



REVISTA LATINOAMERICANA DE HERPETOLOGÍA

ANFIBIOS Y REPTILES: DIVERSIDAD E HISTORIA NATURAL
VOLUMEN 06 NÚMERO 02 ABRIL-JUNIO 2023 ISSN: 2594-2158





Es una publicación con el apoyo de





revistas
unam

Portal de revistas académicas
y arbitradas de la UNAM



Scientific Electronic Library Online



ISSN: 2594-2158 Volumen 06, Número 02, Abril-Junio 2023

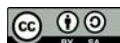
Foto de portada: *Bolitoglossa splendida*, Cerro Arbolado, Cordillera de Talamanca,

Costa Rica. Foto: Laura & Bobby Bok,

<http://herpetologia.fciencias.unam.mx/index.php/revista>

Contacto: revista.latin.herpetologia@gmail.com

Revista Latinoamericana de Herpetología, año 6, no.2, abril-junio 2023, es una Publicación continua editada por la Sociedad Herpetológica Mexicana A. C., Dirección: Instituto de Biología SN, Ciudad Universitaria, Coyoacán, C.P. 04510, <http://herpetologia.fciencias.unam.mx/index.php/revista>, tel. (55) 56224800 ext. 44724, revista.latin.herpetologia@gmail.com, Editor responsable: Leticia Margarita Ochoa Ochoa. Reserva de derechos al Uso Exclusivo No. 04-2018-100215505800-203 ISSN: 2594-2158, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este Número, Departamento de Biología Evolutiva, Leticia Margarita Ochoa Ochoa, Facultad de Ciencias, UNAM, Ciudad Universitaria, Coyoacán, C.P. 04510, fecha de última modificación, 30/noviembre /2018.



CONSEJO EDITORIAL

Editor-en-Jefe

Leticia M. Ochoa Ochoa (México)

Editoras Adjuntas

Antonieta Labra Lillo (Chile)

Adriana Manzano (Argentina)

Irene Goyenechea Mayer-Goyenechea (México)

Francisco Brusquetti (Paraguay)

Juan Manuel Guayasamin (Ecuador)

Oscar A. Flores Villela (México)

Rodrigo Macip Ríos (México)

Marcio Martins (Brasil)

Felipe Rabanal (Chile)

Rafael O. de Sá (U.S.A.)

Editores Senior

Dr. Marcio Martins (Artigos em português)

Dr. Sean M. Rovito (English papers)

Dr. Pierre A.R.R.H. Charruau (Articles en français)

English style corrector

Brett Butler (México)

Diseño editorial

Andrea Vargas Fernández (México)

Miguel Chacón Tapia (México)

Leticia M. Ochoa Ochoa (México)

COMITÉ EDITORIAL 2021-2023

Editores asociados

Andrés Rymel Acosta Galvis (Colombia)

Teddy G. Angarita Sierra (Colombia)

Katyuscia Araujo-Vieira (Brasil)

Pier Cacciali (Paraguay)

Alessandro Catenazzi (Perú)

Juan Emiro Carvajal Cogollo (Colombia)

Pierre A.R.R.H. Charruau (México)

Adam G. Clause (Estados Unidos)

Thaís Condez (Brasil)

Marissa Fabrezi (Argentina)

Ana Gatica Colima (México)

Adrián García Rodríguez (Costa Rica)

Uri Omar García Vázquez (México)

Jimena Grosso (Chile)

Carlos Alberto Hernández Jiménez (México)

Rafael Alejandro Lara Resendiz (México)

Adrián Leyte Manrique (México)

Mariana L. Lyra (Brasil)

Ricardo Itzcóatl Maldonado Reséndiz (México)

Norberto Martínez Méndez (México)

Nancy R. Mejía Domínguez (México)

Ricardo Montero (Argentina)

Jorge E. Morales Mávila (México)

Carlos Navas (Brasil)

Ernesto Raya García (México)

César A. Ríos Muñoz (México)

Vivian P. Páez (Colombia)

Nicolás Pelegrin (Brasil)

Andrea Paz (Colombia)

María Laura Ponssa (Argentina)

Sean Michael Rovito (México)

José Manuel Serrano (México)

Luis Sigler (Estados Unidos)

Jenny C. Urbina (Colombia)

Anyelet Valencia-Aguilar (Colombia)

Julián Andrés Velasco Vinasco (México)

Nelson Velásquez (Chile)

CONTENIDO

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

GEOGRAPHIC DISTRIBUTION, ADVERTISEMENT CALL DESCRIPTION, AND PHYLOGENETIC POSITION OF *PRISTIMANTIS TAENIATUS* (ANURA: CRAUGASTORIDAE) **1**

Erick Arias, César Barrio-Amorós, Adrián García-Rodríguez & Gerardo Chaves

UNA NUEVA ESPECIE DE MICROTEGÚ (GYMNOPHTHALMIDAE: CERCOSAURINAE) DE LA CORDILLERA DEL CÓNDOR, ECUADOR.....**17**

David Brito-Zapata, Juan M. Guayasamin, Vanesa Parra, Omar Torres-Carvajal & Carolina Reyes-Puig

ABUNDANCIA DE LA RANA MARSUPIAL *GASTROTHECA RIOBAMBAE* (FOWLER, 1913) (HEMIPHRACTIDAE, ANURA) EN UN GRADIENTE DE URBANIZACIÓN EN LA PROVINCIA DE PICHINCHA, ECUADOR **45**

Gabriela Belén Jiménez-Casalombo, Adriana Paulina Guarderas-Valverde & Luis A Coloma

HERPETOFAUNA OF THE CHASCHOC LAGOON WETLANDS, TABASCO, MEXICO **75**

Pierre Charruau, Marcos Antonio Morales-Garduza, Marco Antonio López-Luna, José Guadalupe Reyes-Trinidad, Mayra A. Ramírez-Pérez, Jorge A. López-Hernández & Rodrigo García-Morales

LA SERPIENTE OJOS DE GATO ANILLADA *LEPTODEIRA ANNULATA* (COLUBRIDAE: DIPSADINAE) CAZADOR Y PRESA: UNA REVISIÓN DE SU DIETA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO AMAZONAS**102**

Manuel R. Dueñas & Lesly Báez E.

DIVERSITY AND ABUNDANCE OF AMPHIBIANS IN THE LONDON 50 HA ENVIRONMENTAL COMPENSATION PROJECT, PANAMA..... **113**

Rogemif Fuentes M. & Erick Barria

HERPETOFAUNA EN UN PAISAJE RURAL DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO **136**

Jaime Colín-Martínez & Rubén Pineda-López

PARQUE NACIONAL CIERVO DE LOS PANTANOS: DIEZ AÑOS DE SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE ANFIBIOS ANUROS..... **220**

Leonardo Raffo, Roberto F. Bó & Laura C. Sanchez

NOTAS CIENTÍFICAS

DEPREDACIÓN DE LA RANA ENANA DE PETERS *ENGYSTOMOPS PETERSI* POR LA RANA TERRESTRE GIGANTE *LEPTODACTYLUS PENTADACTYLUS* (ANURA: LEPTODACTYLIDAE) EN EL PIEDEMONTES AMAZÓNICO COLOMBIANO **38**

Mario Alberto Morales-Collazos & Luis Enrique Vera-Pérez

EXTENSIÓN DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DE LA SERPIENTE CHATILLA *LOXOCEMUS BICOLOR* (LOXOCEMIDAE) EN OAXACA Y NOTAS SOBRE SU ALIMENTACIÓN **93**

Luis Canseco-Márquez, Gladys Reyes Macedo & Enrique Altamirano Medrano

DEPREDACIÓN DE LA MOSCA DE ESTABLO *STOMOXYS CALCITRANS* POR LA LAGARTIJA ESPINOSA DEL MEZQUITE *SCELOPORUS GRAMMICUS* ENCIMA DEL GANADO VACUNO EN AGUASCALIENTES, MÉXICO: ¿UNA RELACIÓN SIMBIÓTICA DE MUTUALISMO? **123**

Iván Villalobos-Juárez & Elí García-Padilla

OBSERVACIONES DE DEPREDACIÓN DE *INCILIUS MARMOREUS* (ANURA: BUFONIDAE) **157**

Daniel Rueda Hernández

NOTAS CIENTÍFICAS (CONT.)

DECIPHERING AN ENIGMA: FIRST RECORD OF *ERYTHROLAMPRUS AENIGMA* (SQUAMATA: DIPSADIDAE) IN COLOMBIA **167**

Ronald A. Díaz-Flórez

PREDATION OF *ENYALIOIDES PRAESTABILIS* (HOPLOCERCIDAE) BY *IMANTODES CENCHOA* (COLUBRIDAE) IN SAN MIGUEL DE CONCHAY, MORONA SANTIAGO PROVINCE, ECUADOR. **180**

Keyko Cruz-García, Nadia Chauca & Natalia Zapata

AMELANISMO EN *TRACHEMYS VENUSTA* EN CUATIVERIO **184**

Carlos Santiago Rosales-Martínez, Francisco Javier Silva-Molina, Armando H. Escobedo-Galván & Fabio G. Cupul-Magaña

NUEVOS APORTES ACERCA DE LA REPRODUCCIÓN DE *LEPTOPHIS DIPLATROPIS* (GÜNTHER, 1872) (SQUAMATA: COLUBRIDAE) EN LA COSTA DE OAXACA, MÉXICO **189**

Ismael Espinosa-Poblano, Miguel Ángel Salinas-Cruz & Cristel Analí Galindo-Flores

OBSERVACIÓN DE MELANISMO EN *CROTALUS INTERMEDIUS GLOYDI* (SQUAMATA: VIPERIDAE) **194**

Daniel Rueda Hernández & Juan Trujano Dolores

RHINELLA MAJOR MULLER & HELMICH, 1936 (ANURA: BUFONIDAE): NEW HOST OF *AMBLYOMMA ARGENTINAE* NEUMANN, 1905 (ACARI: IXODIDAE) IN THE DRY CHACO OF ARGENTINA **199**

José Augusto Ruiz García, Valeria Natalia Debárbora & Jorge Abel Céspedes

HIGH ECTOPARASITIC LEECHES LOAD IN THE MOUNTAIN TREE FROG *HYLA EXIMIA* (HYLIDAE) CAUSED BY ANTHROPIZATION **204**

Aldo Gómez Benítez, Erika Adriana Reyes Velázquez & Oswaldo Hernández Gallegos

ESFUERZO REPRODUCTOR Y ASPECTOS DEL CUIDADO PARENTAL DE LA LAGARTIJA CAIMÁN *GERRHONOTUS INFERNALIS* (SQUAMATA: ANGUIDAE) **235**

Héctor A. Vargas-Ramírez, Diego M. Arenas-Moreno & David Lazcano

NOTAS DE DISTRIBUCIÓN

PRIMER REGISTRO DE LA RANA DE MADRIGUERA *SMILISCA DENTATA* (SMITH, 1957) PARA EL ESTADO DE ZACATECAS, MÉXICO **10**

Iván Villalobos-Juárez

WESTERNMOST RECORD OF THE SHORT-NOSED ROCK LIZARD (*PETROSAURUS REPENS*; SQUAMATA: PHRYNOSOMATIDAE) AND COMMENTS ON ITS DISTRIBUTION **14**

Rafael Alejandro Lara-Resendiz & Jorge Heriberto Valdez-Villavicencio

PRIMER REGISTRO DE LA VÍVORA DE CASCABEL *PIGMEA SISTRURUS MILIARIUS* PARA MÉXICO Y AMPLIACIÓN DE DISTRIBUCIÓN EN ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA **41**

Iván Villalobos-Juárez & Elí García-Padilla

LEPTODACTYLUS LATINASUS (LEPTODACTYLIDAE) **71**

Nadia Carla Bach, Víctor Maximiliano Pardo & Juan Manuel Pérez-Iglesias

SECOND RECORD OF THE BLOTCHED HOOKNOSE SNAKE *FICIMIA PUBLIA* FOR THE STATE OF COLIMA, MEXICO **100**

Jacobo Reyes-Velasco & Carlos Iván Verduzco-Trujillo

RECENT HERPETOLOGICAL RECORDS OF SELDOM-OBSERVED SPECIES FROM THE CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA. **127**

Jelmer Groen, Laura Tiemann, Bobby Bok, Sander Schagen & Wouter Beukema

REGISTROS NOVEDOSOS DE *ANOLIS CYMBOPS* Y *ANOLIS PETERSII* PARA LA SIERRA NEGRA DE PUEBLA, MÉXICO **150**

José Luis Aguilar López, Ricardo Luría Manzano, Luis Canseco Márquez & María Guadalupe Gutiérrez Mayén

CONFIRMACIÓN DE LA PRESENCIA DE LA CHIRRIONERA NEOTROPICAL *MASTICOPHIS MENTOVARIUS* PARA EL ESTADO DE HIDALGO Y MÁXIMA ELEVACIÓN PARA LA ESPECIE **154**

Iván Villalobos-Juárez & Elí García-Padilla

NOTAS DE DISTRIBUCIÓN (CONT.)

PHRYNOSOMA ORBICULARE (SQUAMATA: PHRYNOSOMATIDAE) **162**

Efraín Payan-Cazares, Edgar Alberto Gamez-Duarte, José David Jacobo-González & Héctor Alexis Castro-Bastidas

NUEVO REGISTRO DE *PHYSALAEMUS RIOGRANDENSIS* MILSTEAD, 1960 EN PARAGUAY Y COMENTARIOS SOBRE SU DISTRIBUCIÓN POTENCIAL EN EL PAÍS **209**

Diego Bueno-Villafañe, Jimmy Emhart Vuletich, Cristhian Baez & Oscar Feltes-González.

DISTRIBUTION RANGE EXTENSION OF *ECNOMIOHYLA SUKIA* (HYLIDAE) IN GUANACASTE, COSTA RICA **215**

Michiel van Noppen, Freddy Quesada, Robert Puschendorf, Donald Varela-Soto, Magdalia Campobasso, David Vela, Valeria Aspinnall & Juan G. Abarca



ISSN: 2594-2158 Volumen 06, Número 02, Abril-Junio 2023

Foto derecha: *Ecnomiohyla sukia*, Cabro Muco, Miravalles-Jorge Manuel Dengo

National Park, Costa Rica. Foto: Michiel van Noppen,

<http://herpetologia.fcien.unam.mx/index.php/revista>

Contacto: revista.latin.herpetologia@gmail.com

PERSPECTIVA

RESUMEN Y PERSPECTIVAS DEL SIMPOSIO SOBRE TORTUGAS DULCEACUÍCOLAS Y TERRESTRES DE MÉXICO EN LA XVI REUNIÓN NACIONAL DE HERPETOLOGÍA EN ENSENADA, BAJA CALIFORNIA **174**

Rafael A. Lara-Resendiz, Taggart Butterfield, Jorge H. Valdez-Villavicencio, Julia Joos, Fernando D. Antelo-Barbosa & Andrew Gluesenkamp

RESEÑA DE LIBRO

LIBRO: "MUSEOS: UNA HISTORIA" **164**

Oscar Alberto Flores-Villela



GEOGRAPHIC DISTRIBUTION, ADVERTISEMENT CALL DESCRIPTION, AND PHYLOGENETIC POSITION OF *PRISTIMANTIS TAENIATUS* (ANURA: CRAUGASTORIDAE)

DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA, DESCRIPCIÓN DEL LLAMADO DE ANUNCIO Y POSICIÓN FILOGENÉTICA DE *PRISTIMANTIS TAENIATUS* (ANURA: CRAUGASTORIDAE)

ERICK ARIAS^{1,2,3,*}, CÉSAR BARRIO-AMORÓS⁴, ADRIÁN GARCÍA-RODRÍGUEZ⁵ & GERARDO CHAVES³

¹Departamento de Zoología, Instituto de Biología, UNAM, AP 70-153 Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México, México.

²Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San Pedro, 11501-2060 San José, Costa Rica.

³Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Ecología Tropical (Museo de Zoología), Universidad de Costa Rica.

⁴CRWild / Doc Frog Expeditions, Uvita, Costa Rica.

⁵Division of BioInvasions, Global Change and Macroecology, Department of Botany and Biodiversity Research, University of Vienna, Rennweg 14, 1030, Vienna, Austria.

* Correspondence: eapiedra@gmail.com

Received: 2021-11-10. Accepted: 2023-04-17. Published: 2023-04-26.

Editor: Mauricio Rivera Correa, Colombia.

Resumen.— *Pristimantis taeniatus* (Boulenger 1912) es una rana terrestre relativamente común en Colombia y Panamá, recientemente registrada en Costa Rica. Sin embargo, el estatus taxonómico y la posición filogenética de las poblaciones en Costa Rica son actualmente desconocidos. Aquí nosotros reportamos *P. taeniatus* de dos nuevas localidades en Costa Rica, describimos su canto de anuncio y revisamos su posición filogenética dentro de su rango de distribución a partir de secuencias moleculares disponibles y algunas provistas por nosotros. Nosotros encontramos que *P. taeniatus* está formado por dos clados con profundas distancias genéticas que podrían representar distintas especies.

Palabras clave.— América Central Ístmica, bioacústica, código de barras, Panamá, Terrarana.

Abstract.— *Pristimantis taeniatus* (Boulenger 1912) is a relatively common terrarana in Colombia and Panama, recently recorded from Costa Rica. However, the taxonomic status and the phylogenetic position of the Costa Rican population are currently unknown. Here, we report *P. taeniatus* from two new localities in Costa Rica, describe the advertisement call and assess the phylogenetic position within its distribution range using available molecular sequences and some newly generated sequences for this study. We found that *P. taeniatus* is formed by two clades with deep genetic distances that might represent different species.

Keywords.— Barcoding, bicoustics, Isthmian Central America, Panama, Terrarana.

INTRODUCTION

Morphological similarities found among the direct-developing frogs (Hedges et al., 2008; Heinicke et al., 2018) has resulted in the presence of several cryptic species masked within current names in several genera (Padial & De la Riva 2009; Arias et al., 2019). *Pristimantis* is a genus of direct-developing frogs that includes 587

species distributed in the Neotropic (AmphibiaWeb 2022). The phylogenetic position of many *Pristimantis* species is unknown therefore, intraspecific variation and masking of species within current names is unknown. Boulenger (1912) described *Hylodes taeniatus* based on specimens from the San Juan River, Chocó,

Colombia. Currently the species is in the genus *Pristimantis* (Hedges et al., 2008). It is a relatively common species found in Colombia and Panamá (Lynch & Ardila-Robayo, 1999; IUCN, 2018; Batista et al., 2020; Acosta-Galvis, 2021). Four specimens (UCR20301–3, UCR21250) collected in 2008 from Potrero Grande on the Southern Pacific, Costa Rica, were tentatively referred to *P. taeniatus* (Bolaños et al., 2011; Leenders, 2016; IUCN, 2018). In addition, Gómez-Hoyos et al. (2018) reported the species from La Palmira, Coto Brus, Puntarenas, Costa Rica, detected through a citizen science initiative. Batista et al. (2020) reported this species from Western Panama, near the Costa Rica-Panamá border, however, they suggested that those populations could represent an unnamed species. The presence of *P. taeniatus* in Costa Rica is not easy to assess taxonomically. Leenders (2016) stated that the distribution range for this species in Costa Rica is unknown, while Frost (2022) does not report the species for the country. Determining the evolutionary relationships and other species-specific attributes (e.g., morphology and bioacoustics) of the populations reported in the country could give insights on their taxonomic status. However, to date the phylogenetic position as well as other diagnostic characteristics of the Costa Rican populations are unknown. Here, we report *P. taeniatus* from two new localities in Costa Rica, describe its advertisement call and assess the phylogenetic position within the species along most of its distribution.

MATERIALS AND METHODS

On 29 May 2017 during fieldwork in Sabalito, Coto Brus, Puntarenas, Costa Rica, we discovered a population of an unknown *Pristimantis*. We collected one male which was euthanized with 5% lidocaine, fixed in 96% ethanol and later stored in 70% ethanol. From this specimen we extracted a muscle tissue sample from thigh that was stored in 96% ethanol. The voucher specimen is housed at the herpetological collection of Museo de Zoología at Universidad de Costa Rica (UCR 23184). Before collecting, the advertisement call of this male was recorded at 19:00 h, using a Tascam D-40 digital recorder (sampling rate: 44.1 kHz; accuracy: 24 bit; file format: WAV) from approximately 1 m of distance. The audio and a photo of the voucher is deposited at the Fonoteca Zoológica Animal Sound Library at the Museo Nacional de Ciencias Naturales of Madrid, Spain (www.fonozoo.com –Fz SOUND CODE 11981). We described this call following standard terminology and protocols (Köhler et al., 2017). We used the sound analysis software Raven Pro 1.6.1 to measure the following spectro-temporal parameters: duration (s), inter-note interval (s), maximum (kHz), minimum (kHz), and peak frequency (kHz). Spectrograms analysed were created using Raven's default settings (FFT Hanning;

Window size: 512 samples; Hop size: 256 samples; 50 % temporal overlap; 86.1 Hz of grid spacing). To visualize it we constructed a spectrogram and oscillogram using the R package seewave (Sueur et al., 2008).

We extracted total genomic DNA from the preserved tissue samples using the phenol-chloroform standard protocol (Sambrook & Russell, 2006). We included two additional specimens housed in UCR (UCR20301 and UCR20303) collection that were previously identified as *P. taeniatus* from Potrero Grande, Buenos Aires, Puntarenas, Costa Rica (9.1023° N, 83.1142° W, 1005 m a.s.l.). We obtained partial sequences (569 bp) of the large subunit ribosomal RNA (16S) mitochondrial gene for three specimens from southwestern Costa Rica (Fig. 1). The protocols for DNA extraction, amplification, sequencing, and editing follow those of Arias et al. (2018). The 16S sequences are available under GenBank accession numbers MT176435–MT176437. We compared the sequences here obtained with sequences available in GenBank of the 16S rRNA (16S) and cytochrome oxidase 1 (COI) mitochondrial genes for 43 specimens of closely related species to *P. taeniatus* following Acevedo et al. (2020) and including those samples referred by Pinto-Sánchez et al. (2012) as *P. taeniatus* and *Pristimantis* aff. *taeniatus*. We used a sequence of *P. pardalis* as outgroup following to Acevedo et al. (2020). Detailed molecular laboratory techniques and GenBank accession numbers for these sequences are provided in Pinto-Sánchez et al. (2012) and Acevedo et al. (2020). Phylogenetic analyses were performed using both the maximum likelihood and Bayesian analyses following Arias et al. (2019).

RESULTS

New records

COSTA RICA: Provincia de Puntarenas: Cantón de Coto Brus: Distrito de Sabalito: near Sabalito town (8.8215° N, 82.9150° W, 905 m a.s.l.). An adult male (UCR23184) collected on 29 May 2017 about 19:00 h. Several other individuals were heard calling hidden on leaves of ornamental plants in the coffee plantation borders. A disjunct population was located at Provincia de Puntarenas: Cantón de Buenos Aires: Distrito de Buenos Aires: Ujarrás (9.28° N, 83.3° W, 900 m a.s.l.) on February 2019 through calls but no individuals were seen.

Identification

The specimen of *P. taeniatus* from Sabalito (UCR23184; Fig. 2) agree with the description provided by Lynch (1980). The specimen from Sabalito agree with the photos shown by Leenders (2016), who stated that this species was recently reported from Costa Rica but did not indicate the distribution; those shown photos

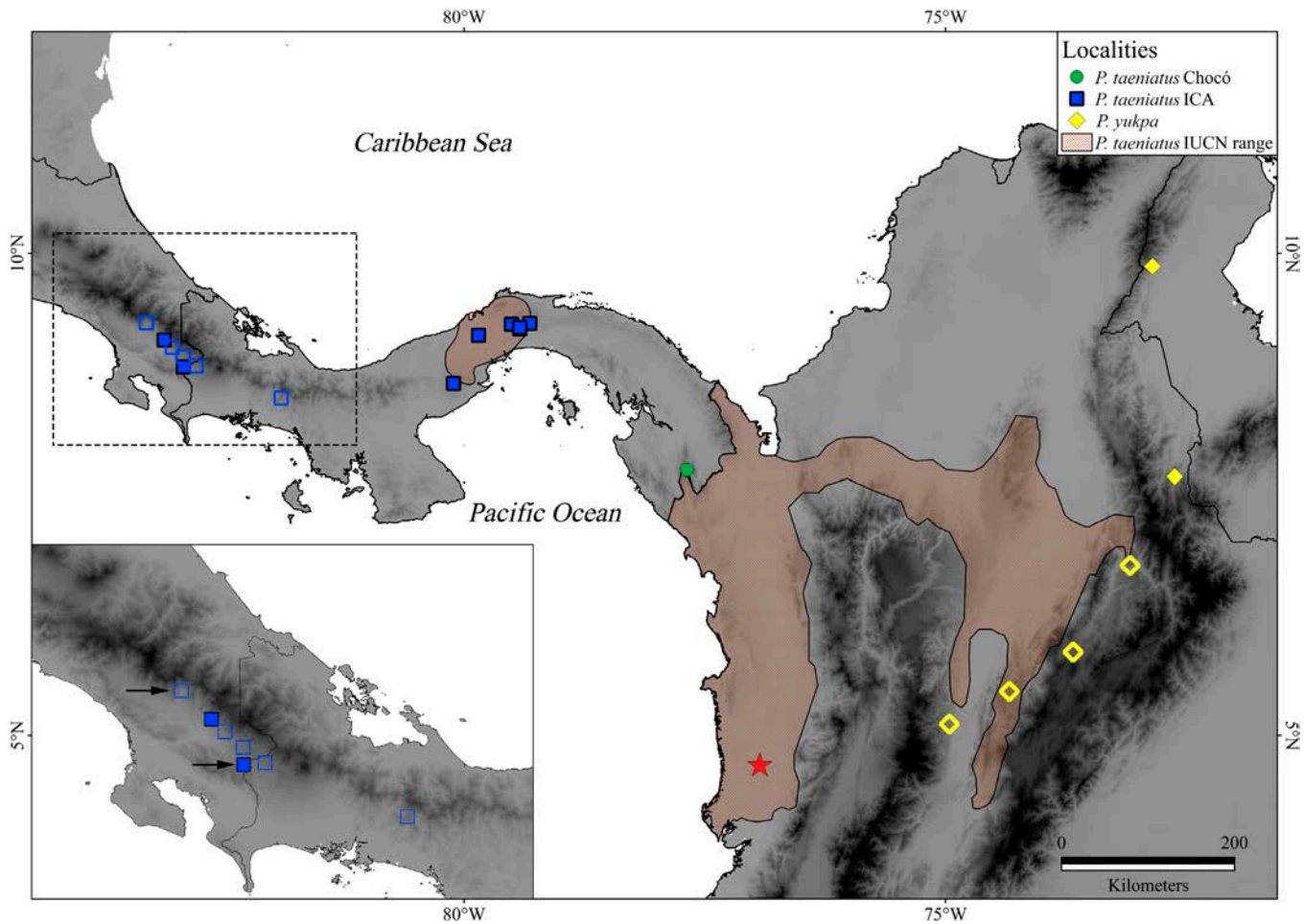


Figura 1. Mapa mostrando el rango de distribución conocido para *Pristimantis taeniatus*, incluyendo dos nuevas localidades reportadas en este trabajo (flechas) y de su relativo *P. yukpa*. Círculos y cuadrados rellenos indican las localidades con secuencias disponibles, cuadrados vacíos indican localidades sin datos genéticos; la estrella roja corresponde con la localidad tipo de *P. taeniatus*. Los diamantes muestran la distribución de *P. yukpa* (los diamantes rellenos corresponden a localidades previamente conocidas). El cuadro incrustado resalta la distribución en el suroeste de Costa Rica y el oeste de Panamá. La capa de distribución es cortesía de la Lista Roja de la IUCN (2018).

Figure 1. Map showing the known distribution range for *Pristimantis taeniatus*, including two new localities reported in this work (arrows) and its closed relative *P. yukpa*. Solid circles and squares indicate the localities with sequences available, empty squares indicate localities without genetic data; the red star corresponds to type locality of *P. taeniatus*. The diamonds shown the distribution of *P. yukpa* (the solid diamonds correspond to previously known localities). The inset map highlights the distribution in southwestern Costa Rica and western Panamá. The distribution shape is courtesy of the IUCN Red List (2018).

are from Panamanian individuals (see photos of *P. taeniatus* in AmphibiaWeb, 2022).

The specimens from Costa Rica are small (males SVL = 25.70 ± 0.56 mm, $n = 3$, female SVL = 30.4 mm, $n = 1$); head relatively narrow, HW = 38.4 ± 0.2 % of SVL; snout rounded to subovoid in the dorsal view, rounded in profile; snout relatively long (HL = 34.7 ± 0.6 % of SL), with nostrils directed laterally; in ventral view, tip of snout protruding markedly beyond edge of lower lip. Internarial area convex; canthus rostralis rounded; loreal region slightly concave; vomerine teeth transverse, in two fascicles

behind choanae; choanae moderately large; no vocal slits. Eye large (EN/ED = 85.9%), protruding beyond dorsal outline of head in ventral view, directed laterally. Tympanic membrane distinct, covered in skin; tympanic annulus prominent, round (TY/ED = 37.1–45.1%). Skin on dorsal and lateral surfaces of head smooth. Upper eyelid smooth, with one-three small tubercles. Two-paired postrictal tubercle, postero-ventral to tympanum. Skin on dorsum and limbs smooth to shagreen with a W-shaped scapular fold; two tubercles sacral. Skin of chest and throat smooth, venter coarsely areolate with low granules; ventral surfaces of thighs areolate; skin of groin smooth. Flanks smooth.



Figura 2. Macho adulto de *Pristimantis taeniatus* (UCR23184) encontrado en Coto brus, Costa Rica. Foto: Cesar Barrio-Amorós.

Figure 2. An adult male *Pristimantis taeniatus* (UCR23184) found on Coto Brus, Costa Rica. Photo: Cesar Barrio-Amorós.

Discoidal fold complete. Forelimb relatively short and slim; fingers moderately long and slim with evident lateral fringes. Discs present, expanded truncate; all fingers with grooves; pads truncate. Supernumerary tubercles absent; one-two small and rounded accessory palmar tubercles; subarticular tubercles rounded in basal outline, slightly projecting in form, and obtuse in profile; thenar tubercle elongate and palmar tubercle heart-shaped, fat, palmar slightly larger than thenar. Ulnar fold absent.

Fingers not webbed. Nuptial pads in adult males. Legs relatively long and slim, toes with evident lateral fringes; heel with two globular tubercles. Discs and grooves on all toes, expanded truncate on Toe IV and IV; pads truncate. Supernumerary tubercles absent; plantar tubercles small and rounded; subarticular tubercles ovoid in basal outline, projecting in form, and obtuse in profile; inner metatarsal tubercle elongate, flat; outer metatarsal tubercle rounded, globular; outer

metatarsal tubercle much smaller than inner; inner edge tarsal with an incomplete fold. Dorsum brown suffused with red with dark brown blotch covering the W-shaped fold and the sacral tubercles; dark brown stripe covering the supratympanic fold and the top half of the tympanum; dark brown band in the loreal region, lips with dark brown marks; dark brown interorbital line; arm and posterior surfaces of thighs with dark brown stripes.

Pristimantis taeniatus from Costa Rica have a relatively high level of intraspecific polymorphism; some specimens have tips of Finger III rounded (UCR23184), whereas others have tips expanded (UCR20301, UCR21250). The Sabalito male has elliptical and inclined tympanum while the Potrero Grande males have round tympanum. The specimens from Costa Rica are similar to other specimens from Panama (Amphibians of Panama, 2021).

The combination of the following characteristics distinguishes *P. taeniatus* from its congeners on Costa Rica: (1) presence of a W-shaped scapular fold covered with dark brown blotch; (2) presence of two tubercles sacral covered with dark brown blotches; (3) presence of small supraocular tubercles on upper eyelids; (4) presence of lateral fringes in fingers and toes; (5) presence of nuptial pads in males; and (6) lack of inguinal

white or orange flash coloration.

Molecular phylogenetic analysis

The resulting mitochondrial data matrix included 47 sequences with a total sequence length of 1238 bp including gaps; 580 bp for 16S and 658 bp for COI. The best strategy partition contains four partitions, one for 16S and one for each codon in COI. The

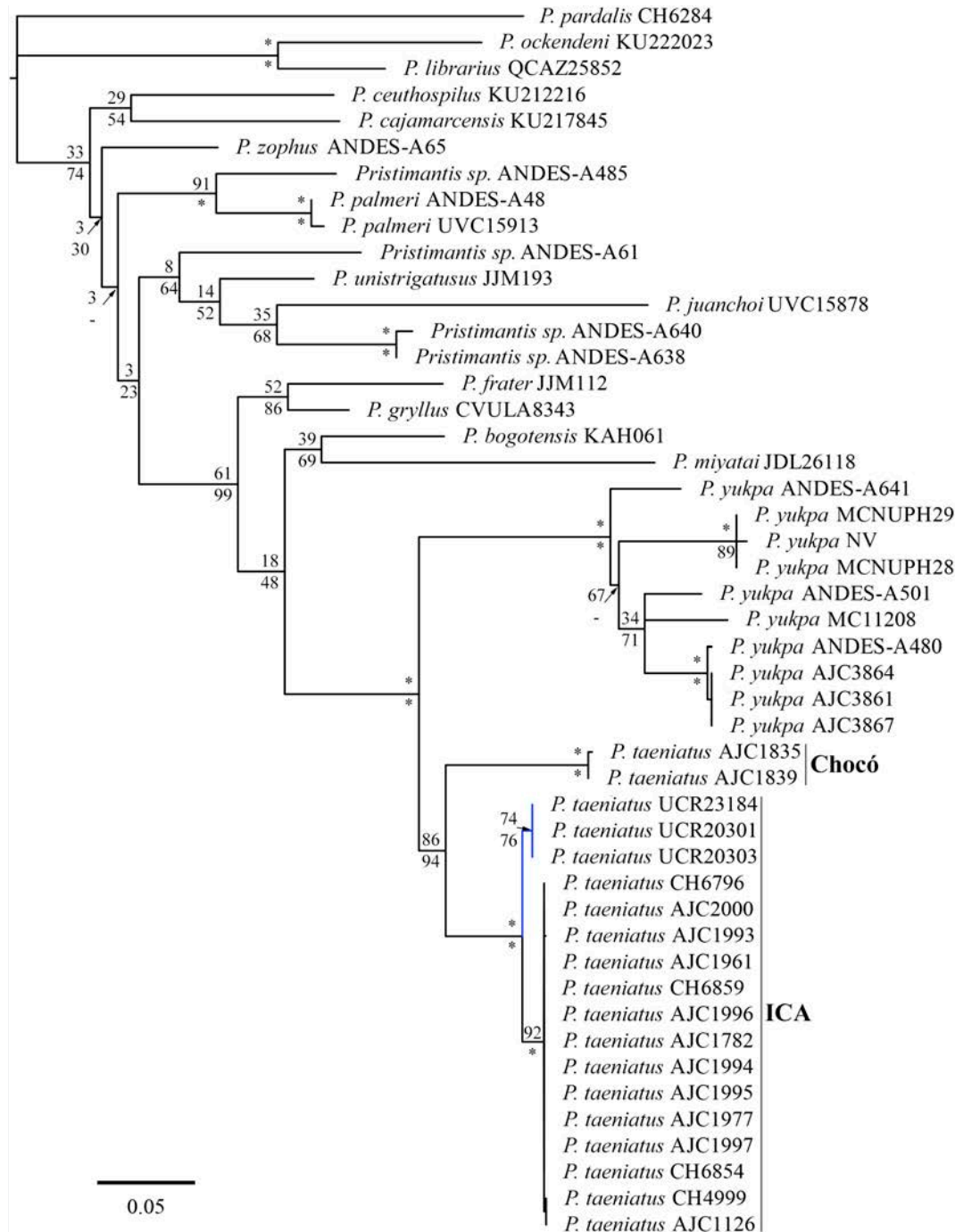


Figura 3. Filogenia de máxima verosimilitud (log likelihood = -5798.567851) mostrando la población de *Pristimantis* encontrada en Sabalito, Costa Rica dentro de *Pristimantis taeniatus* basado en los genes de ADN mitocondrial 16S y COI. Las proporciones de bootstraps son mostradas sobre las ramas y las probabilidades posteriores (multiplicadas por 100) del análisis en MrBayes son mostradas debajo de las ramas. La barra de escala representa las sustituciones estimadas por sitio. Los asteriscos representan soporte >95. NV = sin voucher.

