino-encino	8	41.38	20.33	9.08	19-88
Huertas de aguacate	14	23.44	26.44	16.98	53-82
Ensamblaje					
Anfibios	18	26.14	21.56	21.43	69-84
Lagartijas	16	27.67	24.3	19.07	59 -84
Serpientes	17	30.82	25	20.92	55-81
Herpetofauna	54	78.09	75.11	64.87	79-83

Compleitud= porcentaje estimado de especies (mínimo-máximo)

## 5. Resultados

### 5.1. Esfuerzo de muestreo

Los resultados de los estimadores de riqueza de especies indicaron una completitud del muestreo entre 19 a 88% por tipo de vegetación y entre 55 a 84% para el paisaje completo (la suma de todos los sitios estudiados; Tabla 1). En general, estos resultados sugieren que el muestreo de las especies no fue exhaustivo. Sin embargo, ya que el esfuerzo relativo de muestreo fue homogéneo entre sitios, los resultados son comparables.

### 5.2. Diversidad

Considerando todos los tipos de vegetación muestreados la diversidad registrada fue de 54 especies, representando 8 familias de anfibios y 15 de reptiles (Tabla 2). Dieciocho especies (33%) fueron anfibios, 17 (31.5%) fueron serpientes, 16 (29.6%) fueron lagartijas y 3 (5.5%) fueron tortugas. En SB se registraron 31 especies (44.2%), en SP 17 (24.2%), en HA 14 (20%), y en PE 8 especies (11.4%) (Tabla 2). Todos los tipos de vegetación presentaron especies exclusivas de anfibios y reptiles en porcentajes que variaron del 37.3% en el SB, 20.3% en las HA, 11.1% en el SP y 5.5% en las HA; 36 especies fueron registradas exclusivamente en uno de los tipos de vegetación, mientras que ninguna se registró en todos los tipos de vegetación.

**Tabla 2**

Especies y abundancia de anfibios y reptiles registradas en cuatro tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México. SB= selva baja caducifolia, PS=bosque de la palma Sabal, PE=bosque pino-encino, HA=huertas de aguacate. NOM-059=Norma Oficial Mexicana semarnat-059-2010, IUCN=lista roja de especies amenazadas, EM=endémico a México.

Especies	Acrónimo	SB	SP	PE	HA	Total	NOM-059	IUCN	Endemismo
<i>Incilius occidentalis</i>	Inoc			1		1		LC	EM
<i>Incilius marmoreus</i>	Inma	2				2		LC	EM
<i>Rhinella horribilis</i>	Rrho	19				19		LC	
<i>Craugastor hobartsmithi</i>	Crho		2			2		LC	EM
<i>Craugastor occidentalis</i>	Croc			2		1		LC	EM
<i>Craugastor vocalis</i>	Crvo		5			3		LC	EM
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	Elni	4	9			13		LC	EM
<i>Exerodonta smaragdina</i>	Exsm	2	3	1		6	Pr	LC	EM
<i>Hyla arenicolor</i>	Hyar	1	4			5		LC	
<i>Hyla eximia</i>	Hyex				2	2		LC	EM
<i>Smilisca baudini</i>	Smba	4				4		LC	
<i>Tlalocohyla smithii</i>	Tlsm	17	2			19		LC	EM
<i>Leptodactylus melanonotus</i>	Leme	2				2		LC	
<i>Hypopachus variolosus</i>	Hyva	1				1		LC	
<i>Rana forreri</i>	Rafo	11				11	Pr	LC	
<i>Rana neovolcanica</i>	Rane				1	1	A	NT	EM
<i>Rana zweifeli</i>	Razw	35				35		LC	EM
<i>Isthmura bellii</i>	Isbe			1	1	2	A	LC	EM
<b>Total de anfibios</b>		98	28	5	4	135			
<b>Total especies de anfibios</b>		11	6	4	3	18			



