



Anfibios riparios en dos ecosistemas tropicales del sureste de México

L. Ríos-Rodas^{1,*}, C. E. Zenteno-Ruíz¹, M. Pérez-De la Cruz¹, S. L. Arriaga-Weiss¹, N. del C. Jiménez-Pérez¹, M. G. Bustos-Zagal²

(1) División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 S/N, entronque a Bosques de Saloya. Villahermosa, Tabasco, México. C.P. 86150.

(2) Laboratorio de Herpetología, Depto. de Zoología. Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Av. Universidad 1001 Colonia Chamilpa, Cuernavaca, Morelos. C. P. 62210.

* Autor de correspondencia: L. Ríos-Rodas [ari1707@hotmail.com]

> Recibido el 28 de septiembre de 2020 - Aceptado el 18 de noviembre de 2020

Ríos-Rodas, L., Zenteno-Ruíz, 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>

Anfibios riparios en dos ecosistemas tropicales del sureste de México. Se analizó la diversidad y composición de la comunidad de anfibios riparios, así como, su relación con variables ambientales en vegetación primaria y secundaria. Para la búsqueda de los individuos y la toma de los datos se establecieron diez transectos de banda sobre un arroyo que atraviesa ambos tipos de vegetación, los cuales fueron muestreados mensualmente durante un año, realizando recorridos diurnos y nocturnos. Se registró un total de 924 individuos pertenecientes a 18 especies, 14 géneros y cinco familias, siendo Hylidae la mejor representada con ocho especies. En la vegetación primaria se registró la mayor abundancia con 492 individuos y la menor riqueza con 13 especies, mientras que en la vegetación secundaria se registró la menor abundancia con 432 individuos y la mayor riqueza con 15 especies. De acuerdo con el índice de diversidad verdadera, el mayor valor de diversidad se registró en la vegetación secundaria ($1D = 5.95$) y el menor en vegetación primaria ($1D = 4.98$), con una similitud de 74%, compartiendo 10 especies. *Craugastor berkenbuschii* fue la especie dominante en ambos tipos de vegetación, con el 47% de la abundancia total. Se registraron tres especies exclusivas para vegetación primaria y cinco para vegetación secundaria. El análisis de correspondencia canónica (ACC) explicó el 75.3% de la varianza de los datos, correlacionando significativamente a la comunidad de anfibios con la cobertura arbórea y la profundidad de la hojarasca.

Palabras claves: anuros; arroyo; vegetación primaria; vegetación secundaria; variables

Ríos-Rodas, L., Zenteno-Ruíz, C.E., Pérez-De la Cruz, M., Arriaga-Weiss, S.L., Jiménez-Pérez, N.C., Bustos-Zagal, M.G. 2020. Riparian amphibians in two tropical ecosystems of southeastern Mexico. *Ecosistemas* 29(3):2098. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2098>

Riparian amphibians in two tropical ecosystems of southeastern Mexico. The diversity and composition of the riparian amphibian community was analyzed, as well as its relationship with environmental variables in primary and secondary vegetation. To search for individuals and collect data, ten band transects were established on a stream that crosses both types of vegetation, which were sampled monthly for one year, making day and night tours. A total of 924 individuals belonging to 18 species, 14 genera and five families were registered, with Hylidae being the best represented with eight species. In primary vegetation the highest abundance was recorded with 492 individuals and the lowest richness with 13 species, while in secondary vegetation the lowest abundance was recorded with 432 individuals and the highest richness with 15 species. According to the true diversity index, the highest diversity value was recorded in secondary vegetation ($1D = 5.95$) and the lowest in primary vegetation ($1D = 4.98$), with a similarity of 74%, sharing 10 species. *Craugastor berkenbuschii* was the dominant species in both types of vegetation, with 47% of the total abundance. Three exclusive species were recorded for primary vegetation and five for secondary vegetation. The canonical correspondence analysis (ACC) explained 75.3% of the variance of the data, significantly correlating the amphibian community with the tree cover and the depth of the litter.

Key words: anuros; stream; primary vegetation; secondary vegetation; variables

Introducción

Las zonas ribereñas son hábitats de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos (Granados-Sánchez et al. 2006), que son de vital importancia en el mantenimiento de la biodiversidad, al fungir como refugio de especies raras y amenazadas (Vázquez et al. 2015). Estas zonas poseen un importante número de especies que ayudan a incrementar la riqueza a nivel regional (Sabo et al. 2005; Vasudevan 2006). Dentro de esta riqueza sobresalen los anfibios, la mayoría de los cuales dependen de los hábitats acuáticos en alguna etapa de su ciclo de vida. De hecho, los anfibios son un componente fundamental en la dinámica y funcionamiento de estos ecosistemas, al formar parte de la cadena alimenticia, procesar la materia orgánica muerta y controlar las poblaciones de

otros organismos, lo que los convierte en indicadores biológicos de la calidad del agua (Dickerson 2001; Cortés-Gómez et al. 2015).

La distribución y abundancia de los anfibios en las zonas ribereñas está influenciada principalmente por el tamaño del arroyo, la calidad del agua, el sustrato, la estructura de la vegetación y el dosel arbóreo (Pianka 1966; Dickson 1989; Rudolph y Dickson 1990). Esta última regula la cantidad de luz que penetra al suelo, creando un ambiente con una mayor variedad de microhábitats, sin embargo, cambios en la estructura de la vegetación podrían modificar la estructura y composición de las comunidades de anfibios, al proporcionar nuevos microhábitats que pueden ser explotados por otras especies (Naiman et al. 1998; Urbina-Cardona y Pérez-Torres 2002; Rodríguez-Mendoza y Pineda 2010; Cortés-Gómez et al. 2015).