Figure 3. Maximum likelihood phylogeny (log likelihood = -5798.567851) showing the population of *Pristimantis* from Sabalito, Costa Rica within *Pristimantis taeniatus* based on 16S and COI mitochondrial DNA genes. Bootstraps proportions are shown above branches and posterior probabilities (multiplied by 100) from MrBayes analysis are shown below branches. The scale bar refers to the estimated substitutions per site. The asterisks represent support of >95. NV = no voucher.

following substitution models were selected: SYM+I+G for 16S, TrN+G for COI codon position 1, K80+I for COI codon position 2, and F81+I for COI codon position 3. The ML and Bayesian trees were concordant in supporting the tree in figure 3. The phylogeny shows that the samples referred to *P. taeniatus* are grouped in two well-supported clades (Fig. 3). The first clade (hereafter called Chocó clade) is formed by two samples from Darien, Panama and the second clade contains the samples from

Isthmian Central America -central Panama and those from Costa Rica- (hereafter ICA clade). Genetic distances between ICA clade and Chocó clade are 5.9 – 6.8 % (16S) and 13.8–14.5 % (COI). These two clades that we referred as *P. taeniatus* form the sister clade to *P. yukpa* Barrio-Amorós, Rojas-Runjaic & Infante-Rivero, 2008 from Cordillera Central, Colombia including the samples from Magdalena Valley, previously considered as *P. taeniatus*. These two species (*P. taeniatus* and *P. yukpa*) form a well-supported

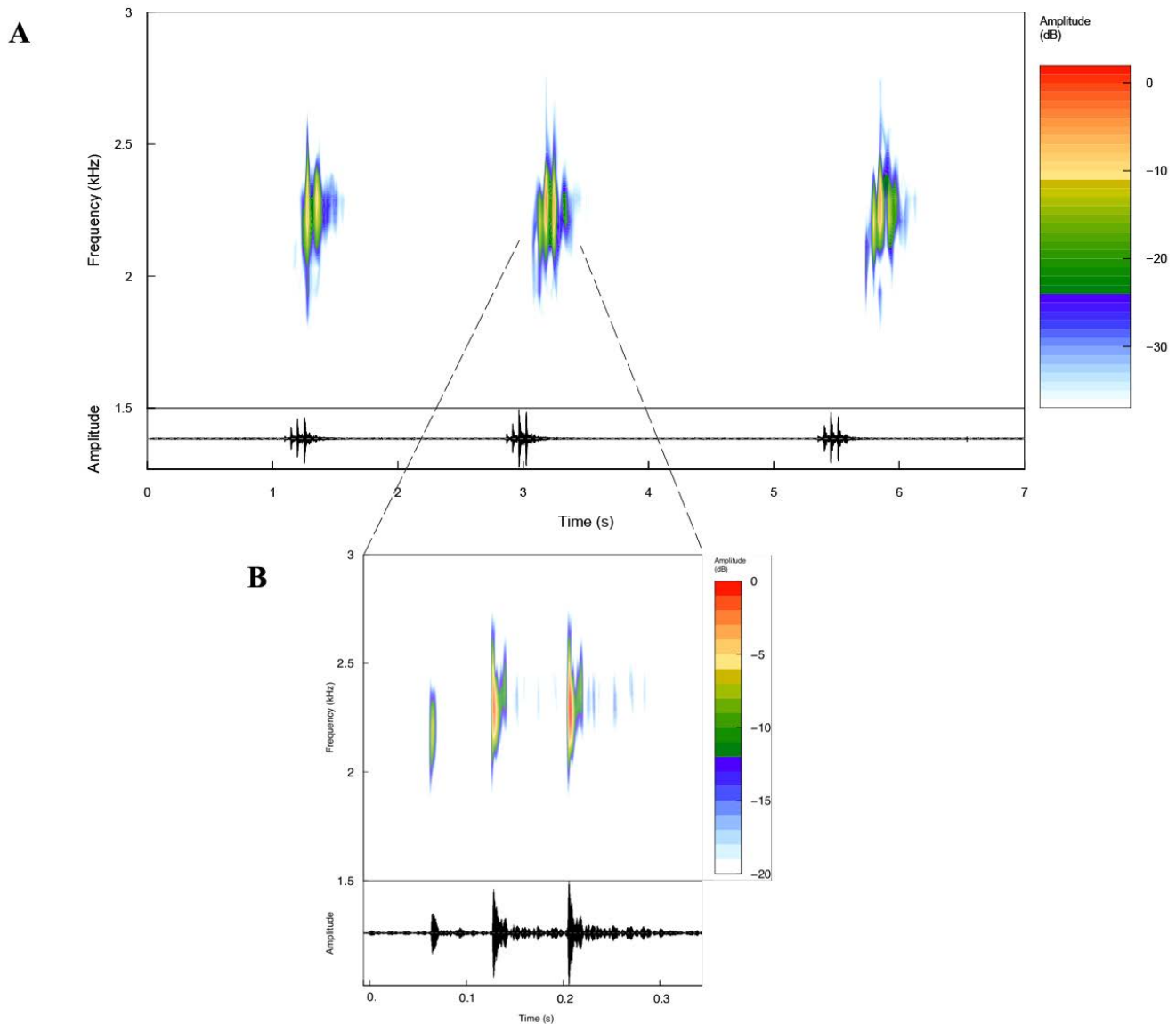


Figura 4. A) Espectrograma y oscilograma del canto de anuncio completo de *Pristimantis taeniatus* (UCR23184, SVL = 26.18 mm, 21.5 °C) consistiendo de tres notas. B) Detalle de una de estas notas.

Figure 4. A) Spectrogram and oscillogram of the full advertisement call of *Pristimantis taeniatus* (UCR23184, SVL = 26.18 mm, 21.5 °C) consisting of three notes. B) Detail of one of the notes.

clade that includes to *P. bogotensis* (Peters, 1863), *P. frater* (Werner, 1899), *P. gryllus* Barrio-Amorós, Guayasamin & Hedges, 2012, and *P. miyatai* (Lynch, 1984). Also, the phylogeny shows that the specimens previously referred as *P. aff. taeniatus* correspond to unnamed species and/or some species of *Pristimantis* from Colombia that could not be taxonomically determined.

Acoustics

The advertisement call of *P. taeniatus* has an approximate duration of 0.25 seconds and consists of multiple (three in this case) tonal and modulate notes that increase in amplitude to the previous note (Fig. 4). Duration of each note was 0.410 secs, 0.352 secs and 0.320 secs. The first and the second note were separated by 1.295 secs whereas the second and the third by 2.126 secs. The notes have a mean duration of 0.361 ± 0.045 secs, with short inter-note intervals of 1.711 ± 0.578 . Notes are produced in a range between 1651.9 ± 18.1 and 2635.2 ± 53.6 with a peak frequency of 2196.4 Hz. Although the third note reaches slightly higher frequencies, peak frequency was the same for all notes.

DISCUSSION

The preliminary phylogenetic evidence suggests that *P. taeniatus* is formed by two clades that could have resulted in divergence as a consequence of geographic distance (Slatkin 1993). However, the deep genetic distances found suggest that we may be dealing with a case of cryptic diversity that requires further studies integrating phenotypic-level information throughout the distribution of the species. The genetic distances among the two clades found are above the thresholds of 3% in 16S and 10% in COI mitochondrial genes suggested by Fouquet et al. (2007) and Vences et al. (2005), respectively, to define candidate species.

We consider, the two clades within *P. taeniatus* should be analysed using an integrative taxonomy approach, combining information on morphology, DNA sequences, acoustics, or other independent evidence sources (Padial et al. 2010). Especially important is the inclusion of sequences of specimens from the type locality and other sites on the Chocó to delimit the phylogenetic position of *P. taeniatus* [sensu stricto].

The call of *P. taeniatus* (referred in the publication as *Eleutherodactylus ockendeni*) was first described onomatopoeically as a “wrack-ak-ak-ak” by Duellman (1967). Later, Ibañez et al. (1999) provided a spectrogram for this species that visually coincides in dominant frequency with the call we recorded. However, these authors described it as a high-pitched long thrill with a larger number of notes (Ibañez et al., 1999). Although the available sample is limited, the calls from Costa Rica and

Magdalena Valley are different in structure, with 3 elements in Costa Rica (Fig. 3) but 4–6 elements in those specimens from Ibagué, Colombia (Bernal et al., 2004). For these specimens, reported dominant frequency is 1800 hz, way lower than the measured here for the Costa Rican call. Note duration is similar for both the call from Costa Rica and the call from Ibagué, 0.361 and 0.372 secs, respectively. Nevertheless, is necessary determine the taxonomic status of the species recorded by Bernal et al. (2004), due that is possible that this call correspond to *P. yukpa* (see below) or another species of *Pristimantis*. Also, is necessary to record the call of the specimens from the Chocó clade and compare it with those shown by us.

The evidence shown suggests that the populations from Costa Rica and western Panama could be referred to *P. taeniatus* with high confidence, although in the future these populations could be considered a different species. In Costa Rica *P. taeniatus* is known only of the Premontane Rainforest (900 – 1,000 m a.s.l.), therefore we suggested that for this country the species is restricted to Valle del General on Southwestern; it is possible that this species extends its distribution range 50 km to the North to Perez Zeledón. Although the specimens used by Batista et al. (2020) were not available for our phylogenetic analysis, it is very plausible that these specimens correspond to the ICA clade. In addition, the specimens from Magdalena Valley, Colombia used by Pinto-Sánchez et al. (2012) -referred as *P. taeniatus*- correspond with *P. yukpa*, extending 386 km to the Southeast the known distribution for this latter species (Acevedo et al. 2020). Therefore, it is necessary to evaluate the taxonomy and distribution of *P. taeniatus* in the Northwestern Colombia as the species could be restricted to Colombian Chocó.

Acknowledgments.- We are grateful to Miss Estela Esquivel for her help in the field. We thank Laura Márquez-Valdelamar and Andrea Jiménez-Marín for their laboratory assistance, and Federico Bolaños for the use of specimens from the Museo de Zoología of the Universidad de Costa Rica. EA thanks the Posgrado en Ciencias Biológicas for its support of this study and the CONACyT for the students grant (CVU/Becario) 626946/330343. A grant partially funded laboratory efforts to EA from Programa de Innovación y Capital Humano para la Competitividad PINN-MICITT (PED-0339-15-2). AG-R was supported by a postdoctoral fellowship from Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) at Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. All the specimens were collected under the research permit SINAC-SE-CUSBSE-PI-R-131-2016 and the SINAC-INBIO collaboration agreement, 2006-2009.

CITED LITERATURE

- Acevedo, A.A., O. Armesto & R.E. Palma. 2020. Two new species of *Pristimantis* (Anura: Craugastoridae) with notes on the distribution of the genus in northeastern Colombia. *Zootaxa* 4750: 499–523.
- Acosta-Galvis, A.R. 2021. Lista de los Anfibios de Colombia: Referencia en línea V.11.2021. <http://www.batrachia.com.Boyacá,Colombia>. [Accessed on November 2021].
- Amphibians of Panama, 2021. *Pristimantis taeniatus* Boulenger 1912. <https://stricollections.org/portal/taxa/index.php?tid=11253> [Accessed on November 2021].
- AmphibiaWeb, 2022. <http://amphibiaweb.org>. University of California, Berkeley, CA, USA. [Accessed on 21 April 2022].
- Arias, E., G. Chaves & G. Parra-Olea. 2018. A new species of *Craugastor* (Anura: Craugastoridae) from the montane rainforest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Phyllomedusa* 17:211–232.
- Arias, E., G. Chaves, S. Salazar, J.A. Salazar-Zúñiga & A. García-Rodríguez. 2019. A new species of dink frog, genus *Diasporus* (Anura: Eleutherodactylidae), from the Caribbean foothills of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Zootaxa* 4609:269–288.
- Batista, A., A. Hertz, M. Ponce & S. Lotzkat. 2020. Notes on amphibians and reptiles from western Panama. *Herpetology Notes* 13:219–229.
- Bernal, M.H., D.P. Montealegre & C.A. Páez. 2004. Estudio de la vocalización de trece especies de anuros del municipio de Ibagué, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 28:385–390.
- Bolaños, F., J.M. Savage & G. Chaves. 2011. Anfibios y Reptiles de Costa Rica. <http://museo.biologia.ucr.ac.cr/Listas/Anteriores/HerpCREsp.htm>. Museo de Zoología UCR, San Pedro, Costa Rica. [Accessed on November 2021].
- Boulenger, G.A. 1912. Description of new batrachians from the Andes of South America, preserved in the British Museum. *Annals and Magazine of Natural History (Series 8)* 10:185–191.
- Duellman, W.E. 1967. Social organization in the mating calls of some Neotropical anurans. *The American Midland Naturalist* 77:156–163.
- Fouquet, A., A. Gilles, M. Vences, C. Marty, M. Blanc & N.J. Gemmell. 2007. Underestimation of species richness in Neotropical frogs revealed by mtDNA analyses. *PLoS One* 2:e1109.
- Frost, D.R. 2022. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA. [Accessed on 21 April 2022].
- Gómez-Hoyos, D., R. Méndez-Arrieta, A. Méndez-Arrieta, R. Seisdedos-de-Vergara, J. Abarca, C. Barrio-Amorós & J. González-Maya. 2018. Anuran inventory in a locality of the buffer area of La Amistad International Park, Costa Rica: pilot study for Citizen Science application. *Anales de Biología* 40:57–64.
- Hedges, S.B., W.E. Duellman & M.P. Heinicke. 2008. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* 1737:1–182.
- Heinicke, M.P., A.R. Lemmon, E.M. Lemmon, K. McGrath & S.B. Hedges. 2018. Phylogenomic support for evolutionary relationships of New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 118:145–155.
- Ibañez, R., S. Rand, M.J. Ryan & C.A. Jaramillo. 1999. Vocalizaciones de Ranas y Sapos del Monumento Natural Barro Colorado, Parque Nacional Soberanía y Áreas Adyacentes. Sony Music Entertainment (Central America) S.A.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2018. *Pristimantis taeniatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T56991A3053810. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T56991A3053810.en>. [Accessed on 10 November 2021].
- Köhler, J., M. Jansen, A. Rodríguez, P.J. Kok, L.F. Toledo, M. Emmrich, F. Glaw, C.F.B. Haddad, M.O. Rödel & M. Vences. 2017. The use of bioacoustics in anuran taxonomy: theory, terminology, methods and recommendations for best practice. *Zootaxa* 4251:1–124.
- Leenders, T. 2016. *Amphibians of Costa Rica: a Field Guide*. Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York, USA.
- Lynch, J.D. 1980. Systematic status and distribution of some poorly known frogs of the genus *Eleutherodactylus* from Chocóan lowlands of South America. *Herpetologica* 36:175–189.
- Lynch, J.D. & M.C. Ardila-Robayo. 1999. The *Eleutherodactylus* of the *taeniatus* complex in western Colombia: taxonomy and



- distribution. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 23:615-624.
- Padial, J.M. & I. De la Riva. 2009. Integrative taxonomy reveals cryptic Amazonian species of *Pristimantis* (Anura: Strabomantidae). Zoological Journal of the Linnean Society 155(1):97-122.
- Padial, J.M., A. Miralles, I. De la Riva & M. Vences. 2010. The integrative future of taxonomy. Frontiers in Zoology 7:1-14.
- Pinto-Sánchez, N.R., R. Ibáñez, S. Madriñán, O.I. Sanjur, E. Bermingham & A.J. Crawford. 2012. The great American biotic interchange in frogs: multiple and early colonization of Central America by the South American genus *Pristimantis* (Anura: Craugastoridae). Molecular Phylogenetics and Evolution 62:954-972.
- Sambrook, J. & D.W. Russell. 2006. Purification of nucleic acids by extraction with phenol: chloroform. Cold Spring Harbor Protocols 2006:pdb-prot4455.
- Slatkin, M. 1993. Isolation by distance in equilibrium and non-equilibrium populations. Evolution 47: 264-279.
- Sueur, J., T. Aubin & C. Simonis. 2008. Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. Bioacoustics 18:213-226.
- Vences, M., M. Thomas, R.M. Bonett & D.R. Vieites. 2005. Deciphering amphibian diversity through DNA barcoding: Chances and challenges. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360:1859-1868.



PRIMER REGISTRO DE LA RANA DE MADRIGUERA *SMILISCA DENTATA* (SMITH, 1957) PARA EL ESTADO DE ZACATECAS, MÉXICO

FIRST RECORD OF THE BURROWING TREEFROG *SMILISCA DENTATA* (SMITH, 1957) FOR THE STATE OF ZACATECAS, MEXICO

IVÁN VILLALOBOS-JUÁREZ¹

¹Organización Los Hijos del Desierto, Aguascalientes, 20427, México.

*Correspondence: lepidushunter@gmail.com

Received: 2023-01-28. Accepted: 2023-03-14. Published: 2023-04-26.

Editor: José Manuel Serrano Serrano, México.

La rana de madriguera *Smilisca dentata* (Smith, 1957) es una especie endémica del centro de México que fue descrita con solo un ejemplar recolectado en 1956 por extranjeros en el municipio de Lagos de Moreno, Jalisco. Posteriormente, Chrapliwy et al. (1961) registraron por primera vez a la especie para el estado de Aguascalientes, recolectando por lo menos 145 individuos a aproximadamente 15 kilómetros al este de la ciudad de Aguascalientes. Desde entonces, se han agregado gradualmente nuevos hallazgos de poblaciones para ambos estados (Ávila-Villegas et al., 2009; Quintero-Díaz & Vázquez-Díaz, 2009; Ávila-Villegas & Flores de Anda, 2017).

Smilisca dentata es una rana de la familia Hylidae que vive en túneles en los que reside por largos periodos durante la temporada fría y seca del año, aunque también se resguarda durante el día en la época lluviosa, temporada en la que la especie está activa (Vázquez-Díaz & Quintero-Díaz, 2005). Habita principalmente en áreas con pastizal natural inundable o pastizal desértico con presencia de huizaches *Vachellia* sp., mezquites *Prosopis* sp., o encino *Quercus* sp. (INEGI, 2008; Siqueiros-Delgado et al., 2017).

La rana de madriguera se distingue por carecer del hueso internasal y por presentar la piel unida al hueso en la zona craneal dando el aspecto de poseer cabeza plana (Duellman, 2001) y sus dedos son redondeados y adaptados para cavar (Vázquez-Díaz & Quintero-Díaz, 2005). Su piel es levemente verrugosa y la coloración es verdosa con manchas dorsales oscuras en forma de barras u óvalos, mientras que el vientre es blanquecino (Quintero-Díaz & Vázquez-Díaz, 2009).

Para esta investigación, realizamos búsquedas de *S. dentata* del 2 de agosto hasta el 14 de octubre de 2018 en la zona clasificada como pastizal natural inundable, de acuerdo con Herrera-Arrieta y Pámanes-García (2010) en el municipio de Apulco, Zacatecas.

Esta zona fue considerada como potencial para la presencia de la especie de acuerdo con el modelado de nicho ecológico mostrado por Campos-Rodríguez et al. (2014). Para confirmar esta presencia, realizamos visitas semanales nocturnas cada sábado de las 19:00 hasta las 3:00 h. Sin embargo, por eventos de inseguridad en la zona, algunas de las salidas fueron aplazadas de uno a tres días después de la fecha programada. En total se realizaron 7 salidas al campo, donde se efectuó una búsqueda realizada por tiempo de muestreo, invirtiendo un esfuerzo de 98 horas-persona realizado por dos investigadores, haciendo énfasis en zonas de pastizales inundables o cerca de los cuerpos de agua de acuerdo con la descripción del hábitat por Quintero-Díaz y Vázquez-Díaz (2009).

El 10 de octubre de 2018, encontramos 21 madrigueras a 2 km en línea recta al suroeste de la población de Apulco, Zacatecas (21.372697° N, 102.666414° O; 1,806 m s.n.m.). Como no encontramos ejemplares activos, procedimos a realizar una excavación con una pala para la recolección de individuos, pero desafortunadamente durante el proceso se dañó un ejemplar de *S. dentata* que habitaba en la madriguera. El ejemplar fue depositado en la Colección Zoológica de la Universidad Autónoma de Aguascalientes con el número de catálogo CZUAA-ANF-312. El ejemplar presenta dedos redondeados y coloración verdosa con machas dorsales oscuras en forma de óvalos que son característicos para la identificación de la especie de acuerdo con las descripciones de Duellman (2001).

Asimismo, el 29 de septiembre de 2020 durante una visita casual nocturna a la misma localidad, confirmamos la presencia de *S. dentata* con el hallazgo de un individuo vivo flotando dentro de uno de los cuerpos de agua ubicado a 40 metros de donde realizamos el hallazgo del 2018 (21.372767° N, 102.666780° O; 1,805 m s.n.m.), este último ejemplar solo se fotografió y se



Figure 1. An adult individual of the burrowing treefrog *Smilisca dentata* from Apulco, Zacatecas.

Figura 1. Individuo adulto de rana de madriguera *Smilisca dentata* del municipio de Apulco, Zacatecas.

liberó en el mismo sitio donde fue encontrado (Fig. 1). Ambos hallazgos incrementan la distribución de la especie 35 km en línea recta desde la localidad más cercana en Potrero del Campo Santo en el municipio de Villa Hidalgo, Jalisco (Quintero-Díaz & Vázquez-Díaz, 2009; GBIF, 2023; Fig. 2).

De esta manera confirmamos la presencia una población de *S. dentata* en Apulco, Zacatecas, en una localidad con pastizal natural rodeado por campos agrícolas (De la Trinidad-Cabrera, 2020). Contabilizamos un total de 21 madrigueras encontradas a menos de 50 m de los cuerpos de agua, en un área aproximadamente de 1 ha. Desconocemos el estado de conservación de la población mostrada en este estudio, pero, en el sitio del hallazgo se localizaron excretas y huellas de ganado vacuno, que es una de las principales amenazas a esta especie, porque degradan la vegetación al alimentarse de ella y alteran los suelos inundables al compactarlos (Quintero-Díaz & Vázquez-Díaz, 2009), no obstante, no encontramos madrigueras dañadas por el ganado. Desafortunadamente, también observamos la actividad de desmonte en un predio a aproximadamente 300 m de los registros aquí presentados.

Evidentemente en localidades donde se registró la especie en Aguascalientes y Jalisco, las poblaciones están colapsando, porque no existe un control sobre el cambio de uso de suelo que están generando algunas empresas internacionales de manufactura, de infraestructura turística y agricultura como lo documentaron Quintero-Díaz y Vázquez-Días (2009), por lo anterior, las evaluaciones de vulnerabilidad han clasificado a *S. dentata* como En Peligro (EN) en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2020) y Amenazada (A) por la Norma Oficial Mexicana 059-2019 (DOF, 2019).

Mediante este reporte exhortamos a las autoridades gubernamentales, académicas y pobladores locales a generar estrategias para la conservación de esta población de *S. dentata* en Zacatecas, creando un área protegida para esta nueva población y así evitar que el cambio de uso de suelo presente en los predios aledaños llegue a sitio donde habita esta especie. Para ello se requiere realizar estudios detallados sobre la ecología y estado de conservación de *S. dentata* en toda la distribución de la especie. Por último, en caso de realizar un muestreo de esta especie cuando los ejemplares están dentro de las madrigueras,

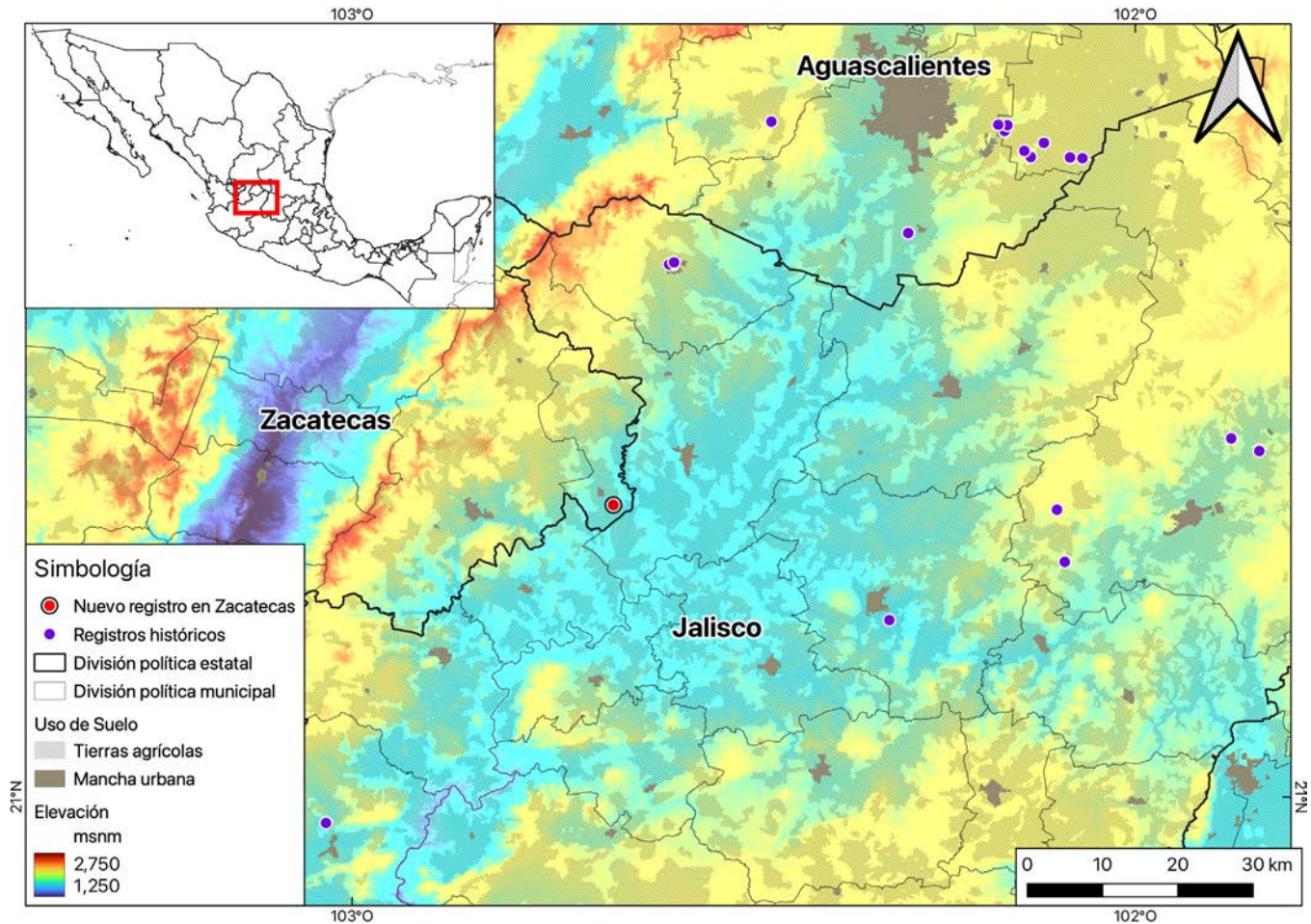


Figure 2. Distribution map of the burrowing treefrog *Smilisca dentata* in Mexico.

Figura 2. Mapa de distribución de la rana de madriguera *Smilisca dentata* en México.

recomendamos utilizar una cámara con sonda para poder observar los ejemplares dentro de los túneles y así evitar dañar las madrigueras y los ejemplares.

Agradecimientos.- Agradezco infinitamente al Dr. José Jesús Sigala Rodríguez por el apoyo otorgado durante mi estancia en la Colección Zoológica de la Universidad Autónoma de Aguascalientes y el permiso de colecta SGPA/DGVS/05874/17. Así como al biólogo Daniel Alexander Carrillo Martínez por el apoyo con la elaboración del mapa de distribución.

LITERATURA CITADA

Ávila-Villegas, H., C. Flores de Anda & L.F. Lozano-Román. 2009. Distribución de la rana de madriguera (*Smilisca dentata*) en el estado de Aguascalientes, México y nuevas perspectivas para su

conservación. Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana 17:55-60.

Ávila-Villegas, H. & C. Flores de Anda. 2017. Geographic distribution. *Smilisca dentata* (Upland Burrowing Treefrog) México: Aguascalientes: Municipality of Jesús María. Herpetological Review 48: 385.

Campos-Rodríguez, J.I., X. Flores-Leyva, A. Crispin-Flores, M. G. Lorenzo-Márquez & M. Victores-Aguirre. 2014. Distribución y estatus de conservación de la Rana de Madriguera *Smilisca dentata* (Anura: Hylidae) en el Sitio RAMSAR El Jagüey "Ejido de Buenavista de Peñuelas". Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Informe técnico de campo.

- Chrapliwy, P.S., K. Williams & H.M Smith. 1961. Noteworthy Records of Amphibians from Mexico. *Herpetologica*. 17:85-90.
- De la Trinidad-Cabrera, J.F. 2020. Contexto físico. En: La Biodiversidad en Zacatecas. Estudio de Estado. CONABIO. México. Pp. 26-46.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de Especies en Riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-2010. 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. Mexico
- Duellman, W.E. 2001. The Hylid Frogs of Middle America, Volume 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Natural History Museum of the University of Kansas, Ithaca, New York, USA.
- GBIF. 2023. GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.35nkv3> [Consultado en enero 2023].
- Herrera-Arrieta, Y. & D.S. Pámanes-García. 2010. Guía de Pastos de Zacatecas. Instituto Politécnico Nacional. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2008. Capítulo 1. Descripción del medio físico. 1.7. Vegetación primaria. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) (Ed.), La biodiversidad de Aguascalientes: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). México.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020. *Smilisca dentata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T55906A169647689. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T55906A169647689> [Consultado en enero 2023].
- Quintero-Díaz, G.E. & J. Vázquez-Díaz. 2009. Historia Natural de una Rana Muy Mexicana. Universidad Autónoma de Aguascalientes, H. Ayuntamiento del Municipio de Aguascalientes, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT, Sociedad Herpetológica Mexicana y Conservación de la Biodiversidad del Centro de México. México.
- Vázquez-Díaz, J. & G.E. Quintero-Díaz. 2005. Anfibios y Reptiles de Aguascalientes. CIEMA. CONABIO. México.



WESTERNMOST RECORD OF THE SHORT-NOSED ROCK LIZARD (*PETROSAURUS REPENS*; SQUAMATA: PHRYNOSOMATIDAE) AND COMMENTS ON ITS DISTRIBUTION

REGISTRO MÁS OCCIDENTAL DEL LAGARTO DE ROCA DE NARIZ CORTA (*PETROSAURUS REPENS*; SQUAMATA: PHRYNOSOMATIDAE) Y COMENTARIOS SOBRE SU DISTRIBUCIÓN

RAFAEL ALEJANDRO LARA-RESENDIZ^{1,2*} & JORGE HERIBERTO VALDEZ-VILLAVICENCIO¹

¹Conservación de Fauna del Noroeste A.C., Ensenada, Baja California, 22830, México.

²Instituto Tecnológico de Sonora, Cd. Obregón, Sonora, 85000, México.

*Correspondence: rafas.lara@gmail.com

Received: 2022-09-08. Accepted: 2023-03-15. Published: 2023-04-26.

Editor: Carlos Alberto Hernández Jiménez, México.

The short-nosed rock lizard, *Petrosaurus repens* (Van Denburgh, 1895), is a large oviparous phrynosomatid lizard endemic to the Baja California peninsula in Mexico. This lizard occurs from central Baja California to the Isthmus of La Paz in Baja California Sur and is also found on Isla Danzante and Isla Coronados in the Gulf of California (Grismer & Mahrtdt, 1996; Grismer, 2002; Venegas-Barrera et al., 2006). The northernmost locality of *P. repens* has been recorded by Bostic (1971), 10.9 miles NE of Rancho Santa Catarina, west of Cataviña. Grismer (2002)

mentioned a population of *P. repens* within Mesa San Carlos, without providing any detailed information on this locality. Here we describe and confirm the westernmost record of this lizard and provide information on another isolated record.

México: Baja California: Municipality of San Quintín: Mesa San Carlos (29.619°N, 115.412°W, Datum WGS84; 508 m a.s.l.). On April 26, 2022, 17 *P. repens* were seen and photographed basking on basaltic rocks (Fig. 1 A and B) on the west edge of Mesa San

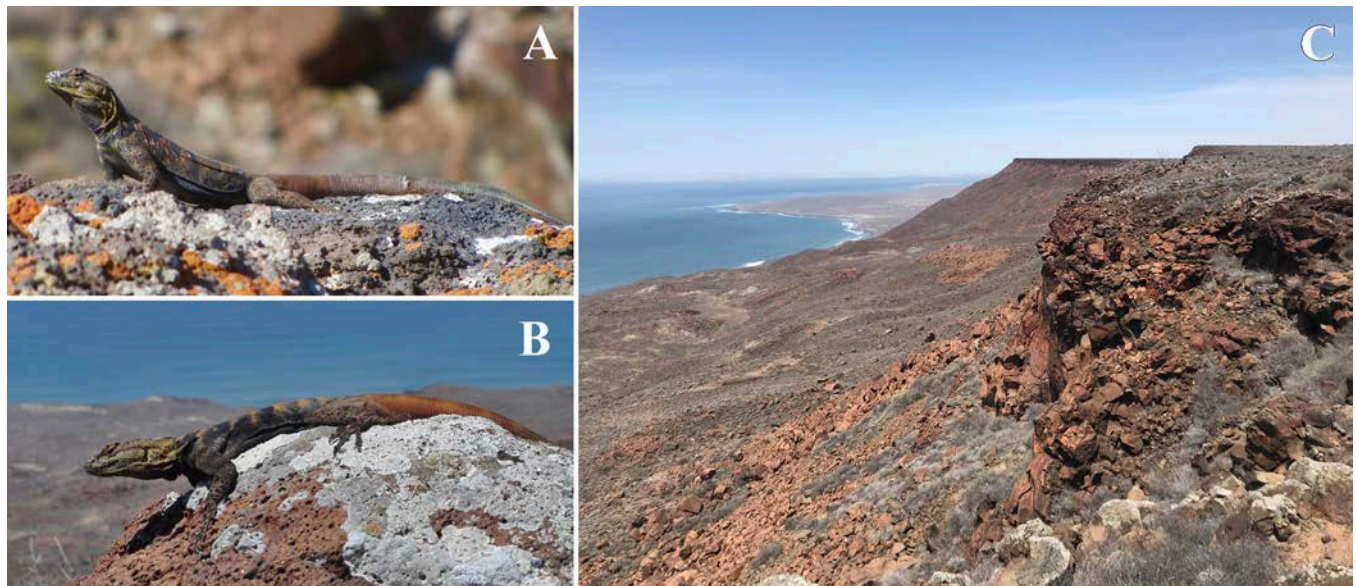


Figura 1. (A-B) Dos individuos de *Petrosaurus repens* (foto vouchers CNAR-RF 751 y 752) de la Mesa de San Carlos, Baja California; y (C) el hábitat de *P. repens* en el borde oeste de la Mesa de San Carlos.

Figure 1. (A-B) Two individuals of *Petrosaurus repens* (photo vouchers CNAR-RF 751 and 752) from Mesa San Carlos, Baja California; and (C) the habitat of *P. repens* on the western edge of Mesa San Carlos.

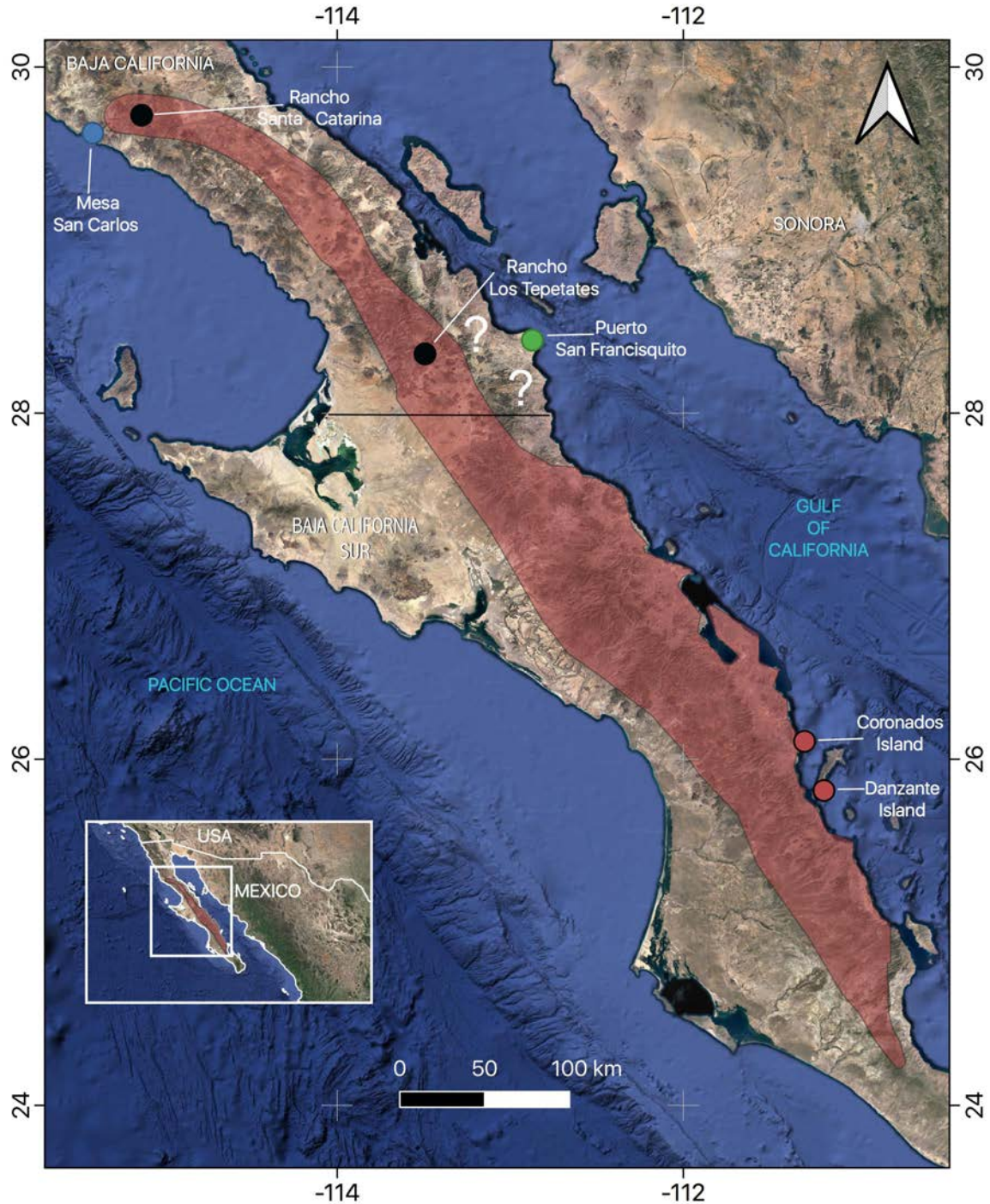


Figura 2. Distribución de *Petrosaurus repens* basado en Grismer (2002) y HerpAtlas (2022). El punto azul muestra el registro de la Mesa San Carlos (CNAR-RF-751 y 752), el punto verde muestra el registro de Puerto San Francisquito (registro en línea 21403390) y los puntos negros muestran los registros más cercanos, respectivamente. Los signos de interrogación indican las áreas donde se esperan más poblaciones de *P. repens*, pero se requiere confirmación. Los puntos rojos muestran las islas donde también se distribuye la especie.

