



# Incorporando la distintividad taxonómica en estudios de diversidad: Anfibios del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México

José del Carmen Gerónimo-Torres<sup>1</sup> , María del Rosario Barragán-Vázquez<sup>2</sup> , Liliana Ríos-Rodas<sup>1,\*</sup>

(1) Facultad Maya de Estudios Agropecuarios, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Catazajá-Palenque Km 4, Catazajá, Chiapas, México. CP 29980.

(2) División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas, km 0.5 S/N, Entronque a Bosque de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México. CP 86150.

\*Autora de correspondencia: L. Ríos-Rodas [[ari1707@hotmail.com](mailto:ari1707@hotmail.com)]

> Recibido el 05 de septiembre de 2021 - Aceptado el 26 de abril de 2022

**Como citar:** Gerónimo Torres, J. del C., Barragán Vázquez, M. del R., Ríos-Rodas, L. 2022. Incorporando la distintividad taxonómica en estudios de diversidad: Anfibios del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México. *Ecosistemas* 31(2): 2294. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2294>

## Incorporando la distintividad taxonómica en estudios de diversidad: Anfibios del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México

**Resumen:** En este trabajo se compara la diversidad de anfibios entre selva y vegetación secundaria, incorporando la distintividad taxonómica en los análisis de diversidad. Para el muestreo de los individuos se establecieron cuatro transectos de 200 m de largo en ambos ecosistemas. Los muestreos se realizaron una vez al mes, durante seis meses, con búsquedas diurnas y nocturnas. Se registraron un total de 424 individuos de nueve familias, pertenecientes a 19 especies de 14 géneros, y por primera vez se reporta *Bolitoglossa veracrucis* para el estado de Tabasco. En ambos ecosistemas se registró una riqueza de 14 especies, siendo la selva la que obtuvo la mayor abundancia con 269 individuos y la menor en vegetación secundaria con 155. El índice de diversidad verdadera de orden  ${}^1D$  y  ${}^2D$ , determinó que la vegetación secundaria (6.28 y 4.61) es más diversa que la selva (3.43 y 1.90), con una similitud de especies del 64%. El índice de diversidad taxonómica ( $\Delta$ ) y el índice de distintividad taxonómica ( $\Delta^*$ ), mostraron los mayores valores en vegetación secundaria ( $\Delta=2.36$ ,  $\Delta^*=2.99$ ) y los menores en selva ( $\Delta=1.07$ ,  $\Delta^*=2.42$ ). Sin embargo, el índice de distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ), mostró valores similares entre los ecosistemas. La incorporación de la distintividad taxonómica en los estudios de diversidad permite evaluar más allá del número de especies, tomando en cuenta las distancias y relaciones taxonómicas, las cuales podrían ser un reflejo de la diversidad funcional de una comunidad.

**Palabras clave:** conservación; influencia del hábitat; selva; vegetación secundaria

## Incorporating taxonomic distinctness in diversity studies: Amphibians from Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, Mexico

**Abstract:** This work compares amphibian diversity between forest and secondary vegetation, incorporating taxonomic distinctness in the diversity analyses. For the sampling of individuals, four transects of 200 m in length were established in both ecosystems. The samplings were carried out once a month, for six months, with day and night searches. A total of 424 individuals from nine families were recorded, belonging to 19 species of 14 genera, and for the first time *Bolitoglossa veracrucis* is reported for the state of Tabasco. In both ecosystems, a richness of 14 species was recorded, being the forest the one with the highest abundance with 269 individuals and the lowest in secondary vegetation with 155. The index of true diversity of order  ${}^1D$  and  ${}^2D$ , determined that the secondary vegetation (6.28 and 4.61) is more diverse than the forest (3.43 and 1.90), with a similarity of species of 64%. The taxonomic diversity index ( $\Delta$ ) and taxonomic distinctness index ( $\Delta^*$ ), showed the highest values in the secondary vegetation ( $\Delta=2.36$ ,  $\Delta^*=2.99$ ) and the lowest in the jungle ( $\Delta=1.07$ ,  $\Delta^*=2.42$ ). However, the average taxonomic distinctness index ( $\Delta^+$ ), showed similar values among ecosystems. The incorporation of taxonomic distinctness in diversity studies allows to evaluate beyond the number of species, considering taxonomic distances and relationships, which could reflect the functional diversity of a community.

**Keywords:** conservation; habitat influence; rainforest; secondary vegetation

## Introducción

En ecología la variación de la diversidad de especies en el tiempo y el espacio ha sido un tema central para su estudio, y actualmente ha adquirido mayor relevancia por su relación con el funcionamiento de los ecosistemas (Moreno y Rodríguez 2011). El estudio de estas variaciones es útil para realizar comparaciones cualitativas o cuantitativas entre regiones o taxas determinados (Scheiner et al. 2011), las cuales pueden servir para justificar acciones de protección de los ecosistemas (García-Morales et al. 2011). Sin embargo, se necesitan métricas apropiadas de la diversidad que permitan comparar la diversidad entre dos o más comu-

nidades en diferentes hábitats, momentos de tiempo y gradientes naturales (Moreno y Rodríguez 2011).

Dentro de la gran gama de métricas para medir la diversidad, el índice de diversidad más utilizado es Shannon-Wiener, que fue desarrollado en la teoría de la comunicación (Ulanowicz 2001; Jost 2006), el cual utiliza unidades como bits o nats, los cuales no son precisamente unidades de medición de la diversidad biológica (Tuomisto 2010). Para intentar darle una solución a este problema, se ha empleado el índice de diversidad verdadera, el cual es una medida que se ajusta al concepto biológico, y que permite comparar directamente la magnitud de las diferencias entre las diversidades (Jost 2006; Moreno y Rodríguez 2011).

Tradicionalmente los análisis de diversidad suponen una equivalencia ecológica entre las especies (Chave 2004; Morin 2011). Sin embargo, para analizar mejor la diversidad de las comunidades biológicas no basta con conocer los valores de diversidad basados en riquezas y abundancias, es necesario la incorporación de la información filogenética del grupo de estudio. Lo anterior, en muchos de los casos no es posible por la falta de información, lo cual impide la utilización de métricas basadas en filogenias (Ricotta et al. 2012; Pérez-Hernández 2019). Para solucionar este problema, Pérez-Hernández (2019) propone utilizar las jerarquías taxonómicas, ya que son el reflejo de las relaciones entre los taxones de una comunidad, a través del método de distintividad taxonómica propuesto por Warwick y Clarke (1995).