Los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal en el sureste de México implican la deforestación en las selvas tropicales, producto del desmonte, colonización y desarrollo agropecuario impulsado por programas federales (Challenger y Soberón 2008). El estado de Tabasco ha perdido el 95% de su vegetación original y por ende ha disminuido su diversidad y aumentado las especies enlistadas en alguna categoría de protección (Palma-López et al. 2011). Por lo tanto, el presente estudio tuvo como objetivo comparar la diversidad y composición de la comunidad de anfibios riparios, y su relación con las variables ambientales en dos tipos de vegetación de un bosque tropical del sureste de México. Nuestras predicciones del estudio fueron que: 1) la vegetación con mayor grado de conservación alberga una mayor diversidad de especies de anfibios, y 2) la cobertura del dosel es la variable ambiental que más influye en la diversidad y composición de la comunidad de anfibios.

Materiales y métodos

Área de estudio

El sitio de estudio fue el arroyo “La escalera” que se localiza en el ejido Villa de Guadalupe (17°21'38.23" N y 93°36'30.97" O), ubicado dentro del complejo Ecoturístico Agua Selva, en el municipio de Huimanguillo, Tabasco, México. El área se encuentra en la región fisiográfica conocida como Sierra Norte de Chiapas, con elevaciones que van desde los 200 a 1000 msnm (Alejandro-Montiel et al. 2010). El clima predominante es de tipo cálido húmedo con lluvias todo el año (Af), con precipitación media anual de 3638 mm y temperatura media anual de 20.6°C (Carvajal-Hernández et al. 2018).

Dentro del área se encuentran dos tipos de vegetación: primaria y secundaria (Fig. 1b, c). La primera se trata de una selva alta perennifolia, donde predominan árboles de hasta 45 m de altura como caoba (*Swietenia macrophylla* King), ramón (*Brosimum alicastrum* Swartz), ceiba (*Ceiba pentandra* Gaertn), jobo (*Spondias mombin* L), zopo (*Guatteria anomala* R. E. Fr.) y palo mulato (*Bursera simaruba* L); además, de una gran variedad de epífitas como helechos, musgos, orquídeas, bromeliáceas y aráceas. La vegetación secundaria se caracteriza por presentar herbáceas (menores de 5 m), arbustos (entre 5 y 10 m) y árboles de entre 10 y 30 m de altura como guarumo (*Cecropia obtusifolia* Bertol), guácimo (*Guazuma ulmifolia* LAM), jonote (*Heliocarpus donellsmithii* Rose), ciruelillo (*Trichilia havanensis* Jacq) y naranjillo (*Bernardia interrupta* Sessé). Ambos tipos de vegetación crecen entre arroyos, cascadas temporales y permanentes (Fig. 1a) (Alejandro-Montiel et al. 2010; INEGI 2017; Palma-López et al. 2011; Rodríguez y Banda 2016).

Trabajo de campo

Para el registro de los anfibios en cada tipo de vegetación se establecieron a lo largo del arroyo, cinco transectos de banda (Chávez-López y Rocha-Ramírez 2016) de 100 m de largo con 15 m de ancho total. Entre cada transecto se estableció una separación de 25 m para asegurar la independencia de los datos. Cada muestreo se realizó durante dos días de cada mes, de septiembre de 2017 a agosto del 2018, excepto enero debido a condiciones climáticas adversas. Los transectos fueron muestreados durante el día de 09:00 a 15:00 h y por la noche de 18:00 a 00:00 h., con un esfuerzo de muestreo de 12 h/hombre por sitio y sesión de muestreo. Para la búsqueda de los individuos se utilizaron dos métodos de muestreo: la técnica estandarizada de relevamientos por encuentros vi-



Figura 1. Área de estudio. a) Cascadas b) Vegetación primaria c) Vegetación secundaria.
Figure 1. Study area. a) Waterfalls b) Primary vegetation c) Secondary vegetation.

suales (VES), que consiste en la búsqueda minuciosa de individuos a través de los transectos establecidos durante un periodo de tiempo predeterminado; y la técnica de transectos de bandas auditivas (AST), la cual utiliza las vocalizaciones de los anuros para fijar su posición y así contabilizarlos a lo largo del transecto. Para cada individuo detectado en cada tipo de vegetación se registró la fecha y hora del avistamiento, así como la temperatura (t), humedad (h) y velocidad del viento (vv), variables medidas con un anemómetro digital multifuncional marca Benetech, GM8910, en el sitio donde se encontraban posados los individuos. La profundidad de la hojarasca (Ph) fue medida con una regla de 30 cm. Posteriormente, en cada transecto se midió la cobertura arbórea (ca) con un densiómetro esférico cóncavo, donde se realizaron cuatro lecturas por transecto dejando una separación de 20 m entre los puntos de lectura. Cada lectura consistió en registrar los valores de cobertura en dirección a los cuatro puntos cardinales, a una altura de 1.20 m sobre el suelo, dichos valores se promediaron y se multiplicaron por la constante 1.04, dando como resultado la cobertura arbórea. Los datos de precipitación (p) fueron obtenidos de la estación meteorológica Malpaso (17°12'54.83" N y 93°34'55.74" O). Previo a los muestreos el material de campo se desinfectó con alcohol etílico al 70% para evitar el contagio de enfermedades infecciosas y se requirió de equipo séptico desechable como guantes de látex para la manipulación de los anuros. Los individuos se identificaron en el sitio, los que no fue posible identificar *in situ*, fueron colectados de forma directa bajo el permiso federal SGPA/DGVS/0599/19, una vez en el laboratorio fueron sacrificados por una sobredosis de etanol al 20%, fijados con formaldehído al 10% y conservados en alcohol etílico al 70% (Angulo et al. 2006). Los ejemplares fueron depositados en la Colección de Anfibios y Reptiles de Tabasco (CART) perteneciente a la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) e identificados con claves taxonómicas y literatura especializadas para cada especie (Duellman y Hoyt 1961; Duellman 1963, 1970, 2001; Lee 1996; Köhler 2011; Canseco-Márquez et al. 2017).