Figure 2. Distribution of *Petrosaurus repens*, based on Grismer (2002) and HerpAtlas (2022). Blue dot represents Mesa San Carlos (CNAR-RF-751 and 752), green dot represents Puerto San Francisquito (online record 21403390) and black dots represent the nearest records, respectively. Question marks indicate areas where further *P. repens* populations are expected, but require confirmation. The red dots represent the islands where the species is also distributed.

Carlos, 2.5 km from the Pacific coastline (Fig. 1 C). Our records were verified by Anny Peralta-García, and two photos were deposited in the Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, Universidad Nacional Autónoma de México (CNAR-RF-751 and 752; photo vouchers). This population is located within the southern end of the Coastal Succulent Scrub ecoregion and in the Valle de los Cirios protected area. The habitat is mainly composed of large volcanic rocks (Fig. 1 C), with a significant amount of moisture that comes from coastal fog and marine breezes that are brought in by northwest winds (Rebman & Roberts, 2012). The vegetation is dominated by small shrubs and cacti, such as *Ambrosia bryantii*, *Ferocactus gracilis*, *Hesperoyucca whipplei*, and *Echinocereus maritimus*. The herpetofauna we observed within 2 km of the record were *Uta stansburiana*, *Urosaurus nigricaudus*, *Sceloporus orcutti*, and *Phrynosoma cerroense*. This record represents a new location within Mesa San Carlos and the first record nearby since 1971 (Bostic, 1971; Grismer, 2002). This new coastal locality is the westernmost population reported for the species from throughout its documented range in Baja California (44.5 km from 17.5 km NE Rancho Santa Catarina; Bostic, 1971).

Secondly, via citizen science data (iNaturalist: www.inaturalist.org; August 28, 2022) we found an isolated record of *P. repens* (online record 21403390) that increase its known distribution range 61.5 km to the east, as the nearest known specimen record was located to the west-southwest at Rancho Los Tepetates, Sierra de la Libertad, San Quintín, Baja California (CH-UABC 972-976,978; GBIF.org 2022). This online record was observed on March 8, 2019 at 600 meters southwest of Puerto San Francisquito, Municipality of San Quintín, Baja California (28.42147°N, 112.87164°W; Fig. 2). This record was confirmed by Anny Peralta-García and Bradford D. Hollingsworth. Field work between both localities is needed to confirm its distribution in this region of the Gulf of California. Our record, as well as this citizen science observation, significantly increase the known distribution of this Mexican endemic and understudied species.

Acknowledgments.– We thank Area de Protección de Flora y Fauna Valle de los Cirios (CONANP) for the facilities and Adriana González for cataloging the photographs. Our work was approved under SEMARNAT permit SGPA/DGVS/01370/22 to JHV. RALR would like to thank CONACyT-ITSON repatriation program (2022-2023; 165066) for their support. Finally, we thank Patricia Galina-Tessaro, Ricardo Palacios, and Elizabeth K. Lopez for their careful review of this manuscript.

CITED LITERATURE

- Bostic, D.L. 1971. Herpetofauna of the Pacific coast of North Central Baja California, Mexico, with a description of a new subspecies of *Phyllodactylus xanti*. Transactions of the San Diego Society of Natural History 16:237-264.
- GBIF.Org. 2022. *Petrosaurus repens*. Occurrence Download. The Global Biodiversity Information Facility <https://doi.org/10.15468/dl.pnyq5w>. [Accessed on 29 August 2022].
- Grismer, L.L. 2002. Amphibians and Reptiles of Baja California, including its Pacific Islands and the Islands in the Sea of Cortés. University of California Press, Berkeley, California. USA.
- Grismer, L.L. & C.R. Mahrtdt. 1996. *Petrosaurus repens* (Short-nose Rock Lizard). Herpetological Review 27:153.
- HerpAtlas. 2022. *Petrosaurus repens*. Amphibian and Reptile Atlas of Peninsular California. San Diego Natural History Museum. <https://herpatlas.sdnhm.org> [Accessed on 27 August 2022].
- Rebman, J.P. & N.C. Roberts. 2012. Baja California Plant Field Guide, 3rd Edition. San Diego Natural History Museum and Sunbelt Publications, San Diego, California, USA.
- Venegas-Barrera, C.S., G. Arnaud, L.L. Grismer & A. Rodriguez. 2006. *Petrosaurus repens* (Short-nosed Rock Lizard). Herpetological Review 37:241.



UNA NUEVA ESPECIE DE MICROTEGÚ (GYMNOPHTHALMIDAE: CERCOSAURINAE) DE LA CORDILLERA DEL CÓNDOR, ECUADOR

A NEW SPECIES OF MICROTEGÚ (GYMNOPHTHALMIDAE: CERCOSAURINAE) FROM THE CORDILLERA DEL CÓNDOR, ECUADOR

DAVID BRITO-ZAPATA^{1, 4, 8*}, JUAN M. GUAYASAMIN³, VANESA PARRA^{5, 9}, OMAR TORRES-CARVAJAL⁵ & CAROLINA REYES-PUIG^{1, 2, 6, 7}

¹Universidad San Francisco de Quito USFQ, Instituto IBIOTROP, Museo de Zoología & Laboratorio de Zoología Terrestre, Quito 170901, Ecuador.

²Universidad San Francisco de Quito USFQ, Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales COCIBA, Quito, Ecuador.

³Universidad San Francisco de Quito USFQ, Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales COCIBA, Laboratorio de Biología Evolutiva, Campus Cumbayá, Quito 170901, Ecuador.

⁴Universidad San Francisco de Quito USFQ, Maestría en Ecología Tropical y Conservación, Calle Diego de Robles s/n y Pampite, Campus Cumbayá, Quito, Ecuador.

⁵Museo de Zoología, Escuela de Biología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Avenida 12 de Octubre 1076 y Roca, Quito, Ecuador.

⁶Instituto Nacional de Biodiversidad, Unidad de Investigación, Quito, Ecuador.

⁷CIBIO-InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto, 4485-661 Vairão, Portugal.

⁸Red Ecuatoriana para el Monitoreo de Fauna Atropellada – REMFA, Quito, Ecuador.

⁹Department of Biology, University of Kentucky, Lexington, Kentucky, USA 40503.

*Correspondence: fredavidbrito@gmail.com

Received: 2022-10-17. Accepted: 2023-04-13. Published: 2023-05-03.

Editor: Oscar A. Flores-Villela, México.

Abstract.— We describe a new species of lizard of *Selvasaura* genus from Cordillera del Cóndor, in southeastern Ecuador. The new species is morphologically different from the other three species of *Selvasaura* mainly in its smaller body size (SVL: male 32.4 mm, female 33.5 mm) and coloration patterns; from the geographically closest species *S. almendarizae*, it differs mainly by having pentagonal frontoparietal scales, a higher number of transversal scales on the neck, and a longitudinal dorsal stripe more homogenous and weakly delimited by black. Phylogenetically, the new species is inferred within the genus *Selvasaura* as sister species of *S. almendarizae*, although this relationship has a low posterior probability. With this description, we recognize four species of *Selvasaura*, two of which are reported from Ecuador. The new species is known from two localities in the Cordillera del Cóndor that have serious threats such as large-scale mining and land-use change, among others.

Keywords.— Montane forest, diversity, phylogeny, Sauria, *Selvasaura*.

Resumen.— Describimos una nueva especie de lagartija del género *Selvasaura* de la Cordillera del Cóndor en el suroriente del Ecuador. La nueva especie se diferencia morfológicamente de las otras tres especies de *Selvasaura* principalmente por su tamaño corporal menor (SVL: macho 32.4 mm, hembra 33.5 mm) y patrones de coloración; de la especie con la distribución geográfica más cercana *S. almendarizae*, se diferencia principalmente por presentar las escamas frontoparietales pentagonales, mayor número de escamas transversales en el cuello y la franja dorsal longitudinal es más homogénea y débilmente delimitada de negro. Filogenéticamente, la nueva especie se posiciona dentro del género *Selvasaura*, como especie hermana de *S. almendarizae*, aunque esta relación tiene una probabilidad posterior baja. Con esta descripción reconocemos cuatro especies de *Selvasaura*, dos de las cuales están reportadas para

Ecuador. La nueva especie se conoce de dos localidades en la Cordillera del Cóndor; que presentan serias amenazas como la minería a gran escala, cambio de uso de suelo, entre otras.

Palabras clave.— Bosque montano, diversidad, filogenia, Sauria, *Selvasaura*.

INTRODUCCIÓN

La Cordillera del Cóndor, localizada en las estribaciones orientales de los Andes al sur del Ecuador y norte del Perú, es un área con una particular composición de especies de flora y fauna (Neill, 2005; 2007; Almendáriz et al., 2014). El alto endemismo de esta cordillera se sustenta no sólo en las recientes descripciones de pequeños vertebrados (Guayasamin et al., 2020; Parra et al., 2020; Moreno et al., 2021; Brito-Zapata & Reyes-Puig, 2021), sino también en las restringidas distribuciones de muchas de las especies allí registradas (Brito & Almendáriz, 2018; Brito-Zapata & Reyes-Puig, 2021; Brito-Zapata et al., 2021).

Los reptiles son uno de los grupos de vertebrados menos estudiados en esta zona. Entre estos, la familia Gymnophthalmidae despierta gran interés por contener un alto porcentaje de especies crípticas (Parra et al., 2020; Torres-Carvajal et al., 2021). En Torres-Carvajal et al. (2016) en el análisis filogenético del clado Cercosaurinae de la familia Gymnophthalmidae, se incluyen linajes de Ecuador y Perú que no habían sido descritos. Pero no fue hasta el año 2018 que Moravec et al. colocan a este grupo de especies no descritas en un nuevo género nombrado *Selvasaura*, el cual se distingue morfológicamente de otros géneros de la familia Gymnophthalmidae por presentar el disco palpebral bajo transparente y dividido, escamas dorsales levemente rugosas, escamas laterales mucho más pequeñas que las dorsales, y escamas laterales adyacentes a las ventrales no granulares. En el mismo trabajo, se describe la primera especie del género, *S. brava*. Posteriormente, Echevarría et al. (2021) describen la segunda especie para Perú *S. evasa*, y en el mismo año Torres-Carvajal et al. (2021) publican la descripción de *S. almendarizae*, que es la primera especie del género para Ecuador.

Las tres especies de *Selvasaura* han sido descritas relativamente con pocos individuos, que en su mayoría han sido colectados a lo largo de varios años. A pesar de que ya se conocía de la existencia de este grupo de especies no descritas desde el año 2016, las descripciones han sido publicadas a partir del 2018, probablemente por la escasez de registros y la dificultad para obtener especímenes (Torres-Carvajal et al. 2016; Moravec et al., 2018; Echevarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021). En el trabajo de Torres-Carvajal et al. (2016), así como en las descripciones de las tres especies del género *Selvasaura*, se incluye

en la filogenia a la secuencia genética QCAZ 12891 (especimen voucher DHMECN 11252) como un linaje independiente, es decir, ese espécimen no pertenece a ninguna de las especies descritas, pero se ubica genéticamente dentro del mismo género (Moravec et al., 2018; Echevarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021). Al obtener individuos adultos de una localidad cercana a la del espécimen DHMECN 11252, realizamos una revisión morfológica exhaustiva y con el respaldo de evidencia genética, en el presente artículo describimos una nueva especie del género *Selvasaura*. Esta especie ha sido registrada solamente en dos localidades en la Cordillera del Cóndor, provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

Taxonomía. Para la definición de especie, seguimos los lineamientos propuestos por de Queiroz (1998, 2007), en donde se considera como especie al linaje que ha evolucionado independientemente de otros. La diagnosis y descripción de la nueva especie se basó en los caracteres descritos en Kizirian (1996), Moravec et al. (2018), Echevarría et al. (2021) y Torres-Carvajal et al. (2021).

Área de estudio. El área de estudio se encuentra en la Cordillera del Cóndor, provincia de Zamora Chinchipe, en el suroriente de Ecuador. Esta cordillera se encuentra separada de la Cordillera de los Andes y presenta ecosistemas asentados sobre formaciones rocosas de piedra caliza con topografía irregular y alto endemismo (Neill, 2005; 2007). Los individuos fueron colectados en Tundayme, cantón El Panguí, en septiembre de 2012 y en la parroquia Los Encuentros, cantón Yantzaza, en agosto de 2018 y febrero de 2019. Las localidades se encuentran entre los 929 y 1 483 metros de elevación (m s.n.m.). Los individuos capturados fueron sacrificados mediante la aplicación de una solución de lidocaína al 10%. Se obtuvieron muestras de hígado que se almacenaron en etanol al 96% para extraer ADN. Posteriormente los individuos se fijaron con formalina al 10% y se preservaron y almacenaron en etanol al 75% en la colección científica del Museo de Zoología de la Universidad San Francisco de Quito (ZSFQ). Uno de los especímenes reposa en la colección de herpetología (DHMECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO).

Obtención de secuencias y análisis filogenético. La extracción del ADN de un ejemplar de la nueva especie (ZSFQ 4409) siguió el protocolo descrito en Peñafiel et al. (2020). Se amplificó y secuenció el gen mitocondrial 16S, siguiendo los cebadores y protocolos especificados en Torres-Carvajal et al. (2015). Esta secuencia fue añadida a la matriz de Torres-Carvajal et al. (2016, 2021; véase Apéndice I), la misma que contiene un amplio muestreo de Cercosaurinae. Torres-Carvajal et al. (2016) también incluye secuencias de otro ejemplar de la nueva especie (QCAZ 12891, aquí referida con el código del espécimen voucher depositado en el INABIO: DHMECN 11252). La matriz analizada cuenta con secuencias totales o parciales de los siguientes genes mitocondriales: subunidad ribosomal pequeña (12S) y grande (16S), subunidad IV del gen NADH. La matriz también incluye un gen nuclear, el factor de maduración del ovocito (c-mos). Las secuencias fueron alineadas en MAFFT v.7 (Multiple Alignment Program for Amino Acid or Nucleotide Sequences: <http://mafft.cbrc.jp/alignment/software/>), con la estrategia Q-INS-i. Se revisó visualmente el alineamiento resultante con el programa Mesquite (Maddison & Maddison, 2019), sin que se requieran

modificaciones adicionales. La selección de los modelos de evolución se realizó a través del programa PartitionFinder v1.1.1. (Lanfear et al., 2012), utilizando el algoritmo 'greedy' con los largos de ramas de particiones alternativas enlazadas (linked) para la búsqueda de la partición más óptima; para esto la matriz concatenada fue subida a PartitionFinder para así seleccionar el mejor esquema de partición. La topología, largo de ramas y apoyo nodal se infirieron con MrBayes (Rambaut et al., 2018). El análisis se realizó con un total de 20 millones de generaciones, se utilizaron cuatro cadenas independientes MCMC, con los valores predefinidos. Los datos relacionados a las búsquedas, incluyendo los árboles, fueron muestreados cada 10 000 generaciones. Los valores de convergencia se revisaron en Tracer (Rambaut et al., 2018), removiendo el 10% inicial de todos los árboles (burninfrac = 0.1); los árboles restantes fueron utilizados para calcular la probabilidad posterior de cada nodo. Los árboles finales fueron visualizados y editados en FigTree v1.4.4 (Rambaut, 2018). La distancia genética entre la nueva especie y la más relacionada filogenéticamente (*S. almendarizae*) fue calculada utilizando PAUP* v.4.0a (Swofford, 2002) (ver Tabla 1).

Table 1. Matrix of uncorrected genetic distances (p - distances) between species of the genus *Selvasaura*. The genetic distances of *S. mamaduluae* sp. nov. are highlighted. / **Tabla 1.** Matriz de distancias genéticas no corregidas (distancias - p) entre especies del género *Selvasaura*. Las distancias genéticas de *S. mamaduluae* sp. nov. están los renglones resaltados.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 <i>Selvasaura almendarizae</i> QCAZ5073	-												
2 <i>Selvasaura almendarizae</i> QCAZ9140	0.00224	-											
3 <i>Selvasaura almendarizae</i> QCAZ1279	0.00225	0.00000	-										
4 <i>Selvasaura brava</i> MUSM32718	0.05613	0.05386	0.05386	-									
5 <i>Selvasaura brava</i> MUSM32738	0.05168	0.04941	0.04941	0.00442	-								
6 <i>Selvasaura brava</i> NMP6V75653	0.05390	0.05162	0.05162	0.00221	0.00221	-							
7 <i>Selvasaura brava</i> NMP6V75654	0.05168	0.04941	0.04941	0.00442	0.00000	0.00221	-						
8 <i>Selvasaura brava</i> NMP6V75655	0.05168	0.04941	0.04941	0.00442	0.00000	0.00221	0.00000	-					
9 <i>Selvasaura evasa</i> CORBIDI15117	0.05382	0.05382	0.05382	0.05797	0.05354	0.05575	0.05354	0.05354	-				
10 <i>Selvasaura evasa</i> CORBIDI15118	0.05382	0.05382	0.05382	0.05797	0.05354	0.05575	0.05354	0.05354	0.00000	-			
11 <i>Selvasaura evasa</i> CORBIDI15119	0.05382	0.05382	0.05382	0.05797	0.05354	0.05575	0.05354	0.05354	0.00000	0.00000	-		
12 <i>Selvasaura mamaduluae</i> sp. nov. DHMECN 11252	0.04504	0.04505	0.04505	0.06497	0.06054	0.06275	0.06054	0.06054	0.06473	0.06473	0.06473	-	
13 <i>Selvasaura mamaduluae</i> sp. nov. ZSFQ 4409	0.02262	0.02262	0.02262	0.03286	0.03059	0.03289	0.03059	0.03059	0.03533	0.03533	0.03533	0.01015	-

Morfología externa. Se realizó una revisión de especímenes del clado Cercosaurinae de la familia Gymnophthalmidae, en las principales colecciones científicas de reptiles del Ecuador: Museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (QCAZ), División de Herpetología del Instituto Nacional de Biodiversidad (DHMECN- INABIO) y Museo de Zoología de la Universidad San Francisco de Quito (ZSFQ). En total se revisaron seis especímenes del género *Selvasaura*, tres de ellos pertenecen a *S. almeidarizae* en la colección científica QCAZ, un individuo juvenil de *S. sp. nov.* en la colección DHMECN-INABIO y dos especímenes adultos de *S. sp. nov.* en la colección ZSFQ.

De los especímenes de *Selvasaura. sp. nov.* se realizaron conteos de escamas y se tomaron medidas morfométricas con un calibrador digital con precisión de 0.1 mm, basándose en estudios previos (Montanucci, 1973; Kizirian, 1996; Parra et al., 2020; Torres-Carvajal et al., 2021). Las siguientes mediciones morfométricas fueron registradas: longitud rostro-cloaca (LRC), longitud cola (LC), longitud cabeza (LCA), ancho cabeza (AC), distancia ojo-hocico (DOH), longitud brazo (LB), longitud pata (LP), distancia axila-ingle (DAI). Se realizaron los siguientes conteos de escamas: lamelas del IV dedo de la mano, lamelas del IV dedo del pie, dorsales en hileras transversales, ventrales en hileras longitudinales, ventrales en hileras transversales, escamas alrededor del medio cuerpo, supraoculares, superciliares, supralabiales, infralabiales, gulares en hileras transversales, postparietales, pregulares entre el último par de geneiales, escamas insertadas entre la superciliar y supraocular, presupraocular, sutura entre las prefrontales, condición nasal-rostral y conteo de poros femorales. Los especímenes fueron sexados mediante una incisión entre la base de la cola y la cloaca para confirmar la presencia de hemipenes.

Las fotografías para las figuras fueron tomadas con un estereomicroscopio de gran aumento SZX16 con cámara digital. DBZ: David Brito-Zapata; CRP: Carolina Reyes-Puig.

RESULTADOS

Análisis filogenéticos. La matriz analizada tiene 148 terminales y 1949 caracteres. El mejor esquema de partición determinado por PartitionFinder fue: (i) 12S + 16S [GTR + I + G]; (ii) ND4, posición del 1er codón [GTR + I + G]; (iii) ND4, posición del 2do codón [GTR + I + G]; (iv) ND4, posición del 3er codón [GTR + G]; (v) c-mos, posición del 3er codón [K80 + G]; and (vi) c-mos, posición del 1er y 2do codón (HKY + G). El árbol filogenético bayesiano inferido se muestra en la Figura 1, y es consistente con las relaciones documentadas en estudios previos (Moravec et al., 2018; Torres-Carvajal et al., 2021). La nueva especie, descrita abajo, es inferida

como perteneciente al género *Selvasaura*, con máximo soporte (probabilidad posterior = 1).

Selvasaura mamaduluae sp. nov.

Unnamed clade 3 (Torres-Carvajal et al. 2016) en parte.

Selvasaura sp. (Moravec et al. 2018) en parte.

Selvasaura sp. (Echevarría et al. 2021) en parte.

Selvasaura sp. (Torres-Carvajal et al. 2021) en parte.

LSID: urn:lsid:zoobank.org:pub:8274F056-8ABD-46C5-B5F7-D5713F119354

Nomenclatural act: LSIDurn:lsid:zoobank.org:act:676F4532-416A-47F0-84B6-5D46BAB37FE9

Figuras 1, 2 y 3

Nombre común propuesto en inglés. Mama Dulu Microtegus

Nombre común propuesto en español. Microtegúes de Mama Dulu

Holotipo. ZSFQ 4409 (No. de campo 158; Figs. 2 y 3), macho adulto, Ecuador, Cordillera del Cóndor, provincia de Zamora Chinchipe, cantón Yantzaza, parroquia Los Encuentros (3.753068° S, 78.536519° W; 1,483 m s.n.m., Fig. 2), colectado por David Brito-Zapata el 9 de febrero de 2019.

Paratipos. ZSFQ 1361 (No. de campo 187; Fig. 2), hembra adulta, colectada en la misma localidad que el holotipo por David Brito-Zapata el 19 de agosto de 2018; DHMECN 11252, individuo juvenil colectado en Zamora Chinchipe, cantón El Pangui, Tundayme, Vía 1. Concesión Mirador Norte ECSA (3.565343° S, 78.452951° W; 929 m s.n.m.), colectado por Raquel Betancourt Yépez el 6 de septiembre de 2012.

Posicionamiento genérico. Asignamos la nueva especie al género *Selvasaura*, debido a los resultados filogenéticos (Fig. 1; véase también Torres-Carvajal et al., 2016, 2021; Moravec et al., 2018) y a la combinación de los siguientes caracteres que diagnostican al género (Moravec et al., 2018): Disco palpebral transparente y no dividido; escamas dorsales levemente rugosas; escamas laterales distintivamente más pequeñas que las escamas dorsales; escamas laterales adyacentes a las escamas ventrales no granulares.

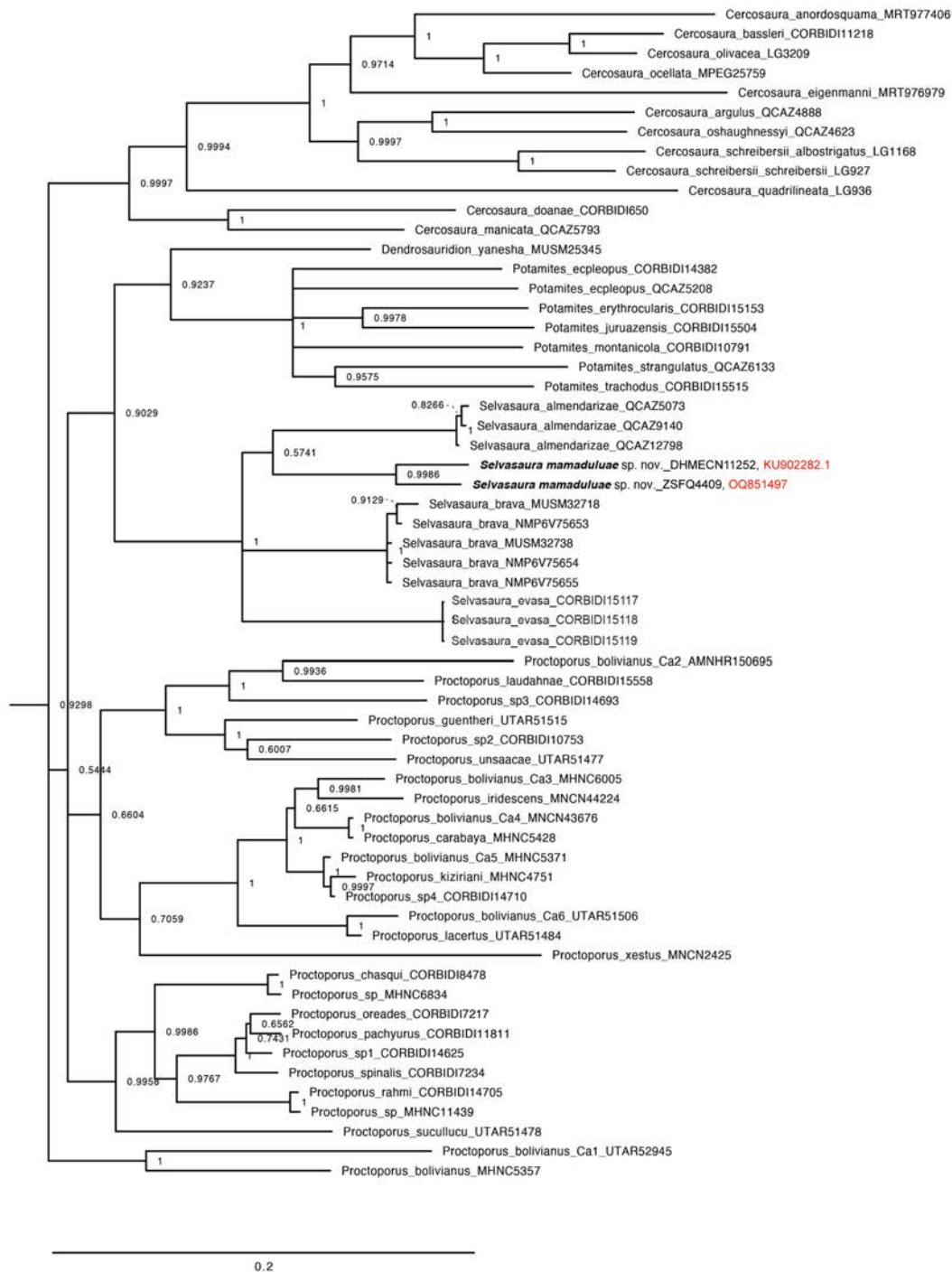


Figure 1. Phylogenetic relationships of *Selvasaura* and related genera, using Bayesian analysis of a data set composed of full and partial sequences of three mitochondrial genes (12S, 16S, ND4) and one nuclear (c-mos). Partial phylogenetic tree of the Cercosaurini clade. The numbers correspond to the nodal support, estimated with posterior probabilities. The information corresponding to each terminal is detailed in Appendix I.

Figura 1. Relaciones filogenéticas de *Selvasaura* y géneros afines, utilizando análisis bayesianos de un set de datos compuestos por secuencias totales y parciales de tres genes mitocondriales (12S, 16S, ND4) y un nuclear (c-mos). Árbol filogenético parcial del clado Cercosaurini. Los números corresponden al soporte nodal, estimado con probabilidades posteriores. La información correspondiente a cada terminal se detalla en el Apéndice I.

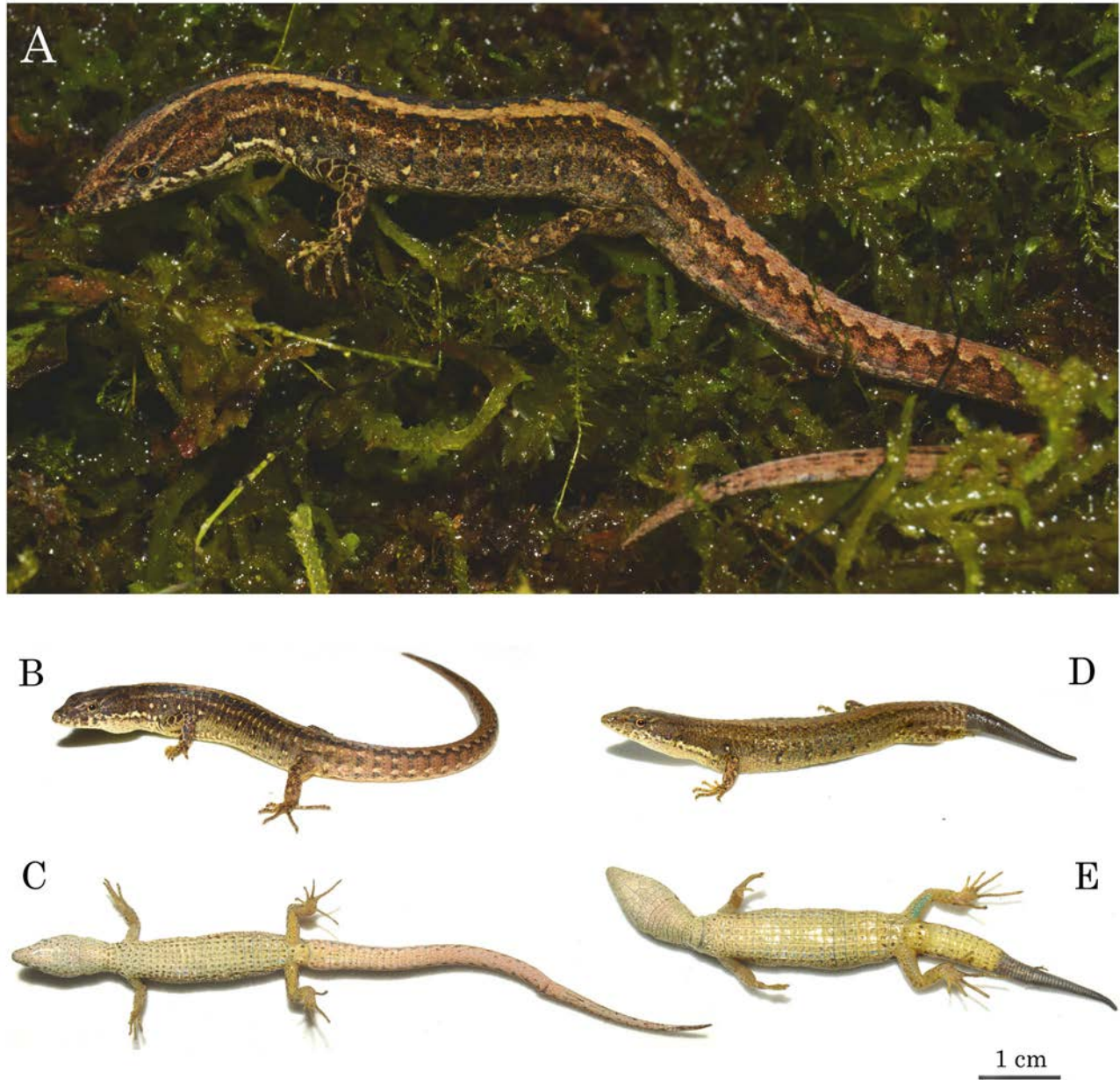


Figure 2. Live photos of *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. Holotype (ZSFQ 4409, male) in dorsolateral (A, B) and ventral (C) views; paratype ZSFQ 1361 (female) in dorsolateral (D) and ventral (E) views. The scale applies only to photographs on a white background. Photos: DBZ.

Figura 2. Fotos en vida de *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. Holotipo (ZSFQ 4409, macho) en vistas dorsolateral (A, B) y ventral (C); paratipo ZSFQ 1361 (hembra) en vistas dorsolateral (D) y ventral (E). La escala aplica solamente a las fotografías en fondo blanco. Fotos: DBZ.

Diagnosis. Una nueva especie de saurio relativamente pequeña (LRC en el macho 32.4 mm, en la hembra 33.5 mm) caracterizada por: (1) escamas de la cabeza lisas; (2) frontoparietales y parietales en pares; (3) escamas frontonasal, frontal e interparietal no divididas; (4) dos escamas prefrontales; (5) disco palpebral transparente, no dividido; (6) tres supraoculares; (7)

cuatro superciliares; (8) nasal dividida; (9) loreal en contacto con la segunda escama supralabial; (10) siete supralabiales y seis infralabiales; (11) tres pares de geneiales, los dos primeros pares en contacto; (12) collar con 11 escamas de tamaño similar; (13) 32 hileras de escamas dorsales entre el occipucio y el margen posterior de la extremidad trasera; (14) 23–25 hileras

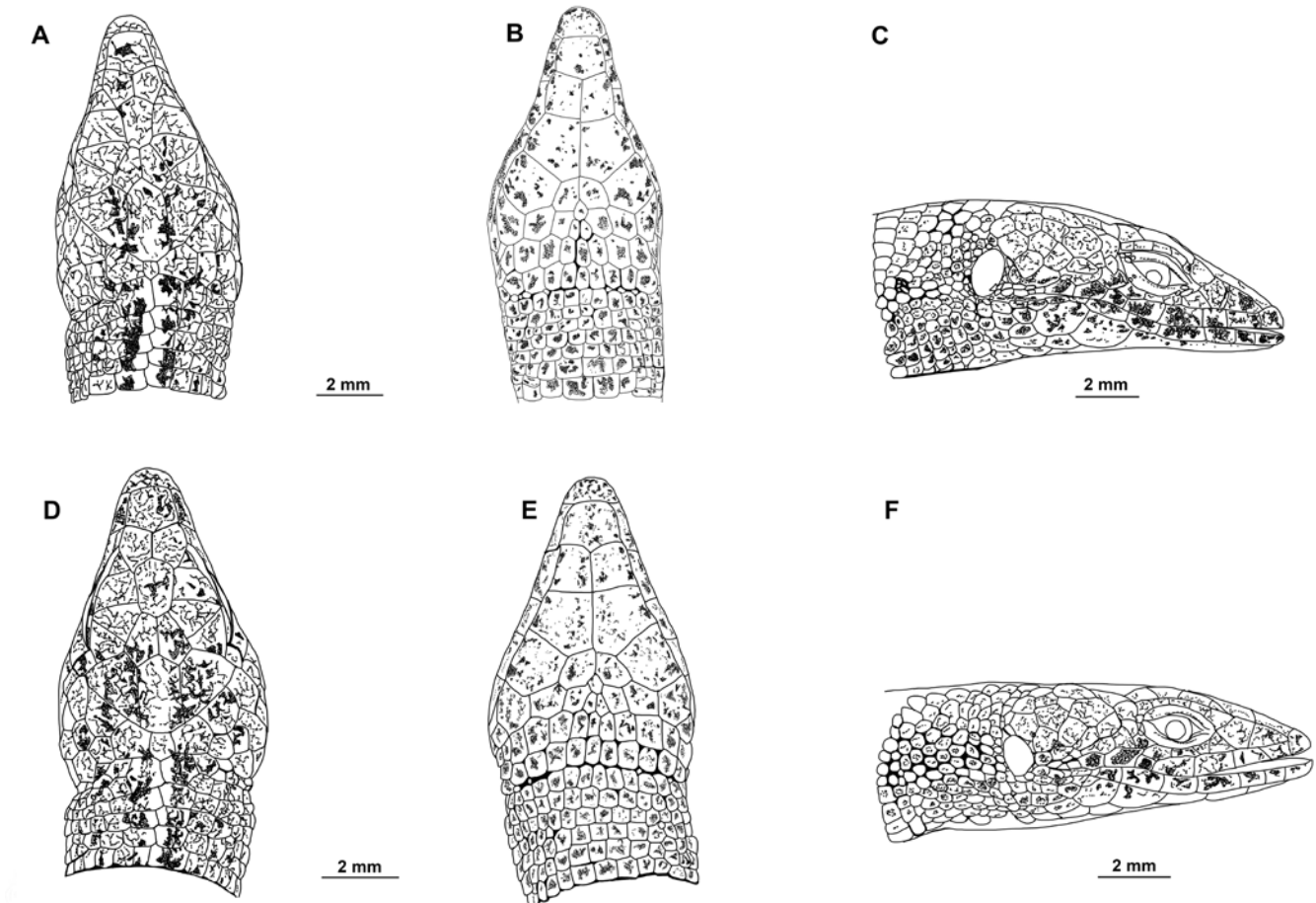


Figure 3. Detail of the head of *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. Holotype (ZSFQ 4409, male) in dorsal (A), ventral (B) and lateral (C) views; paratype ZSFQ 1361 (female) in dorsal (D), ventral (E) and lateral (F) views. Illustrations: CRP. We include individual scales to allow identification of relative sizes of the scales and head.