Especies	Acrónimo	SB	SP	PE	HA	Total	NOM-059	IUCN	Endemismo
<i>Barisia imbricata</i>	Baim				1	1	Pr	LC	EM
<i>Basiliscus vittatus</i>	Bavi	3				3		LC	
<i>Ctenosaura pectinata</i>	Ctpe	1	3			4	A	LC	EM
<i>Iguana iguana</i>	Igig	1				1	Pr	LC	
<i>Phyllodactylus lanei</i>	Phla	9				9		LC	EM
<i>Sceloporus grammicus</i>	Scgr				1	1	Pr	LC	EM
<i>Sceloporus horridus</i>	Scho	3	3			6		LC	EM
<i>Sceloporus pyrocephalus</i>	Scpy	3	9			12		LC	EM
<i>Sceloporus scalaris</i>	Scsc				4	4		LC	EM
<i>Sceloporus torquatus</i>	Scto				1	1		LC	EM
<i>Sceloporus utiformis</i>	Scut	11	1			12		LC	EM
<i>Anolis nebulosus</i>	Anne	18	4	12		34		LC	EM
<i>Aspidoscelis communis</i>	Asco	1				1	Pr	LC	EM
<i>Aspidoscelis lineattissima</i>	Asli	1				1	Pr	LC	EM
<i>Plestiodon brevirostri</i>	Plbr		1			1		LC	EM
<i>Plestiodon copei</i>	Plco			1	8	9	Pr	LC	EM
<b>Total de lagartijas</b>		51	21	13	15	100			
<b>Total de especies de lagartijas</b>		10	6	2	5	16			
<i>Boa constrictor</i>	Boco	1				1	A	LC	
<i>Conopsis biserialis</i>	Cobi				10	10	A	LC	EM
<i>Drymobius margaritiferus</i>	Drma	2				2		LC	
<i>Enulius flavitorques</i>	Enfl	1				1		LC	EM
<i>Leptodeira maculata</i>	Lema	5	1			6	Pr	LC	EM
<i>Oxibelis aeneus</i>	Oxae	1				1		LC	
<i>Rhadinaea hesperia</i>	Rhhe	1				1	Pr	LC	EM
<i>Rhadinaea laureata</i>	Rhla				1	1		LC	EM
<i>Storeria storerioides</i>	Stst				3	3		LC	EM
<i>Tantilla bocourti</i>	Tabo			1		1		LC	EM
<i>Tantilla calamarina</i>	Taca		4			4	Pr	LC	EM
<i>Thamnophis cyrtopsis</i>	Thcy				3	3	A	LC	
<i>Thamnophis eques</i>	Theq				1	1	A	LC	
<i>Trimorphodon tau</i>	Trta	1	1			2		LC	EM
<i>Rena humilis</i>	Rehu		1			1		LC	
<i>Indotyphlops braminus</i>	Inbra	2				2		LC	
<i>Crotalus triseriatus</i>	Crtr			1	3	4	Pr	LC	EM
<b>Total de serpientes</b>		14	7	2	21	44			
<b>Total especies de serpientes</b>		8	4	2	6	17			
<i>Rhinoclemmys rubida</i>	Rhru		1			1	Pr	NT	EM
<i>Kinosternon hirtipes</i>	Kihi	3				3	Pr	LC	

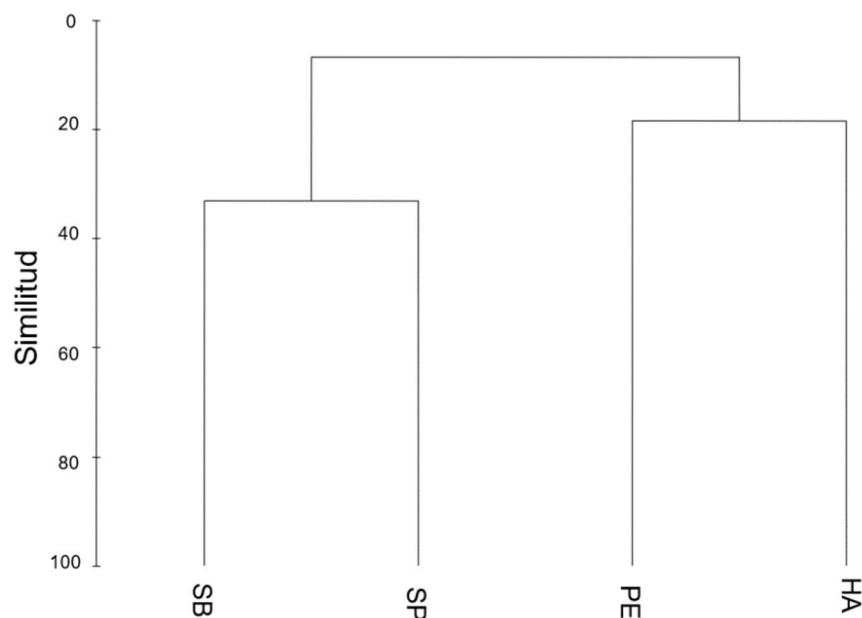


Especies	Acrónimo	SB	SP	PE	HA	Total	NOM-059	IUCN	Endemismo
<i>Kinosternon integrum</i>	Kiin	20				20	Pr	LC	EM
<b>Total de tortugas</b>		23	1			24			
<b>Total especies de tortugas</b>		2	1			3			
<b>Total Herpetofauna</b>		186	57	20	40	303			
<b>Total de especies</b>		31	17	8	14	54			

**Tabla 3**

Matriz representando los valores de complementariedad (%) entre los tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México.  
 SB=Selva baja caducifolia, SP=bosque de la palma sabal, PE=bosque pino-encino, HA=huertas de aguacate.