Análisis de datos

La riqueza de especies para cada tipo de vegetación se obtuvo con el número total de especies observadas en campo. Se elaboraron curvas de acumulación de especies para evaluar el esfuerzo de muestreo y se determinó la completitud del estudio mediante el estimador de riqueza no paramétrico Chao 1 (Colwell y Coddington 1995; Moreno y Halffter 2000), el cual se basa en el número de especies raras de la muestra, a través de la siguiente expresión: $Chao\ 1 = S + a^2/2b$, donde "S" es el número de especies en una muestra, "a" es el número de especies representadas solamente por un individuo en esa muestra (singletons) y "b" es el número de especies representadas por dos individuos en la muestra (doubletons) (Moreno 2001). La diversidad de anfibios se evaluó a través del índice de diversidad verdadera o números de Hill de orden 1 (1D) que permite calcular el número de especies efectivas en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es valorada por su abundancia relativa sin sobrevalorar a las especies raras o comunes (Jost 2006). Estos análisis se realizaron con el programa EstimateS 9.1 (Coldwel 2013). Para comparar los patrones de abundancia en las comunidades de anfibios en cada tipo de vegetación, se elaboraron curvas de rango-abundancia o de Whittaker, las cuales calculan la proporción de individuos respecto al tamaño de la muestra, al ordenar las especies en rango de mayor a menor abundancia, usando la expresión: $\pi_i = n_i/N$, donde " π_i " es la abundancia proporcional de la especie i , " n_i " es el número de individuos de la especie i y " N " es el número total de individuos, posteriormente se calculó el logaritmo base 10 para cada valor de π_i , datos con los cuales se elaboró el gráfico (Feinsinger 2003; Cruz-Flores et al. 2017). El nivel de similitud en la composición de especies se obtuvo a través de índice de similitud de Sorensen para datos cualitativos, relacionando el número de especies compartidas entre los sitios con la media aritmética de las especies, usando la siguiente expresión: $I_S = 2c/a+b$, donde "a" es el número de especies presentes en el sitio A, "b" es el número de especies presentes en el sitio B y "c" es el número

de especies presentes en ambos sitios (Magurran 1989; Moreno 2001). Por último, se realizó un análisis de ordenación para establecer la relación entre las variables ambientales y la abundancia de especies con un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) (Ter Braak 1986), utilizando una matriz de especies-variables ambientales. Los datos ambientales fueron estandarizados con Log (x+1) y analizados con el programa XLSTAT 2019.4.2 (Addinsoft 2020). Debido a que el ACC es sensible a la abundancia, no se consideraron las especies que registraron uno y dos individuos.

Resultados

Con un esfuerzo de muestreo de 660 h/hombre para cada tipo de vegetación, se registró un total de 924 individuos pertenecientes a 18 especies de 14 géneros incluidas en siete familias, de las cuales Hylidae es la mejor representada con ocho especies (Tabla 1). En la zona con vegetación primaria se registraron 492 individuos de 13 especies, 11 géneros y cinco familias. En la zona de vegetación secundaria se registraron 432 individuos de 15 especies, 12 géneros y siete familias. De acuerdo con Chao 1, en la zona de vegetación primaria se estimó una riqueza de 14 especies, con una completitud de muestreo del 92.8% y para la vegetación secundaria se estimó una riqueza de 15 especies, con una completitud de muestreo del 100%.

Tabla 1. Número de individuos de las distintas especies de anfibios riparios registrados en dos tipos de vegetación. VP= Vegetación primaria, VS= Vegetación secundaria.

Table 1. Number of individuals of the different species of riparian amphibians recorded in two types of vegetation. PV= Primary vegetation, SV= Secondary vegetation.

Familia/Especie	Tipos de vegetación	
	VP	VS
Familia Bufonidae		
<i>Incilius valliceps</i> (Wiegmann, 1833)	11	14
<i>Rhinella horribilis</i> (Wiegmann, 1833)	0	4
Familia Centrolenidae		
<i>Hyalinobatrachium fleischmanni</i> (Boettger, 1893)	18	6
Familia Craugastoridae		
<i>Craugastor alfredi</i> (Boulenger, 1898)	13	0
<i>Craugastor berkenbuschii</i> (Peters, 1870)	256	181
<i>Craugastor loki</i> (Shannon y Werler, 1955)	34	17
Familia Eleutherodactylidae		
<i>Eleutherodactylus leprus</i> (Cope, 1879)	0	2
Familia Hylidae		
<i>Agalychnis callidryas</i> (Cope, 1862)	8	38
<i>Charadrahyla chaneque</i> (Duellman, 1961)	1	0
<i>Duellmanohyla chamulae</i> (Duellman, 1961)	59	6
<i>Exerodonta bivocata</i> (Duellman y Hoyt, 1961)	75	7
<i>Ptychohyla macrotympalum</i> (Tanner, 1957)	1	0
<i>Quilticohyla zoque</i> (Canseco-Márquez et al. 2017)	4	38
<i>Smilisca baudinii</i> (Duméril y Bibron, 1841)	8	9
<i>Smilisca cyanosticta</i> (Smith, 1953)	0	2
Familia Leptodactylidae		
<i>Leptodactylus fragilis</i> (Brocchi, 1877)	0	1
<i>Leptodactylus melanonotus</i> (Hallowell, 1861)	0	4
Familia Ranidae		
<i>Lithobates vaillanti</i> (Brocchi, 1877)	4	103
Número de especies	13	15
Total de individuos	492	432