Figura 3. Detalle de la cabeza de *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. Holotipo (ZSFQ 4409, macho) en vistas dorsal (A), ventral (B) y lateral (C); paratipo ZSFQ 1361 (hembra) en vistas dorsal (D), ventral (E) y lateral (F). Ilustraciones: CRP. Incluimos escalas individuales para permitir la identificación de tamaños relativos de las escamas y cabeza.

transversales de escamas ventrales; (15) 32–35 escamas ventrales a medio cuerpo; (16) 10 hileras longitudinales de escamas ventrales a medio cuerpo; (17) 9 poros femorales en machos, ausentes en hembras; (18) 15 lamelas subdigitales en el dedo IV de la mano; (19) 18–20 lamelas subdigitales en el dedo IV del pie; (20) placa cloacal conformada por cuatro escamas alargadas; (21) coloración del dorso café claro a oscuro, con una franja longitudinal color café claro débilmente delimitada de negro, que se extiende a lo largo de la cabeza, cuerpo y cola, y dos líneas crema débilmente definidas paralelas a la banda longitudinal media; franja lateral no uniforme de color crema que se extiende desde la parte posterior del ojo hasta la inserción del brazo; 6 ocelos en la hembra y 7 ocelos en el macho color crema delimitados completamente o parcialmente de negro a cada lado del cuerpo; vientre color crema que se torna amarillento hacia la parte posterior del cuerpo, manchas irregulares café

débilmente definidas en cada escama de la región ventral; iris amarillo anaranjado.

Comparación con especies similares (Tabla 2). La nueva especie se distingue de las otras tres especies de *Selvasaura* principalmente por tener una longitud rostro-cloaca (LRC) menor a la documentada en otras especies (valores máximos): *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. (macho: 32.4 mm; hembra: 33.5 mm), *S. almendarizae* (machos: 39.73 mm; hembras: desconocido), *S. brava* (machos: 45.9 mm; hembras: 42.1 mm), y *S. evasa* (machos: 46.1 mm; hembras: 52.2 mm). Además, *S. mamaduluae* sp. nov. presenta escamas frontoparietales pentagonales, que en *S. almendarizae* y *S. brava* son hexagonales. *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. se diferencia de *S. brava* y *S. evasa* por presentar menos filas transversales de escamas dorsales (*S. mamaduluae* sp. nov. 31–32; *S. brava* 33–36; *S. evasa* 33–38). *Selvasaura mamaduluae* sp.

Table 2. Morphological characters of the species of the genus *Selvasaura*. / **Tabla 2.** Caracteres morfológicos de las especies del género *Selvasaura*.

	<i>Selvasaura mamaduluae</i> sp. nov. (n = 2)	<i>Selvasaura almendarizae</i> (n = 3)	<i>Selvasaura brava</i> (n = 6)	<i>Selvasaura evasa</i> (n=6)
Filas transversales de escamas dorsales entre el occipucio y el margen posterior de la extremidad trasera	31-32	25-32	33-36	33-38
Escamas alrededor del medio cuerpo	32-35	29-32	32-34	44-50
Filas longitudinales de escamas ventrales al medio cuerpo	10	8-10	10	10-12
Escamas en el cuello	11	7-9	9-11	9-10
Poros femorales en machos (una pata)	9	9-12	7-9	9-12
Máximo LRC en machos (mm)	32.38	39.73	45.9	46.1
Máximo LRC en hembras (mm)	33.47	Desconocido	42.1	52.2
Franja dorsal longitudinal en machos	Café claro, homogénea con una delimitación lateral negra casi imperceptible	Café claro, irregular, delimitada por dos franjas negras delgadas, discontinuas e irregulares	Café claro, irregular, delimitada por dos franjas negras delgadas, discontinuas e irregulares	Amarilla, delgada e irregular, delimitada por dos bandas negras, gruesas y homogéneas
Franja lateral en la cabeza	Irregular, color crema delimitada de negro, se extiende desde los labios a la altura del ojo hasta la coyuntura anterior del brazo	Irregular, color crema delimitada de negro, se extiende desde los labios a la altura del ojo hasta la coyuntura anterior del brazo	Más ancha que sus congéneres, color blanco cremoso, nace en el hocico	Más ancha que sus congéneres, color blanco cremoso, nace en el hocico
Superficies ventrales	Garganta y vientre crema, con manchas café dentro de cada escama, extremidades posteriores y cola crema amarillento	Garganta y vientre blanco cremoso con puntos negros, extremidades posteriores y cola blanco o crema amarillento	Garganta y vientre blanco cremoso con puntos negros, extremidades posteriores y cola blanco o crema amarillento	Garganta y vientre crema, con manchas café dentro de cada escama, cola naranja, extremidades anteriores y posteriores amarillas con flecos cafés
Superficie ventral de la cola en machos	Tonos rosados a rojizos	Tonos rojizos	Blanco amarillento	Tonos rojizos más intensos que sus congéneres

nov. se distingue de *S. almendarizae* y *S. evasa* (características en paréntesis) por tener mayor número de escamas transversales en el cuello, 11 (7-9 y 9-10 respectivamente). *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. también se diferencia de *S. evasa* (características en paréntesis) por presentar 32-35 escamas a medio cuerpo (44-50), y tener 5-6 filas de escamas laterales a medio cuerpo (0-3). Las cuatro especies de *Selvasaura* presentan coloración dorsal con diferentes tonos de café, los machos adultos presentan una franja dorsal longitudinal claramente definida, que se extiende a lo largo de todo el cuerpo y se va desvaneciendo en la cola; *S. evasa*

presenta esta franja amarilla, delgada e irregular, delimitada por dos bandas negras gruesas homogéneas; *S. almendarizae* y *S. brava* presentan esta franja irregular, café claro delimitada por dos franjas irregulares discontinuas, negras y más delgadas; *S. mamaduluae* sp. nov. tiene la franja café claro más homogénea y la delimitación lateral negra es casi imperceptible, se mezcla con el color café del dorso. En individuos juveniles de las cuatro especies esta franja es menos definida, mientras que en las hembras presentan una línea más ancha, menos definida y de tonos más opacos que en los machos (hembra desconocida en

S. almendarizae). *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. y *S. almendarizae* presentan una banda irregular color crema, delimitada de negro que se extiende desde los labios a la altura del ojo hasta la coyuntura anterior del brazo; en *S. evasa* y *S. brava* esta banda nace en el hocico, es color blanco cremoso y mucho más ancha que en las otras dos especies. La garganta y el vientre son blanco cremoso con puntos negros, y las superficies ventrales de las extremidades posteriores y cola blanco amarillento en *S. almendarizae* y *S. brava*; en *S. evasa* y *S. mamaduluae* sp. nov. la garganta y vientre son crema con manchas café dentro de cada escama, *S. evasa* presenta las superficies ventrales de las extremidades amarillas con flecos café y de la cola color naranja; *S. mamaduluae* sp. nov. tiene las superficies ventrales de las extremidades posteriores y la cola en la hembra color crema amarillento, en el macho la región ventral se torna rosada a rojiza hacia la cola. Se repite el patrón de coloración de tonos rojizos en la parte ventral de la cola en los machos de *S. almendarizae*, *S. mamaduluae* sp. nov. y mucho más acentuado en *S. evasa*, mientras que en *S. brava* es blanco amarillento. Iris amarillo anaranjado en *S. mamaduluae* sp. nov., anaranjado en *S. almendarizae* y *S. evasa*, bronceado con un tinte anaranjado en *S. brava*.

Descripción del holotipo. Macho adulto (ZSFQ 4409); LRC 32.38 mm; LC 16.97 mm; LCA 4.33 mm; AC 5.5 mm; DOH 3.3 mm; LB 12.23 mm; LP 16.32 mm; DAI 18.35 mm. Escamas dorsales y laterales de la cabeza lisas y yuxtapuestas; rostral rectangular; frontonasal pentagonal, más larga que ancha; prefrontales pentagonales, lateralmente en contacto con la nasal, loreal y la primera superciliar; frontal octagonal, más larga que ancha, en contacto con las prefrontales y la supraocular I y II; frontoparietales pentagonales, más largas que anchas, más anchas posteriormente, en contacto con las supraoculares II y III; interparietal heptagonal, bordes laterales paralelos entre ellos; parietales más cortas que la interparietal, con una forma sub-triangular pero con seis lados moderadamente definidos, en contacto con la supraocular III; tres postparietales, la escama del medio cinco veces más pequeña que las laterales; siete supralabiales, la tercera ligeramente más larga; seis infralabiales, la tercera y la quinta más alargadas; temporales lisas y pentagonales en su mayoría; nasal dividida por encima y por debajo de la fosa nasal, anteriormente en contacto con la rostral, ventralmente en contacto con la supralabial I y II, posteriormente en contacto con la loreal, frontonasal y prefrontales dorsalmente; loreal pentagonal en contacto con la supralabial II; frenocular subtriangular, en contacto con la loreal y las supralabiales II y III; tres supraoculares, la primera más grande; superciliares 5/4 (derecha/izquierda), la primera más alargada y en contacto con la loreal; un disco palpebral transparente; tres suboculares, la tercera de mayor tamaño;

tres postoculares, la tercera ligeramente más grande; oído abierto sin bordes dentados; tímpano empotrado en un meato auditivo poco profundo; mental 1.56 veces más larga que ancha (aproximadamente un 25% más ancha que larga), postmental pentagonal más ancha que larga, seguida de tres pares de geneiales, los dos primeros pares en contacto, el tercer par separado por las postgeneiales, un par de escamas pregulares a cada lado; todas las geneiales en contacto con las infralabiales; gulares lisas dispuestas en nueve filas; collar con 11 escamas de tamaño similar, ligeramente pequeñas lateralmente.

Escamas de la nuca más anchas que las dorsales; escamas de los lados del cuello pequeñas; escamas dorsales homogéneas, más largas que anchas; 32 hileras de escamas entre el occipucio y el margen posterior de las patas traseras; 15 hileras de escamas dorsales a medio cuerpo; escamas dorsales separadas de las ventrales por cinco hileras de escamas pequeñas; pliegue lateral presente; escamas ventrales homogéneas, dispuestas en 25 hileras transversales entre el pliegue del cuello y las escamas preanales; 10 hileras longitudinales de escamas ventrales a medio cuerpo; escamas subcaudales lisas y yuxtapuestas; región axilar con escamas granulares; escamas de la superficie dorsal de las patas posteriores lisas e imbricadas; 15/16 (derecha/izquierda) lamelas subdigitales en el dedo IV de la mano; 20/20 lamelas subdigitales bajo el dedo IV del pie; placa cloacal con cuatro escamas, rodeada anteriormente por cuatro escamas, las dos de los extremos mucho más pequeñas que las centrales; 8/9 poros femorales.

Coloración del holotipo en vida (Fig. 2). Dorso café oscuro con una franja longitudinal café claro, débilmente delimitada por negro, que se extiende desde la punta del hocico hasta la cola, franja irregular color crema que se extiende por los labios a la altura del ojo hasta la coyuntura anterior del brazo, presencia de ocelos laterales color crema rodeados de manchas negras que se distribuyen desde el hombro hasta la ingle, franjas dorsolaterales color crema paralelas a la línea media que se extienden desde la base de la cabeza hasta el primer segmento de la cola, vientre color crema que se va tornando amarillento en las patas posteriores y rosado en la superficie ventral de la cola, manchas irregulares en el centro de cada escama principalmente concentradas en el dorso, iris anaranjado.

Variación en la coloración (Fig. 2). La coloración dorsolateral en la hembra es de tonos claros de café, la banda longitudinal dorsal ligeramente definida, mientras que el macho presenta tonos de café más oscuros y la banda longitudinal bien definida, delimitada por negro. En la hembra la coloración crema del vientre se va tornando amarillenta hacia la parte posterior,

llegando a ser amarillenta en las superficies ventrales de parte de la cola y extremidades posteriores. En el macho la coloración crema se mantiene en todo el vientre, solamente las superficies ventrales de las patas posteriores tienen un color amarillento, mientras que en la cola presenta un color rosado a rojizo. El individuo juvenil presenta la coloración dorsal similar a la hembra, las superficies ventrales son de color crema amarillento.

Distribución e historia natural. *Selvasaura mamaduluae* sp. nov. ha sido registrada en dos localidades en la Cordillera del Cóndor en la provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador (Fig. 4), las cuales

están separadas en línea recta por aproximadamente 23 km. Los dos individuos (ZSFQ 4409, ZSFQ 1361) fueron encontrados alrededor de las 11:00 am en el suelo, cerca de un área boscosa con remoción de vegetación activa, que pertenece al ecosistema Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013). Se desconoce otros aspectos de la historia natural de esta especie.

Etimología. El epíteto específico “mamaduluae” es un patronímico de Mama Dulu, como se conocía a Dolores Cacuango, líder indígena del pueblo Kayambi originario del norte del Ecuador.

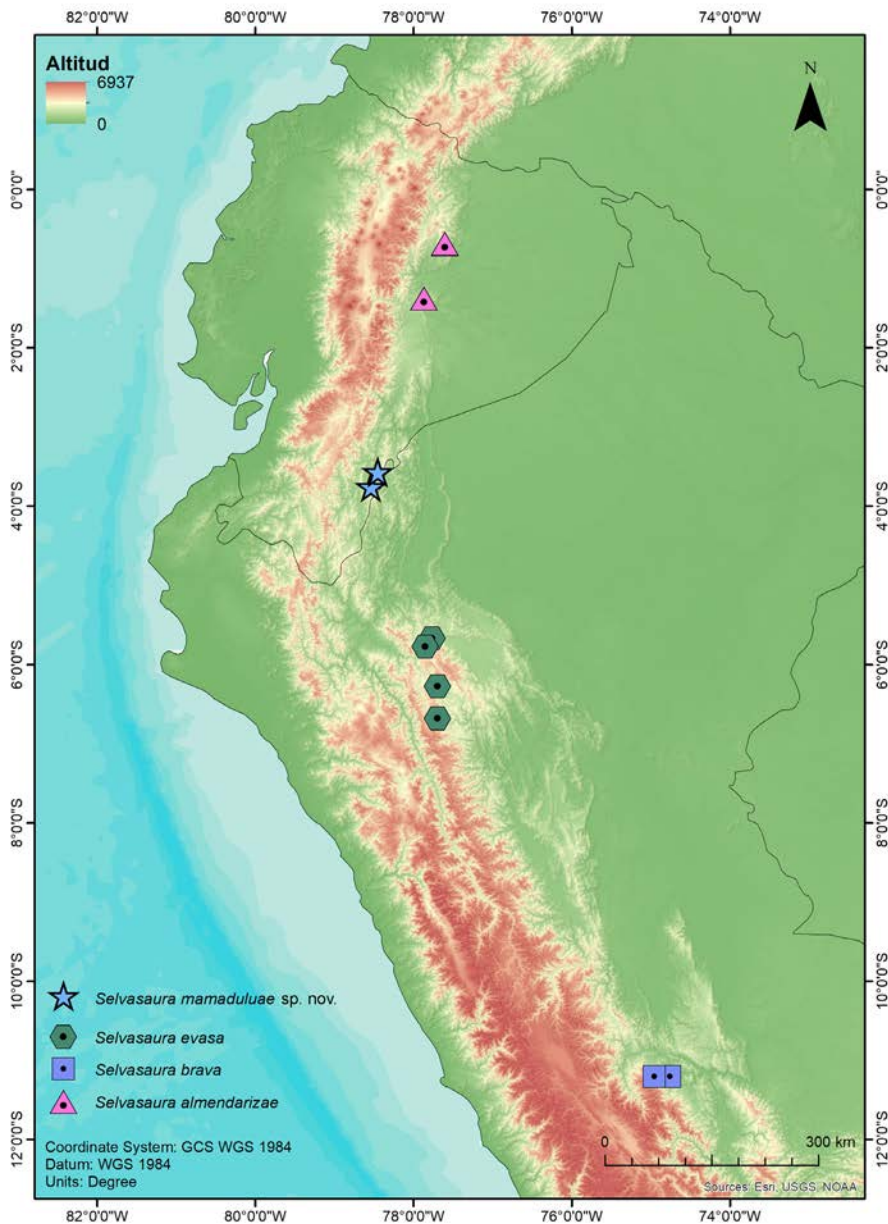


Figure 2. Distribution of the genus *Selvasaura* in Ecuador and Peru.

Figura 2. Distribución del género *Selvasaura* en Ecuador y Perú.

Dolores Cacuango fue una mujer indígena rebelde y autodidacta, fundadora y Secretaria General de la Federación Ecuatoriana de Indios (FEI) en 1944. Siempre defendió la importancia de la educación bilingüe para indígenas, por lo que fue fundadora de escuelas con este sistema educativo, con enseñanza de profesores quichuas. “Nosotros somos como los granos de quinua si estamos solos, el viento lleva lejos. Pero si estamos unidos en un costal, nada hace el viento, bamboleará, pero no nos hará caer” Dolores Cacuango (Rodas, 1998).

DISCUSIÓN

Selvasaura mamaduluae sp. nov. es la cuarta especie descrita del género, además de *S. almendarizae*, *S. brava* y *S. evasa* (Moravec et al., 2018; Echevarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021). A pesar de que las cuatro especies son morfológicamente similares, se encontraron diferencias en los tamaños corporales, composición de escamas y patrones de coloración.

Moravec et al. (2018) diferencian a *Selvasaura* de otros géneros por presentar un disco palpebral bajo transparente y no dividido, escamas dorsales levemente rugosas, escamas laterales distintivamente más pequeñas que las dorsales, y escamas laterales adyacentes a las ventrales no granulares. Con la adición de esta nueva especie, sugerimos a la línea dorsal longitudinal amarilla o café claro y la escama nasal parcial o totalmente dividida como caracteres complementarios de identificación del género *Selvasaura*. Estas características lo diferencian de *Cercosaura*, que es el género más parecido morfológicamente, el cual no presenta la línea dorsal longitudinal y la escama nasal no está dividida (Moravec et al., 2018; Sturaro et al., 2018; Echevarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021). Sin embargo, se debe considerar que las especies de Perú *S. brava* y *S. evasa* se describieron con seis especímenes, mientras que las especies de Ecuador (*S. almendarizae*, *S. mamaduluae* sp. nov.) se describieron con tres especímenes (Moravec et al., 2018; Echevarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021). Estamos conscientes de que la cantidad de material tipo es limitada, por lo tanto, las características fenotípicas del género y el dimorfismo sexual está sujeto a variación relacionado con el tamaño de la muestra.

Los análisis filogenéticos confirman que la nueva especie pertenece al género *Selvasaura* y que representa un linaje no descrito (Fig. 1). Esta evidencia fue publicada en el trabajo de Torres-Carvajal et al. (2016) y en las descripciones de las otras tres especies de *Selvasaura*, en donde consta la secuencia con código QCAZ 12891 como un linaje independiente de las especies descritas (Moravec et al., 2018; Echevarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021). En el presente artículo reemplazamos

el código QCAZ 12891 por DHMECN 11252, debido a que este último es el código correspondiente al espécimen voucher. Mediante la inclusión de la secuencia genética del holotipo de *S. mamaduluae* sp. nov. (ZSFQ 4409) en el árbol filogenético del clado Cercosaurinae, se evidenció que se trata de la misma especie que DHMECN 11252. Con la adición de *S. mamaduluae* sp. nov. y de *S. evasa*, en el más reciente árbol filogenético publicado de este género, se completan las cuatro especies secuenciadas hasta el momento (Torres-Carvajal et al. 2021).

Existe un distanciamiento geográfico entre las localidades tipo de las cuatro especies; así, *S. mamaduluae* sp. nov. se encuentra separada de *S. brava* por más de 900 km (Moravec et al., 2018), de *S. almendarizae* se separa por más de 350 km (Torres-Carvajal et al., 2021), mientras que de *S. evasa* se separa por 336 km (Echevarría et al., 2021). La localidad tipo de *S. mamaduluae* sp. nov. se encuentra en la Cordillera de Cóndor, una cadena montañosa separada del resto de los Andes orientales por los valles de los ríos Nangaritza, Zamora y Bomboiza; este aislamiento ha favorecido la evolución de numerosas especies de flora y fauna (Neill, 2005; 2007). Por ejemplo, en los últimos dos años se han descrito cinco pequeños vertebrados en esta zona, y tres de estos se han registrado únicamente en la localidad tipo (Guayasamín et al., 2020; Brito-Zapata & Reyes-Puig, 2021; Brito-Zapata et al., 2021; Brito et al., 2021).

El número de especies descritas por año y la distribución restringida que presentan, resalta la importancia de conservar y seguir explorando esta cordillera. A pesar de ser una zona con alta biodiversidad y endemismo, se encuentra amenazada por diferentes causas: expansión de la frontera agrícola y ganadera, extracción maderera, minería a pequeña y gran escala, introducción de enfermedades y efectos del cambio climático (Guayasamín & Bonaccorso, 2011). Las localidades en las que se registró a *S. mamaduluae* sp. nov. se encuentran en áreas concesionadas para actividades mineras a gran escala (Roy et al., 2018). Basándonos en la distribución restringida de algunas especies de pequeños vertebrados registrados en la Cordillera del Cóndor y la escasez de registros, es probable que *S. mamaduluae* sp. nov. sea endémica de esta cordillera (Guayasamín et al., 2020; Brito-Zapata & Reyes-Puig, 2021; Brito-Zapata et al., 2021; Brito et al., 2021). Si consideramos las amenazas a los ecosistemas nativos por actividades antropogénicas que se mencionaron anteriormente, el hábitat de la nueva especie de saurio probablemente esté amenazado.

Por otro lado, en las descripciones de las tres especies de *Selvasaura*, se mencionan aspectos ecológicos que sugieren que el género tiene hábitos arbóreos. Algunos individuos de *S. evasa*,

fueron encontrados dentro de bromelias hasta dos metros de altura sobre el suelo (Echevarría et al., 2021); todos los individuos de *S. brava*, fueron encontrados en techos de chozas, construidos con hojas secas de palmas, ubicadas entre 1,5 y 4 m de altura sobre troncos de árboles a manera de pilares (Moravec et al., 2018); mientras que Torres-Carvajal et al. (2021) mencionan que un individuo de *S. almeidarizae* fue encontrado en una hoja a 100 cm sobre el suelo cerca de una quebrada. Los individuos adultos de *S. mamaduluae* sp. nov. se encontraron cerca de un área en donde se estaba removiendo vegetación, por lo que presumimos que pudieron haber caído de un estrato alto del bosque.

Para respaldar nuestra presunción, realizamos una revisión de la colección científica ZSFQ (debido a que cuenta con especímenes específicamente del área de interés), en donde se verificó que, especímenes de anfibios y reptiles fueron colectados durante varios muestreos en la localidad tipo de *S. mamaduluae* sp. nov. y zonas aledañas desde el año 2016. Lo que significa que existió un esfuerzo de muestreo considerable en el área, sin embargo, solamente se encontraron dos especímenes adultos de *S. mamaduluae* sp. nov. Los hábitos ecológicos de este género y de otras especies descritas en los últimos años, resaltan la importancia de realizar muestreos de saurios en hábitats arbóreos, que han sido poco explorados (Chávez et al., 2017; Moravec et al., 2018; Lehr et al., 2019; Echavarría et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2021).

Agradecimientos.- Agradecemos a Diego F. Cisneros-Heredia y a Emilia Peñaherrera del Laboratorio de Zoología Terrestre y Museo de Zoología, Instituto IBOTROP, Universidad San Francisco de Quito USFQ (Ecuador) por el apoyo para el desarrollo de esta investigación. Agradecemos a Mario Yáñez-Muñoz por el acceso a la colección herpetológica del Instituto Nacional de Biodiversidad, a Raquel Betancourt por la colección de un individuo incluido en el artículo. Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador por emitir los permisos de investigación N° 018-2017-IC-FAU-DNB/MAE, N° 019-2018-IC-FAU-DNB/MAE, N° 007-IC-FLO/FAU-DPZCH-MA y N° 009-IC-FLO/FAU-DPZCH-MA. Este estudio fue financiado por el Proyecto Descubre Napo, una iniciativa de la Universidad San Francisco de Quito en asociación con Wildlife Conservation Society, y financiada por la Gordon and Betty Moore Foundation como parte del proyecto: WCS Consolidating Conservation of Critical Landscapes (mosaics) in the Andes. Adicionalmente, el proyecto se apoyó en fondos de la Universidad San Francisco de Quito (HUBI 5467, 16808), y del Programa Inédita de la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (Project PIC-20-INE-USFQ-001: Respuestas a la crisis de biodiversidad: la descripción de especies como herramienta de conservación).

La investigación y publicación de este artículo fue financiada por la Universidad San Francisco de Quito USFQ, fondo para publicación de Investigaciones (HUBI ID: 48, 17475).

LITERATURA CITADA

- Aguirre-Peñafiel, V., O. Torres-Carvajal, P.M.S. Nunes, M. Peck & S.T. Maddock. 2014. A new species of *Riama* Gray, 1858 (Squamata: Gymnophthalmidae) from the Tropical Andes. *Zootaxa* 3866:246-260.
- Almendáriz, A., J. Simmons, J. Brito & J. Vaca-Guerrero. 2014. Overview of the herpetofauna of the unexplored Cordillera del Condor of Ecuador. *Amphibian & Reptile Conservation* 8:45-64.
- Brito, J. & A. Almendáriz. 2018. Una especie nueva de rana *Pristimantis* (Amphibia: Strabomantidae) de ojos rojos de la Cordillera del Cóndor, Ecuador. *Cuadernos de Herpetología* 32:31-40.
- Brito, J., S. Vaca-Puente, C. Koch. & N. Tinoco. 2021. Discovery of the first Amazonian *Thomasomys* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae): a new species from remote Cordilleras del Cóndor and Kutukú in Ecuador. *Journal of Mammalogy* 102:1-21.
- Brito-Zapata, D. & C. Reyes-Puig. 2021. A new species of terrestrial-breeding frog *Pristimantis* (Anura: Strabomantidae) from the Cordillera del Cóndor, Zamora Chinchipe, Ecuador. *Neotropical Biodiversity* 7:213-222.
- Brito-Zapata, D., C. Reyes-Puig, D. Cisneros-Heredia, D. Zumel & S. Ron. 2021. Description of a new minute frog of the genus *Pristimantis* (Anura: Strabomantidae) from Cordillera del Condor, Ecuador. *Zootaxa* 5072:351-372.
- Castoe, T.A., T.M. Doan & C.L. Parkinson. 2004. Data partitions and complex models in Bayesian analysis: the phylogeny of gymnophthalmid lizards. *Systematic Biology* 53:448-469.
- Chávez, G., A. Catenazzi & P. Venegas. 2017. A new species of arboreal microteiid lizard of the genus *Euspondylus* (Gymnophthalmidae: Cercosaurinae) from the Andean slopes of central Peru with comments on Peruvian *Euspondylus*. *Zootaxa* 4350:301-316.
- de Queiroz, K. 1998. The general lineage concept of species, species criteria, and the process of speciation. Pp. 57-75. En D. Howard & S. Berlocher, *Species and Speciation*. Oxford, Oxford University Press.

- de Queiroz, K. 2007. Species concepts and species delimitation. *Systematics Biology* 56:879-886.
- Doan, T.M. & T.A. Castoe. 2003. Using morphological and molecular evidence to infer species boundaries within *Proctoporus bolivianus* Werner (Squamata: Gymnophthalmidae). *Herpetologica* 59:432-449.
- Doan, T.M., T.A. Castoe & W. Arizábal. 2005. Phylogenetic relationships of the genus *Proctoporus* sensu stricto (Squamata: Gymnophthalmidae), with a new species from Puno, southeastern Peru. *Herpetologica* 61:325-336.
- Echevarría, L., P. Venegas, L. García-Ayachi & P. Sales. 2021. An elusive new species of gymnophthalmid lizard (Cercosaurini, *Selvasaura*) from the Andes of northern Perú. *Evolutionary Systematics* 5:177-187.
- Fu, J. 2000. Toward the phylogeny of the family Lacertidae-Why 4708 base pairs of mtDNA sequences cannot draw the picture. *Biological Journal of the Linnean Society* 71:203-217.
- Goicoechea, N., J.M. Padial, J.C. Chaparro, S. Castroviejo-Fisher & I. De la Riva. 2012. Molecular phylogenetics, species diversity, and biogeography of the Andean lizards of the genus *Proctoporus* (Squamata: Gymnophthalmidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 65:953-964.
- Guayasamin, J.M. & E. Bonaccorso. 2011. Evaluación Ecológica Rápida de la Biodiversidad de los Tepuyes de la Cuenca Alta del Río Nangaritza, Cordillera del Cóndor, Ecuador. *Conservación Internacional*. Quito, Ecuador.
- Guayasamin, J.M., D.F. Cisneros-Heredia, R.W. McDiarmid, P. Peña & C.R. Hutter. 2020. Glassfrogs of Ecuador: diversity, evolution, and conservation. *Diversity*, 12:1-285
- Kizirian, D. 1996. A review of Ecuadorian *Proctoporus* (Squamata: Gymnophthalmidae) with descriptions of nine new species. *Herpetological Monographs* 10:85-155.
- Kok, P.J.R., R.D. MacCulloch, D.B. Means, K. Roelants, I. Van Bocxlaer & F. Bossuyt. 2012. Low genetic diversity in tepui summit vertebrates. *Current Biology* 22:R589-R590.
- Kok, P.J.R. 2015. A new species of the Pantepui endemic genus *Riolama* (Squamata: Gymnophthalmidae) from the summit of Murisipán-tepui, with the erection of a new gymnophthalmid subfamily. *Zoological Journal of the Linnean Society* 174:500-518.
- Lanfear, R., B. Calcott, S.Y. Ho & S. Guindon. 2012. PartitionFinder: combined selection of partitioning schemes and substitution models for phylogenetic analyses. *Molecular Biology and Evolution* 29:1695-1701.
- Lehr, E., J. Moravec, M. Lundberg, G. Köhler, A. Catenazzi & J. Šmíd. 2019. A new genus and species of arboreal lizard (Gymnophthalmidae: Cercosaurinae) from the eastern Andes of Peru. *Salamandra* 55:1-13.
- Maddison, W.P. & D.R. Maddison. 2019. Mesquite: A Modular System for Evolutionary Analysis. Version 3.61. <http://mesquiteproject.org> [Consultado en abril de 2022]
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2013. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.
- Montanucci, R. 1973. Systematics and evolution of the Andean lizard genus *Pholidobolus* (Sauria: Teiidae). *Miscellaneous Publications. Museum of Natural History, University of Kansas* 59:1-52.
- Moravec, J., J. Smid, J. Stundl & E. Lehr. 2018. Systematics of Neotropical microteiid lizards (Gymnophthalmidae, Cercosaurinae), with the description of a new genus and species from the Andean montane forests. *Zookeys* 774:105-139.
- Moreno, P., N. Tinoco, L. Albuja & B. Patterson. 2021. A new species of *Rhagomys* (Rodentia, Sigmodontinae) from southeastern Ecuador. *Journal of Mammalogy* 102:123-138.
- Neill, D. 2005. Cordillera del Cóndor: botanical treasures between the Andes and the Amazon. *Plant Talk* 41:17-21.
- Neill, D. 2007. MBG: Research: Ecuador: Botanical Exploration of the Cordillera del Cóndor Region. <http://www.mobot.org/MOBOT/research/ecuador/cordillera/welcome.shtml> [Consultado en Mayo 2022]
- Parra, V., S. Nunes & O. Torres-Carvajal. 2020. Systematics of *Pholidobolus* lizards (Squamata, Gymnophthalmidae) from southern Ecuador, with descriptions of four new species. *Zookeys* 954:109-156.
- Pellegrino, K.C.M., M.T. Rodrigues, Y. Yonenaga-Yassuda & J.W. Sites. 2001. A molecular perspective on the evolution of microteiid lizards (Squamata, Gymnophthalmidae), and a new classification for the family. *Biological Journal of the Linnean Society* 74:315-338.

- Peñafiel N., D.M. Flores, J. Rivero De Aguilar, J.M. Guayasamin & E. Bonaccorso. 2020. A cost-effective protocol for total DNA isolation from animal tissue. *Neotropical Biodiversity* 5:69-74.
- Rambaut, A. 2018. FigTree version 1.4.4. <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree/> [Consultado en abril de 2022]
- Rambaut, A., A.J. Drummond, D. Xie, G. Baele & M.A. Suchard. 2018. Posterior summarization in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. *Systematic Biology* 67:901-904.
- Rodas, R. 1998. Dolores Cacuango. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica, Proyecto de Educación Bilingüe Intercultural, Quito, Ecuador.
- Roy, B., M. Zorilla, L. Endara, D. Thomas, R. Vandegrift, J. Rubenstein, T. Policha, B. Ríos-Touma & M. Read. 2018. New mining concessions could severely decrease biodiversity and ecosystem services in Ecuador. *Tropical Conservation Science* 11:1-20.
- Sturaro, M.J., M.T. Rodrigues, G.R. Colli, L.L. Knowles & T.C. Avila-Pires. 2018. Integrative taxonomy of the lizards *Cercosaura ocellata* species complex (Reptilia: Gymnophthalmidae). *Zoologischer Anzeiger* 275:37-65.
- Swofford, D.L. 2002. PAUP: Phylogenetic Analysis Using Parsimony (*and Other Methods) Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Torres-Carvajal, O. & P. Mafla-Endara. 2013. Evolutionary history of Andean *Pholidobolus* and *Macropholidus* (Squamata: Gymnophthalmidae) lizards. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 68:212-217.
- Torres-Carvajal, O. & S.E. Lobos. 2014. A new species of *Alopoglossus* lizard (Squamata, Gymnophthalmidae) from the tropical Andes, with a molecular phylogeny of the genus. *ZooKeys* 410:105-120.
- Torres-Carvajal, O., P.J. Venegas, S.E. Lobos, P. Mafla-Endara & P.M.S. Nunes. 2014. A new species of *Pholidobolus* (Squamata: Gymnophthalmidae) from the Andes of southern Ecuador. *Amphibian & Reptile Conservation* 8:76-88.
- Torres-Carvajal, O., S.E. Lobos & P.J. Venegas. 2015. Phylogeny of Neotropical *Cercosaura* (Squamata: Gymnophthalmidae) lizards. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 93:281-288.
- Torres-Carvajal, O., S. Lobos, P. Venegas, G. Chávez, V. Aguirre-Peñafiel, D. Zurita & L. Echevarría. 2016. Phylogeny and biogeography of the most diverse clade of South American gymnophthalmid lizards (Squamata, Gymnophthalmidae, Cercosaurinae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 99:63-75.
- Torres-Carvajal, O., V. Parra, S. Nunes & C. Koch. 2021. A new species of microtegu lizard (Gymnophthalmidae: Cercosaurinae) from Amazonian Ecuador. *Journal of Herpetology* 55:385-395.



APÉNDICE 1

Vouchers, localidades y números de acceso Genbank del clado Cercosaurini, información de tres genes mitocondriales (12S, 16S, ND4) y un nuclear (c-mos). AMNH (American Museum of Natural History – Herpetology Collection), CORBIDI (División de Herpetología, Centro de Ornitología y Biodiversidad, Lima, Peru), DHMECN (División de Herpetología del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, actualmente Instituto Nacional de Biodiversidad – INABIO, Quito, Ecuador), IRSNB (Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Brussels, Belgium), KU (University of Kansas Biodiversity Institute-Herpetology Collection, Kansas, United States), LSUMZ (Louisiana State University Museum of Natural Science,

Louisiana, United States), MHNC (Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Antonio Abad, Cusco, Peru), MNCN (Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, Spain), QCAZ (Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador), ROM (Royal Ontario Museum, Toronto, Canada), UTA (University of Texas at Arlington, Texas, United States), ZSFQ (Museo de Zoología de la Universidad San Francisco de Quito, Ecuador). Modificado de Torres-Carvajal et al. (2016).

Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
Cercosaurini					
Anadia					
"A". mcdiarmidi	IRSNB 2674; Venezuela: Bolívar: Abakapá-tepui.	–	JQ742263a	KP283392b	KP283385b
A. petersi	IRSNB 2674; Venezuela: Bolívar: Abakapá-tepui.	–	JQ742263a	KP283392b	KP283385b
	QCAZ 5068; Ecuador: Napo: Wildsumaco Wildlife Sanctuary, Wildsumaco Biological Station, aprox. 1 km S Pacto Sumaco.	KU902127*	KU902208*	KU902283*	KU902048*
A. petersi	QCAZ 10087; Ecuador: Morona-Santiago:	KU902127*	KU902208*	KU902283*	KU902048*
Nuevo Israel.	KU902130*	KU902211*	KU902286*	KU902050*	52.2
A. rhombifera	QCAZ 5782; Ecuador: Manabí: Martínez estate, Tres Bosques trail.	KU902128*	KU902209*	KU902284*	–
A. rhombifera	QCAZ 6873; Ecuador: Esmeraldas: Bilsa Biological Station.	KU902129*	KU902210*	KU902285*	KU902049*
A. rhombifera	QCAZ 10537; Ecuador: Pichincha: Mindo, halfway between highway and Mindo.	KU902131*	KU902212*	KU902287*	–
A. rhombifera	QCAZ 10556; Ecuador: Pichincha: Mindo, Yellow House trails & lodge.	KU902132*	KU902213*	KU902288*	KU902051*
A. rhombifera	QCAZ 11061; Ecuador: Bolívar: 3 km on road Mulidiaguán-Río Verde.	KU902133*	KU902214*	KU902289*	KU902052*
A. rhombifera	QCAZ 11510; Ecuador: Manabí:	KU902133*	KU902214*	KU902289*	KU902052*
Pacoche Lodge.	KU902134*	KU902215*	KU902290*	–	
A. rhombifera	QCAZ 11862; Ecuador: Cotopaxi: San Francisco de Las Pampas.	KU902135*	KU902216*	KU902291*	KU902053*
Cercosaura					
C. argula	QCAZ 4888; Ecuador: Orellana: Yasuni National Park, km 49-50 on road Pompeya-Iro.	KP874738c	KP874790c	KP874900c	KP874842c
C. bassleri	CORBIDI 11218; Peru: Cusco: La Convención: Pagoreni Oeste.	KP874744c	KP874796c	KP874906c	KP874848c
C. bassleri	CORBIDI 15187; Peru: Loreto: Requena: Tapiche River.	KU902136*	KU902217*	KU902292*	KU902054*
C. doanae	CORBIDI 650; Peru: San Martín: Mariscal Cáceres: Laguna Negra.	KP874773c	KP874825c	KP874935c	KP874875c
C. eigenmanni	MRT 976979; Brazil: Mato Grosso: Juruena.	AF420690d	AF420728d	AF420895d	AF420828d
C. manicata	CORBIDI 8837; Peru: San Martín: Picota: Chambirillo (Checkpoint 16, Cordillera Azul National Park).	KP874745c	KP874797c	KP874907c	KP874849c
C. manicata	QCAZ 5793; Ecuador: Pastaza: Oglán (Agip Oil).	KP874746c	KP874798c	KP874908c	KP874850c
C. ocellata	MRT 977406; Brazil: Mato Grosso: Aripuanã.	AF420677d	AF420731d	AF420883d	AF420834d
C. oshaughnessyi	LSUMZ H12591; Ecuador: Sucumbíos: Cuyabeno Wildlife Production Reserve.	AF420698d	AF420751d	AF420896d	AF420838d
C. oshaughnessyi	LSUMZ H12591; Ecuador: Sucumbíos: Cuyabeno Wildlife Production Reserve.	AF420698d	AF420751d	AF420896d	AF420838d
	LSUMZ H13584; Brazil: Acre: Porto Walter.	AF420696d	AF420750d	AF420893d	AF420852d
C. oshaughnessyi	LSUMZ H13584; Brazil: Acre: Porto Walter.	AF420696d	AF420750d	AF420893d	AF420852d
	QCAZ 4623; Ecuador: Morona-Santiago: km 83-85 on road Payapas-Santiago, nearby military camp.	KP874748c	KP874800c	KP874910c	KP874852c
C. quadrilineata	LG 936; Brazil: Goiás: Caldas Novas.	AF420672d	AF420717d	–	AF420830d
C. schreibersii albostrigatus	LG 1168; Brazil: São Paulo: São Paulo.	AF420658d	AF420729d	AF420882d	AF420856d

Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
<i>C. schreibersii schreibersii</i>	LG 927; Brazil: São Paulo: São Paulo.	AF420686d	AF420749d	AF420911d	AF420817d
<i>Echinosauro</i>					
<i>E. brachycephala</i>	QCAZ 10824; Ecuador: Pichincha: Nanegal, Santa Lucía Cloud Forest Reserve.	KU902137*	KU902218*	KU902293*	KU902055*
<i>E. horrida</i>	QCAZ 6666; Ecuador: Esmeraldas: Alto Tambo, El Placer-La Carolina.	KU902138*	KU902219*	KU902294*	KU902056*
<i>E. horrida</i>	QCAZ 8788; Ecuador: Esmeraldas: Alto Tambo, El Placer.	KU902139*	KU902220*	KU902295*	KU902057*
<i>E. keyi</i>	QCAZ 8074; Ecuador: Esmeraldas: 5 km on road Alto Tambo-El Placer, Otokiki Reserve.	KU902140*	KU902221*	KU902296*	KU902058*
<i>E. keyi</i>	QCAZ 12485; Ecuador: Esmeraldas: Chuchubí, on path above Chuchubí Resort.	KU902141*	KU902222*	KU902297*	KU902059*
<i>E. orcesi</i>	QCAZ 6299; Ecuador: Esmeraldas: Alto Tambo, El Placer.	KU902142*	KU902223*	KU902298*	KU902060*
<i>E. orcesi</i>	QCAZ 10022; Ecuador: Esmeraldas: Alto Tambo, Otokiki Reserve.	KU902143*	KU902224*	KU902299*	KU902061*
" <i>E.</i> sulcarostrum	ROM 22892; Guyana: Baramita, approximately 1 km S airstrip.	AF206584e	AF206584e	-	-
<i>Euspondylus</i>					
<i>E. excelsum</i>	CORBIDI 14965; Perú: Huánuco: Huánuco: Santa Clara.	KU902198*	KU902273*	KU902354*	KU902117*
<i>E. sp.</i>	CORBIDI 15573; Perú: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902199*	KU902274*	KU902355*	KU902118*
<i>Gelanesaurus</i>					
<i>G. cochranæ</i>	QCAZ 5587; Ecuador: Napo: Río Hollín.	KU902144*	KU902225*	KU902300*	KU902062*
<i>G. cochranæ</i>	QCAZ 6120; Ecuador: Napo: Río Hollín, Jondachi-Loreto road.	KU902145*	KU902226*	KU902301*	KU902063*
<i>G. flavogularis</i>	QCAZ 4611; Ecuador: Tungurahua: Río Zuñac Reserve.	KU902146*	KU902227*	KU902302*	KU902064*
<i>G. flavogularis</i>	QCAZ 6943; Ecuador: Tungurahua: Machay River, Baños-Puyo road.	KU902147*	KU902228*	KU902303*	KU902065*
<i>Macropholidus</i>					
<i>M. annectens</i>	QCAZ 11121; Ecuador: Loja: 15 km E Loja.	KC894342f	KC894356f	KC894370f	KP874877c
<i>M. huancabambæ</i>	CORBIDI 10493; Peru: Piura: Huancabamba: Las Pozas.	KC894344f	KC894358f	KC894372f	KP874879c
<i>M. ruthveni</i>	CORBIDI 4281; Peru: Lambayeque: El Totoral.	KC894354f	KC894368f	KC894382f	-
<i>M. sp.</i>	CORBIDI 12932; Peru: Piura: Ayabaca: Bosque de Cuyas.	KP874774c	KP874826c	KP874936c	KP874881c
<i>Neusticurus</i>					
<i>N. bicarinatus</i>	MRT 968462; Brazil: Mato Grosso: Apiacás.	AF420671d	AF420708d	-	AF420816d
<i>N. rudis</i>	MRT 926008; Brazil: Amapá: Serra do Navio.	AF420689d	AF420709d	AF420905d	-
<i>Petracola</i>					
<i>P. ventrimaculata</i>	CORBIDI 9235; Peru: Cajamarca.	KJ948193g	KJ948144g	KJ948145g	KJ948220g
<i>P. waka</i>	KU 212687; Peru: Cajamarca: Celendin: E slope Abra Gelic, 20 km E Celendin.	AY507864h	AY507876h	-	AY507903h
<i>Pholidobolus</i>					
<i>P. affinis</i>	QCAZ 9641; Ecuador: Cotopaxi: San Miguel de Salcedo, Cutuchi River.	KC894348f	KC894362f	KC894376f	KP874883c
<i>P. dicrus</i>	QCAZ 5304; Ecuador: Morona-Santiago: Guarumales.	KP874776c	KP874828c	KP874938c	KP874885c
<i>P. hillisi</i>	QCAZ 5000; Ecuador: Zamora-Chinchipe: near San Francisco Research Station on Loja-Zamora road.	KP090168i	KP090171i	KP090174i	KP874888c

Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
<i>P. macbrydei</i>	QCAZ 9932; Ecuador: Azuay: 20 km on road Cuenca-El Cajas.	KC894353f	KC894367f	KC894381f	KP874889c
<i>P. montium</i>	QCAZ 4051; Ecuador: Pichincha: Quito.	KC894346f	KC894360f	KC894374f	KP874890c
<i>P. prefrontalis</i>	QCAZ 9908; Ecuador: Chimborazo: Alausí.	KC894350f	KC894364f	KC894378f	-
<i>P. vertebralis</i>	QCAZ 8688; Ecuador: Carchi: Chilma Bajo.	KP874780c	KP874832c	KP874942c	KP874892c
<i>P. ulisesi</i>	CORBIDI 12737; Peru: Cajamarca: Jaen: Huamantanga Forest.	KP874788c	KP874840c	KP874949c	KP874898c
Placosoma					
<i>P. cordylinum</i>	LG 1006; Brazil: Rio de Janeiro: Teresópolis.	AF420673d	AF420734d	AF420879d	AF420823d
<i>P. glabellum</i>	LG 940; Brazil: São Paulo: Iguape.	AF420674d	AF420742d	AF420907d	AF420833d
Potamites					
<i>P. ecpleopus</i>	CORBIDI 14382; Peru: Huánuco: Puerto Inca: Hospital camp from Cordillera del Sira, Lullapichis District.	KU902148*	KU902229*	KU902304*	KU902066*
<i>P. ecpleopus</i>	QCAZ 4699; Ecuador: Pastaza: Sarayacu, on path to Palandayacu River.	KU902149*	KU902230*	KU902305*	KU902067*
<i>P. ecpleopus</i>	QCAZ 5208; Ecuador: Orellana: Yasuni National Park (km 22).	KU902150*	KU902231*	KU902306*	KU902068*
<i>P. ecpleopus</i>	QCAZ 10071; Ecuador: Morona-Santiago: Napimias.	KU902151*	KU902232*	KU902307*	KU902069*
<i>P. ecpleopus</i>	MRT 0472; Brazil: Mato Grosso: Apiacás.	AF420656d	AF420748d	AF420890d	AF420829d
<i>P. erythrocularis</i>	CORBIDI 15153; Peru: Madre de Dios: Tambopata: Tambopata-Manu Corridor.	KU902152*	KU902233*	KU902308*	KU902070*
<i>P. erythrocularis</i>	MHNC 10946; Peru: Cusco: Urubamba.	KU902153*	KU902234*	KU902309*	KU902071*
<i>P. juruazensis</i>	CORBIDI 9951; Peru: San Martín: Picota: Chambirillo (Checkpoint 16, Cordillera Azul National Park).	KU902154*	KU902235*	KU902310*	KU902072*
<i>P. juruazensis</i>	CORBIDI 15479; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	-	KU902236*	KU902311*	KU902073*
<i>P. juruazensis</i>	CORBIDI 15504; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902155*	KU902237*	KU902312*	KU902074*
<i>P. juruazensis</i>	CORBIDI 15550; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902156*	KU902238*	KU902313*	KU902075*
<i>P. juruazensis</i>	CORBIDI 15579; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902157*	KU902239*	KU902314*	KU902076*
<i>P. montanicola</i>	CORBIDI 10791; Peru: Ayacucho: La Mar: Pampa Aurora.	KU902158*	KU902240*	KU902315*	KU902077*
<i>P. strangulatus</i>	KU 212677n; Peru: San Martín: Ahuashiyacu falls.	AY507847h	AY507866h	AY507885h	-
<i>P. strangulatus</i>	QCAZ 6133; Ecuador: Napo: Archidona.	KU902159*	KU902241*	KU902316*	KU902078*
<i>P. trachodus</i>	CORBIDI 15489; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902160*	KU902242*	KU902317*	KU902079*
<i>P. trachodus</i>	CORBIDI 15514; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902161*	KU902243*	KU902318*	KU902080*
<i>P. trachodus</i>	CORBIDI 15515; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902162*	KU902244*	KU902319*	KU902081*
Proctoporus					
<i>P. bolivianus</i>	MHNC 5357; Peru: Puno: Patambuco.	JX435936j	JX435998j	JX436065j	JX436036j
<i>P. bolivianus</i>	MNCN 43662; Peru: Puno: between Cuyo Cuyo and Quebrada Sayaco.	JX435934j	JX435993j	JX436063j	JX436035j
<i>P. bolivianus</i>	MNCN 43679; Bolivia: La Paz: Sorata Valley.	JX435943j	JX435997j	JX436069j	JX436043j
<i>P. bolivianus</i>	MNCN 8989; Bolivia: La Paz: Sorata Valley.	JX435940j	JX435994j	JX436071j	JX436040j

Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
<i>P. bolivianus</i> Ca1	MHNC 5322; Peru: Puno: between Trapiche and Sina.	JX435945j	JX435988j	–	JX436045j
<i>P. bolivianus</i> Ca1	UTA R-52945; Peru: Puno: Laracani.	AY968825k	AY968832k	AY968813k	–
<i>P. bolivianus</i> Ca2	AMNH R-150695; Bolivia: Santa Cruz: Amboró.	AY968821k	AY968828k	AY968812k	–
<i>P. bolivianus</i> Ca3	MHNC 6005; Peru: Cusco: Kosñipata Valley.	JX435927j	JX435966j	JX436079j	JX436049j
<i>P. bolivianus</i> Ca5	MHNC 5367; Peru: Cusco: between Marcapata and Tambopampa.	JX435907j	JX435978j	JX436091j	JX436011j
<i>P. bolivianus</i> Ca5	MHNC 5371; Peru: Cusco: between Marcapata and Tambopampa.	JX435908j	JX435969j	JX436093j	JX436013j
<i>P. bolivianus</i> Ca6	UTA R-51487; Peru: Cusco: Carrizales.	AY507850h	–	AY225180l	AY507897h
<i>P. bolivianus</i> Ca6	UTA R-51506; Peru: Cusco: Piscacucho.	AY507851h	AY507869h	AY225175l	AY507898h
<i>P. carabaya</i>	CORBIDI 14709; Peru: Cusco: Quispicanchis: Capire.	KU902163*	–	KU902320*	KU902082*
<i>P. carabaya</i>	CORBIDI 14710; Peru: Cusco: Quispicanchis: Capire.	KU902164*	KU902245*	KU902321*	KU902083*
<i>P. carabaya</i>	CORBIDI 14711; Peru: Cusco: Quispicanchis: Capire.	KU902165*	–	KU902322*	KU902084*
<i>P. carabaya</i>	MHNC 5428; Peru: Puno: Carabaya: Tambillo.	JX435912j	JX435979j	JX436083j	JX436016j
<i>P. carabaya</i>	MHNC 5429; Peru: Puno: Tambillo.	JX435915j	JX435982j	JX436086j	JX436019j
<i>P. carabaya</i>	MNCN 43675; Peru: Puno: Tambillo.	JX435913j	JX435980j	JX436084j	JX436017j
<i>P. carabaya</i>	MNCN 43676; Peru: Puno: Tambillo.	JX435914j	JX435981j	JX436085j	JX436018j
<i>P. chasqui</i>	CORBIDI 8416; Peru: La Mar: Ayacucho, Chiquintirka.	KU902166*	KU902246*	KU902323*	KU902085*
<i>P. chasqui</i>	CORBIDI 8431; Peru: La Mar: Ayacucho, Chiquintirka.	KU902167*	KU902247*	KU902324*	KU902086*
<i>P. chasqui</i>	CORBIDI 8431; Peru: La Mar: Ayacucho, Chiquintirka.	KU902167*	KU902247*	KU902324*	KU902086*
	CORBIDI 8478; Peru: Cusco: La Convención: KP 55, Poyentimari Native Community.	KU902168*	KU902248*	KU902325*	KU902087*
<i>P. chasqui</i>	MNCN 6771; Peru: Ayacucho: between Abra Tapuna and San Francisco.	JX435887j	JX435946j	JX436051j	JX436003j
<i>P. chasqui</i>	MNCN 44407; Peru: Ayacucho: between Abra Tapuna and San Francisco.	JX435888j	JX435947j	JX436052j	JX436004j
<i>P. chasqui</i>	MNCN 44408; Peru: Ayacucho: between Abra Tapuna and San Francisco.	JX435889j	JX435948j	JX436053j	JX436005j
<i>P. guentheri</i>	UTA R-51515; Peru: Cusco: Chocalloc.	AY507849h	AY507872h	AY225185l	AY507900h
<i>P. guentheri</i>	UTA R-51517; Peru: Cusco: Machu Picchu.	AY507854h	AY507873h	AY225169l	AY507901h
<i>P. iridescens</i>	MHNC 5651; Peru: Puno: between Huancasarani and Limbani.	JX435921j	JX435961j	JX436073j	–
<i>P. iridescens</i>	MNCN 43666; Peru: Puno: between Huancasarani and Limbani.	JX435922j	JX435961j	JX436073j	–
	JX435957j	JX436072j	JX436008j		
<i>P. iridescens</i>	MNCN 43668; Peru: Puno: between Ollachea and Corani.	JX435911j	JX436008j		
	JX435962j	JX436089j	JX436014j		
<i>P. iridescens</i>	MNCN 44224; Peru: Puno: between Usicayos and Quetapalo.	JX435920j	JX435987j	JX436078j	JX436021j
<i>P. kiziriani</i>	MNCN 4751; Peru: Cusco: Marcapata Valley.	JX435904j	JX435977j	JX436097j	JX436048j
<i>P. kiziriani</i>	MNCN 44218; Peru: Cusco: Marcapata Valley.	JX435903j	JX435973j	–	JX436023j
<i>P. kiziriani</i>	MNCN 44221; Peru: Cusco: Marcapata Valley.	JX435902j	JX435983j	JX436095j	JX436047j
<i>P. lacertus</i>	UTA R-51484; Peru: Cusco: Canchayoc.	AY968820k	AY968827k	AY225182l	–



Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
<i>P. laudahnae</i>	CORBIDI 15558; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María-La Garganta National Park.	KU902171*	KU902250*	KU902328*	KU902090*
<i>P. laudahnae</i>	CORBIDI 15743; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María-La Garganta National Park.	KU902172*	KU902251*	KU902329*	KU902091*
<i>P. oreades</i>	CORBIDI 7217; Peru: Pasco: Oxapampa: Santa Barbara.	KU902173*	KU902252*	KU902330*	KU902092*
<i>P. oreades</i>	CORBIDI 7218; Peru: Pasco: Oxapampa: Santa Barbara.	KU902174*	KU902253*	KU902331*	KU902093*
<i>P. oreades</i>	CORBIDI 7225; Peru: Pasco: Oxapampa: Santa Barbara.	KU902175*	KU902254*	KU902332*	KU902094*
<i>P. pachyurus</i>	CORBIDI 7225; Peru: Pasco: Oxapampa: Santa Barbara.	KU902175*	KU902254*	KU902332*	KU902094*
	CORBIDI 11807; Peru: Junín: Tarma: Palca District (Anexo Huandunga).	KU902176*	–	KU902333*	KU902095*
<i>P. pachyurus</i>	CORBIDI 11810; Peru: Junín: Tarma: Palca District (Anexo Huandunga).	KU902177*	–	KU902334*	KU902096*
<i>P. pachyurus</i>	CORBIDI 11811; Peru: Junín: Tarma: Palca District (Anexo Huandunga).	KU902178*	KU902255*	KU902335*	KU902097*
<i>P. pachyurus</i>	MHNC 4689; Peru: Cusco: Kosñipata Valley.	JX435892j	JX435951j	JX436057j	JX436026j
<i>P. rahmi</i>	CORBIDI 14705; Peru: Cusco: Quispicanchi: Capire.	KU902179*	KU902256*	KU902336*	KU902098*
<i>P. rahmi</i>	CORBIDI 14706; Peru: Cusco: Quispicanchi: Capire.	KU902180*	KU902257*	KU902337*	KU902099*
<i>P. rahmi</i>	CORBIDI 14707; Peru: Cusco: Quispicanchi: Capire.	KU902181*	KU902258*	KU902338*	KU902100*
<i>P. spinalis</i>	CORBIDI 7234; Peru: Pasco: Oxapampa: Osaplaya.	KU902182*	KU902259*	KU902339*	KU902101*
<i>P. spinalis</i>	CORBIDI 7241; Peru: Pasco: Oxapampa: Osaplaya.	KU902183*	KU902260*	KU902340*	KU902102*
<i>P. spinalis</i>	CORBIDI 7246; Peru: Pasco: Oxapampa: Osaplaya.	KU902184*	KU902261*	KU902341*	KU902103*
<i>P. spinalis</i>	CORBIDI 11573; Peru: Pasco: Oxapampa: Sholl'et Forest.	KU902185*	–	KU902342*	KU902104*
<i>P. spinalis</i>	CORBIDI 11575; Peru: Pasco: Oxapampa: Sholl'et Forest.	KU902186*	–	KU902343*	KU902105*
<i>P. sucullucu</i>	MNCN 44475; Peru: Ayacucho: between Punqui and Anco.	JX435895j	JX435954j	JX436058j	JX436029j
<i>P. sucullucu</i>	MNCN 44476; Peru: Ayacucho: between Punqui and Anco.	JX435897j	JX435955j	JX436060j	JX436030j
<i>P. sucullucu</i>	MNCN 44478; Peru: Ayacucho: between Punqui and Anco.	JX435896j	JX435956j	JX436059j	JX436044j
<i>P. sucullucu</i>	UTA R-51478; Peru: Cusco: Kusilluchayoc.	AY507857h	AY507878h	AY225171l	AY507905h
<i>P. sucullucu</i>	UTA R-51496; Peru: Cusco: Piscacucho.	AY507858h	AY507879h	AY225177l	AY507906h
<i>P. unsaaca</i>	CORBIDI 10562; Peru: Cusco: Colquemarca-Charamuray.	KU902187*	KU902262*	–	KU902106*
<i>P. unsaaca</i>	UTA R-51475; Peru: Cusco: Pisac.	AY968819k	–	AY225174l	–
<i>P. unsaaca</i>	UTA R-51477; Peru: Cusco: Saqsayhuaman.	AY507860h	AY507882h	AY225170l	AY507909h
<i>P. unsaaca</i>	UTA R-51479; Peru: Cusco: Pisac.	AY968818k	–	AY225172l	–
<i>P. unsaaca</i>	UTA R-51488; Peru: Cusco: Quellouno.	AY507859h	AY507881h	AY225186l	AY507908h
<i>P. xestus</i>	MNCN 2425; Bolivia: La Paz: between Lambate and Totoral.	AY507859h	AY507881h	AY225186l	AY507908h
<i>P. xestus</i>	MNCN 6160; Bolivia: Cochabamba: Cochabamba.	JX435898j	JX436002j	JX436101j	–
<i>P. sp.</i>	MHNC 6834; Peru: Cusco: Kimbiri River.	JX435890j	JX435949j	JX436054j	JX436006j
<i>P. sp.</i>	MHNC 11439; Peru: Cusco: Marcapata Valley.	JX435893j	JX435950j	JX436056j	JX436050j

Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
<i>P. sp. 1</i>	CORBIDI 14624; Peru: Huánuco: Huánuco: Huanacaure community.	KU902188*	KU902263*	KU902344*	KU902107*
<i>P. sp. 1</i>	CORBIDI 14625; Peru: Huánuco: Huánuco: Huanacaure community.	KU902189*	KU902264*	KU902345*	KU902108*
<i>P. sp. 1</i>	CORBIDI 14626; Peru: Huánuco: Huánuco: Huanacaure community.	KU902190*	KU902265*	KU902346*	KU902109*
<i>P. sp. 2</i>	CORBIDI 14626; Peru: Huánuco: Huánuco: Huanacaure community.	KU902190*	KU902265*	KU902346*	KU902109*
	CORBIDI 9636; Peru: Ayacucho: Yucay river.	KU902191*	KU902266*	KU902347*	KU902110*
<i>P. sp. 2</i>	CORBIDI 10753; Peru: Ayacucho: Yucay.	KU902192*	KU902267*	KU902348*	KU902111*
<i>P. sp. 2</i>	CORBIDI 10754; Peru: Ayacucho: Yucay.	KU902193*	KU902268*	KU902349*	KU902112*
<i>P. sp. 2</i>	CORBIDI 10755; Peru: Ayacucho: Yucay.	KU902194*	KU902269*	KU902350*	KU902113*
<i>P. sp. 3</i>	CORBIDI 14692; Peru: Cusco: Quispicanchis: Capire.	KU902169*	–	KU902326*	KU902088*
<i>P. sp. 3</i>	CORBIDI 14693; Peru: Cusco: Quispicanchis: Capire.	KU902170*	KU902249*	KU902327*	KU902089*
Riama					
<i>R. anatorlos</i>	QCAZ 9203; Ecuador: Napo: Santa Rosa, Tigre protected forest, La Cascada protected forest and Sumaco Biosphere Reserve.	KU902195*	KU902270*	KU902351*	KU902114*
<i>R. balneator</i>	QCAZ 11099; Ecuador: Tungurahua: San Antonio de Puntzan (mountains), Don Nelson Palacios estate.	KU902196*	KU902271*	KU902352*	KU902115*
<i>R. cashcaensis</i>	QCAZ 10754; Ecuador: Bolivar: La Moya, on road Guanujo-Salinas.	KJ948181g	KJ948126g	KJ948163g	KJ948219g
<i>R. colomaramani</i>	KU 217209; Ecuador: Carchi: 26.9–27.3 km on road Maldonado-Tulcán.	AY507853h	AY507871h	AY507888h	AY507899h
<i>R. labionis</i>	QCAZ 10411; Ecuador: Cotopaxi: Naranjito, Bosque Integral Otonga reserve.	KJ948171g	KJ948120g	KJ948147g	KJ948218g
<i>R. meleagris</i>	QCAZ 9840; Ecuador: Tungurahua: Mucubí.	KJ948182g	KJ948129g	KJ948164g	KJ948214g
<i>R. orcesi</i>	QCAZ 10569; Ecuador: Napo: Antisana Ecological Reserve, Virgen de Guacamayos.	KU902197*	KU902272*	KU902353*	KU902116*
<i>R. simotera</i>	KU 217207; Ecuador: Carchi: 15.3 km on road Tulcán-Tufino.	AY507856h	AY507875h	AY507890h	AY507902h
<i>R. stigmatoral</i>	QCAZ 11412; Ecuador: Azuay: San Vicente, road to the antennas.	KJ948189g	KJ948124g	KJ948158g	KJ948209g
<i>R. unicolor</i>	QCAZ 9682; Ecuador: Imbabura: Cotacachi-Cayapas Ecological reserve, trail near Cuicocha Lake.	KJ948188g	KJ948138g	KJ948157g	KJ948205g
<i>R. yumborum</i>	QCAZ 10827; Ecuador: Pichincha: Nanegal, Santa Lucía Cloud Forest Reserve.	KJ948195g	KJ948142g	KJ948170g	KJ948216g
Selvasaura					
<i>S. almendarizae</i>	QCAZ 5073; Ecuador: Napo: Wildsumaco Wildlife Sanctuary, Wildsumaco Lodge, surroundings of the lodge.	–	–	MW655619*	MW655617*
<i>S. almendarizae</i>	QCAZ 9140; Ecuador: Napo: Wildsumaco Wildlife Sanctuary, Wildsumaco Lodge, surroundings of the lodge.	–	–	–	MW655618*
<i>S. almendarizae</i>	QCAZ 12798; Ecuador: Napo: Wildsumaco Wildlife Sanctuary, Wildsumaco Lodge, surroundings of the lodge.	KU902206*	KU902281*	KU902362*	KU902125*
<i>S. brava</i>	MUSM 32718; Perú: Junín: B.P. Pui Pui: Río Bravo.	MH579609*	MH579645*	–	MH579700*
<i>S. brava</i>	MUSM 32738; Perú: Junín: B.P. Pui Pui: Río Bravo.	MH579612*	MH579648*	–	MH579703*
<i>S. brava</i>	NMP6V75653; Perú: Junín: B.P. Pui Pui: Río Bravo.	MH579611*	MH579647*	–	MH579702*
<i>S. brava</i>	NMP6V75654; Perú: Junín: B.P. Pui Pui: Río Bravo.	MH579613*	MH579649*	–	MH579704*

Taxon	Voucher y localidad	Número de acceso GenBank			
		12S	16S	ND4	c-mos
<i>S. brava</i>	NMP6V75655; Perú: Junín: B.P. Pui Pui: Río Bravo.	MH579610*	MH579646*	–	MH579701*
<i>S. evasa</i>	CORBIDI 15117; Peru: San Martín: Mariscal Cáceres: Laurel.	KU902203*	KU902278*	KU902359*	KU902122*
<i>S. evasa</i>	CORBIDI 15118; Peru: San Martín: Mariscal Cáceres: Laurel.	KU902204*	KU902279*	KU902360*	KU902123*
<i>S. evasa</i>	CORBIDI 15119; Peru: San Martín: Mariscal Cáceres: Laurel.	KU902205*	KU902280*	KU902361*	KU902124*
<i>S. mamaduluae</i> sp. nov.	ZSFQ 4409; Ecuador: Zamora-Chinchipe: Yantzaza: Los Encuentros.	–	OQ851497	–	–
<i>S. mamaduluae</i> sp. nov.	DHMECN 11252; Ecuador: Zamora-Chinchipe: El Pangui, Wawayme River Basin, Concession ECSA-viewpoint.	KU902207*	KU902282*	KU902363*	KU902126*
Unnamed clade 1					
<i>Cercosaurini</i> sp. 1	CORBIDI 14965; Peru: Huánuco: Huánuco: Santa Clara.	KU902198*	KU902273*	KU902354*	KU902117*
<i>Cercosaurini</i> sp. 1	CORBIDI 15573; Peru: Huánuco: Leoncio Prado: Tingo María National Park.	KU902199*	KU902274*	KU902355*	KU902118*
Unnamed clade 2					
<i>Cercosaurini</i> sp. 2	CORBIDI 8815; Peru: Huancavelica: Mantaro Valley.	KU902200*	KU902275*	KU902356*	KU902119*
<i>Cercosaurini</i> sp. 2	CORBIDI 13634; Peru: Huancavelica: Tayacaja: Colcabamba-Quintao District.	KU902201*	KU902276*	KU902357*	KU902120*
<i>Cercosaurini</i> sp. 2	CORBIDI 13636; Peru: Huancavelica: Tayacaja: Colcabamba-Quintao District.	KU902202*	KU902277*	KU902358*	KU902121*
Outgroups					
<i>Alopoglossus viridiceps</i>	QCAZ 10670; Ecuador: Pichincha: Nanegal, Santa Lucía Cloud Forest Reserve.	KP874789c	KP874841c	KJ705316m	KP874899c
<i>Bachia flavescens</i>	LSUMZ H12977; Brazil: Pará: Santarém: Agropecuária Treviso.	AF420705d	AF420753d	AF420869d	AF420859d
<i>Ecpleopus gaudichaudii</i>	LG 1356; Brazil: São Paulo: Boissucanga.	AF420660d	AF420738d	AF420901d	AF420855d
<i>Gymnophthalmus leucomystax</i>	MRT 946613; Brazil: Roraima: Fazenda Salvamento.	AF420675d	AF420715d	AF420906d	AF420824d
<i>Rhachisaurus brachylepis</i>	MRT 887336; Brazil: Minas Gerais: Serra do Cipó.	AF420665d	AF420737d	AF420877d	AF420853d
<i>Riolama inopinata</i>	IRSNB 2680; Venezuela: Bolívar: Murisipán-tepui.	–	KP283384b	KP283395b	KP283388b
<i>R. leucosticta</i>	VUB 3767; Venezuela: Bolívar: Yuruani-tepui.	–	JQ742254a	KP283396b	KP283389b
<i>R. leucosticta</i>	VUB 3767; Venezuela: Bolívar: Yuruani-tepui.	–	JQ742254a	KP283396b	KP283389b

* Torres-Carvajal et al. (2016).

a Kok et al. (2012).

b Kok (2015).

c Torres-Carvajal et al. (2015).

d Pellegrino et al. (2001).

e Fu (2000).

f Torres-Carvajal y Mafra-Endara (2013).

g Aguirre-Peñafiel et al. (2014).

h Castoe et al. (2004).

i Torres-Carvajal et al. (2014).

j Goicoechea et al. (2012).

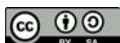
k Doan et al. (2005).

l Doan and Castoe (2003).

m Torres-Carvajal y Lobos (2014).

n Este espécimen fue originalmente listado como KU 21677 por Castoe et al. (2004); sin embargo, este número no corresponde a ningún espécimen de Potamites depositado en KU. Lo más probable, es que el espécimen secuenciado por Castoe et al. (2004) fue KU 212677, un *P. strangulatus* de la cascada Ahuashiyacu en Perú.

- El código QCAZ 12891 que consta en Torres-Carvajal et al. (2016) como *Cercosaurinae* sp. 3, no corresponde al código del espécimen voucher, por lo tanto, fue reemplazado por el código correspondiente DHMECN 11252.



DEPREDACIÓN DE LA RANA ENANA DE PETERS *ENGYSTOMOPS PETERSI* POR LA RANA TERRESTRE GIGANTE *LEPTODACTYLUS PENTADACTYLUS* (ANURA: LEPTODACTYLIDAE) EN EL PIEDEMONTE AMAZÓNICO COLOMBIANO

PREDATION OF THE PETERS' DWARF FROG *ENGYSTOMOPS PETERSI* BY THE SOUTH AMERICAN BULLFROG *LEPTODACTYLUS PENTADACTYLUS* (ANURA: LEPTODACTYLIDAE) IN THE COLOMBIAN AMAZON FOOTHILL

MARIO ALBERTO MORALES-COLLAZOS¹ & LUIS ENRIQUE VERA-PÉREZ^{2*}

¹Fundación para el Manejo y Conservación de la Biodiversidad Colombiana – Biotellus. Carrera 11 # 5-43, Popayán, Cauca, Colombia.

²Investigador independiente. Carrera 8 # 2A - 12, Las Quintas, La Plata, Huila, Colombia

*Correspondence: dipsadini@gmail.com

Received: 2023-02-01. Accepted: 2023-04-09. Published: 2023-05-04.

Editor: Jenny Urbina, Colombia.

Abstract.— Based on an observation from the Colombian Amazon forest, and the subsequent collection and revision of the specimens, we present the first predator-prey relationship between *Leptodactylus pentadactylus* and *Engystomops petersi*, two nocturnal and terrestrial frogs distributed in the Cis-Andean region of South America.

Key words.— Amphibia, diet, La Macarena, natural history, sympatric species.

Resumen.— Con base en una observación realizada en los bosques de la Amazonía colombiana, departamento del Meta, y la subsecuente recolección y revisión de los especímenes, presentamos por primera vez la relación depredador-presa entre las especies *Leptodactylus pentadactylus* y *Engystomops petersi*, dos ranas terrestres nocturnas distribuidas en la región Cis-andina de Suramérica.

Palabras clave.— Anfibio, dieta, especies simpátricas, historia natural, La Macarena.

La rana terrestre gigante *Leptodactylus pentadactylus* (Laurenti, 1768), es un anfibio neotropical ampliamente distribuido en la cuenca Amazónica, presente en Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Las Guayanas, Perú y Venezuela (Heyer, 2005; Barrio-Amorós et al., 2019). Es una especie de hábitos nocturnos y terrestres, encontrada usualmente en cuerpos de agua en bosques primarios y fragmentos de bosque en zonas urbanas (Galatti, 1992; Da Costa et al., 2013). Es considerada generalista y oportunista, cuya dieta se compone principalmente de artrópodos y en menor proporción, otros invertebrados, pequeños anfibios y lagartos (Duellman, 1978; Galatti, 1992; Do Couto et al., 2018). En esta nota, presentamos el primer reporte de depredación de la rana *E. petersi* por parte de *L. pentadactylus*.