Los índices de distintividad taxonómica se basan en la topología de las jerarquías taxonómicas de los ensambles, la cual es una aproximación indirecta de la disimilitud ecológica entre especies y la diversidad funcional de un ensamble (Clarke y Warwick 2001; Pérez-Hernández 2019). A pesar de su potencial y la sencillez de su cálculo, es raramente utilizado en comparación con otras métricas que incorporan historias evolutivas en sus cálculos. No obstante, la distintividad taxonómica proporciona información que permite evaluar la divergencia y la regularidad filogenéticas de las comunidades ecológicas (Webb 2000; Tucker et al. 2017; Pérez-Hernández 2019). Por lo anterior, el objetivo del estudio fue comparar la diversidad de anfibios en dos ecosistemas del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, incorporando los índices de distintividad taxonómica dentro de los análisis de diversidad. Nuestras predicciones fueron que: 1) la selva alberga una mayor diversidad de especies y ensambles taxonómicos, y 2) al considerar los niveles supra-específicos de la taxonomía linneana dentro de los análisis de diversidad, se obtiene un panorama más amplio de las disimilitudes o similitudes ecológicas basadas en las distancias y relaciones entre taxones, que al considerar solo las abundancias de especies.

## Materiales y métodos

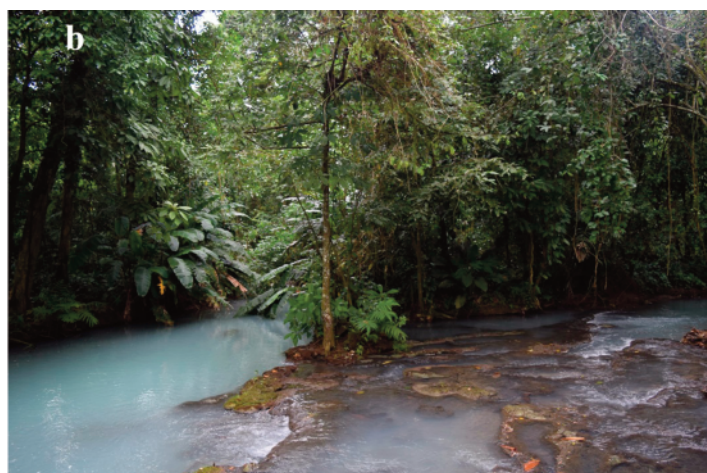
### Área de estudio

El estudio se realizó en dos sitios ubicados dentro del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México, el cual presenta un clima cálido húmedo con abundantes lluvias todo el año, con una temperatura media anual de 26°C y una precipitación de 3500 mm (Aceves-Navarro y Rivera-Hernández 2019). Los tipos de vegetación presentes van desde la selva alta y mediana perennifolia,

hasta pastizales y zonas de cultivos (Castillo-Acosta y Zavala-Cruz 2019). El primer sitio de estudio fue el centro ecoturístico Muku Chén (17° 26' 31" N, 92° 45' 33" ) (Fig. 1a), el cual tiene una extensión territorial de 20 ha, con una vegetación de selva alta y mediana perennifolia, donde predominan árboles de hasta 35 m de altura como el huapaque (*Dialium guianense*), chicozapote (*Pouteria zapota*), majagua (*Belotia mexicana*), palo de sangre (*Pterocarpus rohrii*), molinillo (*Quararibea funebris*), bellota (*Sterculia mexicana*), jolotzin (*Heliocarpus Donnell smithii*), yaxnik (*Vitex gaumerii*), zapote (*Manilkara zapota*), chechen negro (*Metopium brownei*), mamba (*Pseudolmedia oxyphyllaria*), quebracha (*Cupania dentata*) y limoncillo (*Trichilia* sp) (López-Hernández 1994). Este sitio se caracteriza por la presencia de cavernas con diferentes niveles de accesibilidad y afloramientos rocosos. El segundo sitio fue la reserva ecológica Villa Luz (17° 26' 48" N, 92° 45' 52") (Fig. 1b), la cual tiene una extensión de 27 ha, con vegetación secundaria, donde predominan especies vegetales como el ramón (*Brosimum alicastrum*), palo mulato (*Bursera simaruba* L), lengua de vaca (*Miconia argentea*), chicozapote (*Pouteria zapota*), guarumo (*Cecropia obtusifolia*), hoja santa (*Piper auritum*), begonia (*Begonia pustulata*), buvardia (*Bouvardia longiflora*), y *Peperomia* sp (López-Hernández 1994). En este sitio se pueden encontrar cascadas y manantiales de agua sulfurosa entre la vegetación.

### Trabajo de campo

Las salidas de campo se llevaron a cabo de febrero de 2008 a agosto del 2009; durante este periodo se realizaron seis muestreos en cada uno de los sitios con una duración de dos días efectivos. Los recorridos fueron diurnos de 09:00 a 14:00 h y nocturnos de 18:00 a 00:00 h. En cada sitio se establecieron cuatro transectos en línea de 200 m de largo, con una distancia de escape de 5 m por lado, separados por 100 m entre ellos para asegurar la independencia de los datos. Para la localización de los individuos se utilizó la técnica de relevamientos por encuentros visuales, que consiste en revisar vegetación, cuerpos de agua, rocas y diferentes sustratos dentro del transecto. Debido a la fisionomía vegetal presente en los sitios, esta técnica se complementó con la técnica de transectos de bandas auditivas, que es de utilidad en ecosistemas como selvas, y eficiente para la mayoría de las especies de anfibios (Rueda et al. 2006). Los individuos fueron capturados de manera directa con guantes de látex e identificados *in situ* con la ayuda de las claves taxonómicas de Duellman (1961, 2001); Casas-Andreu y McCoy (1979), Flores-Villela et al. (1995) y Lee (1996). Los individuos fueron posteriormente liberados en el sitio de captura.



**Figura 1.** Ecosistemas estudiados del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México. **a)** Selva del centro ecoturístico Muku Chén. **b)** Vegetación secundaria de la reserva ecológica Villa Luz.

**Figure 1.** Ecosystems studied in the Sierra de Tabasco State Park, Mexico. **a)** Forest of the Muku Chén ecotourism center. **b)** Secondary vegetation of the Villa Luz ecological reserve.