El índice de diversidad verdadera mostró el valor más bajo para la vegetación primaria ($^1D= 4.98$) que para la vegetación secundaria ($^1D= 5.95$). De acuerdo con las curvas de rango abundancia, *Craugastor berkenbuschii* es la especie dominante en los dos tipos de vegetación, ya que representa el 47% de la abundancia total. Las especies más abundantes después de *C. berkenbuschii* difieren entre los sitios. En vegetación primaria fueron *Exerodonta bivocata* (Duellman y Hoyt, 1961) y *Duellmanohyla chamulae* (Duellman, 1961); en el caso de la vegetación secundaria fue *Lithobates vaillanti* (Brocchi, 1877). Se registraron tres especies exclusivas para la vegetación primaria: *Craugastor alfredi* (Boulenger, 1898), *Charadrahyla chaneque* (Duellman, 1961) y *Ptychohyala macrotympanium* (Tanner, 1957). Cinco especies fueron exclusivas para la vegetación secundaria: *Eleuterodactylus leprus* (Cope, 1879), *Leptodactylus fragilis* (Brocchi, 1877), *L. melanonotus* (Hallowell, 1861),

Rhinella horribilis (Wiegmann, 1833) y *Smilisca cyanosticta* (Smith, 1953) (Fig. 2). La similitud entre los tipos de vegetación fue de 0.74, compartiendo 10 especies.

Los primeros dos ejes del ACC explican el 75.3% de la varianza en la correlación de las especies con relación a las variables ambientales. Los coeficientes de correlación de las variables con los ejes mostraron que el eje 1 está definido por la cobertura arbórea ($r=-0.86$) y el eje 2 por la profundidad de la hojarasca ($r=0.77$) ($p>0.001$) (Tabla 2). El gráfico de ordenación mostró que la especie *Craugastor loki* (Shannon y Werler, 1955) tiene preferencia por sitios con abundante hojarasca, mientras que las especies *Agalychnis callidryas* (Cope, 1862), *Incillius valliceptus* (Wiegmann, 1833), *Hyalinobatrachium fleischmanni* (Boettger, 1893), *L. melanonotus*, *Lithobates vaillanti* (Brocchi, 1877) y *R. horribilis* se encontraron en sitios con una menor cobertura del dosel (Fig. 3).

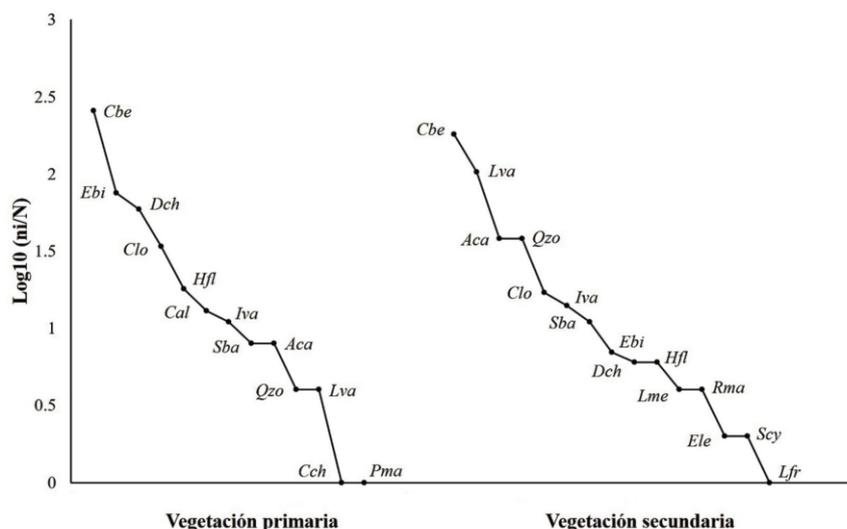


Figura 2. Curvas de rango-abundancia para la comunidad de anfibios riparios. Aga= *Agalychnis callidryas*, Cch= *Charadrahyla chaneque*, Cal= *Craugastor alfredi*, Cbe= *C. berkenbuschii*, Clo= *C. loki*, Dch= *Duellmanohyla chamulae*, Ebi= *Exerodonta bivocata*, Ele= *Eleuterodactylus leprus*, Hfl= *Hyalinobatrachium fleischmanni*, Iva= *Incillius valliceptus*, Lfr= *Leptodactylus fragilis*, Lme= *L. melanonotus*, Lva= *Lithobates vaillanti*, Pty= *Ptychohyala macrotympanium*, Qzo= *Quilticohyla zoque*, Rho= *Rhinella horribilis*, Sba= *Smilisca baudini*, Scy= *S. cyanosticta*.