Tipo de vegetación		SP	PE	HA
Anfibios	SB	69	89	100
	SP		89	100
	PE			84
	HA			
Lagartijas	SB	55	91	100
	SP		86	100
	PE			83
	HA			
Serpientes	SB	80	100	100
	SP		100	100
	PE			86
	HA			
Tortugas	SB	100	100	100
	SP		100	100
Reptiles	SB	71	96	100
	SP		93	100
	PE			85
	HA			
Hertetofauna	SB	70	95	100
	SP		91	100
	PE			84
	HA			



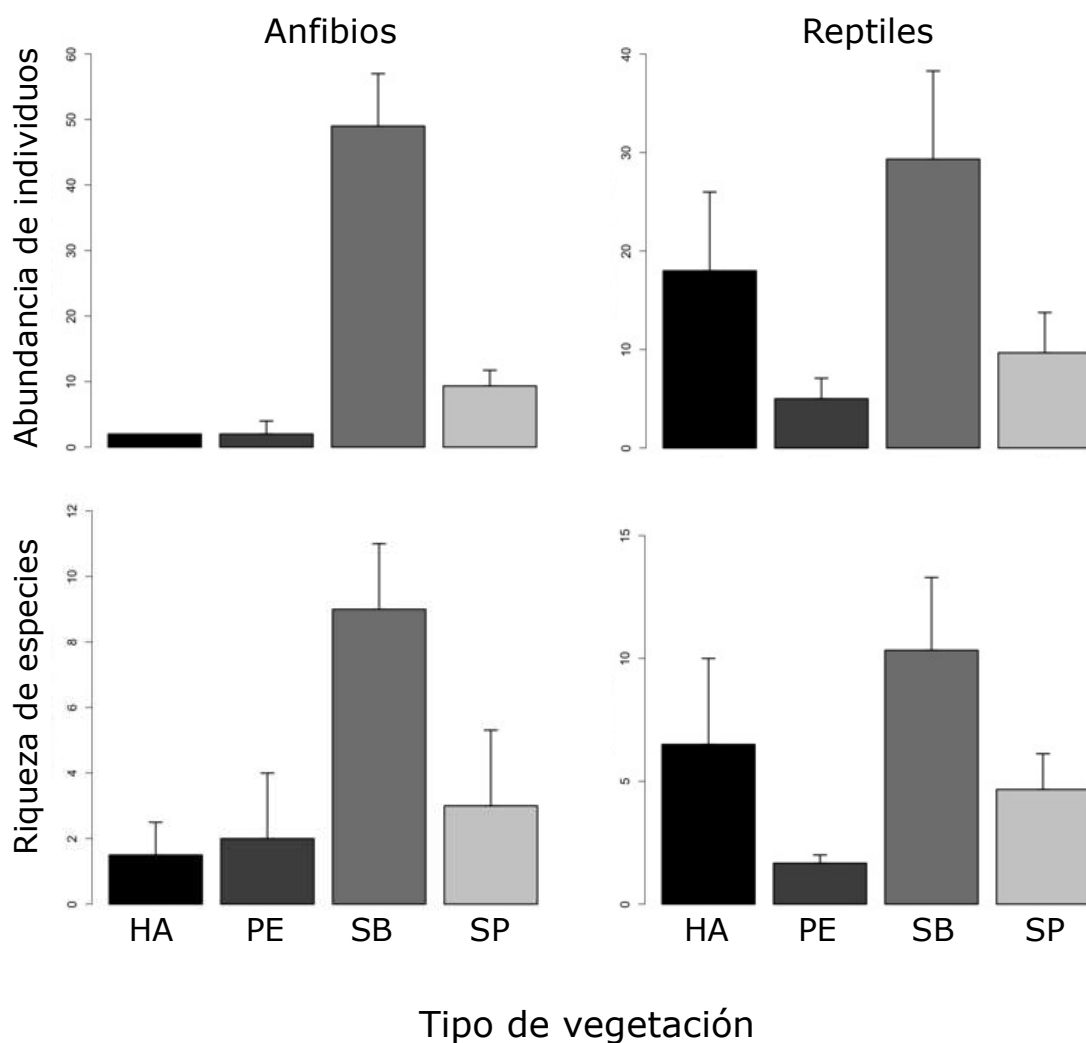
**Figura 2.** Índice de Similitud de Bray-Curtis mostrando la relación entre los tipos de vegetación y los ensambles herpetofaunísticos en Ario de Rosales, Michoacán, México. SB=Selva baja caducifolia, SP=bosque de la palma sabal, PE=bosque de pino-encino, HA=huertas de aguacate.