## Análisis de datos

La eficiencia del muestreo en cada uno de los ecosistemas estudiados se obtuvo mediante las curvas de acumulación de especies con el estimador no paramétrico Chao 1 (Moreno 2001). La equidad de las comunidades en cada tipo de ecosistema se analizó con el índice de Pielou ( $J'$ ), el cual mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, con valores que van de 0 a 1, donde 1 nos dice que las especies presentan la misma abundancia dentro de la comunidad. La similitud de las comunidades de anfibios se determinó con el índice de Sorensen ( $I_s$ ) para datos cualitativos, el cual relaciona el número de especies compartidas con la media aritmética de las especies de ambas comunidades (Moreno 2001). Se utilizaron curvas de rango-abundancia o de Whittaker para analizar gráficamente la abundancia de especies (Magurran 2004). La diversidad en las dos comunidades de anfibios se calculó con el programa EstimateS versión 9.1.0, donde se determinaron dos medidas de diversidad verdadera: 1) diversidad de orden uno ( $^1D$ ), en la cual todas las especies son consideradas en el valor de diversidad, ponderadas proporcionalmente según su abundancia en la comunidad; y 2) diversidad de orden dos ( $^2D$ ) en el cual se toman en cuenta las especies más comunes (Jost 2006, 2007; Tuomisto 2010, 2011; Moreno y Rodríguez 2011). Posteriormente, a través del paquete iNEXT (Hsieh et al. 2018) se compararon los valores de diversidad de las comunidades utilizando las curvas de rarefacción y extrapolación descritas por Colwell et al. (2012). Para comparar estadísticamente las diversidades entre las comunidades se utilizaron intervalos de confianza del 95% y se consideraron estadísticamente diferentes cuando los intervalos no se traslaparon ( $p < 0.05$ ). Finalmente, se analizó la distintividad taxonómica de las comunidades de anfibios con el programa Past versión 3.14, con los siguientes niveles taxonómicos: clase, orden, familia, género y especie; a través de los cuales se calculó: 1) el índice de diversidad taxonómica ( $\Delta$ ), el cual mide la distancia taxonómica entre dos individuos elegidos al azar, a través de una clasificación linneana del conjunto de especies involucradas y sus abundancias; 2) el índice de distintividad taxonómica ( $\Delta^*$ ), el cual mide la distancia taxonómica esperada entre dos individuos elegidos al azar, los cuales pertenecen siempre a especies diferentes, con lo cual se elimina parcialmente la dependencia de la abundancia; y 3) el índice de distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ), el cual estima el promedio de distancias taxonómicas entre especies, independientemente del esfuerzo de muestreo o número de la muestra (Clarke y Warwick 1998).

## Resultados

Se registraron en total 424 individuos de nueve familias, pertenecientes a 19 especies de 14 géneros. Hylidae fue la familia con mayor riqueza, con cinco especies de cinco géneros, seguida de Craugastoridae con cuatro especies de un género. El género con mayor riqueza fue *Craugastor* con cuatro especies, seguido de *Lithobates* y *Bolitoglossa* con dos especies cada una. La salamandra *Bolitoglossa veracrucis* (Taylor, 1951) se registra por primera vez para el estado de Tabasco (Fig. 2). De acuerdo con la NOM-059 SEMARNAT-2010, las especies *Craugastor berkenbuschii* (Peters, 1870), *Craugastor laticeps* (Duméril, 1853), *Lithobates brownorum* (Sanders, 1973), *Rhinophrynus dorsalis* (Duméril y Bibron, 1841) y *B. veracrucis* se encuentran dentro de la categoría de Protección especial (Pr). Con respecto a la IUCN, 17 de las 19 especies se encuentran en la lista roja de especies amenazadas, 15 especies (79%) en estatus de preocupación menor (LC) y dos en categorías de alto riesgo: *Craugastor alfredi* (Boulenger, 1898), bajo el estatus de vulnerable (VU) y *B. veracrucis*, en peligro (EN) (Tabla 1).

En el ecosistema de selva se registraron 269 individuos de cinco familias, pertenecientes a 14 especies de 10 géneros. Hylidae fue la familia con mayor riqueza, con cinco especies de cinco géneros, seguida de Craugastoridae con cuatro especies de un género. El género con mayor riqueza fue *Craugastor* con cuatro especies. En vegetación secundaria se registraron 155 individuos

de nueve familias, pertenecientes a 14 especies de 11 géneros. Craugastoridae fue la familia con mayor riqueza, con tres especies de un género (Tabla 1). El estimador de riqueza Chao 1 mostró que la completitud del muestreo fue de 82.40 y de 73.80% para selva y vegetación secundaria respectivamente.

El índice de Pielou ( $J'$ ) determinó una mayor equidad en la comunidad de anfibios asociados a vegetación secundaria y la menor equidad en selva, con 0.69 y 0.46 respectivamente. El valor de similitud ( $I_s$ ) de acuerdo con la riqueza de especie fue de 0.64, ya que las comunidades de anfibios comparten nueve especies (Tabla 2). Las curvas de rango abundancia muestran diferencias en la composición de las comunidades. En selva la especie dominante es *C. alfredi*, con el 60.97% de los registros para este sitio. Las especies con un individuo fueron: *Agalychnis taylori* (Cope, 1862), *Trachycephalus typhonius* (Linnaeus, 1758) y *Bolitoglossa mexicana* (Duméril, Bibron y Duméril, 1854). Las especies *B. veracruci*, *C. berkenbuschii*, *Dendropsophus microcephalus* (Cope, 1856), *Scinax staufferi* (Cope, 1865) y *Trachycephalus typhonius* (Linnaeus, 1758), son especies exclusivas de este ecosistema. En contraste, la vegetación secundaria presentó tres especies abundantes: *Lithobates vaillanti* (Brocchi, 1877), *Craugastor loki* (Shannon y Werler, 1955) y *Leptodactylus melanonotus* (Hallowell, 1861), con el 82.64% de los registros para este sitio y cinco especies con un solo individuo: *C. alfredi*, *Craugastor laticeps* (Duméril, 1853), *Gastrophryne elegans* (Boulenger, 1882), *Lithobates brownorum* (Sanders, 1973) y *Rhinophrynus dorsalis* (Duméril y Bibron, 1841). Las especies exclusivas para este sitio fueron: *G. elegans*, *L. brownorum*, *L. melanonotus*, *L. vaillanti* y *R. dorsalis* (Fig. 3).

De acuerdo con el índice de diversidad verdadera de orden  $^1D$  y  $^2D$ , la máxima diversidad se obtuvo en vegetación secundaria (6.28 y 4.61) y la mínima en selva (3.43 y 1.90). Así mismo, al comparar las diversidades ( $^1D$  y  $^2D$ ) entre selva y vegetación secundaria a través de las curvas de rarefacción y extrapolación se pudo observar que existen diferencias estadísticamente significativas entre las comunidades de anfibios ( $p < 0.05$ ) (Fig. 4). El índice de diversidad taxonómica ( $\Delta$ ), el cual considera la abundancia, determinó que la diversidad es más del doble en vegetación secundaria con respecto a la selva, con 2.36 y 1.07 respectivamente. Así mismo, el índice de distintividad taxonómica ( $\Delta^*$ ), al elegir individuos de diferentes especies, mostró que la distancia taxonómica es ligeramente mayor en vegetación secundaria con respecto a la selva, con 2.99 y 2.42 respectivamente. Sin embargo, al descartar las abundancias a través del índice de distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ), se estableció que las comunidades de anfibios en ambos ecosistemas son similares (Fig. 5).