Figure 2. Range-abundance curves for the riparian amphibian community. Aga= *Agalychnis callidryas*, Cch= *Charadrahyla chaneque*, Cal= *Craugastor alfredi*, Cbe= *C. berkenbuschii*, Clo= *C. loki*, Dch= *Duellmanohyla chamulae*, Ebi= *Exerodonta bivocata*, Ele= *Eleuterodactylus leprus*, Hfl= *Hyalinobatrachium fleischmanni*, Iva= *Incillius valliceptus*, Lfr= *Leptodactylus fragilis*, Lme= *L. melanonotus*, Lva= *Lithobates vaillanti*, Pty= *Ptychohyala macrotympanium*, Qzo= *Quilticohyla zoque*, Rho= *Rhinella horribilis*, Sba= *Smilisca baudini*, Scy= *S. cyanosticta*.

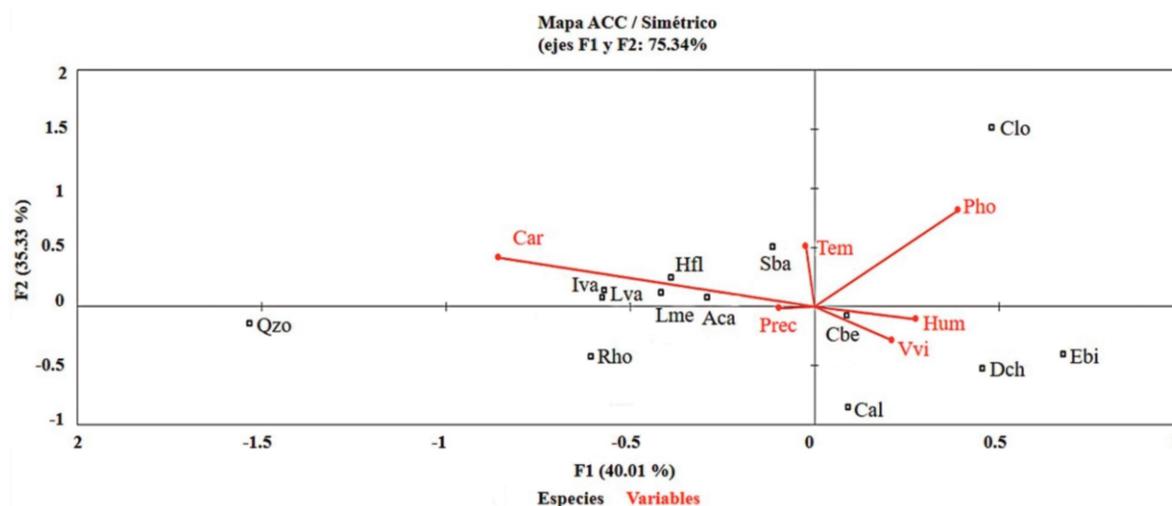


Figure 3. Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) de las variables ambientales y especies de anfibios riparios. Aga= *Agalychnis callidryas*, Cal= *Craugastor alfredi*, Cbe= *C. berkenbuschii*, Clo= *C. loki*, Dch= *Duellmanohyla chamulae*, Ebi= *Exerodonta bivocata*, Hfl= *Hyalinobatrachium fleischmanni*, Iva= *Incillius valliceptus*, Lme= *L. melanonotus*, Lva= *Lithobates vaillanti*, Qzo= *Quilticohyla zoque*, Rho= *Rhinella horribilis*, Sba= *Smilisca baudini*.

Figure 3. Canonical Correspondence Analysis (ACC) of environmental variables and riparian amphibian species. Aga= *Agalychnis callidryas*, Cal= *Craugastor alfredi*, Cbe= *C. berkenbuschii*, Clo= *C. loki*, Dch= *Duellmanohyla chamulae*, Ebi= *Exerodonta bivocata*, Hfl= *Hyalinobatrachium fleischmanni*, Iva= *Incillius valliceptus*, Lme= *L. melanonotus*, Lva= *Lithobates vaillanti*, Qzo= *Quilticohyla zoque*, Rho= *Rhinella horribilis*, Sba= *Smilisca baudini*.

Tabla 2. Tabla de correlaciones de los tres primeros ejes del Análisis de Correspondencias Canónicas.**Table 2.** Table of correlations of the first three axes of the Canonical Correspondence Analysis.

	Correlaciones		
	F1	F2	F3
Temperatura (Tem)	0.225	0.341	-0.855
Humedad (Hum)	0.35	0.042	-0.032
Precipitación (Prec)	-0.071	-0.07	-0.311
Velocidad viento (Vvi)	0.089	-0.245	0.172
Profundidad hojarasca (Pho)	0.372	0.773	0.441
Cobertura arborea (Carb)	-0.862	0.303	0.291

Discusión

Se registró un mayor número de especies de la familia Hylidae, ya que este grupo se encuentra generalmente asociada a la vegetación cercana a cuerpos de agua (Duellman y Trueb 1994; Ponsa 2004). De este grupo, *C. chaneque*, *D. chamulae*, *E. bivocata*, *Quilticohylla zoque* (Canseco-Márquez et al. 2017) y *P. macrotympanum*, son nuevos registros para el estado de Tabasco (Ríos-Rodas et al. 2019). Los valores de riqueza y diversidad de especies fueron mayores en la vegetación secundaria, lo que puede explicarse con la hipótesis de perturbación intermedia propuesta por Connell (1978), en la que sugiere que la diversidad alcanzará su punto máximo en niveles intermedios de perturbación, donde a menudo hay un mayor número de microhábitats que pueden ser explotados por diversas especies; caso contrario a lo que ocurre en las perturbaciones menores o muy altas que da como resultado una menor diversidad de especies. Resultados similares a nuestro estudio han sido reportados para anfibios (Real et al. 1993) y aves (Ugalde-Lezama et al. 2010), que presentan valores mayores de riqueza y diversidad de especie en sitios con perturbaciones regulares. Sin embargo, en nuestro estudio la abundancia de individuos fue mayor en la vegetación primaria. Similares resultados se encontraron en fragmentos de selva tropical en Veracruz (Rodríguez-Mendoza y Pineda 2010). Este resultado puede estar asociado a la estructura de la vegetación y la cobertura de hojarasca, variables que propician un mayor número de microhábitats y sitios de reproducción para los anfibios (Dickson 1989; Urbina-Cardona et al. 2006; Dickerson 2001).