La media de complementariedad entre los tipos de vegetación fue de 91% (rango 55-100%; Tabla 3). La composición herpetofaunística entre los tipos de vegetación fue más similar entre la selva baja caducifolia y el bosque y bosque de sabal (34%), y entre bosque de pino-encino y huertas de aguacate (18%) (Fig. 2). El promedio de diversidad alfa (local) de anfibios y reptiles fue de 17.5 especies y difirió marcadamente entre sitios, variando desde 8 especies in PE a 31 especies in SB. El valor de diversidad beta fue de 36.5 especies. Los análisis mostraron que, si hubo diferencias en la abundancia, riqueza y la diversidad de especies entre tipos de vegetación (Fig. 3, Tabla 4).

### 5.3. Composición de los ensambles

Las curvas de rango-abundancia mostraron que el mayor valor de riqueza de especies se registró en selva baja caducifolia (SB), seguido en descendiente por bosque de sabal (SP), bosque de pino-encino (PE) y huertas de aguacate (HA) (Fig. 4). Ninguna de las especies de anfibios se registró en todos los tipos de vegetación. La rana *Exerodonta smaragdina* se registró en 3 de los 4 tipos de vegetación con abundancias similares en SB y SP. En HA, la rana *Hyla eximia* fue el único anfibio que presentó más de un individuo (Fig. 4a). En PE todas las especies de anfibios presentaron

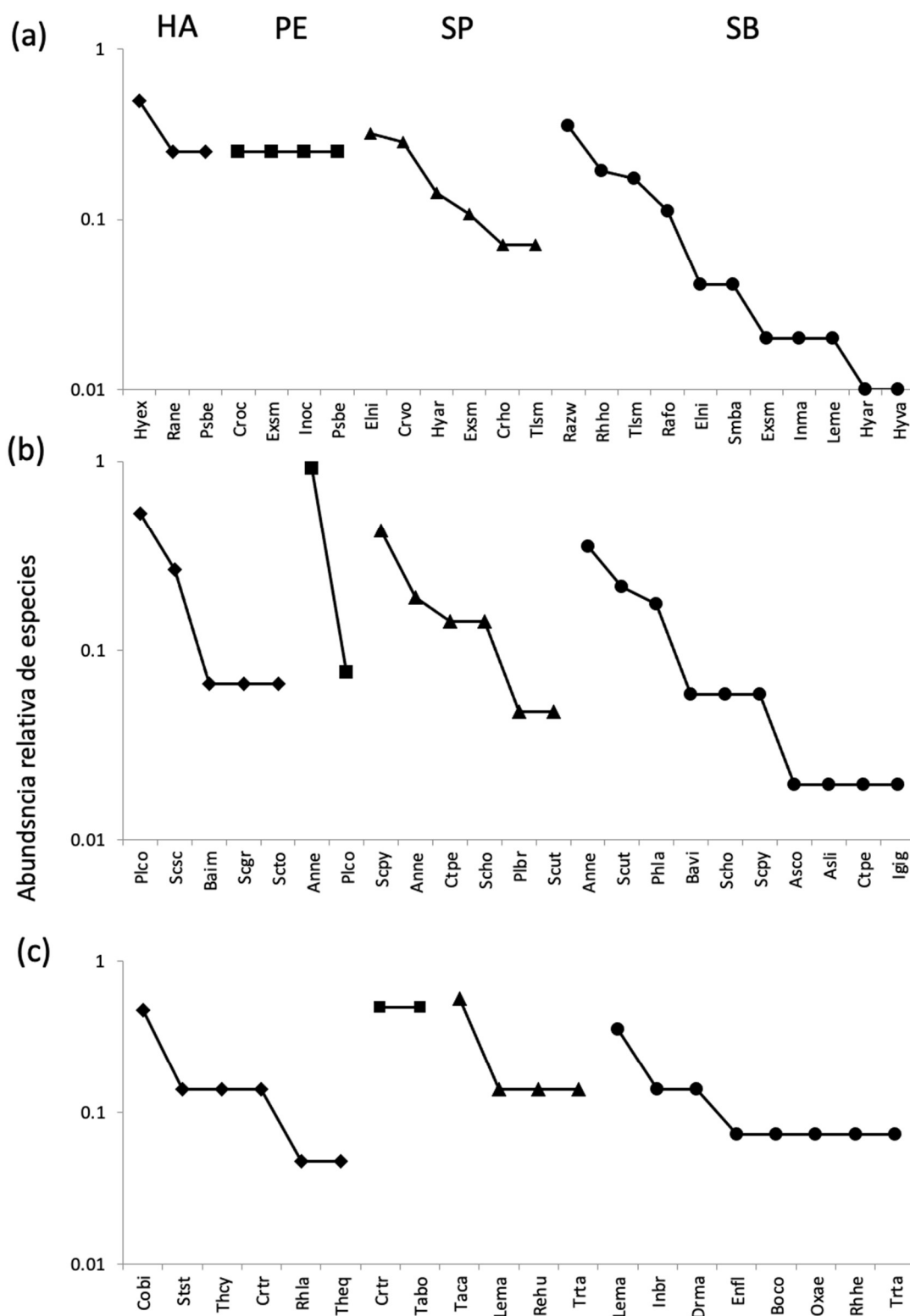
un solo individuo (Fig. 4a). En SP las ranas *Eleutherodactylus nitidus* y *Craugastor vocalis* fueron las especies de anfibios más abundantes (Fig. 4a), mientras en SB *Rana zweifeli*, *Rhinella horribilis* y *Tlalocohyla smithii* fueron marcadamente dominantes (Fig. 4a). Como en anfibios las lagartijas presentaron los mayores valores de riqueza de especies en SB, seguido en orden descendiente por SP, HA y PE (Fig. 4b). Ninguna de las especies de lagartijas se registró en todos los tipos de vegetación, y *Anolis nebulosus* fue la única especie registrada en 3 tipos de vegetación (PE, SP y SB). Las dos especies de lagartijas con mayor abundancia en SB fueron *A. nebulosus* y *Sceloporus utiformis*, en SP fueron *Sceloporus pyrocephalus* y *A. nebulosus*, en PE fueron *A. nebulosus* y *Plestiodon copei*, y en HA fueron *Plestiodon copei* y *Sceloporus scalaris* (Fig. 4b). SB presentó la mayor riqueza de especies de serpientes, seguido por HA, SP y PE (Fig. 4c). Las especies de serpientes que fueron más abundantes en SB fueron *Lepidodeira maculata* y *Indotyphlops braminus*, mientras que *Tantilla calamarina* fue la más abundante en SP, y *Conopsis biserialis* en HA. En PE solamente se registraron dos especies de serpientes (*Crotalus triseriatus* y *Tantilla bocourti*), presentando cada una solamente un individuo (Fig. 4c).