El 10 de julio de 2014 a las 00:34 h, registramos un individuo subadulto de *L. pentadactylus* ingiriendo un individuo adulto de *E. petersi* (longitud hocico-cloaca 476 y 290 mm, respectivamente), estando este último apresado desde su parte posterior hasta aproximadamente el medio cuerpo (Fig. 1). La observación

duró aproximadamente cinco minutos, tiempo durante el cual el depredador, al percatarse de nuestra presencia, se desplazó algunos metros mediante pequeños saltos aún con la presa capturada, la cual permanecía inflada para evitar ser deglutida; pero al acercarnos a menos de un metro, finalmente la soltó. Posteriormente, ambos individuos fueron recolectados y se encuentran depositados en la colección herpetológica de referencia del Museo de Historia Natural de la Universidad del Cauca (MHNUC). Este evento fue registrado en la vereda La Victoria, municipio de La Macarena, departamento del Meta, Colombia (2.397° N, 74.475° W, 392 m s.n.m.), en la periferia de un parche irregular de bosque medianamente conservado, rodeado de múltiples zonas altamente antropizadas principalmente para ganadería.

La revisión de los especímenes permitió validar la identidad taxonómica del depredador como *L. pentadactylus* (MHNUC-He-An-1120) con base en las siguientes características: coloración dorsal café clara con manchas transversales más oscuras y

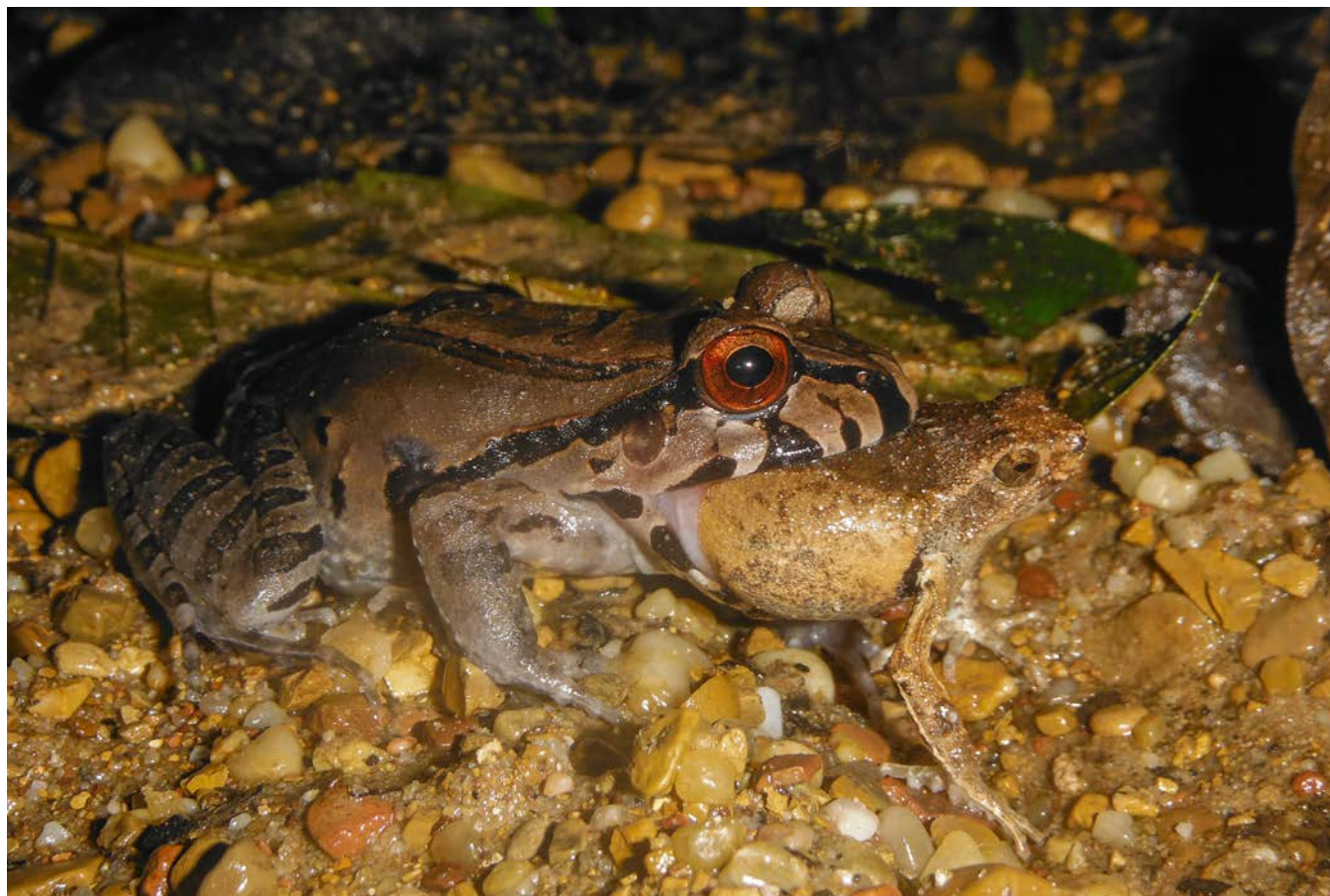


Figure 1. Subadult individual of *Leptodactylus pentadactylus* preying on an adult *Engystomops petersi*, in vereda La Victoria, municipality of La Macarena, department of Meta, Colombia.

Figura 1. Individuo subadulto de *Leptodactylus pentadactylus* depredando un adulto de *Engystomops petersi*, en la vereda La Victoria, municipio de La Macarena, departamento del Meta, Colombia.

flancos con manchas negras; labios con barras negras; pliegues dorsolaterales conspicuos que se extienden desde el borde posterior del párpado hasta la ingle, distintos del pliegue supra timpánico el cual se extiende hacia el flanco; extremidades con barras oscuras transversales amplias; superficie posterior del muslo negra con manchas crema; vientre grisáceo con manchas negras y blancas. Por su parte, la presa se determinó como *E. petersi* (MHNUC-He-Se-1121) por presentar las siguientes características: cuerpo rechoncho, cabeza pequeña, hocico corto y puntiagudo en vista dorsal; dorso café con múltiples tubérculos rojizos, coloración más clara en los costados y naranja pálido hacia la ingle; membrana timpánica lisa; tubérculo tarsal presente; garganta y pecho grisáceo con manchas blancas pequeñas y una línea blanca al medio, abdomen y superficie ventral de extremidades blanco con manchas negras grandes que alcanzan la ingle. La identificación de las especies se realizó con base en la información recopilada por Ortiz et al. (2022 a, b).

Los pocos registros de vertebrados consumidos por *L. pentadactylus*, sugieren que estos no son un componente común en su dieta y que corresponden a una depredación oportunista (Do Couto et al., 2018), como se ha reportado también para otras especies medianas y grandes de *Leptodactylus* (Duellman, 1978; Savage, 2002; Gouveia et al., 2009; Solé et al., 2009; Fonseca et al., 2012; Coelho et al., 2022). Sin embargo, el consumo de presas vertebradas por parte de *L. pentadactylus* podría ser más común de lo reportado hasta el momento, considerando la amplia distribución geográfica de esta especie, y que la mayoría sus poblaciones no han sido estudiadas en este aspecto.

En el lugar de ocurrencia del presente registro, al igual que en otros parches de bosque dentro de la misma zona, *L. pentadactylus* y *E. petersi* son relativamente abundantes (Vera-Pérez, obs. pers.). De acuerdo a esto, y teniendo en cuenta que ambas especies tienen hábitos y preferencias de hábitat similares (ver Duellman, 1978), es probable que el encuentro entre estas sea

frecuente. Aunque interrumpimos (sin intención) la interacción entre los individuos, al ser la presa considerablemente más pequeña que el depredador, lo más probable es que esta hubiera sido consumida.

Finalmente, esta observación establece a *E. petersi* como la primera especie de anfibio registrada en la dieta de *L. pentadactylus*, y la segunda especie de vertebrado teniendo en cuenta el registro del lagarto *Alopoglossus angulatus* (Do Couto & Menin, 2014). Así mismo, junto con la araña *Ancylometes* sp. (Champagne et al., 2015), *L. pentadactylus* corresponde a la segunda especie confirmada como depredadora de *E. petersi*.

Agradecimientos.— A Gustavo Adolfo Pisso Flórez por sus valiosos comentarios y sugerencias realizadas en la versión inicial del manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Barrio-Amorós, C.L., F.J.M. Rojas-Runjaic & J.C. Señaris. 2019. Catalogue of the amphibians of Venezuela: Illustrated and annotated species list, distribution, and conservation. *Amphibian & Reptile Conservation* 13:1-198.
- Champagne, P., B. Crnobrna & K. Luder. 2015. *Engystomops petersi* (Peter's Dwarf Frog). Predation. *Herpetological Review* 46:230-231.
- Coelho, F.E.A., F.D.M. Magalhães, A.F.D. Silva-Neta & R. Marques. 2022. *Leptodactylus vastus* (Leptodactylidae) predation on an endemic frog, and a compilation of its diet. *Acta Biológica Colombiana* 27:135-139.
- Da Costa, N.M.F., D.P. Rojas-Ahumada, R. Da Silveira & M. Menin. 2013. Notes on abundance, size and calling activity of the South American bullfrog, *Leptodactylus pentadactylus* (Anura, Leptodactylidae), in pristine and fragmented forests in Central Amazonia, Brazil. *Herpetology Notes* 6:317-322.
- Do Couto, A.P. & M. Menin. 2014. Predation on the lizard *Alopoglossus angulatus* (Squamata: Gymnophthalmidae) by the Smoky Jungle Frog, *Leptodactylus pentadactylus* (Anura: Leptodactylidae) in Central Amazonia. *Herpetology Notes* 7:37-39.
- Do Couto, A.P., R. Da Silveira, A.M.V.M. Soares & M. Menin. 2018. Diet of the Smoky Jungle Frog, *Leptodactylus pentadactylus* (Anura, Leptodactylidae) in an urban forest fragment and in a preserved forest in Central Amazonia, Brazil. *Herpetology Notes* 11:519-525.
- Duellman, W.E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. University of Kansas Museum of Natural History, Miscellaneous Publication 65:1-352.
- Fonseca, E., F. Lanna, R. Carvalho & M. Gehara. 2012. Predation on *Sibynomorphus neuwiedi* (Serpentes: Dipsadidae) by *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) in southeastern Brazil. *Herpetology Notes* 5:167-168.
- Galatti, U. 1992. Population biology of the frog *Leptodactylus pentadactylus* in a Central Amazonian rainforest. *Journal of Herpetology* 26:23-31.
- Gouveia, S.F., P.A. Da Rocha, J.S. Mikalauscas & V.V-B. Silveira. 2009. *Rhinella jimi* (Cururu Toad) and *Leptodactylus vastus* (Northeastern Pepper Frog). Predation on Bats. *Herpetological Review* 40:210.
- Heyer, W.R. 2005. Variation and taxonomic clarification of the large species of the *Leptodactylus pentadactylus* species group (Amphibia: Leptodactylidae) from Middle America, Northern South America, and Amazonia. *Arquivos de Zoologia* 37:269-348.
- Ortiz, D.A., M. Read, A. Varela-Jaramillo & S.R. Ron. 2022a. *Leptodactylus pentadactylus*, en: Ron, S.R., A. Merino-Viteri & D.A. Ortiz (Eds). Anfibios del Ecuador. Version 2021.O. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/FichaEspecie/Leptodactylus%2Opentadactylus> [Consultado en noviembre 2022].
- Ortiz, D.A., M. Read & S.R. Ron. 2022b. *Engystomops petersi*, en: Ron, S.R., A. Merino-Viteri & D.A. Ortiz (Eds). Anfibios del Ecuador. Version 2021.O. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/FichaEspecie/Engystomops%2Opetersi> [Consultado en noviembre 2022].
- Savage, J.M. 2002. The amphibians and reptiles of Costa Rica. A Herpetofauna Between Two Continents, Between Two Seas. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Solé, M., I.R. Dias, E.A.S. Rodrigues, E. Marciano-Jr, S.M.J. Branco, K.P. Cavalcante & D. Rödder. 2009. Diet of *Leptodactylus ocellatus* (Anura: Leptodactylidae) from a cacao plantation in southern Bahia, Brazil. *Herpetology Notes* 2:9-15.



PRIMER REGISTRO DE LA VÍBORA DE CASCABEL PIGMEA *SISTRURUS MILIARIUS* PARA MÉXICO Y AMPLIACIÓN DE DISTRIBUCIÓN EN ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA

FIRST RECORD OF THE PYGMY RATTLESNAKE *SISTRURUS MILIARIUS* FOR MEXICO AND EXPANSION OF DISTRIBUTION IN THE UNITED STATES OF AMERICA

IVÁN VILLALOBOS-JUÁREZ¹ & ELÍ GARCÍA-PADILLA²

¹Organización Los Hijos del Desierto, Aguascalientes, 20427, México.

²Biodiversidad Mesoamericana. Oaxaca de Juárez, Oaxaca. 68023, México.

*Correspondence: lepidushunter@gmail.com

Received: 2023-01-20. Accepted: 2023-03-16. Published: 2023-05-04.

Editor: Irene Goyenechea Mayer-Goyenechea, México.

La víbora de cascabel pigmea *Sistrurus miliarius* (Linnaeus, 1766) presenta una amplia distribución en el sureste de los Estados Unidos de América, desde el centro de Oklahoma y Texas hasta Florida a lo largo del Golfo de México y, hacia el norte hasta Carolina del Norte y la porción sur de Kentucky y Missouri (Campbell & Lamar, 2004). Se han descrito las subespecies *S. m. barbouri*, *S. m. miliarius* y *S. m. streckeri*, esta última distribuida cercanamente a la frontera con México (Campbell & Lamar, 2004; Kubatko et al., 2011).

Sistrurus miliarius, es una serpiente pequeña, regularmente menor a los 60 cm de longitud total, que presenta un color dorsal principalmente en algunos tonos de gris y marrón, con una serie de manchas dorsales rojizas, grisáceas o negras que gradualmente se van convirtiendo en anillos hacia la zona posterior del cuerpo, en un número que va entre 7 y 14. Asimismo, en los costados algunas veces muestran manchas definidas oscuras. Regularmente, los organismos tienen una línea dorsal amarillenta o anaranjada que comienza en la cabeza y termina en la cola (Campbell & Lamar, 2004; Ernst & Ernst, 2012).

Esta serpiente posee 9 escamas agrandadas sobre la parte dorsal de la cabeza que la diferencian del género *Crotalus* con excepción de *C. ravus*. Además, presenta de 8 a 13 escamas supralabiales y de 9 a 14 infralabiales. Las escamas dorsales a medio cuerpo van de 21 a 25, igualmente, el rango de escamas ventrales en machos está entre 122 a 144 y de 123 a 148 en hembras

Figure 1. *Sistrurus miliarius* from Ejido El Tecolote, Heroica Matamoros, Tamaulipas.

Photo: Ramón Martín del Campo.

Figura 1. *Sistrurus miliarius* de Ejido El Tejocote, Heroica Matamoros, Tamaulipas. Foto:

Ramón Martín del Campo.



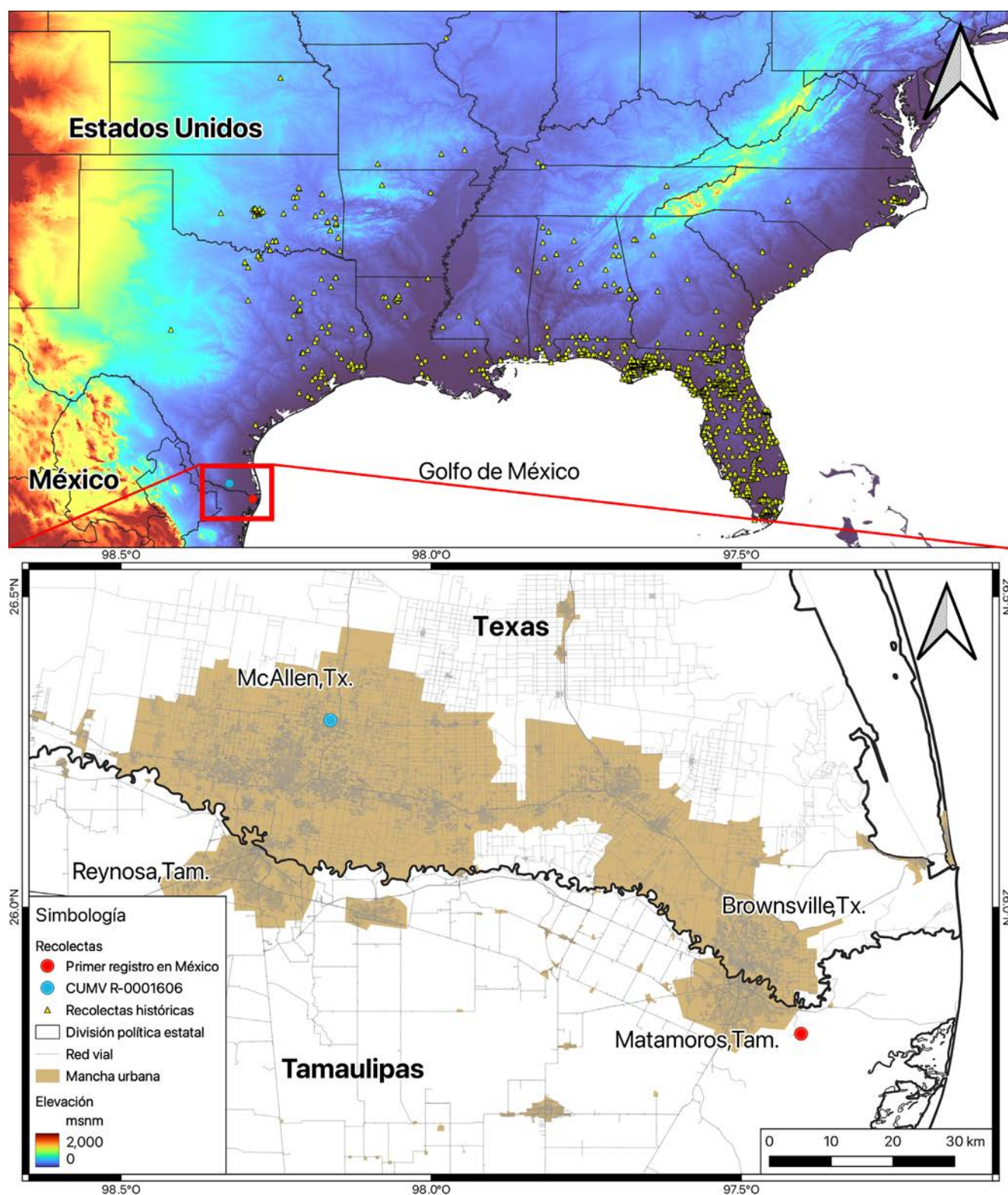


Figure 2. Distribution map of the Pigmy rattlesnake *Sistrurus miliarius* in the United States of America and Mexico.

Figura 2. Mapa de distribución de la serpiente de cascabel pigmea *Sistrurus miliarius* en los Estados Unidos de América y México.

(Campbell & Lamar, 2004). Aunque algunos agricultores locales de la parte este del municipio de Heroica Matamoros, Tamaulipas hacían referencia de la presencia de una serpiente con las características de coloración y morfología de la especie *S. miliarius*, no fue hasta el 7 de julio de 2014 que IVJ encontró casualmente un ejemplar vivo desplazándose sobre una carretera de terracería entre una zona agrícola sumamente fragmentada aproximadamente 300 metros de un cuerpo de agua conocido como La Lagunona en las coordenadas 25.795986°N, 97.403510°O WGS 84, 8 m s.n.m. (Fig. 1). De la misma manera, aquí reportamos un registro no publicado de un ejemplar formalmente recolectado al sureste desde Edinburg, Texas, EUA, a aproximadamente a 25 kilómetros de la frontera con México en las coordenadas 26.301785°N, 98.162526°O WGS 84, 31 m s.n.m., y depositado en el Museo de Vertebrados de la Universidad de Cornell en Ithaca, Nueva York, con el número de catálogo R-0001606. Ambos registros aumentan la distribución de la especie aproximadamente 270 y 226 kilómetros respectivamente al suroeste de la localidad más cercana en el Condado de Refugio, Texas (Fig. 2) (Strecker, 1908; Dixon, 2013).

Los puntos mostrados en el mapa fueron obtenidos de las recolectas formales de ejemplares depositados en colecciones zoológicas en la base de datos Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2023). En México, *S. miliarius* se encontró en una llanura costera inundable donde predomina el mezquite con pastizal y vegetación halófila, aunque demasiado fragmentada por la agricultura (INEGI, 1983). La fotografía del ejemplar fue depositada en la colección fotográfica del Centro de Investigaciones Biológicas (CIB) de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) con el número CH-CIB 128.

El organismo fotografiado posee una coloración que concuerda completamente con la descripción de coloración de *S. miliarius* de acuerdo con Campbell y Lamar (2004). Además, puede ser diferenciada fácilmente de *S. tergeminus* la otra especie que habita en la región, debido a que esta última tiene manchas dorsolaterales oscuras rodeadas por gris y carece de la línea amarillenta vertebral que recorre el cuerpo (Ryberg et al., 2015; Heimes, 2016). Y aunque en la fotografía aquí mostrada es imposible distinguir la escamación, para diferenciar morfológicamente ambas especies que habitan en México, en *S. miliarius* la escama preocular no está en contacto con la escama postnasal, mientras que en *S. tergeminus* sí está en contacto (Powell et al., 2012).

Con esto, registramos por primera vez a la especie *S. miliarius* para México, aumentando el número de representantes de la familia Viperidae a un total de 77 especies (Heimes, 2016; Meik et

at., 2018; Carbajal et al., 2020; Tepos-Ramírez et al., 2021; Reyes-Velasco et al., 2022), asimismo, incrementando a 10 especies los Viperidos de Tamaulipas (Terán-Juárez et al., 2016). Creemos que la especie no había sido registrada debido al poco trabajo de campo realizado por especialistas en la región y las condiciones de inseguridad actuales. Recomendamos realizar muestreos adicionales en la zona para conocer el estado de la población, así como datos de su ecología e historia natural para esta población en México.

Agradecimientos.– Agradecemos infinitamente a la Dra. Irene Goyenechea por incluir la fotografía dentro de la colección fotográfica en el Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo. Además, asimismo agradecemos a Ramón Martín del Campo por permitirnos usar la fotografía que se tomó durante el hallazgo. Además, agradecemos a los dos revisores anónimos que enriquecieron fuertemente este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Campbell, J.A. & W.W. Lamar. 2004. The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere. Ithaca, New York, USA, Comstock Publishing/Cornell University Press. E.E.U.U
- Carbajal-Márquez, R.A., J. R Cedeño-Vázquez, A. Martínez-Arce, E. Neri-Castro & S. C. Machkour-M'Rabet, 2020. Accessing cryptic diversity in Neotropical rattlesnakes (Serpentes: Viperidae: *Crotalus*) with the description of two new species. *Zootaxa* 4729: 451-481.
- Dixon, J.R. 2000. Amphibians and Reptiles of Texas: With Keys, Taxonomic Synopses, Bibliography, and Distribution Maps. A&M University Press. E.U.A
- Ernst C.H. & E.M. Ernst. 2012. Venomous Reptiles of the United States, Canada, and Northern Mexico. Vol. 1. John Hopkins University Press. E.U.A
- GBIF.org GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.fy2v2q> [Consultado el 02 Marzo del 2023]
- Heimes, P. 2016. Herpetofauna Mexicana: Snakes of Mexico. Edition Chimaira.
- INEGI: Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 1983. Síntesis geográfica del estado de Tamaulipas. México.

- Kubatko, L.S., H.L. Gibbs & E. W. Bloomquist. 2011. Inferring species-level phylogenies and taxonomic distinctiveness using multilocus data in *Sistrurus* rattlesnakes. *Systematic Biology* 60:393-409.
- Meik, J.M., S. Schaack, O. Flores-Villela & J.W. Streicher. 2018. Integrative taxonomy at the nexus of population divergence and speciation in insular speckled rattlesnakes. *Journal of Natural History* 52:989-1016.
- Powell, R. Collins, J.T. & E.D. Hopper. 2012. Key to the herpetofauna of the Continental United States and Canada. University Press of Kansas. E.U.A.
- Ryberg, W.A., J.A. Harvey, A. Blick, T.J. Hibbitts & G. Voelker. 2015. Genetic structure is inconsistent with subspecies designations in the western massasauga *Sistrurus tergeminus*. *Journal of Fish and Wildlife Management* 6:350-359.
- Strecker, J. K. 1908. The reptiles and batrachians of Victoria and Refugio counties, Texas. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 21:47-52.
- Tepos-Ramírez, M., O. Flores-Villela, J.A. Velasco, C. Pedraza Lara, O.R. García Rubio & R.C. Jadin. 2021. Molecular phylogenetics and morphometrics reveal a new endemic jumping pitviper (Serpentes: Viperidae: *Metlapilcoatlus*) from the Sierra Madre Oriental of Mexico. *Journal of Herpetology* 55:181-191.
- Terán-Juárez, S.A., E. García-Padilla, V. Mata-Silva, J.D. Johnson & L.W. Wilson, L.D. 2016. The herpetofauna of Tamaulipas, Mexico: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 3:42-113.



ABUNDANCIA DE LA RANA MARSUPIAL *GASTROTHECA RIOBAMBAE* (FOWLER, 1913) (HEMIPHRACTIDAE, ANURA) EN UN GRADIENTE DE URBANIZACIÓN EN LA PROVINCIA DE PICHINCHA, ECUADOR

ABUNDANCE OF THE MARSUPIAL FROG *GASTROTHECA RIOBAMBAE* (FOWLER, 1913) (HEMIPHRACTIDAE, ANURA) IN AN URBANIZATION GRADIENT IN THE PROVINCE OF PICHINCHA, ECUADOR

GABRIELA BELÉN JIMÉNEZ-CASALOMBO^{1*}, ADRIANA PAULINA GUARDERAS-VALVERDE¹ & LUIS A COLOMA²

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Central del Ecuador. Pichincha, Quito, Ecuador.

²Centro Jambatu de Investigación y Conservación de Anfibios. Quito, Ecuador.

*Correspondence: gaby44bjc@gmail.com

Received: 2022-08-04. Accepted: 2023-04-13. Published: : 2023-05-18.

Editor: Katyuscia Araujo-Vieira, Brasil.

Abstract.— Marsupial frogs have experienced dramatic population declines in Ecuador, mainly due to the transformation and loss of natural habitats, among other causes. This study seeks to understand how the abundance of *Gastrotheca riobambae* varies in an urbanization gradient, including conserved, rural, peri-urban, and urban areas in the province of Pichincha, Ecuador. Each area was demarcated by a 100 hectares quadrant, for which seventeen variables of landscape composition and breeding habitat were characterized, three 500 x 3 m transects were sampled to record adult frogs, and sweeps with aquarium nets were made to record the abundance of tadpoles in water bodies. A principal component analysis (PCA) was performed to assess the correlation between landscape composition variables and breeding habitat, then a Generalized Additive Model (GAM) was fitted to relate abundance to uncorrelated variables. Ninety-four adult frogs and 312 tadpoles were recorded in the urbanization gradient, which significantly influenced the variation in the abundance of *G. riobambae* ($X^2(2) = 20.63$, $p < 0.001$; $X^2(2) = 66.98$, $p < 0.001$). However, contrary to what was expected, there was no linear relationship in the urbanization gradient since the rural and peri-urban areas presented greater abundance than the conserved area. The number of water bodies, grassland areas, and vegetation cover were related to the areas of greatest abundance along the gradient, as were canopy cover, surface temperature, and water body volume, which describe the breeding habitat. It is concluded that *G. riobambae* occupies environments transformed by human activities in rural and peri-urban areas, but these habitats require specific suitable characteristics for their development and survival.

Keywords.— Amphibians, breeding habitat, landscape composition, tadpoles.

Resumen.— Las ranas marsupiales han atravesado dramáticas declinaciones poblacionales en Ecuador, como consecuencia de la transformación y pérdida de hábitats naturales, entre otras causas. Este estudio busca entender cómo varía la abundancia de *Gastrotheca riobambae* en un gradiente de urbanización, que incluye zonas conservadas, rurales, periurbanas y urbanas en la provincia de Pichincha, Ecuador. Cada zona se demarcó por un cuadrante de 100 hectáreas, en donde se caracterizaron diecisiete variables de composición de paisaje y hábitat de reproducción, se realizaron tres transectos de 500 x 3 m para el registro de ranas adultas, además de barridos con redes de acuario para registrar la abundancia de renacuajos en los cuerpos de agua. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar la correlación entre variables de composición de paisaje y hábitat de reproducción, después se ajustó un Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para relacionar la abundancia con las variables no correlacionadas. Se

registraron 94 ranas adultas y 312 renacuajos en el gradiente de urbanización, el cual influyó de manera significativa en la variación de la abundancia de *G. riobambae* ($X^2(2) = 20.63$, $p < 0.001$; $X^2(2) = 66.98$, $p < 0.001$). Sin embargo, y al contrario de lo esperado, no se presentó una relación lineal en el gradiente de urbanización, ya que las zonas rural y peri-urbana, presentaron una mayor abundancia de ranas que la zona conservada. La cantidad de cuerpos de agua, las áreas de pastizales y la cobertura vegetal estuvieron relacionadas con las zonas de mayor abundancia a lo largo del gradiente, al igual que la cobertura de dosel, la temperatura superficial y el volumen del cuerpo de agua, los cuales describen el hábitat de reproducción. Se concluye que, *G. riobambae* ocupa ambientes transformados por actividades humanas en zonas rurales y periurbanas, pero estos hábitats requieren ciertas características idóneas para su desarrollo y supervivencia.

Palabras clave.— Anfibios, composición de paisaje, hábitat de reproducción, renacuajos

INTRODUCCIÓN

Dentro de la riqueza de anfibios ecuatorianos (656 sp., Coloma data, al 10 de marzo 2023), una proporción representativa (57%) se considera altamente amenazada por acciones antrópicas. Una de las principales es la urbanización (Ortega-Andrade et al., 2021). Las altas temperaturas registradas en las zonas urbanas (24°C) (Guarderas et al., 2016) han provocado un incremento acelerado de 0.9°C en la última década (INAMHI, 2020), de modo que se estima que para el 2030 la temperatura mundial promedio sobrepasará los 2°C (IPCC, 2021). Generando así un efecto de isla de calor (Concepción et al., 2021), el cual altera el hidropereodo, y causa una disminución en la frecuencia de las precipitaciones (Vanacker et al., 2018), afectando así los ciclos reproductivos de los anfibios (Burian & Shepherd, 2005).

Los procesos de urbanización también han alterado y modificado los cuerpos de agua (Cushman, 2006). Así como también, han deteriorado su microhábitat provocando una alteración en los rasgos reproductivos de los anfibios que dependen de hábitats acuáticos (Jennette et al., 2019). Además de esto, la urbanización ha alterado la composición y configuración del paisaje al producir la fragmentación del hábitat y crear remanentes de bosques aislados dentro de una gran matriz de edificaciones y carreteras (Hamer, 2016; Smallbone et al., 2011). Como resultado, las poblaciones de anuros que habitan las zonas andinas, atraviesan procesos de cuellos de botella y deriva génica, lo que podría llevar a una extinción de sus poblaciones (Hamer & McDonnell, 2008).

En la provincia de Pichincha, la urbanización es una de las principales problemáticas para *G. riobambae* (Fowler, 1913) (Hemiphractidae) o “Gualataco” (nombre vernáculo posiblemente derivado del quechua), más conocida como la rana marsupial andina, endémica del Ecuador (Duellman, 2015) y emblemática para Quito (Consejo Metropolitano de Quito, 2012). La abundancia de *G. riobambae* se ha visto reducida,

principalmente por el crecimiento agroindustrial y poblacional representado por la creación y expansión de grandes ciudades y demás infraestructuras que alteran el hábitat disponible para su desarrollo (Coloma et al., 2004; Vanacker et al., 2018). A pesar de los numerosos estudios sobre su biología del desarrollo, son pocos los estudios sobre sus poblaciones y ecología; entre estos últimos se cuentan los de Espinosa (2014), González (2011), Ramírez Jaramillo (2017) y Ramírez & Rodríguez (2011). Según la IUCN (2023), la rana marsupial se encuentra bajo categoría de amenaza En Peligro (EN). De manera que sus particularidades evolutivas y estrategias reproductivas únicas (Akmentins & Boullhesen, 2020; Duellman, 2015) corren el riesgo de desaparecer, por lo cual su investigación y conservación son prioritarias.

El aumento del proceso de urbanización desde la zona urbana a la rural, se entiende como la antropización del paisaje (Medley et al., 1995; Vergara & Ibarra, 2019). Donde los procesos de urbanización se van reduciendo hasta llegar a zonas conservadas de bosques nativos, creándose así, un gradiente de urbanización que va desde zonas conservadas, incluyendo zonas rurales y periurbanas, hacia el centro hiperurbano de las ciudades (Hiroiuki Oda et al., 2017). Mientras se avanza en el gradiente, los hábitats en buen estado de conservación se reducen, provocando así una disminución en la abundancia de la biodiversidad nativa, como por ejemplo se espera que las comunidades de anuros varíen en abundancia y diversidad en función del gradiente antrópico (MacGregor-Fors et al., 2013; Menin et al., 2019; Pereyra et al., 2020).

Las zonas conservadas como las reservas biológicas o áreas protegidas podrían garantizar el mantenimiento de las poblaciones de anuros (Juárez-Ramírez et al., 2016). No obstante, en las zonas montañosas andinas del Ecuador, también ha existido una importante alteración de los hábitats naturales, ya

que el establecimiento de pastizales y sistemas de monocultivos han provocado una pérdida del 80% de bosques nativos en los valles interandinos (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). Ocasionalmente que los ecosistemas nativos se encuentren como remanentes en una matriz dominada por zonas agrícolas y ganaderas, provocando serias afectaciones a las poblaciones de anfibios (Alemán-Pérez et al., 2020; Betancourt et al., 2005). Ramírez & Rodríguez (2011) realizaron un estudio en el flanco occidental del volcán Pasochoa (Hacienda Pilopata) del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP) y observaron una población aislada y dispersa de 10 individuos de *G. riobambae*. Su estudio sugiere que la gran distancia entre hábitats remanentes dentro del RVSP y la pérdida de hábitats con matorrales cercanos a cuerpos de agua afectó particularmente a las poblaciones de la rana marsupial.

En contraste, existe evidencia de que varias especies de anuros han encontrado refugio en algunas zonas rurales donde se realizan actividades de agricultura y ganadería (Jumeau et al., 2020; Kidera et al., 2018). Estas zonas cuentan con pequeñas pozas con fines agrícolas que se convierten en hábitats para renacuajos y adultos; además de pequeños parches de sotobosque constituido por arbustos, agaves y hojarasca, que podrían favorecer la presencia de la rana marsupial (Aranzana, 2015; Knutson et al., 2004). Ramírez-Jaramillo (2017) realizó un estudio en la parroquia rural de Amaguaña (Barrio Santa Isabel) de Quito, registró a una población de 24 individuos de *G. riobambae* cerca de cultivos y pastizales, lo cual sugiere que esta especie se ha adaptado a ambientes alterados con la presencia de hábitats adecuados.

Por su parte, las zonas peri-urbanas se definen como una interfaz entre las áreas rurales y urbanas, con usos muy heterogéneos (Ortiz Báez et al., 2020). Estas zonas se encuentran en la periferia de las ciudades, ubicadas espacialmente cerca al área urbana, incluyendo grandes parques y áreas verdes, que proporcionan hábitats adecuados para la rana marsupial al poseer estanques, lagunas artificiales y pequeños arbustos nativos cercanos a cuerpos de agua (Aranzana, 2015; Hutto, 2018). En la zona peri-urbana de Quito están ubicados diversos parques, los cuales han sido objeto de estudios sobre la diversidad de anfibios (Mena Valenzuela et al., 2010; Yáñez-Muñoz, 2007a, b), y a pesar de que esta zona mantiene todavía poblaciones de la rana marsupial, estos estudios sugieren que su abundancia ha disminuido notablemente.

Por otro lado, el desarrollo de la zona urbana en Quito ha incrementado en los últimos 100 años en un 72% (Ortiz-B et al., 2021; SA, 2016; UNEP et al., 2011), amenazando la

permanencia de la biodiversidad (Serrade Cobos, 2013). En un estudio realizado por Mena Valenzuela et al. (2010) en el centro hiperurbano de Quito, se registró únicamente a *Pristimantis unistrigatus* (Strabomantidae) en las áreas verdes de la ciudad, demostrando que el desarrollo urbano ha ocasionado una gran pérdida y deterioro de los hábitats necesarios para la reproducción y mantenimiento de anuros especialistas, como la rana marsupial.