Las curvas de rango abundancia muestran diferencias en la composición y abundancia de las especies entre los tipos de vegetación. *Craugastor berkenbuschii* fue la especie dominante a lo largo del arroyo en los dos tipos de vegetación. A pesar de no depender directamente del agua para su reproducción, su abundancia suele ser mayor cerca de arroyos (Urbina-Cardona 2008). Esta dependencia puede estar relacionada con sus hábitos alimenticios, ya que las rocas y el suelo cercano a cuerpos de agua son utilizados como sitios de espera para la captura de sus presas (McCranie y Wilson 2002). Las especies *E. bivocata*, *D. chamulae* y *C. alfredi* fueron comunes en vegetación primaria. Contrario a las ranas *C. chaneque* y *P. macrotympanum*, que fueron registradas una sola vez en este tipo de vegetación. La presencia de estas especies resalta la importancia del sitio, ya que estas ranas están asociadas a arroyos de ambientes conservados, con características específicas como alto porcentaje de humedad y poca variación térmica (Acevedo y Young 2004; Muñoz-Alonso y Canseco-Márquez 2004; Aguilar-López et al. 2010; Köhler 2011). Además, estas especies se encuentran dentro de categorías de riesgo de la SEMARNAT (2010) y la IUCN (2020b), debido a la destrucción de su hábitat, radicando en ello la importancia de conservar sus ambientes.

Por su parte, en vegetación secundaria se registraron especies que son tolerantes a disturbios antropogénicos, que pueden ser consideradas generalistas y de amplia distribución como lo son *I.*

valliceps, *L. vaillanti* y *A. callydrias* (Aguilar-López et al. 2010; IUCN 2020a). No obstante, se registraron especies de ambientes conservados como *D. chamulae* y *E. bivocata*, (Santos-Barrera 2004; Aguilar-López et al. 2010), aunque en menor abundancia. Para este sitio se registró la presencia y un mayor número de observaciones de *Q. zoque*, una especie descrita recientemente, la cual solo se había registrado para sitios conservados. Estos hallazgos indican que este tipo de vegetación aún conserva características favorables para el resguardo de estas especies. Así mismo, las especies compartidas en ambos tipos de vegetación podría ser producto de la colindancia entre los sitios, como lo registrado en el Noroeste de Ecuador en los bosques secundarios contiguos a los bosques primarios, donde está cercanía propicia la colonización entre ambos sitios (Jongsma et al. 2014). Sin embargo, la composición y estructura entre las comunidades no es homogénea, ya que está condicionada a la presión de las actividades antropogénicas, favoreciendo a especies tolerantes a estos disturbios (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona 2008; Suazo-Ortuño et al. 2008).

Las variables ambientales medidas explican la variación en la composición de las especies entre las comunidades. La cobertura del dosel es un importante impulsor de la distribución de anfibios y la composición de ensamblajes (Skelly et al. 2005). Los sitios que presentan vegetación secundaria tienen una menor cobertura arbórea, lo que permite la presencia de especies generalistas, como *R. horribilis*, esta especie se ve favorecida por la entrada de radiación solar para la termorregulación y realizar actividades reproductoras y de alimentación. Similares resultados fueron descritos para otras especies de Bufonidae (Lambrinos y Kleier 2003). De igual manera, una menor cobertura arbórea impulsa una fisionomía vegetal que difiere a un área conservada, dando como resultado la disponibilidad de nuevos nichos verticales que son ocupados por otras especies, como es el caso de *A. callydrias*, la cual solo se observó en este tipo de ambiente ocupando el mismo estrato que *E. bivocata* y *D. chamulae* en vegetación primaria.

Por otro lado, la especie *C. loki* se relacionó principalmente con los sitios de vegetación primaria que presentan una gran producción de hojarasca. Similares resultados se encontraron en la comunidad de anuros en Uxpanapa, Veracruz (Aguilar-López y Pineda 2015). En la selva de Los Tuxtlas, en Veracruz, el 79% de los individuos de esta especie se encontraron sobre la hojarasca (Urbina-Cardona y Reynoso 2009). La asociación de *C. loki* con la hojarasca se debe principalmente a la estabilidad de la humedad y temperatura, lo cual es de suma importancia para las hembras gestantes de esta especie, las cuales utilizan este microhábitat para el desarrollo de su prole (Urbina-Cardona y Reynoso 2009).