**Figura 3.** Rasgos estructurales de ensambles herpetofaunísticos en cuatro tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México. TDF=bosque tropical seco, SPG=bosque de la palma sabal, POF=bosque pino-encino, AO=huertas de aguacate.

**Tabla 4**  
Resultado de los modelos lineales generalizados (GLM) entre los diferentes tipos de vegetación en los anfibios y reptiles.

	Abundancia			Riqueza			Diversidad		
	x <sup>2</sup>	gl	p	x <sup>2</sup>	gl	p	x <sup>2</sup>	gl	p
Anfibios	175.2	3	<0.001	16.4	3	<0.001	13.6	3,5	<0.01
Reptiles	11.9	3	<0.01	21.8	3	<0.001	10.4	3,7	<0.01



**Figura 4.** Gráfica de rango-abundancia de especies de anfibios y reptiles en cuatro tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México. El rango-abundancia de las especies se presenta ordenado de las más abundantes a las menos abundantes. Ver Tabla 2 para acrónimos.

## 6. Discusión

Nuestros resultados mostraron marcadas diferencias en riqueza de especies y composición del ensamblaje de herpetofauna entre tipos de vegetación. La selva baja caducifolia presentó los mayores valores de diversidad, seguido en orden descendiente por el bosque de sabal, las huertas de aguacate y el bosque de pino-encino. La complementariedad entre tipos de vegetación fue alta, promediando 91%. El alto número de especies exclusivas a cada tipo de vegetación (36 especies) sugiere que la diversidad beta tiene una mayor influencia sobre la diversidad gama (en el paisaje) que la mostrada por la diversidad alfa. Un patrón similar ha sido observado en ensamblajes de anfibios habiendo parches de un hábitat fragmentado en un bosque tropical de niebla de montaña (Pineda y Halffter 2004), así como en ensamblajes de herpetofauna neotropical en bosques primarios y secundarios (Gardner *et al.* 2007). En la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno en México, se realizó uno de los escasos estudios sobre recambio de especies de herpetofauna entre tipos de vegetación y en contraste con nuestros resultados Galina-Tesaro *et al.* (2003) encontraron altos valores de similitud entre los tipos de vegetación estudiados. En general se ha reportado que los taxa con bajas habilidades de dispersión presentan mayor diversidad beta (mayor recambio de especies) que taxa con habilidades eficientes de dispersión (McKnight *et al.* 2007), por lo que a escala global la tasa de recambio de especies de anfibios y reptiles entre diferentes tipos de hábitat es mayor que en aves (Qian 2009). Algunas restricciones ambientales (i.e., temperatura y humedad ambiental) que influyen en la vida de animales ectotermos (dependen de la temperatura ambiental para regular diversos procesos fisiológicos), como anfibios y reptiles podrían ser responsables, al menos parcialmente, del patrón descrito de una mayor diversidad beta en anfibios y reptiles que en el caso de las aves y mamíferos (Qian 2009).