La información poblacional de *G. riobambae* es deficiente en la provincia de Pichincha, tanto en ecosistemas remanentes como en todo el gradiente de urbanización. Además, en el Ecuador esta problemática ha sido abordada solamente en un estudio para otras especies de ranas marsupiales *G. cuencana* (bajo el nombre *G. litonensis*) y *G. pseustes* en la ciudad de Cuenca (Siavichay et al., 2016). Sin embargo, es importante enfatizar que en los estudios mencionados no se analizaron las variables de composición de paisaje que inciden sobre la abundancia. En este contexto, la presente investigación busca determinar la abundancia de una especie endémica y emblemática para Quito como lo es *G. riobambae* en un gradiente de urbanización en la provincia de Pichincha, relacionando su abundancia con variables de composición de paisaje y hábitat de reproducción en el gradiente de urbanización, para así establecer medidas de restauración y conservación de sitios importantes para su mantenimiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó desde diciembre de 2019 a marzo de 2020 a lo largo de un transecto de 29 km (en línea recta aérea) desde el centro de Quito hacia el sur oriente, en un gradiente de urbanización (Ortiz-B et al., 2021). Este gradiente está constituido por cuatro zonas: conservada, rural, peri-urbana y urbana, ubicadas en los cantones Quito, Rumiñahui y Mejía, en la provincia de Pichincha, Ecuador (Tabla S1, Apéndice 1). Para considerar el orden de las zonas en el gradiente, se tomó en cuenta la intensidad de uso de suelo y el grado de urbanización asignado a cada zona, ya que éste cambia a medida que las zonas se disponen en el gradiente (Pillsbury & Miller, 2008).

El grado de urbanización se codificó con valores entre 1 a 4; donde 1 corresponde a la zona conservada, 2 a la zona rural, 3 a la zona peri-urbana y 4 a la zona urbana. Para caracterizar la estructura del paisaje se utilizó la metodología sugerida por Ortiz-B et al. (2021), en cada zona se estableció un cuadrante de 100 ha, excepto en la zona rural, donde se incluyeron dos cuadrantes (Fig. 1, Fig. S1, Apéndice 1).

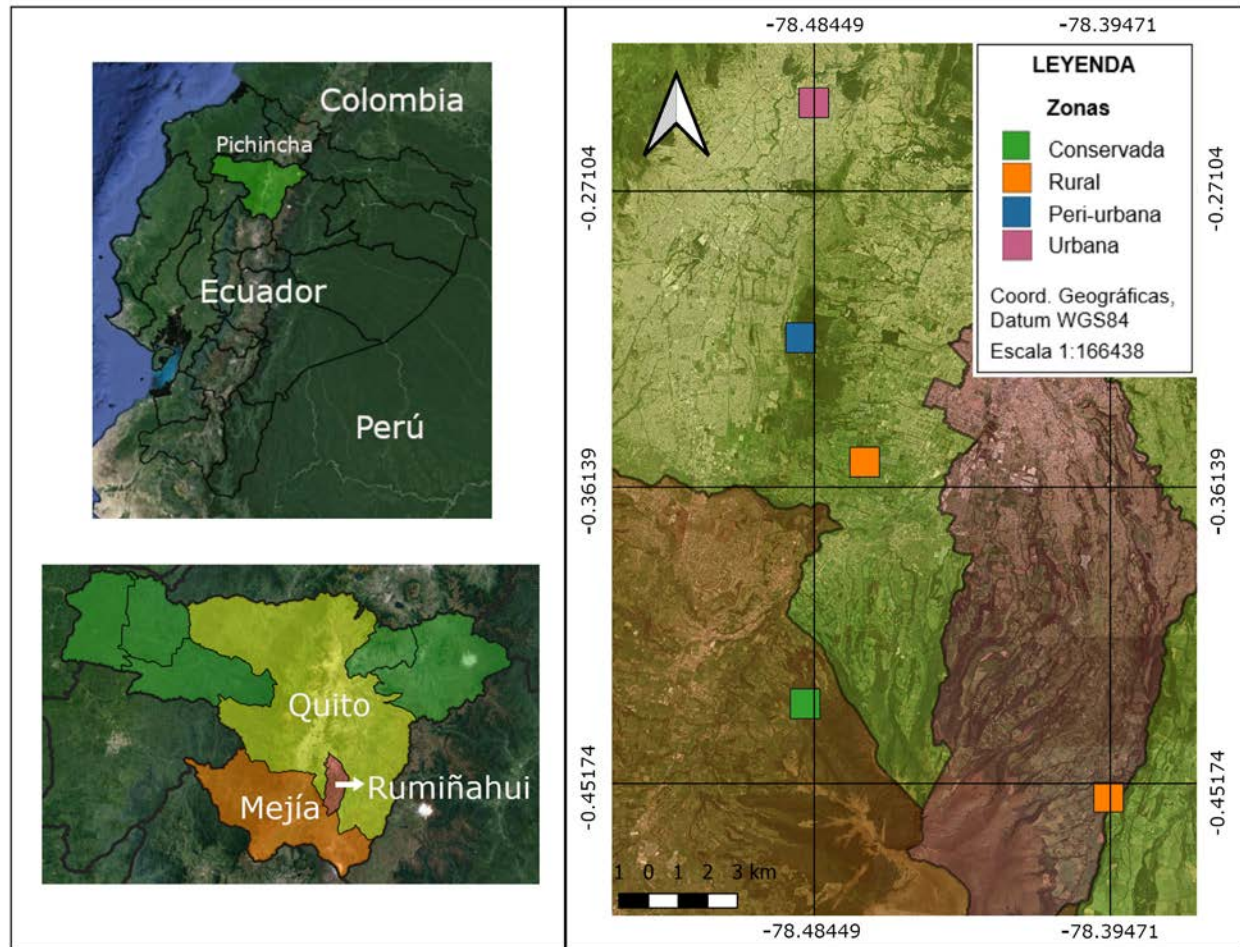


Figure 1. Map of the location of the study area in the cantons of Quito, Rumiñahui and Mejía, within the province of Pichincha, Ecuador.

Figura 1. Mapa de la ubicación del área de estudio en los cantones Quito, Rumiñahui y Mejía, dentro de la provincia de Pichincha, Ecuador.

Abundancia de adultos

La metodología para los censos fue tomada y adaptada de Angulo et al. (2006), Heyer et al. (2001) y Ramírez & Rodríguez (2011). Para el registro de los individuos adultos se realizó el método de inspección por encuentros visuales, para lo cual se establecieron tres transectos de 500 x 3 m en cada cuadrante de 100 hectáreas. El esfuerzo de muestreo en el gradiente de urbanización fue de 420 horas/persona en un área cubierta de 45,000 m² (Tabla S2, Apéndice 1).

Debido a los requerimientos de hábitat de *G. riobambae*, los transectos se establecieron a partir de la presencia de cuerpos de agua (Espinosa, 2014). A causa de la dificultad de acceso o al relieve escarpado del terreno en algunas zonas, varios transectos fueron dispuestos tomando en consideración el borde del cuerpo de agua (Angulo et al., 2006). Los transectos tuvieron una

separación mínima de 500 m para garantizar la independencia en los análisis del paisaje (Pillsbury & Miller, 2008).

Los individuos encontrados fueron capturados en fundas plásticas transparentes de 40 x 25 cm. Se manejaron todos los protocolos de bioseguridad sugeridos por Angulo et al. (2006) para evitar la transmisión de agentes infecciosos. Cada registro fue georeferenciado con un GPS Garmin etrex 30 y la aplicación de celular GPS Waypoints Navigator V. 9.14. Se tomaron datos ambientales como la temperatura y humedad relativa con un registrador manual Taylor Vo270. Se fotografiaron las vistas: dorsal, lateral y frontal de los individuos registrados con una cámara Sony DSC-WX500 sobre un fondo blanco. Se midió la longitud hocico-cloaca (LHC) con un vernier PRETUL VER-6PX con una precisión de 0.1 mm (1/128") y se pesó a cada individuo con una balanza digital CAMRY EHA501.I, con una precisión

de dos decimales (Lips et al., 2001). Una vez tomados todos los datos, los individuos fueron liberados en el mismo lugar donde se capturaron.

Las fotos digitales y grabaciones de audio de los individuos registrados están depositados en los archivos de imágenes y audio del Centro Jambatu de Investigación y Conservación de Anfibios, Quito, Ecuador (CJ) y en el repositorio digital Zenodo (<https://doi.org/10.5281/zenodo.7703373> y <https://doi.org/10.5281/zenodo.7739204>). Los individuos que no pudieron ser capturados, fueron registrados auditivamente con una grabadora de audio V3.3.13 para celular android y se tomaron en cuenta todos los parámetros ambientales y de hábitat que fueron incorporados para los registros visuales, según lo sugerido por Angulo et al. (2006) y Ramírez & Rodríguez (2011). El método de muestreo garantizó que los registros auditivos no fueran de los mismos individuos que se observaron. Estos últimos fueron capturados (para toma de datos) y liberados luego del muestreo.

Abundancia de renacuajos

El muestreo de renacuajos se realizó en todos los cuerpos de agua existentes en cada zona, tales como: pozas, reservorios y riachuelos. Así mismo fueron revisados todos los canales de riego y los bebederos de agua del ganado. Se utilizaron redes pequeñas de acuario de 12.5 cm de longitud, 10 cm de altura y 13.5 cm de profundidad, y un ojo de malla de 1mm (Lynch & Suárez Mayorga, 2011; Muñoz Avila et al., 2018). De acuerdo a lo planteado por Angulo et al. (2006) y Bosch & García (2017), se removieron los renacuajos mediante barridos sucesivos de la red. En los cuerpos de agua poco profundos (de hasta 0.80 m) las repeticiones se realizaron hasta extraer la mayor parte de los individuos.

En los cuerpos de agua con profundidades, superiores a 0.80 m, como lagunas, pozas o reservorios, se dividió al cuerpo de agua en cinco secciones y en cada una se realizaron diez repeticiones. Los riachuelos o arroyos también fueron divididos en cinco secciones, una cada 100 m de longitud y en cada sección se realizaron diez repeticiones.

Se registró el número de renacuajos por cada repetición y se los clasificó en tres estadios de la siguiente manera: Estadio I (ausencia de patas), Estadio II (con patas traseras) y Estadio III (con cuatro patas y cola) (Escanta, 2007). Los renacuajos se reincorporaron al cuerpo de agua donde fueron encontrados, una vez que se realizaron todas las repeticiones o se extrajo la mayoría de ellos. El muestreo de los renacuajos se realizó siempre en un mismo horario (08:00 a 10:00 h) para todos los cuerpos de agua de cada zona.

Cada cuerpo de agua fue georeferenciado y se registraron los siguientes parámetros ambientales: temperatura ambiental, temperatura superficial del agua (10 cm de profundidad), humedad relativa y pH, este último fue medido con un medidor de pH VOLTcraft AI.20540 PH-212. Se incluyó la variable de área de vegetación emergente, la cual se definió como la vegetación herbácea que crece en el sustrato del cuerpo de agua y sobresale del agua mientras va creciendo. Asimismo, se consideraron a las plantas macrófitas como parte de esta variable. Con ayuda del software QGIS 3.12 se obtuvo un polígono de cada cuerpo de agua y se calculó el perímetro, el área, el volumen y el área de vegetación emergente.

Se registró también la cobertura del dosel cercana a los cuerpos de agua, para esto se utilizaron fotografías tomadas con una cámara digital en posición vertical a la superficie del cuerpo de agua, en dirección a cada punto cardinal, a una altura de 1.60 m. Posteriormente, se analizaron las imágenes en el programa ImageJ con el macro Hemispherical 2.0 y se obtuvo el porcentaje de cobertura vegetal (Beckschäfer, 2015). También se tomaron datos de la profundidad del cuerpo de agua y con ayuda del software QGIS 3.12 se obtuvieron los datos de distancia de los cuerpos de agua hacia los matorrales y la distancia de un cuerpo de agua hacia otro más cercano.

Variables de composición de paisaje y ambientales locales

En la tabla 1 se describen las diecisiete variables que fueron registradas para cada zona, las cuales han sido tomadas de Espinosa (2014), Gagné & Fahrig (2007), Pillsbury & Miller (2008) y Ramírez & Rodríguez (2011). Las variables de composición de paisaje se obtuvieron a partir de información georeferenciada en formato raster dentro del cuadrante de 100 hectáreas; mientras que las variables ambientales fueron tomadas a escala de cada sitio, donde se establecieron los transectos para muestrear los individuos adultos y los cuerpos de agua muestreados que representan al hábitat de renacuajos.

Composición de paisaje: Coberturas y tipos de uso de suelo

Para describir las medidas de composición del paisaje en cada cuadrante se registraron seis tipos de uso de suelo: cobertura vegetal, pastizales, agricultura, cuerpos de agua, vías e infraestructuras. Se utilizó la metodología que describen Ortiz-B et al. (2021), la cual fue facilitada en el 2019. Estos tipos de uso del suelo fueron actualizados para mayo de 2020, a través de la digitalización manual en función de imágenes satelitales obtenidas a través de las siguientes fuentes: Google Earth y Google Maps. Después de generadas las geometrías digitalizadas de cada cuadrante de 100 hectáreas con sus respectivos atributos, las capas vectoriales de la cobertura de uso del suelo

Table 1. Landscape composition and local environmental variables considered for each zone in the urbanization gradient.**Tabla 1.** Variables de composición de paisaje y ambientales locales consideradas para cada zona en el gradiente de urbanización.

Composición de paisaje	Ambientales a escala de sitio
% Cobertura vegetal: árboles y arbustos	Temperatura ambiental (°C)
% Pastizales: vegetación herbácea utilizada para fines pecuarios	Temperatura superficial del agua (°C)
% Agricultura	Humedad relativa (%)
% Cuerpos de agua: pozas, ríos y riachuelos	pH
% Vías: principales, secundarias y caminos	Profundidad del cuerpo de agua (m)
% Infraestructuras: casas, edificios y veredas	Perímetro del cuerpo de agua (m)
	Área del cuerpo de agua (m ²)
	Área de vegetación emergente (m ²)
	% Cobertura vegetal del dosel del cuerpo de agua
	Distancia cuerpo de agua hacia matorrales (m)
	Distancia cuerpo de agua hacia otro más cercano (m)

fueron rasterizadas. La digitalización, la posterior limpieza topológica y la rasterización se llevó a cabo con el software QGIS 3.12 (QGIS Development Team, 2020). Una vez generado el ráster de cada cuadrante, se procedió a cortarlo en tres partes con una misma área (33.333 m²), una por cada transecto donde se registró la abundancia poblacional; de manera que se obtuvo la información de la extensión de los seis tipos de uso de suelo, para cada transecto en cada zona del gradiente de urbanización. Se utilizó el complemento de QGIS 3.12 LecoS - Landscape Ecology Statistics (Jung, 2016) para obtener el área y la proporción de cada tipo de uso de suelo clasificado en la capa ráster para cada transecto en cada zona.

Análisis estadístico

Para analizar la abundancia de adultos, debido a que son datos de conteos y en algunos transectos no hubo registros, se los agrupó en cuatro categorías de abundancia en función a los individuos registrados de manera visual y auditiva (Tabla S3, Apéndice 1). Estas categorías fueron tomadas y adaptadas de Cortez-Fernandez (2006), McDiarmid & Altig (1999) y Ramírez & Rodríguez (2011). Por su parte, la abundancia absoluta de los renacuajos de *G. riobambae* se analizó de la misma forma que los adultos, agrupándolos en las mismas categorías, ya que la literatura no registra categorías de abundancia para renacuajos. La abundancia relativa de renacuajos se calculó en función del número total de renacuajos capturados por unidad de esfuerzo de muestreo (CPUE), que en este caso son las repeticiones

realizadas con las redes de acuario, donde la abundancia para cada cuerpo de agua fue determinada por el número de individuos/número de repeticiones (Ortega Torres et al., 2014).

Para realizar los análisis estadísticos se dividieron a las variables en dos grupos: hábitat de adultos y de renacuajos (Tabla S4, Apéndice 1), la división de variables se hizo en base al lugar donde fueron tomadas, unas en el hábitat donde fueron encontrados los adultos y otras de los cuerpos de agua donde se encontraron los renacuajos (Pillsbury & Miller, 2008). Para facilitar el análisis y la interpretación de los resultados, algunas variables fueron integradas de la siguiente manera: la variable vías se incorporó a la de infraestructuras y se unificaron en una sola variable. Por su parte, las variables profundidad y área del cuerpo de agua se unificaron en una variable llamada volumen.

Para evaluar la correlación entre variables y seleccionar a las que expliquen de mejor manera la variabilidad de los datos, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el programa estadístico IBM SPSS Statistics (IBM Corp., 2022) tanto para variables que corresponden a la composición de paisaje del hábitat de adultos y las del hábitat de reproducción donde se encontraban los renacuajos (Pillsbury & Miller, 2008). Para realizar este análisis, cumpliendo con los supuestos de normalidad, todas las variables representadas en porcentajes (Tabla 1) fueron transformadas primero a proporción, para posteriormente obtener el arcoseno de la raíz del valor de la

proporción de cada variable, según sugieren (Gardener, 2017; Gotelli & Ellison, 2013). Una vez realizados los análisis, se identificaron las variables que presentaron altos grados de asociación entre ellas y se eliminaron las de menor significancia, seleccionando la variable que explique de mejor manera los datos (Palacio et al., 2020).

Para relacionar la abundancia de adultos y renacuajos de *G. riobambae* con las variables seleccionadas de composición de paisaje y hábitat de reproducción, se realizó un Modelo Aditivo Generalizado (GAM, por sus siglas en inglés) con el software estadístico RStudio versión 2022.02.0 (RStudio Team, 2022), utilizando la función de regresión de Poisson debido a que los datos fueron conteos con una gran cantidad de valores ceros y no se ajustan a un modelo lineal (Wood, 2017). Se comprobó la falta de patrón en la varianza de los residuos del modelo mediante la función `gam.check` del paquete `mgcv`. Para realizar el análisis con el grupo de variables de hábitat de reproducción se realizaron dos modelos, uno con las variables que describen las características fisicoquímicas de los cuerpos de agua y otro que describe las características del hábitat circundante a los cuerpos de agua. Previo a la realización de los análisis se añadió una variable categórica llamada presencia de cuerpos de agua debido a que no en todos los transectos y zonas del gradiente de urbanización existieron cuerpos de agua.

RESULTADOS

Abundancia de Adultos

Como resultado de los muestreos en las zonas de estudio se registraron 94 individuos de *G. riobambae*, 62 a través de inspección por encuentros visuales y 32 por registros auditivos. En la zona rural 1 se observaron las mayores abundancias totales con 48 individuos, seguida por la peri-urbana y conservada con 29 y 17 individuos, respectivamente; en las zonas rural 2 y urbana no se registraron individuos. Con respecto a las categorías de abundancia para las zonas del gradiente, la zona rural 1 y peri-urbana presentaron una abundancia común, seguida por la conservada con una abundancia frecuente (Tabla 2). Adicionalmente, en la zona rural 1, correspondiente a la parroquia Rumipamba del cantón Rumiñahui, se registraron en simpatria con *G. riobambae*, a seis individuos de *G. pseustes*.

Abundancia de renacuajos

Cada zona del gradiente de urbanización presentó varios cuerpos de agua, a excepción de la zona urbana que no presentó ninguno. Sin embargo, solamente se registraron renacuajos en uno de los cuerpos de agua de cada zona: en una pequeña poza artificial hecha con plástico de la zona conservada; en una laguna irregular, grande y poco profunda de la zona rural 1; y en una poza mediana poco profunda de la zona peri-urbana (Fig. 2).

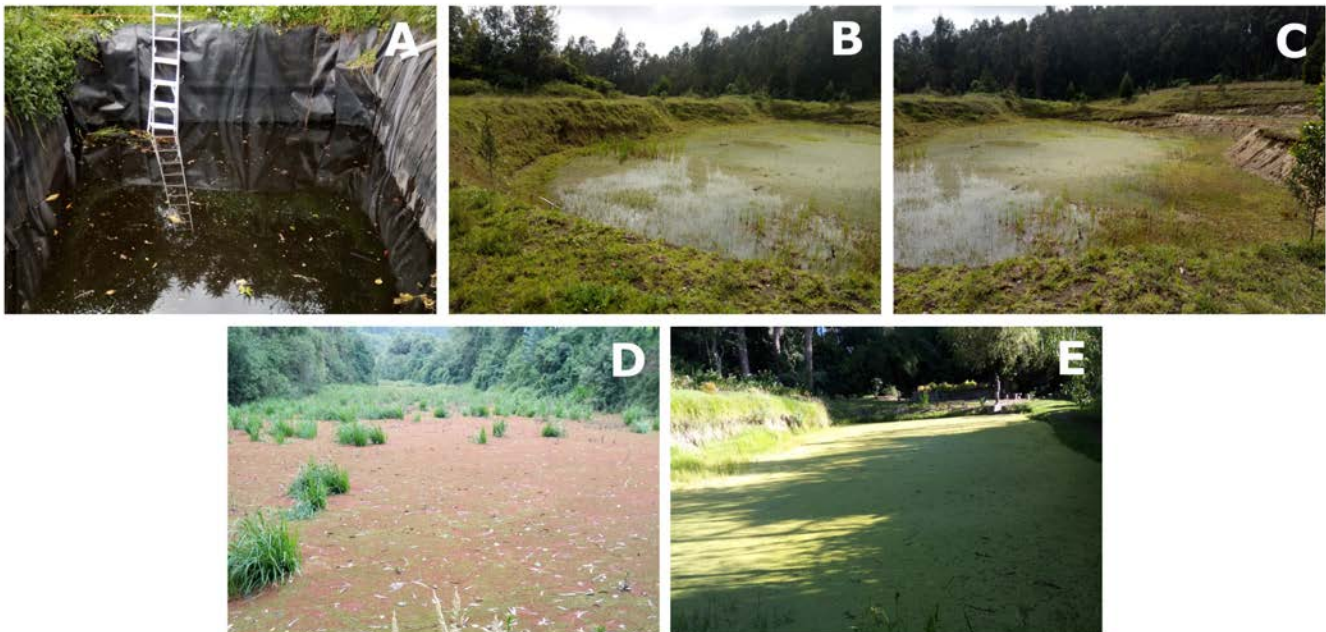


Figure 2. Urbanization gradient water bodies. A) conserved area; B) and C) peri-urban area; and D) and E) covered by emergent vegetation.

Figura 2. Cuerpos de agua del gradiente de urbanización. A) zona conservada; B) y C) zona peri-urbana y D) y E) cubiertos por vegetación emergente.

Table 2. Abundance of *Gastrotheca riobambae* adults in the urbanization gradient. / **Tabla 2.** Abundancia de adultos de *Gastrotheca riobambae* en el gradiente de urbanización.

Gradiente	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)	Categoría de abundancia
Conservada	17	18	Frecuente
Rural 1	48	51	Común
Rural 2	0	0	-
Peri-urbana	29	31	Común
Urbana	0	0	-
Total	94	100	

Se registraron 312 renacuajos de *G. riobambae*, distribuidos entre las distintas zonas del gradiente. La zona rural 1 presentó una mayor abundancia absoluta con 182 individuos, seguida por la conservada y peri-urbana con 81 y 49 individuos respectivamente (Tabla 3). En la zona rural 2 y en la zona urbana no se registraron individuos. De igual forma, la abundancia relativa fue mayor para la zona rural 1, registrando tres renacuajos por cada repetición con una red de acuario en un cuerpo de agua de 613 m³, seguida por la conservada y peri-urbana con 1.3 y 1 individuos respectivamente. Con respecto a las categorías de abundancia de renacuajos, a la zona rural 1 se la categorizó como abundante, seguida por la conservada y peri-urbana que presentaron una abundancia común (Tabla 3).

Variables de composición de paisaje y hábitat de reproducción

El ACP determinó las correlaciones entre las variables de cada grupo, las de composición de paisaje y las del hábitat de reproducción. Para el grupo de variables de composición de

paisaje, el biplot explicó el 80% de la variabilidad total de los datos en el gradiente de urbanización. El primer componente principal (CP1) muestra las variables que describen el contraste entre la zona construida representada por las infraestructuras (-0.935) y la temperatura (-0.866), y la mayor cobertura vegetal (0.668) y humedad relativa (0.758) que se encuentra en las demás zonas del gradiente de urbanización. Por otro lado, el segundo componente principal (CP2) destaca una correlación positiva entre las variables que describen la mayor representatividad de los cuerpos de agua (0.436) y la abundancia de zonas agrícolas (0.835) y pastizales (0.725); también se distingue una correlación negativa entre la cobertura vegetal natural (-0.681) con las variables antes mencionadas (Fig. 3). Como resultado de este análisis se seleccionaron cinco variables que explicaron de mejor manera la composición y configuración de paisaje (Tabla 4).

Para el grupo de variables de hábitat de reproducción, el biplot explicó el 67% de la variabilidad total de los datos en el

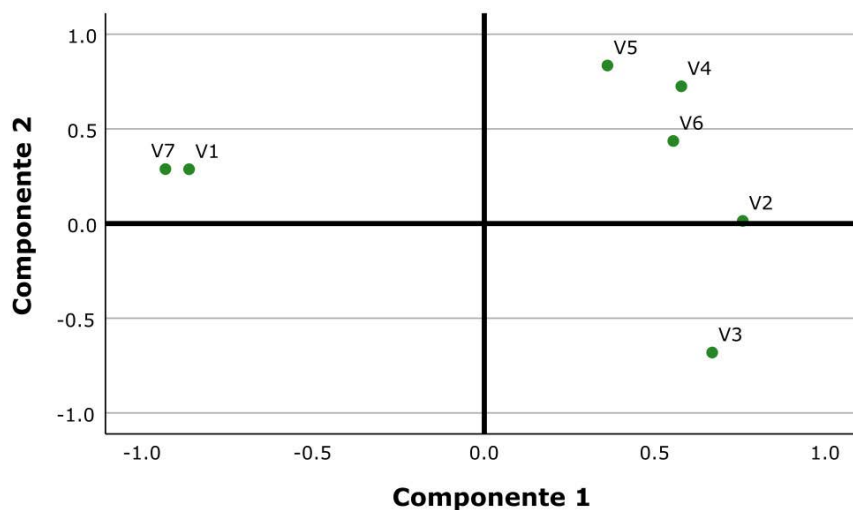


Figura 3. Análisis de Componentes Principales (ACP) de las variables de composición de paisaje. Variables: V1: Temperatura ambiental, V2: Humedad relativa, V3: Cobertura vegetal, V4: Pastizales, V5: Agricultura, V6: Cuerpos de agua, V7: Infraestructuras.

Figure 3. Principal Component Analysis (PCA) of the landscape composition variables. Variables: V1: Ambient temperature, V2: Relative humidity, V3: Vegetation cover, V4: Grasslands, V5: Agriculture, V6: Bodies of water, V7: Infrastructures.

Table 3. Abundance of *Gastrotheca riobambae* tadpoles in the urbanization gradient.**Tabla 3.** Abundancia de renacuajos de *Gastrotheca riobambae* en el gradiente de urbanización.

Gradiente	No. cuerpo de agua	Volumen (m3)	Repeticiones	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (ind/repeticiones)	Media $\pm$ DE	Categoría de abundancia
Conservada	1	50.98	62	81	1.31	0.67 $\pm$ 0.92	Común
	2	0.36	50	0	0		
Rural 1	1	613.14	74	182	2.46	0.82 $\pm$ 1.42	Abundante
	2	9372.31	50	0	0		
	3	5.30	50	0	0		
Rural 2	1	0.25	50	0	0	0.49 $\pm$ 0.69	-
	2	25 933.2	50	0	0		
	3	1.08	50	0	0		
	4	3469.3	50	0	0		
	5	218.44	50	0	0		
Peri-urbana	1	66.20	50	49	0.98	0.49 $\pm$ 0.69	Común
	2	170.72	46	0	0		
Urbana	0	-	-	-	-	-	-

gradiente de urbanización. El CP1 muestra las variables que estuvieron relacionadas con la presencia o ausencia de los cuerpos de agua. Se destaca una correlación positiva y fuerte entre variables que describen las características fisicoquímicas de los cuerpos de agua. Las variables de: temperatura superficial del agua (0.890) y pH (0.900) estuvieron correlacionadas entre sí; de igual manera sucedió con las variables: volumen (0.636), perímetro (0.574) y área de vegetación emergente (0.524). El CP1 también explica la relación positiva entre las variables que describen las características del hábitat circundante del cuerpo de agua: cobertura de dosel (0.737) y distancia de un cuerpo de agua hacia otro más cercano (0.651).

Por otro lado, el CP2 describe el contraste entre las variables ambientales (temperatura y pH) y las variables que describen las características de los cuerpos de agua (volumen y área vegetación emergente) y su hábitat (distancia cuerpo agua hacia otro y cobertura dosel), además se aprecia la relación negativa de la variable distancia del cuerpo de agua hacia los matorrales (-0.806) con las demás variables (Fig. 4). Como resultado de este análisis se seleccionaron cuatro variables, dos que explicaron de mejor manera las características fisicoquímicas de los cuerpos

de agua y dos que explicaron las características del hábitat circundante de los cuerpos de agua (Tabla 4).

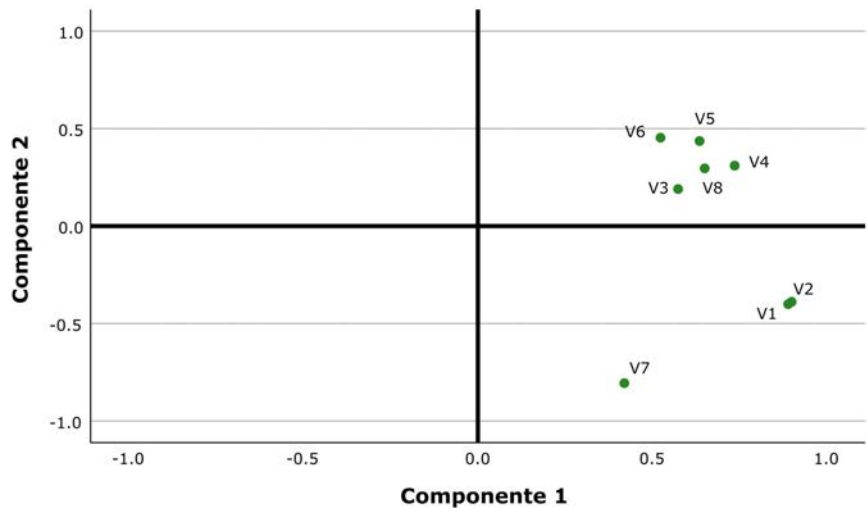
Abundancia de *Gastrotheca riobambae* y gradiente de urbanización

La regresión de Poisson - Modelo Aditivo Generalizado (GAM) determinó que el gradiente de urbanización tuvo un efecto altamente significativo en la abundancia de adultos, $X^2(2) = 20.63$, $p = 4.32 \times 10^{-5}$, y renacuajos, $X^2(2) = 66.98$, $p < 2 \times 10^{-16}$, de *G. riobambae*, haciendo que esta sea diferente en cada zona del gradiente. Sin embargo, se pudo observar que la variación de dicha abundancia no está relacionada de manera lineal con el gradiente de urbanización, ya que la zona rural 1 presentó la mayor abundancia de adultos y renacuajos de *G. riobambae*, y no la zona conservada, como se esperaba, al presentar el menor grado de urbanización (1) (Fig. 5).

El análisis GAM para las variables de composición de paisaje en el gradiente de urbanización determinó que las variables significativas fueron: cuerpos de agua, $X^2(2) = 14.03$, $p = 0.0009$, cobertura vegetal, $X^2(2) = 9.03$, $p = 0.011$, y pastizales, $X^2(2) = 8.36$, $p = 0.017$. Explicando así la variación en la abundancia

Figura 4. Análisis de Componentes Principales (ACP) de las variables del hábitat de reproducción. Variables del cuerpo de agua: V1: pH, V2: Temperatura superficial, V3: Perímetro, V4: Cobertura vegetal del dosel, V5: Volumen, V6: Área de vegetación emergente, V7: Distancia del cuerpo de agua hacia los matorrales, V8: Distancia del cuerpo de agua hacia otro más cercano.

Figure 4. Principal Component Analysis (PCA) of the breeding habitat variables. Variables of the water body: V1: pH, V2: Surface temperature, V3: Perimeter, V4: Vegetation cover of the canopy, V5: Volume, V6: Area of emergent vegetation, V7: Distance from the water body to the bushes, V8: Distance from the body of water to a closer one.



de adultos de *G. riobambae* en las zonas rural 1, peri-urbana y conservada, las cuales presentaron abundancias categorizadas como común y frecuente (Tabla 2). Por el contrario, las variables no significativas fueron: agricultura, $X^2(1) = 0.115$, $p = 0.734$, e infraestructuras, $X^2(1) = 0.133$, $p = 0.715$; explicando así su relación con las zonas que no presentaron registros de adultos de *G. riobambae* en el gradiente.

De acuerdo con los análisis GAM, la mayor abundancia de adultos de *G. riobambae* en la zona rural 1 está relacionada con las variables de composición y configuración de paisaje y no con el grado de urbanización de la zona. El mayor porcentaje de áreas abiertas constituidas por pastizales (49%) y la existencia de un mayor número de cuerpos de agua (2%) tuvieron una estrecha relación con la mayor abundancia en esta zona. Con respecto a las abundancias de las zonas peri-urbana y conservada están relacionadas con un alto porcentaje de cobertura vegetal que cubre un 90% y 84% las zonas respectivamente. En cuanto a

las zonas rural 2 y urbana al poseer un menor porcentaje de las variables antes mencionadas, que de acuerdo con los análisis se relacionan con una alta abundancia, no hubo registros. Además, la zona rural 2 presentó la mayor extensión de áreas agrícolas (5%) y la zona urbana el mayor porcentaje de infraestructuras (92%) en todo el gradiente de urbanización (Tabla 5), variables que no fueron significativas para una mayor abundancia.

En cuanto al análisis GAM para las variables de hábitat de reproducción en el gradiente de urbanización, de las dos variables que describen el hábitat circundante a los cuerpos de agua, únicamente el porcentaje de cobertura vegetal del dosel que presenta el cuerpo de agua fue altamente significativo, $X^2(2) = 53.3$, $p < 2e-16$. Esta variable explica la variación en la abundancia de renacuajos en las zonas rural 1, conservada y peri-urbana, en las cuales la abundancia fue descendiendo respectivamente. Por otro lado, la distancia del cuerpo de agua hacia los matorrales no fue significativa, $X^2(2) = 2.1$, $p = 0.364$, relacionándose con las

Table 4. Variables considered for the GAM analysis in the urbanization gradient.

Tabla 4. Variables consideradas para el análisis GAM en el gradiente de urbanización.

Composición de paisaje	Hábitat de reproducción
% Cobertura vegetal: árboles y arbustos	Características fisicoquímicas
% Pastizales: vegetación herbácea utilizada para fines pecuarios	Temperatura superficial (°C)
	Volumen (m ³)
% Agricultura	Características hábitat circundante
% Cuerpos de agua: pozas, ríos y riachuelos	% Cobertura vegetal del dosel del cuerpo de agua
% Infraestructuras: casas, edificios, vías y veredas	Distancia cuerpo de agua hacia matorrales (m)

Table 5. Mean and Standard Deviation (SD) of the variables of Landscape composition and Reproduction habitat considered in the four zones of the urbanization gradient.**Tabla 5.** Media y Desviación Estándar (DE) de las variables de Composición de paisaje y Hábitat de reproducción consideradas en las cuatro zonas del gradiente de urbanización.