Conclusiones

De acuerdo con nuestros resultados, no se cumplió la predicción de que la vegetación con mayor grado de conservación alberga una mayor diversidad de especies de anfibios, ya que la zona riparia con vegetación secundaria fue el ecosistema que presentó la mayor riqueza y diversidad de especies; sin embargo, no sustituye a la zona que presenta vegetación primaria, la cual resguarda especies que son exclusivas y especialistas de este tipo de ambiente. En cuanto a la cobertura del dosel, nuestra predicción fue confirmada, ya que esta variable junto con la profundidad de hojarasca se correlacionó significativamente con la diversidad y composición de la comunidad de anfibios. Cabe resaltar que el sitio de estudio funge como un importante punto para la conservación de algunas especies con altos requerimientos ecológicos y distribución geográfica limitada como las cinco especies recientemente registradas para el estado de Tabasco, las cuales se distribuyen en bosques conservados y se encuentran reportadas como amenazadas (EN, CR) de acuerdo a los criterios de la IUCN, debido a la destrucción de su hábitat. Así mismo, se registra una población de *C. berkenbuschii* establecida exitosamente, siendo una especie endémica de México, la cual se encuentra dentro de la categoría de casi amenazado (NT) de acuerdo a la IUCN y sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca de doctorado otorgada al primer autor. A Luis Canseco Márquez por su valioso apoyo en la identificación de las especies. A José María Gutiérrez Suárez, Jenny del C. Estrada Montiel y José del Carmen Gerónimo Torres por su colaboración en el trabajo de campo, así como a los dos revisores anónimos por las valiosas sugerencias que enriquecieron este manuscrito.

Referencias

- Acevedo, M., Young, B. 2004. *Ptychohyala macrotympanum*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T55914A11390371. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org/species/55914/11390371> [Consultado 20-01-2020]
- Addinsoft 2020. *XLSTAT statistical and data analysis solution*. [Software.] Addinsoft Inc. Nueva York, Estados Unidos. Disponible en: <https://www.xlstat.com/es/>
- Aguilar López, J.L., Pineda, E. 2015. Diversidad y conservación de anfibios en Uxpanapa, Veracruz. *CONABIO. Biodiversitas* 119:12-16.
- Aguilar-López J.L., Pineda E., García-Vázquez, U. 2010. Ampliación del ámbito geográfico-altitudinal de *Duellmanohyla chamulae* (Amphibia: Hylidae) y primer registro para la anfibiofauna de Veracruz. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:579-580.
- Alejandro-Montiel, C., Galmiche-Tejeda, A., Domínguez-Domínguez M., Rincón-Ramírez, A. 2010. Cambios en la cubierta forestal del área ecoturística de la reserva Ecológica de Agua Selva, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12:605-617.
- Angulo, A., Rueda-Almonacid, J.V., Rodríguez-Mahecha, J.V., La Marca, E. 2006. *Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina*. Conservación Internacional. Bogotá D.C., Colombia.
- Canseco-Márquez, L., Aguilar-López J.L., Luría-Manzano, R., Pineda, E., Caviedes-Solís I.W. 2017. A new species of treefrog of the genus *Ptychohyala* (Anura: Hylidae) from southern Mexico. *Zootaxa* 4317:279-290.
- Carvajal-Cogollo, J.E., Urbina-Cardona, J.N. 2008. Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 1:397-416.
- Carvajal-Hernández, C.I., Silva-Mijangos, L., Kessler M., Lehner, M. 2018. Adiciones a la pteridoflora de Tabasco, México: la importancia del bosque mesófilo de montaña. *Acta Botánica Mexicana* 124:7-18.
- Challenger, A., Soberón, J. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*, pp. 87-108. CONABIO, Ciudad de México, México.
- Chávez-López R., Rocha-Ramírez A. 2016. *Poblaciones ecológicas: Método de estudio*. FES Iztacalá, UNAM, Ciudad de México, México.
- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shares species from samples. Version 9.1.1. [Software]. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Colwell, R.K., Coddington, J.A. 1995. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Royal Society, Biological Sciences* 345:101-118.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Cortés-Gómez A.M., Ruiz-Agudelo, C.A., Valencia-Aguilar, A., Ladle, R.J. 2015. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. *Universitas Scientiarum* 20(2): 229-245.
- Cruz-Flores, D.D., Martínez-Borrego D., Fontenla J.L., Mancina, C.A. 2017. Inventarios y estimaciones de la biodiversidad. En: Mancina, C.A., Cruz, D.D. (eds). *Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas*, pp. 26-43. AMA, La Habana, Cuba.
- Dickerson, D.D. 2001. *Riparian habitat management for reptiles and amphibians on Corps of Engineers projects*. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg MS, Estados Unidos.
- Dickson, J.G. 1989. Streamside zones and wildlife in southern U.S. forests. Practical approaches to riparian resources management. En: Gresswell, R.G., Barton, B.A., Kershner, J. L. (eds). *Educational workshop*, pp 131-133. Bureau of Land Management, Billings, Montana, Estados Unidos.
- Duellman, W.E., Hoyt, D.L. 1961. Description of a new species of *Hyla* from Chiapas, Mexico. *Copeia*, 1961:414-417.
- Duellman, W.E. 1963. A review of the Middle American tree frogs of the genus *Ptychohyala*. *Museum of Natural History* 15 (7): 297-349.
- Duellman, W.E. 1970. *The hylid frogs of Middle America*. Museum of Natural History, University of Kansas, Lawrence, KS, Estados Unidos.
- Duellman, W.E. 2001. *The hylid frogs of Middle America. Contributions to Herpetology* 18. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca, NY, Estados Unidos.
- Duellman, W.E., Trueb, L. 1994. *Biology of amphibians*. JHU press.
- Feinsinger, P. 2003. *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. FAN (Fundación Amigos de la Naturaleza), Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M.A., López-Ríos, G.F. 2006. Ecología de las Zonas Ribereñas. *Revista Chapingo*, (Universidad Autónoma Chapingo), Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 12:55-69.
- INEGI 2017. *Anuario estadístico y geográfico de Tabasco*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825095123>
- IUCN 2020a. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2020-3. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org> [Consultado 22-03-2020].
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2020b. *Agalychnis callidryas*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T55290A3028059. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org/species/55290/3028059> [Consultado 14-04-2020].
- Jongsma, G.F., Hedley, R.W., Durães, R., Karubian, J. 2014. Amphibian diversity and species composition in relation to habitat type and alteration in the Mache-Chindul Reserve, Northwest Ecuador. *Herpetologica* 70(1):34-46.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 1:363-375.
- Köhler, G. 2011. *Amphibians of Central America*. Herpeton Verlag, Offenbach, Alemania.
- Lambrinos, J.G., Kleier, C.C. 2003. Thermoregulation of juvenile Andean toads (*Bufo spinulosus*) at 4300 m. *Journal of Thermal Biology* 28:15-19.
- Lee, J.C. 1996. *The Amphibians and reptiles of the Yucatán Peninsula*. Comstock Publishing, Ithaca, NY, Estados Unidos.
- Magurran, A.E. 1989. *Diversidad Ecológica y su medición*. Ediciones Vedral, Barcelona, España.
- McCranie, J.R. Wilson, L.D. 2002. *The amphibians of Honduras*. Ithaca, NY, Estados Unidos.
- Moreno, C.E., Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37:149-158.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España.
- Muñoz-Alonso, A., Canseco-Márquez, L. 2004. *Charadrahyla chaneque*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T55441A11312044. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org/species/55441/11312044> [Consultado 27-11- 2019].
- Naiman, R.J., Fetherston, K.L., McKay, S.J., Chen J. 1998. Riparian forests. *River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* 289-323.
- Palma-López, D.J., Vázquez, N.C.J, Mata, Z.E.E., López, C.A., Morales, G.M.A., Chablé, P.R., et al. 2011. *Zonificación de Ecosistemas y Agroecosistemas Susceptibles de Recibir Pagos por Servicios Ambientales en la Chontalpa, Tabasco*. Colegio de Postgraduados Campus Tabasco, Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, Villahermosa, Tabasco, México.
- Pianka, E.R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology* 48:1055-59.
- Ponssa, M.L. 2004. Utilización espacial y temporal de una comunidad de anuros de Kent's Marsh (Gamboa, Panamá). *Revista Española de Herpetología* 8:5-18.
- Real, R., Vargas, J.M., Antúnez, A. 1993. Environmental influences on local amphibian diversity: the role of floods on river basins. *Biodiversity and Conservation* 2(4):376-399.
- Ríos-Rodas, L., Zenteno-Ruiz, C.E., Barragán-Vázquez, M.R, Canseco-Márquez, L., López-Luna, M.A. 2019. New anuran records for Tabasco, Mexico. *Check List* 15:1161-1166.