Las diferencias en composición de especies y el alto número de especies exclusivas registradas en cada tipo de vegetación sugiere que los anfibios y reptiles responden marcadamente al tipo de cobertura vegetal y al grado de transformación del hábitat. Interesantemente, las huertas de aguacate presentaron

mayor riqueza y diversidad de especies de reptiles que los bosques de pino-encino. En el caso de los anfibios, HA y PE mostraron un número similar de especies (3 en HA y 4 en PE), aunque el recambio de especies fue alto.

El potencial de las huertas en paisajes tropicales para la conservación de la biodiversidad ha recibido relativamente poca atención (Vega-Agavo *et al.* 2021). Adicionalmente, comparaciones con estudios existentes en otros tipos de plantaciones vegetales presentan limitaciones al interpretar los resultados debido a diferencias entre sistemas diferentes de plantaciones (Gardner *et al.* 2007). Por ejemplo, las plantaciones de café de sombra en México presentan valores de diversidad y abundancia de anfibios similares al adyacente bosque primario (Pineda y Halffter 2004; Pineda *et al.* 2005) y plantaciones de coníferas en Uganda también presentaron el mismo patrón para lagartijas y anfibios al comparar estos valores con la selva lluviosa adyacente (Vonesh 2001). Los resultados de estudios en plantaciones de cacao indican una reducción en la diversidad de reptiles y anfibios especialistas de bosque prístino ya que las especies tolerantes al disturbio dominan el ensamblaje herpetofaunístico (Wanger *et al.* 2009). La presencia limitada de especialistas de bosque primario sugiere que aun plantaciones vegetales manejados para limitar el impacto sobre la biodiversidad (como plantaciones de cacao y café de sombra) no pueden mantener la biodiversidad del bosque primario. Sin embargo, es posible que algunas especies comunes, tolerantes al disturbio puedan realizar el papel que juegan en el ecosistema especies especialistas del bosque primario (Gaston y Fuller 2008; Wanger *et al.* 2009).

En el presente estudio ninguna especie que habitara los cuatro tipos de vegetación fue registrada y solamente la rana *Exerodonta smaragdina* y la lagartija *Anolis nebulosus* se registraron en tres tipos de vegetación (PE, SP y SB). La lagartija *Anolis nebulosus* es una especie generalista, por lo que probablemente no se encontró en las HA debido al esfuerzo de muestreo o debido al alto uso de insecticidas. La rana *E. smaragdina* es una especie que se encuentra en la NOM-059-2010 como sujeta a protección especial (Pr), por lo que podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, por



lo que la norma determina la necesidad de propiciar su recuperación y conservación. En la selva baja caducifolia las ranas más abundantes fueron *Rana zweifeli* y *Rhinella horribilis*. Estas dos ranas son especies generalistas con una amplia distribución y con adaptaciones a condiciones ambientales de baja humedad. La mayor amenaza que enfrenta *R. zweifeli* es la perturbación y desecación del hábitat acuático como resultado de actividades humanas. Todas las especies de anfibios y reptiles (excepto la rana *Hyla arenicolor* y la serpiente *Rena humilis*) registradas en SP son endémicas a México. Considerando la endemidad de este tipo de vegetación y su herpetofauna, SP es un hábitat relevante para la conservación. Posiblemente, debido a la similitud de clima y altitud en las que ocurren, SB y SP presentan ensambles herpetofaunísticos similares en riqueza y abundancia de especies. Observamos el mismo patrón entre PE y HA. Lomolino (2001) indica que los variables climáticas y de ambientes locales varían a lo largo de gradientes altitudinales, por lo que la altitud es una fuente de variación en riqueza de especies. Por ejemplo, relaciones clima-riqueza de especies han sido documentadas para plantas y animales (Hawkins *et al.* 2007). Pianka (1986) revisó los factores que pueden influir sobre la riqueza de especies en reptiles, encontrando que además del efecto altitudinal, la riqueza de especies de reptiles estuvo marcadamente correlacionada con las variables climáticas. En nuestro estudio, la riqueza de especies de reptiles presentó una fuerte correlación con las variables climáticas. Un mayor número de especies se registraron en los tipos de vegetación a altitudes menores (<1057msnm) y en climas cálidos subhúmedos (SB y SP), mientras que menores valores de riqueza de especies ocurrieron a mayor altitud y climas más fríos. Por lo tanto, nuestros resultados sugieren la existencia de un gradiente en riqueza de especies que presenta una relación directamente proporcional con la temperatura e inversamente proporcional con la altitud. Estos resultados concuerdan con la hipótesis propuesta por Porter (1972) que las temperaturas bajas son un factor limitante para la distribución altitudinal y latitudinal de los reptiles. En general, los ensambles herpetofaunísticos de los tipos de vegetación de menor altitud (SB y SP) presentaron afinidad neotropical, mientras que los ensambles asociados a los tipos de vegetación de mayor altitud (PE y HA) fueron preponderantemente de afinidad neártica. Considerando el