Figura 2. *Bolitoglossa veracrucis* (Taylor, 1951). © Marco AntonioTorrez-Pérez.

Figure 2. *Bolitoglossa veracrucis* (Taylor, 1951). © Marco AntonioTorrez-Pérez.

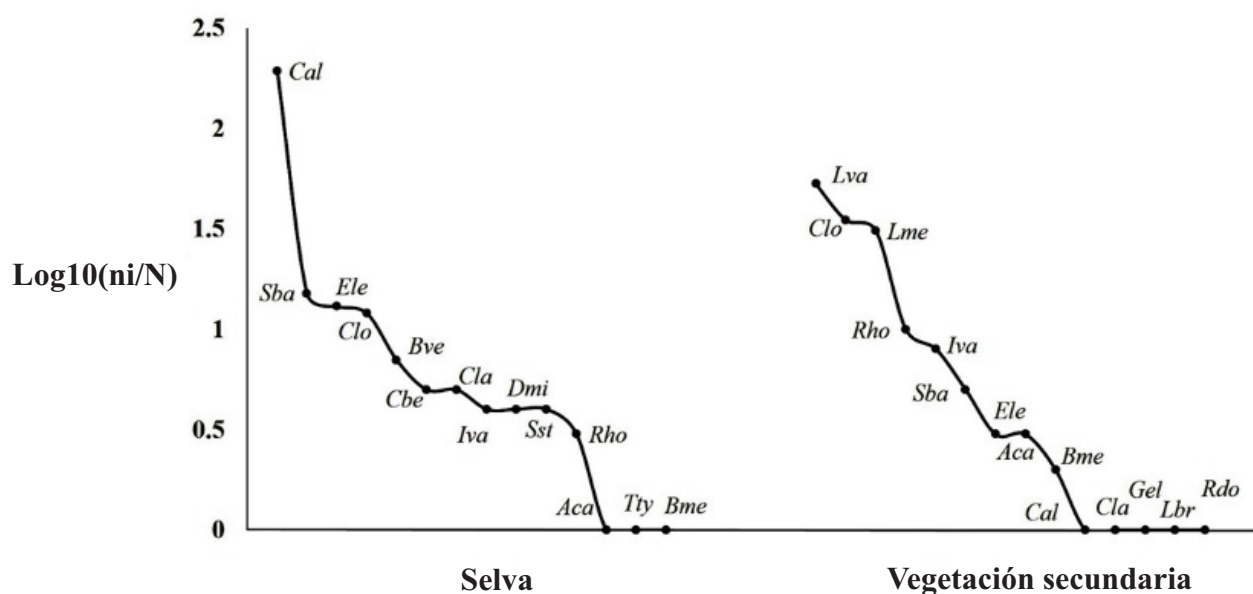
**Tabla 1.** Riqueza y abundancia de anfibios registrados en el Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México.**Table 1.** Richness and abundance of amphibians recorded in the State Park of the Sierra de Tabasco, Mexico.

Orden	Familia / Especie	nº Individuos			Categorías de riesgo	
		Selva	Veg. secundaria	Totales	NOM-059	IUCN
Anura	<b>Bufonidae</b>					
	<i>Incilius valliceps</i> (Wiegmann, 1833)	4	8	12		LC
	<i>Rhinella horribilis</i> (Wiegmann, 1833)	3	10	13		
	<b>Craugastoridae</b>					
	<i>Craugastor alfredi</i> (Boulenger, 1898)	194	1	195		VU
	<i>Craugastor berkenbuschii</i> (Peters, 1870)	5	0	5	Pr	LC
	<i>Craugastor laticeps</i> (Duméril, 1853)	5	1	6	Pr	LC
	<i>Craugastor loki</i> (Shannon y Werler, 1955)	12	35	47		LC
	<b>Eleutherodactylidae</b>					
	<i>Eleutherodactylus leprus</i> (Cope, 1879)	13	3	16		LC
	<b>Hylidae</b>					
	<i>Agalychnis taylori</i> (Cope, 1862)	1	3	4		LC
	<i>Dendropsophus microcephalus</i> (Cope, 1856)	4	0	4		LC
	<i>Scinax staufferi</i> (Cope, 1865)	4	0	4		LC
	<i>Smilisca baudinii</i> (Duméril, y Bibron, 1841)	15	5	20		LC
	<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1		LC
	<b>Leptodactylidae</b>					
	<i>Leptodactylus melanonotus</i> (Hallowell, 1861)	0	31	31		LC
	<b>Microhylidae</b>					
	<i>Gastrophryne elegans</i> (Boulenger, 1882)	0	1	1		LC
	<b>Ranidae</b>					
	<i>Lithobates brownorum</i> (Sanders, 1973)	0	1	1	Pr	
	<i>Lithobates vaillanti</i> (Brocchi, 1877)	0	53	53		LC
	<b>Rhinophrynidae</b>					
	<i>Rhinophrynus dorsalis</i> (Duméril y Bibron, 1841)	0	1	1	Pr	LC
Caudata	<b>Plethodontidae</b>					
	<i>Bolitoglossa mexicana</i> (Duméril, Bibron y Duméril, 1854)	1	2	3		LC
	<i>Bolitoglossa veracrucis</i> (Taylor, 1951)*	7	0	7	Pr	EN
Riqueza (nº especies)		14	14	19		
Total de individuos		269	155	424		