- Rodríguez, O.L., Banda I.H. 2016. El ecoturismo en Agua Selva, Tabasco, México: Medios de promoción. *International Journal of Scientific Management Tourism* 2:291-306.
- Rodríguez-Mendoza, C., Pineda E. 2010. Importance of riparian remnants for frogs species diversity in a highly fragmented rainforest. *Biology Letters* 6:781-784.
- Rudolph, D.C., Dickson, J.G. 1990. Streamside zone width and amphibian and reptile abundance. *The Southwestern Naturalist* 35:472-476.
- Sabo, J.L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jet al. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86:56-62.
- Santos-Barrera, G. 2004. *Exerodonta bivocata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T55414A11304478. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org/species/55414/11304478> [Consultado 25-11-2019].
- SEMARNAT 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 30 de diciembre de 2010. Disponible en: https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5173091
- Skelly, D.K., Halverson, M.A., Freidenburg, L.K., Urban, M.C. 2005. Canopy closure and amphibian diversity in forested wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 13:261-268.
- Suazo-ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Martínez-Ramos, M. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 2:362-374.
- Ter Braak, C.J. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J.L., Valdez-Hernández, J.I., Ramírez-Valverde, G., Velázquez-Mendoza, J., Tarángo-Arámbula, L.A. 2010. Riqueza, abundancia y diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia* 44(2):159-169.
- Urbina Cardona, J.N., Pérez-Torres, J. 2002. Dinámica y preferencias de microhábitat en dos especies del género *Eleutherodactylus* (Anura: Lepidodactylidae) de bosque andino. En: *Memorias del Congreso Mundial de Páramos*. Gente Nueva, Bogotá, Colombia.
- Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Pérez, M., Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture edge interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132:61-75.
- Urbina-Cardona, J.N. 2008. *Craugastor berkenbuschii*. Microhabitat use. *Herpetological Review* 39:206.
- Urbina-Cardona, J.N., Reynoso, V.H. 2009. Uso de microhábitat por hembras grávidas de la rana de hojarasca *Craugastor loki* en la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:571-573.
- Vasudevan, K., Kumar, A., Chellam, R. 2006. Species turnover: the case of stream amphibians of rainforest in the Western Ghats, southern India. *Biodiversity and Conservation* 15:3515-3525.
- Vázquez, G., García-Franco, J.G., Castillo, G., Escobar, F., Guillén, A., Martínez, M.L., et al. 2015. Ecosistemas ribereños: un paisaje fragmentado. CONABIO. *Biodiversitas* 119:7-11.