aspecto de conservación, el ensamble herpetofaunístico de Ario de Rosales es relevante ya que casi el 70% of las especies de anfibios y reptiles son endémicas a México, 39% de las especies están listadas en alguna categoría de riesgo a nivel país por la Lista Roja Mexicana (NOM-059-2010), y ~ 4% de las especies se consideran en riesgo a nivel global por la Lista Roja de la UICN (IUCN 2022). Las diferencias en la composición entre sitios y el alto número de especies exclusivas a cada tipo de hábitat hacen de Ario de Rosales un área prioritaria para la conservación de los anfibios y reptiles.

### Agradecimientos

Agradecemos a J. Torres-Pérez Coeto, O. Medina, N. Lara, J.G. Paz, A. Ordoñez y J.D. Rangel por su asistencia en el muestreo de campo. Este trabajo estuvo parcialmente financiado por el apoyo del Consejo de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo a I.S.O.

### Referencias

- Amphibia Web, 2021, <<https://amphibiaweb.org>> University of California, Berkely, CA, USA, Accessed 21 June 2021.
- Atlas geográfico del estado de Michoacán, 2003, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo-Secretaría de Educación del Estado-El Colegio de Michoacán, *Editora Hedías, S. A. de C. V.*, p. 308.
- Bloom, S.A., 1981, Similarity indices in community studies: potential pitfall. *Marine Ecology Progress Series*, 5(2), 125-128.
- Bray, J.R. and Curtis, J.T., 1957, An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27, 325-349.
- Chao A., 1984, Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11, 265-270.
- Chao, A., and Lee, S.M., 1992, Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87, 210-217.
- Colwell, R.K., 1997, Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 5. *Departament of Ecology and Evolutionary Biology*, University of Connecticut, U.S.A. <http://osf.io/rvtes/>