\*Nuevo registro

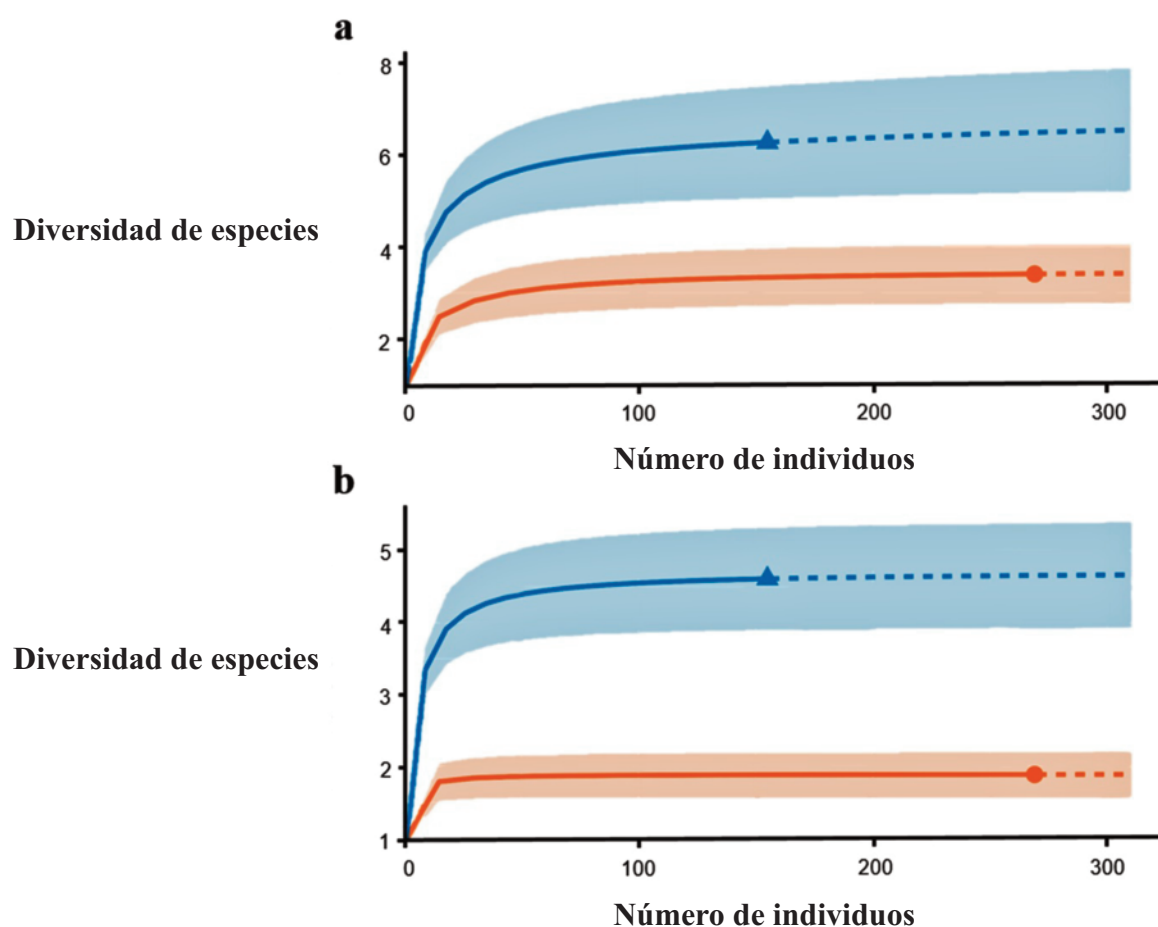
**Tabla 2.** Diversidad de anfibios registrados en los ecosistemas evaluados del Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México.**Table 2.** Diversity of amphibians recorded in the evaluated ecosystems of the Sierra de Tabasco State Park, Mexico.

	Riqueza (nº especies)	<sup>1</sup> D	<sup>2</sup> D	Equidad (J')	Similitud (Is)	Chao 1
Selva	14	3.43	1.90	0.46	0.64	16.99
Veg. Secundaria	14	6.28	4.61	0.69	0.64	18.97



**Figura 3.** Curvas de rango-abundancia de los anfibios registrados en el Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, México. Aca= *Agalychnis taylori*, Bme= *Bolitoglossa mexicana*, Bve= *Bolitoglossa veracruensis*, Cal= *Craugastor alfredi*, Cbe= *Craugastor berkenbuschii*, Cla= *Craugastor laticeps*, Clo= *Craugastor loki*, Dmi= *Dendropsophus microcephalus*, Ele= *Eleutherodactylus leprus*, Gel= *Gastrophryne elegans*, Iva= *Incilius valliceps*, Lme= *Leptodactylus melanonotus*, Lbr= *Lithobates brownorum*, Lva= *Lithobates vaillanti*, Rho= *Rhinella horribilis*, Rdo= *Rhinophrynus dorsalis*, Sst= *Scinax staufferi*, Sba= *Smilisca baudinii*, Tty= *Trachycephalus typhonius*.

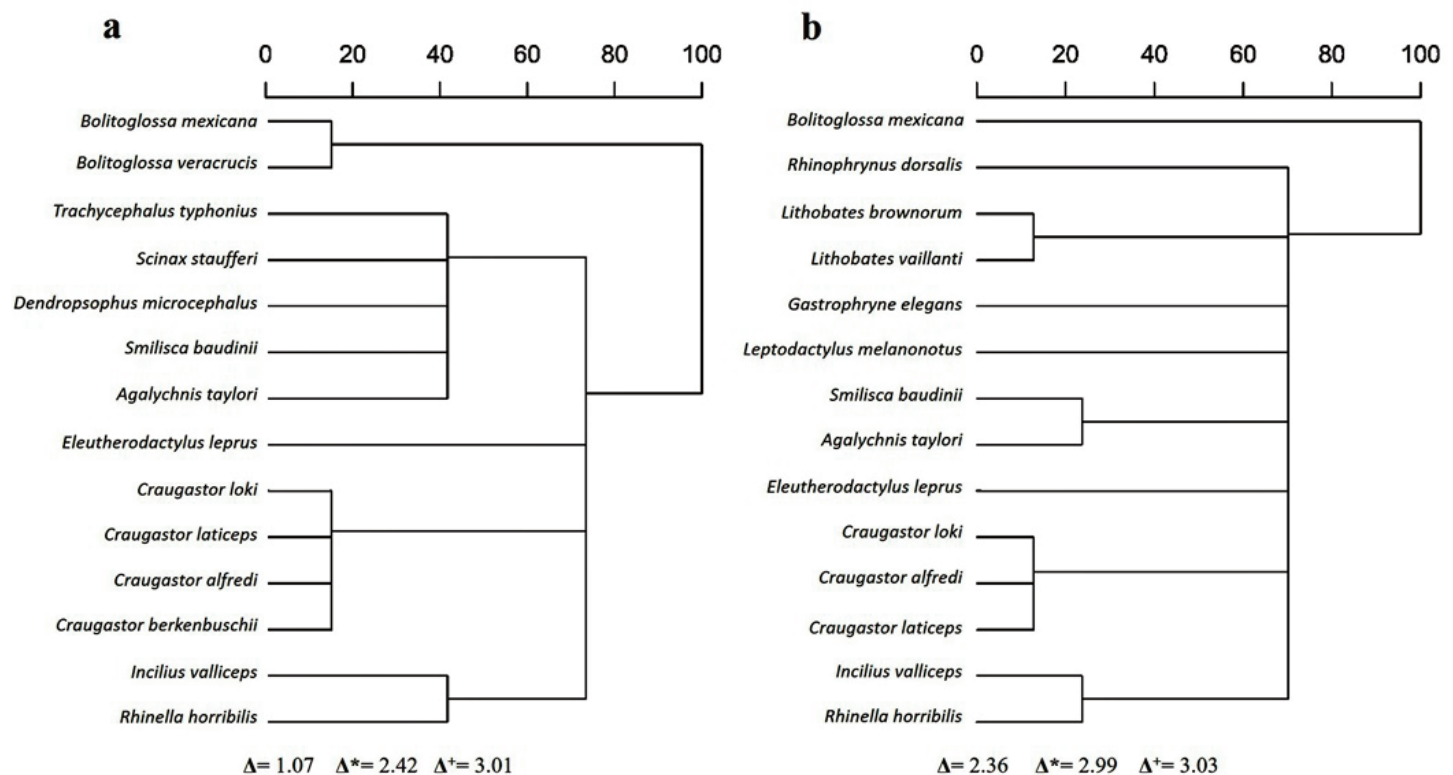
**Figure 3.** Range-abundance curves of the amphibians recorded in the Sierra de Tabasco State Park, Mexico. Aca= *Agalychnis taylori*, Bme= *Bolitoglossa mexicana*, Bve= *Bolitoglossa veracruensis*, Cal= *Craugastor alfredi*, Cbe= *Craugastor berkenbuschii*, Cla= *Craugastor laticeps*, Clo= *Craugastor loki*, Dmi= *Dendropsophus microcephalus*, Ele= *Eleutherodactylus leprus*, Gel= *Gastrophryne elegans*, Iva= *Incilius valliceps*, Lme= *Leptodactylus melanonotus*, Lbr= *Lithobates brownorum*, Lva= *Lithobates vaillanti*, Rho= *Rhinella horribilis*, Rdo= *Rhinophrynus dorsalis*, Sst= *Scinax staufferi*, Sba= *Smilisca baudinii*, Tty= *Trachycephalus typhonius*.