- Colwell, R.K., and Coddington, J.A., 1995, Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. En: Hawksworth, DL (ed) *Biodiversity Measurement and Estimation*. Chapman & Hall, New York, pp 101-118.
- Crawley, M. J., 2012, The R book. John Wiley & Sons.
- Duellman, W.E., 1961, The amphibians and reptiles of Michoacan, Mexico. University of Kansas Published *Museum of Natural History*, 15, 1-148.
- Fegley,, 2013, Practical Chemical Thermodynamics for Geoscientists: *Amsterdam: Academic Press (Elsevier)*, p. 674. ISBN: 9780128102701.
- Fitz-Díaz, E., Lawton, T.F., Juárez-Arriaga, E., and Chávez-Cabello, G., 2018, The Cretaceous-Paleogene Mexican origen: Structure basin development, magmatism and tectonics: *Earth Science Reviews*, 183, 56–84. ISSN: 0012-821X (print) 1385-013X (web).
- Flores-Villela, O., and García-Vázquez, U., 2014, Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, S467-S575.
- Flores-Villela, O., Ochoa-Ochoa, L., y Moreno, C.E., 2005, Variación latitudinal y longitudinal de la riqueza de especies y la diversidad beta de la herpetofauna Mexicana. En: Halffter G, Soberón J, Koleff P, Meliá A (eds). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma, *Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa*, Zaragoza, pp 143-152.
- Galina-Tessaro, P., Castellanos-Vera, A., Troyo, E., Arnaud, G., and Ortega-Rubio, A., 2003, Lizard assemblages in the Vizcaino Biosphera. *Biodiversity and Conservation*, 12(7), 1321-1334.
- García, A., Solano-Rodríguez, H., and Flores-Villela, O., 2007, Patterns of alpha, beta and gamma diversity of the herpetofauna in Mexico's Pacific lowlands and adjacent interior valleys. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30, 169-177.
- García-Trejo, E.A., y Navarro, A.G., 2004, Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20,167-185.
- García-Vázquez, U., Canseco-Márquez, L., Aguilar-López, J.J.L., Hernández-Jiménez, C.A., Maceda-Cruz, J., Gutiérrez-Mayén, M.G., y Melgarejo-Velez, E.Y., 2006, Análisis de la distribución de la herpetofauna en la región Mixteca de Puebla, México. En: *Inventarios herpetofaunísticos de México: avances en el conocimiento de su biodiversidad*. Ramírez-Bautista A, Canseco-Márquez L, Mendoza-Quijano F (eds), Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana 3, pp. 152-163.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Junior, M.A., Barlow, J., Ávila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S., and Peres, C.A., 2007, The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology*, 21,775-787.
- Gaston, K.J., and Fuller, R.A., 2008, Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23:14-19.
- Hawkins, B.A., Diniz-Filho, J.A.F., Jaramillo, C.A., and Soeller, S.A., 2007, Climate, niche conservatism, and the global bird diversity gradient. *The American naturalist*, 170 (suppl), S16-S27.
- IUCN. 2022. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022.1. <http://iucnredlist.org>.
- Köhler, G., 2011, Amphibians of Central America. *Offenbach: Herpeton*. Offenbach, Germany.
- Krebs, C. J., 1998, Ecological Methodology. University of British Columbia. Secon Edition Eddison Wesley Longman, Estados Unidos, p. 620.
- Lande, R., 1996, Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76, 5-13.
- Lomolino, M.V., 2001, Elevational gradients of species diversity: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 3-13.
- Magurran, A.E., 2004, Measuring biological diversity. *Blackwell Science*. Malden, Massachusetts.
- McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F., Sechrest, W., Ridgely, R.S., and Stuart, S.N., 2007. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLoS Biology*, 5, 2424-2432.
- Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), 2019, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de Riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo.
- Palmer M.W., 1990, The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71, 1195-1198.
- Parra-Olea, G., Flores-Villela, O., and Mendoza-Almeralla, C., 2014, Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, S460-S466.
- Pianka, V., 1986, Ecology and natural history of desert lizards: analysis of the ecological niche and community structure. *Princeton University Press, Princeton*, New Jersey, USA.

- Pineda, E., and Halffter, G., 2004, Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 117, 499-508.
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F., and Halffter, G., 2005, Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, México. *Conservation Biology*, 19, 400-412.
- Porter, K.R., 1972, *Herpetology*. W. B. Saunders, Philadelphia, PA.
- Qian, H., 2009, Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution*, 47, 509-514.
- Rodríguez, P., Soberón, J., and Arita, H.T., 2003, El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 89, 241-259.
- SAGARPA, 2005, Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera. *Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación*, <http://www.gob.mx/siap>
- Scott, N.J. Jr., 1994, Complete species inventories. En: Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LAC, Foster MS (eds) Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. *Smithsonian Institution Press*, Washington, D C, p 78-84.
- Smith, E.P., and van Belle, G., 1984, Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40, 119-129.
- Soberón, J., and Llorente, J., 1993, The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7, 480-488.
- Turpie, J.K., Beckley, L.E., and Katua, S.M., 2000, Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South Africa coastal fishes. *Biological Conservation*, 92, 59-72.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R., and Hosek, J., 2021, The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>, accessed (20 September 2021, 3 March 2022).
- Urbina-Cardona, J.N., Bernal, E.A., Giraldo-Echeverry, N. and Echeverry-Alcendra, A., 2015, El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: indicadores y métodos. En: Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. M. Aguilar-Garavito y W. Ramírez (eds), *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt"*, Bogotá D.C., pp. 134-147.
- Urbina-Cardona, J.N., Londoño-Murcia, M.C., and García-Ávila, D.G., 2008, Dinámica espacio temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgóna, Pacífico Colombiano. *Caldasia*, 30(2), 407-421.
- Vega-Agavo, M.I., Suazo-Ortuño, I., Lopez-Toledo, L., Gómez-Tagle, A., Sillero, N., Pineda-López, R., and Alvarado-Díaz, J., 2021, Influence of avocado orchard landscapes on amphibians and reptiles in the trans-Mexican volcanic belt. *Biotropica*, 53(6), 1631-1645.
- Vonesh, J., 2001, Natural history and biogeography of the amphibians and reptiles of Kibale National Park, Uganda. *Contemporary Herpetology*, 4, 1-14.
- Wanger, T.C., Saro, A., Iskandar, D.T., Brook, B.W., Sodhi, N.S., Clough, Y., and Tscharnkte, T., 2009, Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 823-832.