**Figura 4.** Curvas de rarefacción (interpolación, línea continua) y extrapolación (línea punteada) de las diversidades de anfibios en Vegetación secundaria (azul) y Selva (rojo). a) Diversidad verdadera de orden 1 ( $1^D$ ). b) Diversidad verdadera de orden 2 ( $2^D$ ). Las bandas de colores son los intervalos de confianza al 95%.

**Figure 4.** Rarefaction curves (interpolated, continuous line) and extrapolated (dashed line) of amphibian diversities in Secondary vegetation (blue) and Forest (red). a) True diversity of order 1 ( $1^D$ ). b) True diversity of order 2 ( $2^D$ ). The colored bands indicate the 95% confidence intervals.





**Figura 5.** Variaciones de las estructuras y jerarquías taxonómicas de las comunidades de anfibios. Índice de diversidad taxonómica ( $\Delta$ ), índice de distintividad taxonómica ( $\Delta^*$ ), índice de distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ). a) Selva. b) Vegetación secundaria.

**Figure 5.** Variations in the structure and taxonomic hierarchies of amphibian communities. Taxonomic diversity index ( $\Delta$ ), taxonomic distinctness index ( $\Delta^*$ ), average taxonomic distinctness index ( $\Delta^+$ ). a) Forest. b) Secondary vegetation.

## Discusión

El presente estudio es la primera contribución de la diversidad de anfibios para el Parque Estatal de la Sierra de Tabasco, el cual se convierte en el sitio con más riqueza de anfibios en el estado, con 19 especies, al superar las 18 especies reportadas por Ríos-Rodas et al. (2020) para la Sierra de Huimanguillo. La riqueza de hílidos registrada en la selva de Muku Chén puede atribuirse a la estructura vegetal presente en el sitio. Grajales et al. (2003) argumentan que este grupo de anfibios encuentran en los ecosistemas primarios una estructura vegetal que permite la sobrevivencia de un considerable número de especies. Sin embargo, algunas especies de hílidos pueden estar presentes en vegetación secundaria y ser tolerantes a las modificaciones del hábitat por actividades antrópicas (Palacios-Rodríguez et al. 2018), tal como fue registrado en nuestro estudio.

Las curvas de rango-abundancia muestran diferencias en la composición y abundancia de las comunidades, las cuales pueden ser atribuidas a la historia natural de las especies, estructura de la vegetación y orografía de los sitios. Por ejemplo, la alta abundancia observada de *C. alfredi* en selva se debe a que esta especie es un habitante común en este tipo de vegetación y puede encontrarse posada en formaciones rocosas y dentro de las entradas de las cuevas (Wynne y Pleytey 2005; Luría-Manzano y Ramírez-Bautista 2017; Pineda et al. 2020), características predominantes en Muku Chén. Estas características orográficas, permiten la presencia de la salamandra *B. veracruz*, una especie endémica que solo había sido registrada en bosques tropicales de tierras bajas de los estados de Oaxaca y Veracruz. Sin embargo, se menciona que también puede encontrarse en afloramientos de roca caliza (Wake et al. 2019), datos que son confirmados en nuestro estudio, ya que todas las observaciones de la especie fueron en las entradas de grutas y cavernas. Con lo anterior, *B. veracruz* extiende su distribución 182.6 km al este, en línea recta de Huxpanapa, Veracruz (Pineda 2015). Por otro lado, la rana *L. vaillanti* fue la especie más abun-

dante en vegetación secundaria, debido a la presencia de arroyos y manantiales en el sitio, ya que esta especie está estrechamente asociada a arroyos y pozas donde se encuentra activa todo el año (Lee 1996).

De acuerdo con los resultados obtenidos, no se cumplió la predicción de que la selva alberga una mayor diversidad de especies y ensambles taxonómicos. En este sentido, el índice de diversidad verdadera mostró que la vegetación secundaria del Parque Estatal de la Sierra podría estar sirviendo como sitio de refugio de algunas especies de anfibios y para diversos grupos biológicos, como se ha documentado para murciélagos (Castro-Luna et al. 2007) y plantas (Castillo-Campos et al. 2008). Lo anterior, puede explicarse con la hipótesis de perturbación intermedia, la cual sugiere que la mayor diversidad se mantiene en escalas intermedias de perturbación, como lo fue en este caso la vegetación secundaria. Además, a la hipótesis de la diversificación de nichos, que menciona que una mayor cantidad de especies pueden agruparse en un hábitat con más subdivisiones o microhábitats (Connell 1978), que en el caso de los anfibios puede ser la cobertura vegetal, sitios de percha y sustratos disponibles como troncos, hojarasca, rocas, entre otros (Román-Palacios et al. 2016). Si bien se esperaba que la selva obtuviera los mayores valores de diversidad, fue en este sitio donde se registró la menor equidad de la comunidad, debido a que el 72.11% de los anfibios registrados correspondieron a individuos de *C. alfredi*, lo cual influyó directamente en los valores calculados por los índices de diversidad.

Las métricas utilizadas para calcular la diversidad de los ensambles taxonómicos muestran otros puntos importantes para tomar en cuenta al momento de evaluar la diversidad biológica asociada a los ecosistemas (Moreno et al. 2009; Cruz-Elizalde et al. 2016). En el caso particular de este estudio, determinamos a través de la diversidad taxonómica ( $\Delta$ ), que los individuos que componen la comunidad de anfibios en vegetación secundaria están repartidos en una mayor diversidad de taxones, en comparación con la comunidad de anfibios en selva. Si bien, presentan el mismo nú-

mero de especies, la distribución de las especies en la estructura taxonómica de las dos comunidades es diferente. Sin embargo, durante el cálculo de las distancias taxonómicas ( $\Delta^*$ ) la diferencia se redujo al eliminar la posibilidad de que se eligieran individuos de la misma especie. Esto puede deberse al número de nodos taxonómicos en que se ha diversificado una especie a través del tiempo (ancestro común) (Magurran 2004). En este caso, la vegetación secundaria presentó valores ligeramente mayores de distancias evolutivas entre sus especies. Así mismo, observamos que cuando se eliminaron las abundancias y solo se analizaron las relaciones taxonómicas absolutas entre las especies de cada comunidad, el valor de la distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ) fue similar, lo que significa que las distribuciones de las especies en las categorías taxonómicas superiores tienen valores equivalentes en ambas comunidades de anfibios.

A pesar de la facilidad de su cálculo y la novedosa visión en la evaluación de la diversidad, los análisis de distintividad taxonómicas han pasado casi desapercibidos en comparación con otras métricas que utilizan historias evolutivas (Pérez-Hernández 2019). No obstante, Pérez-Hernández (2019) describe una serie de ventajas de la distintividad taxonómica comparada con otras métricas basadas en diversidad filogenética: a) no es necesario conocer las filogenias del grupo biológico a evaluar, ya que se basa en jerarquías linneanas; b) permite el análisis de grupos hiperdiversos, raros o poco estudiados; c) algunas medidas pueden ser cualitativas y no dependen del esfuerzo de muestreo; d) la organización taxonómica puede proveer información detallada de la diversidad filogenética de las comunidades cuando no se cuenta con filogenias datadas; e) tiene gran potencial en los estudios de ecología de comunidades, evaluación ambiental y biología de la conservación.

La sustitución de la información filogenética por la jerarquía taxonómica linneana permite evaluar la complejidad de la estructura taxonómica de los ensambles y medir las distancias y relaciones entre los taxones, la cual puede ser considerada una aproximación indirecta de la disimilitud ecológica entre especies y la diversidad funcional de una comunidad (Clarke y Warwick 2001; Webb et al. 2002; Pérez-Hernández 2019). También, se convierte en una herramienta que permite evaluar los patrones de diversidad e historia evolutiva de muchos grupos biológicos, tanto en estudios a escalas locales como regionales (Villéger y Brosse 2012; Pérez-Hernández 2019). Los estudios de diversidad con métodos tradicionales son una fuente importante de conocimiento, sin embargo, la evaluación de la diversidad taxonómica de las especies es de vital importancia para conocer el papel de los distintos tipos de vegetación en el resguardo, mantenimiento y conformación de comunidades biológicas, considerando no sólo la abundancia de las especies, sino también niveles supra-específicos como géneros, familias y órdenes (Cruz-Elizalde et al. 2016). La incorporación de la distintividad taxonómica en los estudios de diversidad nos permite tener una perspectiva más allá del número de especies, y proporciona una nueva herramienta para impulsar y desarrollar diferentes planes de manejo para la conservación de la vida silvestre y los ecosistemas que los resguardan.

## Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos, no se cumplió la predicción de que la selva alberga una mayor diversidad de especies y ensambles taxonómicos, ya que la vegetación secundaria registró el mayor valor de especies efectivas y diversidad taxonómica. Sin embargo, en selva se registró a *B. veracruzensis*, una especie de salamandra microendémica para México y que es reportada por primera vez para el estado de Tabasco. En cuanto a considerar los niveles supra-específicos de la taxonomía linneana dentro de los análisis de diversidad, para ampliar el panorama de las disimilitudes o similitudes ecológicas basadas en las distancias y relaciones taxonómicas, se pudo observar que en los análisis que incluyen la abundancia de las especies como son la diversidad verdadera de  $1^D$  y  $2^D$ , y la diversidad taxonómica, las diferencias fueron notables entre una comunidad con respecto a la otra. No obstante, al elimi-

nar las abundancias en el cálculo de distintividad taxonómica promedio, ambas comunidades tendieron a presentar valores similares en las relaciones taxonómicas absolutas, lo cual, nos muestra que la integración de las métricas de distintividad taxonómica en los análisis de diversidad pueden ser útiles para proponer acciones de manejo y conservación más allá del número de especies y de índices de diversidad tradicionales, que no toman en cuenta la diversidad de taxas superiores que pueden servir como el reflejo de la diversidad funcional de las comunidades biológicas.

## Agradecimientos

A Marco Antonio Torrez-Pérez, Moisés Martínez-Zetina y Luis Alfonso Guzmán-Nieto, por su valioso apoyo durante las salidas de campo. A Luis Canseco-Márquez, por la identificación de las especies, a Samuel Oporto-Peregrino por el aporte a este documento y a los comités ejidatarios de Villa Luz y Muku Chén por el apoyo en cada uno de los recorridos. Agradecemos ampliamente a los revisores por los comentarios tan oportunos, los cuales aportaron significativamente al documento.

## Contribuciones de los autores

José del Carmen Gerónimo-Torres: Conceptualización, Análisis formal, Metodología, Redacción — María del Rosario Barragán-Vázquez: Investigación, Recursos, Redacción — Liliana Ríos-Rodas: Investigación, Análisis formal, Redacción – borrador inicial.

## Referencias

- Aceves-Navarro, L.A., Rivera-Hernández, B. 2019. Clima. Contexto físico. En: *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*, pp. 61-68. CONABIO, Ciudad de México, México.
- Casas-Andreu, G., McCoy, C.J. 1979. *Anfibios y reptiles de México*. Limusa, Ciudad de México, México.
- Castillo-Acosta, O., Zavala-Cruz, J. 2019. Tipos de vegetación. Contexto físico. En: *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*, pp. 69-76. CONABIO, Ciudad de México, México.
- Castillo-Campos, G., Halffter, G., Moreno, C.E. 2008. Primary and secondary vegetation patches as contributors to floristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 17:1701-1714.
- Castro-Luna, A., Sosa, V.J., Castillo-Campo, G. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* 10:219-228.
- Chave, J. 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7:241-253.
- Clarke K.R., Warwick, R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35:523-531.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216:265-278.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.-Y., Mao, C.X., Chazdon, R. L., Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5(1):3-21.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Cruz-Elizalde, R., Ramírez-Bautista, A., Hernández-Salinas, U. 2016. Riqueza, similitud y diversidad taxonómica de los anfibios y reptiles del Valle de México. En: Gutiérrez-Mayén, M.G., Ramírez-Bautista, A., Pineda-Arredondo, E. (eds). *Ecología y conservación de anfibios y reptiles de México*, pp. 329-346. Sociedad Herpetológica Mexicana AC, Coyoacán, México.
- Duellman, W.E. 1961. The amphibians and reptiles of Michoacán, Mexico. *University of Kansas Publications, Museum of Natural History* 15:1-148.
- Duellman, W.E. 2001. *The hyliid frogs of Middle America. Contributions to Herpetology* 18. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca, NY, Estados Unidos.

- Flores-Villela, O.A., Mendoza-Quijano, F., Gonzales-Porter, G. 1995. Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México. *Publicaciones especiales del Museo de Zoología* 10: 1-285 (1995)
- García-Morales, R., Moreno, C.E., Bello-Gutiérrez, J. 2011. Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: El número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *THERYA* 2(3):205-215.
- Grajales, D., Palacios, H., Echeverry, C., Gil, N. 2003. Composición y estructura de la comunidad de anuros en áreas con diferentes grados de intervención antrópica de Salero, Unión Panamericana. En: García, F.; Ramos, Y.; Palacios, J.; Arroyo, J.; Mena, A.; González, M. (eds.). *Diversidad Biológica de un Bosque Pluvial Tropical (bp-T) Salero*, pp. 91-102. Editorial Guadalupe, Buenos Aires, Argentina.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A. 2018. *iNEXT: interpolation and extrapolation for species diversity. R package versión 2.0.17*. [Accedido 3 de noviembre 2021]. Disponible: <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/index.html>
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 1:363-375.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88(10):2427-2439.
- Lee, J.C. 1996. *The Amphibians and reptiles of the Yucatan Peninsula*. Comstock Publishing, Ithaca, NY, Estados Unidos.
- López-Hernández, E.S. 1994. *La vegetación y la flora de la Sierra de Tabasco municipios de Tacotalpa y Teapa, México*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, México.
- Luría-Manzano, R., Ramírez-Bautista, A. 2017. Diet comparison between rainforest and cave populations of *Craugastor alfredi* (Anura: Craugastoridae): does diet vary in contrasting habitats? *Journal of Natural History*, 51(39-40):2345-2354.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Londres, Reino Unido.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España.
- Moreno, C.E., Rodríguez, P. 2011. Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? Back to basics and toward a unifying framework. *Oecologia* 167:889-892.
- Moreno, C.E., Castillo-Campos, G., 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.
- Morin, P.J. 2011. *Community ecology*. Wiley Blackwell, Estados Unidos.
- Palacios-Rodríguez, L.J., Rengifo-Mosquera, J.T., Panesso, M.R., Asprilla, Y.P. 2018. Riqueza y distribución de Hílidos (Hylidae: Anura) en zona de bosques pluvial tropical en el departamento del Chocó, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA* 10(2):154-166.
- Pérez-Hernández, C.X. 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*, pp. 286-306. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, México.
- Pineda, E., Aguilar-López, J., Canseco-Márquez, L. 2020. *Craugastor alfredi*. The IUCN Red List of The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T56405A53963042. [Accedido 17 julio 2021]. Disponible: <https://www.iucnredlist.org/species/56405/53963042>
- Ricotta, C., Bacaro, G., Marignani, M., Godefroid, S., Mazzoleni, S. 2012. Computing diversity from dated phylogenies and taxonomic hierarchies: does it make a difference to the conclusions? *Oecologia* 170:501-506.
- Ríos-Rodas, L., Zenteno-Ruiz, C.E., Pérez de la Cruz, M., Arriaga-Weiss, S.L., Jiménez-Pérez, N.C., Bustos-Zagal, M. G. 2020. Anfibios riparios en dos ecosistemas tropicales del sureste de México. *Ecosistemas* 29(3):2098. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2098>
- Román-Palacios, C., Fernández-Garzón, C., Hernández, M., Ishida-Castañeda, J., Gallo-Franco J.J., Bolívar-García, W., Giraldo, A., 2016.- Uso de microhábitat por anuros en un fragmento de bosque seco intervenido del Magdalena Medio, Guarinocito, Caldas. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural* 20 (2):181-196.
- Rueda, J.V., Castro, F., Cortez, C. 2006. Técnicas para el inventario y muestreo de anfibios: Una compilación. En: Angulo, A., Rueda-Almonacid, J.V., Rodríguez-Mahecha, J.V., La Marcha, E. (eds). *Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la Región Tropical Andina*, pp. 135-171. Conservación Internacional. Serie Manuales de Campo N° 2. Panamericana Formas e Impresos S.A., Bogotá, Colombia.
- Scheiner, S.M., Chiarucci, A., Fox, G.A., Helmus, M.R., Mcglinn, D.J., Willig, M.R. 2011. The underpinnings of the relationship of species richness with space and time. *Ecological Monographs* 81:195 - 213.
- Tucker, C.M., Cadotte, M.W., Carvalho, S.B., Davies, J., Ferrier, S., Fritz, S.A., Grenyer, R., et al. 2017. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews* 92(2):698- 715.
- Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33:2-22.
- Tuomisto, H. 2011. Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia* 167:903-911
- Ulanowicz, R.E. 2001. Information theory in ecology. *Computers and Chemistry* 25: 393-399.
- Villéger, S., Brosse, S. 2012. Measuring changes in taxonomic dissimilarity following species introductions and extirpations. *Ecological Indicators* 18:552-558.
- Wake, D., Pineda, E., Parra-Olea, G., Aguilar-López, J., Canseco-Márquez, L., Arias Caballero, P., Papenfuss, T. 2019. *Bolitoglossa veracruzis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T59216A53977426. [Accedido el 17 de septiembre de 2021]. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org/species/59216/53977426>
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129:301-305.
- Webb, C.O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist* 156:145-155.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A., Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475-505.
- Wynne, J.J., Pleyte, W. 2005. Sensitive ecological areas and species inventory of Actun Chapat cave, Vaca Plateau, Belize. *Journal of Cave and Karst Studies* 67(3), 148-157.