Variables	Gradiente de urbanización				
	Conservada	Rural 1	Rural 2	Peri-urbana	Urbana
Composición de paisaje					
Temperatura ambiental (°C)	11.57 ± 0.15	11.87 ± 1.19	13.03 ± 1.63	11.63 ± 0.32	19.03 ± 0.15
Humedad relativa (%)	80 ± 1	88.33 ± 1.15	69.33 ± 6.03	74.33 ± 7.02	69 ± 0
% Cobertura vegetal: árboles y arbustos	83.76 ± 17.34	41.12 ± 19.23	45.66 ± 18.83	90.56 ± 3.77	3.57 ± 3.86
% Pastizales: césped y zonas ganaderas	14.85 ± 16.61	49.33 ± 18.03	36.32 ± 6.78	7.72 ± 3.90	4.87 ± 1.58
% Agricultura	-	3.26 ± 3.63	4.50 ± 3.19	-	-
% Cuerpos de agua: pozas, ríos y riachuelos	0.18 ± 0.17	1.70 ± 1.55	0.73 ± 0.83	0.24 ± 0.35	-
% Infraestructuras:					
Vías principales, secundarias y caminos	1.09 ± 1.01	1.56 ± 0.90	2.98 ± 1.47	0.82 ± 0.10	19.40 ± 3.41
Casas, edificios y veredas	0.11 ± 0.18	1.03 ± 0.13	9.82 ± 7.96	0.67 ± 0.86	72.16 ± 7.84
Hábitat de reproducción					
pH	7.38 ± 0.45	7 ± 0.40	7.74 ± 0.74	7.21 ± 0.27	
Temperatura superficial del agua (°C)	14.1 ± 0.14	16.49 ± 2.64	14.70 ± 0.71	15.15 ± 0.64	
Volumen:					
Profundidad (m)	1.18 ± 1.24	2.47 ± 1.76	3.63 ± 2.63	0.62 ± 0.40	
Área (m²)	875.7 ± 1203	1292.8 ± 1181	943.7 ± 757.28	195.15 ± 7.7	
Perímetro (m)	588.2 ± 803.6	212.7 ± 91.52	238.1 ± 136.52	55.40 ± 2.48	
Área de vegetación emergente (m²)	-	1095 ± 1204.2	180.4 ± 183.97	54.75 ± 30.8	
% Cobertura vegetal del dosel	57.59 ± 42.07	16.04 ± 27.79	44.55 ± 18.38	-	
Distancia cuerpo de agua hacia matorrales (m)	0.50 ± 0	0.97 ± 0.72	1.42 ± 0.28	5 ± 1.41	
Distancia de un cuerpo de agua a otro (m)	270.56 ± 0	176.5 ± 65.68	153.7 ± 199.54	272.86 ± 0	

zonas que presentaron menores abundancias. Con respecto a las variables que describen las características fisicoquímicas de los cuerpos de agua, el análisis GAM determinó que ambas fueron altamente significativas, la temperatura superficial, $X^2(2) = 25.18$, $p = 3.53e-06$, y el volumen del cuerpo de agua, $X^2(2) = 69.94$, $p < 2e-16$; las cuales están relacionadas con las abundancias de las zonas que tuvieron mayores registros.

En cuanto a la variación de la abundancia de renacuajos de *G. riobambae* en las zonas del gradiente, también está relacionada con las variables del hábitat de reproducción y no con el grado de urbanización. Un menor porcentaje de cobertura de dosel que cubre el acuerpo de agua en la zona rural 1 se relaciona con una mayor abundancia. Sin embargo, a pesar de que el cuerpo de agua de la zona peri-urbana presentó también un menor porcentaje de cobertura de dosel (0%), la distancia del cuerpo

de agua hacia los matorrales fue mayor que todas las zonas (5 m). Relacionándose con una abundancia menor a la zona conservada, la cual presentó un cuerpo de agua cubierto por un mayor porcentaje de cobertura vegetal (Tabla 5). Con respecto a la temperatura superficial del agua, ésta varía poco entre las zonas, la zona rural 1 presentó una temperatura promedio de 17°C, seguida por la peri-urbana con 15°C y la zona conservada con 14°C. Por otro lado, el volumen constituido por una menor profundidad (0.5 m) y un área extensa (1,226 m²) del cuerpo de agua se encuentra relacionado con la mayor abundancia de renacuajos en la zona rural 1. El cuerpo de agua de la zona peri-urbana presentó similares características al de la zona rural 1. Sin embargo, la abundancia registrada fue similar a la zona conservada, en la cual el cuerpo de agua presentó una mayor profundidad (2 m) y un área menor (24 m²) (Tablas 3 y 5).

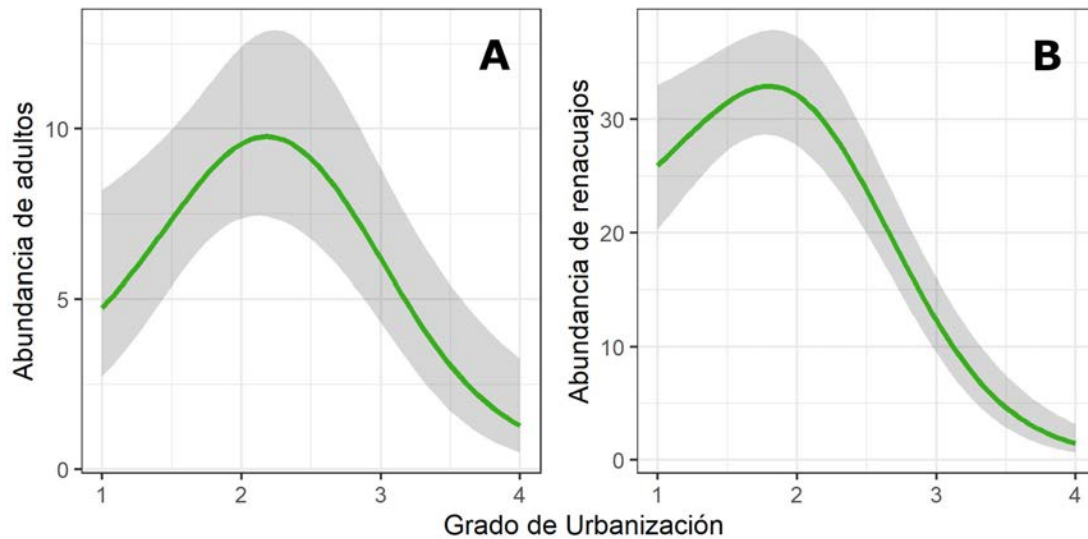


Figure 5. Relationship of the abundance of *Gastrotheca riobambae* with the degree of urbanization of the gradient, represented by numbers, from less to more urban (1–4). 1: preserved; 2: rural; 3: peri-urban; 4: urban. A) Adults and B) tadpoles.

Figura 5. Relación de la abundancia de *Gastrotheca riobambae* con el grado de urbanización del gradiente, representando por números, de menos a más urbano (1–4). 1: conservada; 2: rural; 3: peri-urbana; 4: urbana. A) Adultos y B) renacuajos.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados sugieren que la abundancia de *G. riobambae* estuvo influenciada por el gradiente de urbanización. Sin embargo, dicha abundancia no tuvo una relación de manera lineal con el grado de urbanización. Por otro lado, las variables de composición de paisaje y hábitat de reproducción posiblemente fueron las que determinaron la abundancia de la rana marsupial en el gradiente. Estos resultados son consistentes con los de Mena Valenzuela et al. (2010), Ramírez Jaramillo (2017) y Siavichay et al. (2016), los cuales registraron poblaciones de *Gastrotheca* spp. en zonas rurales, peri-urbanas y urbanas, las cuales presentaron los requerimientos específicos para la reproducción y protección de sus poblaciones, como cuerpos de agua lénticos y sitios de refugio, los cuales garantizaron el mantenimiento de sus poblaciones.

Abundancia de adultos

En la zona rural 1, el alto porcentaje de pastizales que formaban parte de una transición entre la cobertura vegetal natural y las zonas agrícolas fueron el hábitat preferido por *G. riobambae*. Los pastizales estaban constituidos por vegetación herbácea, zonas de ganadería y un conjunto de arbustos de 1.40 m de altura, los cuales se encontraban cerca unos de otros formando una cadena de matorrales, que proporcionan sitios de refugio para las ranas. Estos patrones de altas abundancias en pastizales cercanos

a zonas agrícolas fueron consistentes con los resultados de Donoso-Carrera & Sarmineto (2020) y Pérez-Rojas et al. (2020), estudios que se realizaron en estas zonas y determinaron que existe una mayor abundancia de anuros en áreas de transición de bosques a zonas agrícolas y pastizales. Sin embargo, los presentes resultados contrastan con lo que sugieren otros autores como Cushman (2006) y Saunders et al. (1991), quienes plantean que las poblaciones de anuros podrían estar limitadas en su conexión con otras poblaciones debido a los extensos pastizales, de la misma forma como lo señalan Ramírez & Rodríguez (2011) con la población de *G. riobambae*.

Sin embargo, las áreas de pastizales en la zona rural 1 donde se encontró a *G. riobambae*, presentaron canales de agua y pequeñas charcas de agua pantanosa, que permanecían con agua o estaban húmedas. Estos elementos pueden proveer sitios adecuados para que las ranas se refugien o descansen mientras atraviesan los campos de cultivos o las áreas de ganadería hacia los cuerpos de agua o matorrales que se encontraban dispersos en toda la zona, de manera similar a como lo afirman Alberio et al. (2021) y Stein-Bachinger et al. (2021) en sus estudios con distintas comunidades de anfibios en zonas agrícolas, donde determinaron que la mayoría de especies se benefician de los estanques naturales y artificiales creados con fines agropecuarios. Jeliazkov et al. (2019) y Zaffaroni et al. (2019) afirman que estos elementos en el paisaje podrían ser la clave

para que las pequeñas poblaciones de anfibios se conecten entre sí y exista flujo genético entre ellas, evitando la endogamia y manteniendo una buena diversidad genética.

La presencia de un mayor número de cuerpos de agua probablemente explicó también la mayor abundancia de *G. riobambae* en la zona rural 1. Estos cuerpos de agua se encontraban inmersos en los pastizales, descubiertos de cobertura vegetal de dosel y cercanos a los arbustos. Knutson et al. (2004) y Magnus & Rannap (2019), describen que este tipo de hábitats de reproducción favorecen una mayor abundancia de anuros, debido a que se encuentran en áreas abiertas y están cercanos a sitios de refugio. Según describen Pineda et al. (2005) y Ramírez Jaramillo (2017), esta especie se adapta a cambios bruscos en su hábitat, debido a que presenta registros en hábitats mayormente alterados por actividades agrícola-ganaderas, con presencia de grandes extensiones de pastizales con cuerpos de agua dispersos en ellos; de modo que, a partir de los resultados obtenidos es posible que los pastizales cercanos a zonas agrícolas están sosteniendo a las poblaciones de esta especie emblemática de Quito en mayor medida que las zonas conservadas.

El cuadrante de la zona rural 1 abarcó la parte inicial del sendero del Cóndor Machay (Fig. S1, Apéndice 1) y a pesar de ser un área protegida, con abundante vegetación nativa y pozas permanentes alrededor del río en buen estado de conservación, no se obtuvo registros visuales de *G. riobambae*. Es posible que la vegetación era muy densa y los cuerpos de agua estaban cubiertos por vegetación de dosel, creándose un hábitat inapropiado para especies que prefieren ambientes abiertos, tal como lo mencionan Howell et al. (2019) y Magnus & Rannap (2019) en sus estudios de preferencia de hábitats de reproducción, para distintas comunidades de anuros, donde especifican que prefieren pozas con agua estancada cercanos a matorrales en áreas descubiertas. En el sendero del Cóndor Machay se escucharon abundantes cantos de *G. riobambae*, que indicaron que probablemente se trate de una población grande; sin embargo, estos cantos fueron registrados fuera del área de estudio, en un área muy lejana del sendero y de difícil acceso. Con respecto a la zona peri-urbana que corresponde al Parque Metropolitano del Sur, el alto porcentaje de cobertura vegetal que se relacionó con una alta abundancia estaba constituido principalmente por plantaciones de pino y eucalipto. Según González (2011), en su estudio de la preferencia de hábitat de las ranas marsupiales en la zona urbana de Cuenca, la cobertura vegetal influyó de manera positiva en su abundancia y cabe recalcar que en las zonas de estudio de dicha investigación, el estrato arbustivo estuvo dominado por especies exóticas (*Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus* y *Salix babylonica*).

Sin embargo, Haggerty et al. (2019a, b) señalan que las plantaciones exóticas amenazan la existencia de anfibios al reducir y deteriorar sus hábitats. Además, Huber et al. (2010) indican que especies introducidas como el pino y eucalipto, causan grandes afectaciones al suelo y al microclima, degradando los hábitats para anfibios. No obstante, en nuestro estudio, esta cobertura boscosa posiblemente mantiene aislada a una pequeña área abierta de pastizales de las áreas con mayor intervención urbana dentro del parque. Este pastizal está constituido por una poza artificial descubierta de vegetación arbórea y por pocos matorrales espinosos de 1.25 m de altura a su alrededor. Según Mângia et al. (2019), la gran extensión de cobertura vegetal en zonas peri-urbanas ayuda a mantener hábitats para anfibios en buen estado de conservación dentro de la periferia de las grandes ciudades, puesto que la abundante vegetación termina siendo una barrera de protección contra las actividades antrópicas realizadas en las zonas peri-urbanas o cerca de ellas.

Los cuerpos de agua del parque Metropolitano del Sur se encontraban separados entre sí por las plantaciones de pino y eucalipto y una carretera, lo cual podría dificultar la movilidad de *G. riobambae* entre estas pozas. Dalmolin & Tozetti (2020) y McFadden & Dirzo (2018), mencionan que las extensas plantaciones de pino y las grandes carreteras se han convertido en una barrera para los anfibios, ocasionando que las poblaciones se encuentren aisladas y sean propensas a problemas de endogamia y futura extinción (Lee et al., 2020).

En cuanto a la zona conservada, que corresponde a una combinación del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP) y su área de amortiguamiento. La gran extensión de cobertura vegetal en el RVSP, probablemente ocasionó que los pastizales sean escasos. Sin embargo, en el área de amortiguamiento del área protegida existieron varias zonas de pastizales; no obstante, solamente en un pequeño pastizal se registró un cuerpo de agua, el cual favoreció la presencia de las ranas. Según Garey & Provete (2016) y Mester et al. (2020), las zonas de amortiguamiento se están convirtiendo en refugios para los anfibios, ya que proporcionan hábitats que garantizan el mantenimiento y la conectividad de las poblaciones de anfibios con los hábitats idóneos dentro de las áreas protegidas.

Ramírez & Rodríguez (2011) encontraron una población de *G. riobambae* constituida por 10 individuos en el RVSP; sin embargo, es interesante notar que, al realizar la búsqueda de las ranas en el mismo sitio del estudio de Ramírez y Rodríguez, no se encontró tal población. Seguramente esto se debe a que los hábitats constituidos por cuerpos de agua en áreas abiertas empezaron

a desaparecer dentro del área protegida, causando que se redujeran las poblaciones de *G. riobambae*. Una situación similar indica Chen et al. (2017) en su estudio de 182 anfibios nativos de China, donde determinaron que la modificación de hábitats para anuros en áreas protegidas causan una disminución en sus poblaciones y con el tiempo éstas pueden desaparecer. Así mismo, estudios previos de herpetofauna en el RVSP como el de Coloma (2007) y Dolman (1998), sugieren de manera cualitativa que *G. riobambae* era una especie muy común. De igual manera, los guardaparques del área protegida informaron que hace muchos años atrás era común ver y escuchar a *G. riobambae* en el RVSP; sin embargo, en la actualidad ya no han escuchado, ni visto a las ranas.

Posiblemente la pequeña población de *G. riobambae* registrada en el área de amortiguamiento del área protegida, se encontraba aislada ya que la distancia de este hábitat hacia otro similar dentro del área protegida es muy extensa. Mester et al. (2020) en su estudio con varias especies de anfibios en el Parque Nacional Hortobágy, menciona que, para evitar poblaciones aisladas se debe trabajar en restaurar la conexión de hábitats en zonas de amortiguamiento de áreas protegidas, para así ampliar hábitats idóneos y establecer una conectividad funcional con las áreas protegidas. Sin embargo, el cuadrante establecido para la zona conservada no abarcó toda el área protegida, solamente se realizó un muestreo en el sendero principal, paralelo al canal de agua Valdés hasta llegar al río Sambache y sus alrededores. De modo que pueden existir poblaciones en otros lugares del área protegida que se encuentren conectadas entre sí. Por ejemplo en los páramos o en la zona de transición bosque-páramo, donde existen más áreas abiertas, debido a que la cobertura vegetal ya no es tan densa, tal como lo indican Henao Díaz et al. (2019) y Marín et al. (2015). Por otro lado, la falta de registros de *G. riobambae* en la zona rural 2 correspondiente a la hacienda de San Antonio, posiblemente se deba a la pérdida de matorrales y arbustos nativos, los cuales constituyen el hábitat de la rana marsupial. Por otra parte, los cuerpos de agua que se encontraban cercanos a los pocos arbustos no presentaban agua estancada, estos tenían entradas y salidas de agua; además, los pocos canales de agua existentes eran de cemento, muy extensos y con agua correntosa. Bi et al. (2020) en un estudio de la rana china común (*Pelophylax nigromaculatus*, Ranidae) señala que la presencia de canales de agua muy extensas se convierte en barreras que impiden el desplazamiento de las ranas hacia sus hábitats, y este tipo de elementos en el paisaje sumado a la falta de arbustos como sitios de refugio para las ranas, imposibilitan la presencia de especies de anuros que requieren hábitats con características específicas, como lo es *G. riobambae*.

En lo que respecta a la zona urbana correspondiente al Sur de Quito, la ausencia de *G. riobambae*, seguramente se debe a que el mayor porcentaje de infraestructuras eliminó drásticamente los arbustos de vegetación nativa y los cuerpos de agua, imposibilitando así su existencia en la zona urbana. Estos resultados son similares a los obtenidos por Gagné & Fahrig (2007), Menin et al. (2019) y Pillsbury & Miller (2008), ya que señalan que la falta de hábitats adecuados para los anfibios bifásicos en zonas urbanas reduce notablemente la permanencia y supervivencia de sus poblaciones. Además, según Bonilla-Bedoya et al. (2020), Donoso-Carrera & Sarmineto (2020) y Guarderas et al. (2016), el gran porcentaje de infraestructuras en áreas urbanas podrían generar un efecto de isla de calor como resultado del alto grado de temperatura registrada (19°C) por la escasez de cobertura vegetal en el Sur de Quito (3%), reduciendo así las posibilidades de la presencia de la rana marsupial en el Sur de Quito.

Chávez et al. (2018), declaran que la expansión urbana y sus efectos sobre la biodiversidad local, es una problemática actual y vigente a nivel global, ya que para el 2050 más del 80% de la población mundial será urbana. De manera que la existencia de corredores biológicos que conecten las grandes ciudades con áreas verdes o parques con hábitats adecuados para los anfibios, es de vital importancia para transformar las ciudades en sitios de refugio para los anuros, tal como lo indican Cárdenas (2018); Holtmann et al. (2017) y Hüse et al. (2016).

Abundancia de renacuajos

En la zona rural 1, un cuerpo de agua descubierto de cobertura de dosel fue el hábitat preferido por *G. riobambae* para su reproducción y desove de renacuajos. Esto podría explicarse porque, la laguna se encontraba ubicada en un área abierta (pastizales) y al estar descubierta de vegetación de dosel, la exposición al sol era directa, presentando una temperatura superficial del agua de 19.5°C. Según Espinosa (2014), Estévez (2019) y Yandún (2017) la temperatura óptima para el desarrollo de los renacuajos de *G. riobambae* es de 14°C en condiciones de laboratorio; sin embargo, de acuerdo a estos mismos estudios la temperatura registrada en este cuerpo de agua se encuentra dentro del rango de tolerancia para la supervivencia de los renacuajos. No obstante, cabe mencionar que este estudio capturó solamente la temperatura superficial a 10 cm de profundidad del cuerpo de agua. Según el estudio de Úbeda (2021) en cuerpos de agua descubiertos de vegetación en zonas altoandinas, la capa superficial del cuerpo de agua generada por la estratificación térmica presenta una temperatura mayor a las capas intermedia y profunda, debido a que la temperatura superficial de los cuerpos de agua está condicionada a la radiación

solar. De manera que las capas más profundas del cuerpo de agua seguramente presentaban una menor temperatura, resultando adecuada para el desarrollo y supervivencia de los renacuajos.

Además, la laguna de la zona rural 1 presentaba agua estancada, y al no poseer plástico ni cemento en su base, pudo crecer vegetación como sustrato y sobresalir hacia la superficie, formando un área de vegetación emergente dispersa y espaciada, dando posibilidad a la entrada de luz y oxígeno para así evitar la eutrofización. La laguna también presentó abundante lodo y algas como sustrato. Chuang et al. (2019) y Montaña et al. (2019) indican que este tipo de microhábitats garantizan la supervivencia de renacuajos, ya que proporcionan alimento y sitios de refugio para los renacuajos contra sus predadores, puesto que se observó a patos alimentarse de renacuajos y se evidenció algunos individuos lastimados.

Otra de las variables que posiblemente favoreció la mayor abundancia de renacuajos fue el volumen del cuerpo de agua. La laguna presentó diferentes niveles de profundidad que iban desde los 0.20 m hasta los 0.5 m a diferencia de los otros cuerpos de agua donde no se registraron renacuajos, los cuales tenían una profundidad promedio de 3.5 m (Tabla 5). Estos resultados son consistentes con los de la mayoría de estudios previos, ya que éstos han registrado la mayor abundancia de renacuajos en cuerpos de agua poco profundos (Duellman, 2015; Espinosa, 2014; Lind et al., 2016). En cuanto al área de la laguna, al ser extensa y con abundante sustrato, posiblemente garantizó que los renacuajos logren sobrevivir debido la existencia de abundantes sitios de refugio y alimentación, de manera similar a lo señalado por Chuang et al. (2019) y Marques & Nomura (2018) en sus estudio de preferencia de microhábitat de *Physalaemus cuvieri* (Leptodactylidae), *Scinax fuscomarginatus* y *S. similis* (Hylidae). Por otro lado, en una poza mediana cercana a la laguna se evidenció la presencia de renacuajos. Esta poza presentaba características similares a la laguna antes mencionada, por lo que esto explicaría la presencia de renacuajos en dicha poza. Sin embargo, no se realizaron muestreos por razones fuera de nuestro alcance. En cuanto a la relación de la abundancia de zona conservada con el porcentaje de cobertura de dosel del cuerpo de agua, posiblemente se deba a que la poza estaba ubicada en medio de un pastizal y cubierta en un 20% por cobertura vegetal de dosel, de manera que la temperatura superficial registrada resultó más baja (14.4°C) que la zona rural 1. Sin embargo, este valor se encuentra dentro del rango de tolerancia de *G. riobambae* y es considerada la temperatura óptima para el desarrollo de sus renacuajos, tal como lo declaran Espinosa (2014), Estévez (2019) & Yandún (2017).

Además, la menor abundancia de renacuajos en esta zona posiblemente estuvo influenciada por el tipo de cuerpo de agua, ya que esta poza era de plástico, por lo tanto no presentaba vegetación creciendo como sustrato y tampoco vegetación emergente; características importantes que se relacionan con la abundancia de renacuajos, tal como lo mencionan de Melo et al., (2017), Espinosa (2014) y Marques et al. (2018). El volumen de esta poza era inferior (50.98 m³) al cuerpo de agua de la zona rural 1, sin embargo, la profundidad de esta poza era mucho mayor, siendo una variable muy importante para la supervivencia de renacuajos. No obstante, Caballero-Díaz et al. (2020), quienes estudiaron a *Alytes obstetricans* (Alytidae) y *Pelodytes punctatus* (Pelodytidae), explican que este tipo de cuerpos de agua, ubicados en zonas con menor intervención antrópica proporcionan un hábitat adecuado para que las hembras depositen sus renacuajos.

En lo que respecta al cuerpo de agua de la zona peri-urbana, este era una laguna artificial grande, creada en el Parque Metropolitano del Sur como reservorio para los incendios forestales de la ciudad de Quito. Sin embargo, esta laguna quedó reducida a una poza mediana la cual se mantiene con agua de lluvia y en la época seca el nivel del agua se reduce a menos de ¼ del nivel original, formándose un charco con agua estancada en su parte más profunda, quedando una gran extensión de lodo descubierto (Fig. 2).

Este cuerpo de agua presentó similares características a los de la zona rural 1, se encontraba en una zona abierta, descubierta por vegetación de dosel, no era profunda y presentaba vegetación emergente dispersa como sustrato, pudiendo ser idónea para la supervivencia de los renacuajos. Sin embargo, la menor abundancia está posiblemente relacionada con la estacionalidad (Tabla S5, Apéndice 1), ya que los conteos de renacuajos se realizaron a la mitad de diciembre, cuando empezó la época lluviosa y la liberación de renacuajos de las ranas, de manera que seguramente, las primeras hembras que lograron reproducirse desovaron sus renacuajos en la poza. Esto es consistente con los datos de los estadíos obtenidos en el presente estudio, puesto que la mayoría de los renacuajos capturados (34) correspondían al estadío I.

Por otro lado, la distancia que existió entre la poza y los arbustos (25 a 30 m) posiblemente también influyó en la menor abundancia de renacuajos de *G. riobambae*. En un estudio de varias especies de anuros Falaschi et al. (2020) señala que estas largas distancias dificultan la descarga de renacuajos en los cuerpos de agua debido a que las especies exóticas pueden ejercer impactos directos sobre la historia de vida de los anfibios a través de la depredación.

Encuanto a la zona rural 2 y urbana, al no registrar adultos de *G. riobambae*, tampoco se registraron renacuajos. Indistintamente de las zonas, algunos cuerpos de agua donde no se registraron renacuajos se encontraban en hábitats sombreados, cubiertos por abundante cobertura vegetal de dosel, convirtiéndose en hábitats de reproducción no idóneos para la rana marsupial, puesto que Duellman (2015) y Espinosa (2014) mencionan que la rana marsupial prefiere cuerpos de agua en hábitats abiertos. Otras pozas presentaban vegetación emergente constituida por plantas macrófitas que los cubría en un 100% (Fig. 2), causando su eutrofización e impidiendo la presencia de renacuajos, como lo mencionan Babini et al. (2016) y Pinero-Rodríguez et al. (2021) en sus estudios de los impactos negativos generados por plantas macrófitas invasivas en renacuajos de *Pelobates cultripes* (Pelobatidae) e *Hyla meridionalis* (Hylidae). Por otro lado, las dimensiones (área, perímetro y profundidad) de los cuerpos de agua eran muy extensas, y el agua no permanecía estancada, creándose condiciones desfavorables para que *G. riobambae* deposite sus renacuajos, tal como lo expresan Duellman (2015) y Espinosa (2014), ya que esta especie prefiere hábitats acuáticos pequeños o medianos con agua estancada y sin movimiento.

La altitud variable para cada zona del gradiente de urbanización pudo haber incidido también en la abundancia de la rana marsupial. El área de estudio abarcó el rango altitudinal donde se ha registrado a *G. riobambae* (2,200 a 3,500 m sobre el nivel del mar; s.n.m.), sin embargo, en las zonas: conservada (2,865 m s.n.m.), rural 2 (2,630 m s.n.m.) y urbana (2,837 m s.n.m.) las cuales presentaron una altitud menor con respecto a las otras zonas (Tabla S1, Apéndice 1), los registros de abundancia fueron menores. Los estudios de biodiversidad de Cuesta et al. (2012) y Flores Andrade et al. (2022) en zonas andinas sugieren que esto se debe a la afectación que produce el cambio climático en los rangos de distribución de los anfibios, haciendo que estas especies se desplacen de manera vertical, hacia rangos altitudinales mayores para evitar la infección y propagación de agentes infecciosos como *Batrachochytrium dendrobatidis*; no obstante, este es un tema que se debe profundizar en futuras investigaciones.

CONCLUSIONES

El gradiente de urbanización influyó en la variación de la abundancia de *G. riobambae*; sin embargo, no presentó una relación lineal, ya que en las zonas rurales y peri-urbanas con un grado de urbanización mayor, se registró un poco más del doble de abundancia de *G. riobambae* que la zona conservada, mientras que en la zona rural no hubo registros, de modo que la abundancia de la rana marsupial fue significativamente

diferente en las distintas zonas del gradiente. Se establecieron las características de composición de paisaje determinado por áreas abiertas de pastizales con un conjunto de arbustos de vegetación nativa cercanos a diversos tipos de cuerpos de agua; y se determinaron las variables que describen el hábitat de reproducción con la presencia de cuerpos de agua pequeños a medianos, poco profundos y descubiertos de vegetación de dosel, con una temperatura superficial condicionada a la radiación solar pero dentro del rango de tolerancia de los renacuajos (19 a 14°C). De esta manera se demostró claramente la influencia del conjunto de estas variables en la abundancia de la rana marsupial en cada zona dentro del gradiente de urbanización estudiado.

Los resultados del presente estudio son promisorios para proponer estrategias de restauración y enriquecimiento de hábitat en el gradiente estudiado, de manera que es necesaria la realización de futuros estudios que complementen esta investigación para lograr una futura reintroducción de *G. riobambae* en las zonas del gradiente, principalmente en las zonas urbanas y peri-urbanas de Quito, donde la rana marsupial ha desaparecido o ha disminuido en abundancia por la fragmentación del paisaje y el deterioro de hábitats idóneos debido al incremento de actividades antrópicas y la expansión urbana.

Agradecimientos.— A Paola Ortiz, quien compartió generosamente su metodología para caracterizar el gradiente de urbanización. A María Mercedes Gavilánez y Juan Francisco Rivadeneira por sus aportes para mejorar el manuscrito. A Fernando Chávez, Edison Cruz, Marco Bastidas, Edison Alcocer, Empresa Pública Metropolitana de Movilidad y Obras Públicas (EPMOP) y guardias del parque Metropolitano del Sur, quienes facilitaron el ingreso a cada zona de estudio, permitieron utilizar las instalaciones del lugar y proporcionaron guías y valiosa información sobre *G. riobambae*. Al equipo de guardaparques del Refugio de Vida Silvestre Paschoa por su interés en esta investigación y gran ayuda en el muestreo.

También agradecemos a Luis Mosquera, Josué de la Cruz, Justine Villalba, David Morales, Erika Beltrán, Malki Bustos y Jonathan Gallegos quienes formaron parte del equipo de campo y con sus consejos y sugerencias aportaron a la realización del manuscrito. Se expresa un especial agradecimiento al Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) y Diego Murillo por otorgar la autorización de la investigación científica (N°005-2020-IC-FAU-DPAP-MA), que siguió todas las recomendaciones de Amphibian ARK y estándares éticos de estudios observacionales de animales.

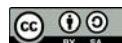
LITERATURA CITADA

- Akmentins, M.S. & M. Boullhesen. 2020. Plan de Acción para La Rana Marsupial de La Banderita (*Gastrotheca gracilis*). Tucuman, Argentina.
- Albero, L., Í. Martínez-Solano, A. Arias, M. Lizana & E. Bécares. 2021. Amphibian metacommunity responses to agricultural intensification in a mediterranean landscape. *Land* 10:1-16.
- Alemán-Pérez, R., C. Bravo-Medina, J. Vargas-Burgos & C. Chimborazo-Sarabia. 2020. Tipificación agroecológica de los sistemas ganaderos en la región amazónica ecuatoriana. *Livestock Research for Rural Development* 32:1-12.
- Angulo, A., J.V. Rueda-Almonacid, J.V. Rodríguez-Mahecha & E. La Marca. 2006. Técnicas de Inventario y Monitoreo Para los Anfibios de la Región Tropical Andina. Serie Manuales de Campo No 2. Panamericana Formas e Impresos S.A. Colombia.
- Aranzana, F. de J. 2015. Gestión de zonas verdes urbanas y periurbanas para la conservación de la biodiversidad: el caso de Vitoria-Gasteiz. *Sociedad Española de Ciencias Forestales* 39:313-322.
- Arévalo, M.F. 2017. Propuesta de una ruta turística en el barrio Chimbacalle, Quito Distrito Metropolitano. Tesis de Tecnología. Escuela de Hospitalidad y Turismo. Universidad de la Américas. Quito, Ecuador.
- Babini, M.S., C. de L. Bionda, N.E. Salas & A.L. Martino. 2016. Adverse effect of agroecosystem pond water on biological endpoints of common toad (*Rhinella arenarum*) tadpoles. *Environmental Monitoring and Assessment* 188:1-14.
- Beckschäfer, P. 2015. *Hemispherical 2.0*. Batch processing hemispherical and canopy photographs with ImageJ. Chair of Forest Inventory and Remote Sensing. Georg-August-Universität Göttingen, Germany.
- Betancourt, R., F. Arauz, J. Valencia, P. Yáñez, E. Ramos & L. Manito. 2005. Aspectos sobre conservación y endemismo de anfibios en dos zonas de transición bosque montano-páramo en las vertientes oriental y occidental de los andes del norte de Ecuador. *Biotrópica* 37:180-189.
- Bi, B., D. Chen, L. Bi, I. Rutherford, Z. Luo, J. Chen & S. Tang. 2020. Design of engineered modifications to allow frogs to escape from irrigation channels. *Ecological Engineering* 15:1-12.
- Bonilla-Bedoya, S., A. Mora, A. Vaca, A. Estrella & M.Á. Herrera. 2020. Modelling the relationship between urban expansion processes and urban forest characteristics: An application to the Metropolitan District of Quito. *Computers, Environment and Urban Systems* 79:1-14.
- Bosch, A. & Y.L. García. 2017. Anfibios. Pp. 348-375. En Mancina, C. & Cruz, D. (Eds.), *Diversidad Biológica de Cuna: Métodos de Inventario, Monitoreo y Colecciones Biológicas*. Editorial AMA.
- Burian, S.J. & J.M. Shepherd. 2005. Effect of urbanization on the diurnal rainfall pattern in Houston. *Hydrological Processes* 19:1089-1103.
- Caballero-Díaz, C., G. Sánchez-Montes, H.M. Butler, V.T. Vredenburg & Í. Martínez-Solano. 2020. The role of artificial breeding sites in amphibian conservation: a case study in rural areas in central Spain. *Herpetological Conservation and Biology* 15:87-104.
- Caisapanta, V.C. 2018. Análisis de la Aptitud Territorial del Parque Metropolitano del Sur de Quito para Actividades de Uso Público. Tesis de Ingeniería. Escuela de Hotelería y Turismo. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Cárdenas, I. 2018. Modelo de Gestión para la Conservación de Anfibios Urbanos en Diez Pozas Artificiales en la Ciudad de Cuenca. Tesis de Maestría. Departamento de Posgrados. Universidad del Azuay. Cuenca, Ecuador.
- Chávez, A., C. Kennedy, B. Chen, M. Chertow, T. Baynes, S. Chen & X. Bai. 2018. Understanding, implementing, and tracking urban metabolism is key to urban futures. Pp. 68-91. En Elmqvist, T., Bai, X., Frantzeskaki, N., Griffith, C., Maddox, D. & McPhearson, T. (Eds.), *Urban Planet: Knowledge Towards Sustainable Cities*. Cambridge University Press.
- Chen, Y., J. Zhang, J. Jiang, S.E. Nielsen & F. He. 2017. Assessing the effectiveness of China's protected areas to conserve current and future amphibian diversity. *Diversity and Distributions* 23:146-157.
- Chuang, M.F., M. Choe, H. Kang, A. Borzée, A. Kim, S. Kwon, M. Sung & Y. Jang. 2019. Microhabitat preference in american bullfrog tadpoles (*Lithobates catesbeianus*) in relation to predation pressure. *Aquatic Invasions* 14:444-457.
- Coloma, L., S. Ron & K. Jungfer. 2004. *Gastrotheca riobambae*. In: IUCN 2019. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. www.iucnredlist.org. [Consultado en junio 2022]

- Coloma, L.A. 2007. Refugio de Vida Silvestre Paschoa. Pp. 319–329. En ECOLAP & MAE (Eds.), Guía del Patrimonio de Ares Naturales protegidas del Ecuador. ECOFUND, FAN, DarwinNet, IGM.
- Concepción, H.G., I. Rojas Márquez & J.I. Perén Montero. 2021. Una aproximación a los efectos del diseño urbano en el microclima y calidad de espacios urbanos de una ciudad cálida-húmeda: Panamá. *SusBCity* 3:31-38.
- Consejo Metropolitano de Quito. 2012. Resolución No. C 349. http://www7.quito.gob.ec/mdmq_ordenanzas/Resoluciones. [Consultado en octubre 2019]
- Cortez-Fernandez, C. 2006. Variación altitudinal de la riqueza y abundancia relativa de los anuros del Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata. *Ecología En Bolivia* 41:46-64.
- Cuesta, F., B. Selene, R. Julian, C. Tovar, C. Devenish, W. Buytaert & A. Jarvis. 2012. Síntesis de los Impactos y Estado del Conocimiento de los Efectos del Cambio Climático en la Biodiversidad de los Andes Tropicales. Pp. 102-138. En Cuesta, F., Bustamente, M., Becerra, M.T., Postigo, J. & Peralvo, M. (Eds.), *Panorama andino sobre cambio climático*. CONDESAN.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Dalmolin, D.A. & A.M. Tozetti. 2020. Living in a changing world: effects of roads and *Pinus* monocultures on an anuran metacommunity in southern Brazil. *BioRxiv* 15:1-43.
- de Juana, F. 2015. Gestión de zonas verdes urbanas y periurbanas para la conservación de la biodiversidad: el caso de Vitoria-Gasteiz. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 39:313-22.
- de Melo, L.S.O., T. Gonçalves-Souza, M.V. Garey & D. de Cerqueira. 2017. Tadpole species richness within lentic and lotic microhabitats: an interactive influence of environmental and spatial factors. *Herpetological Journal* 27:339-345.
- Dolman, B. 1998. Reptiles and Amphibians of Bosque Protector Paschoa. Fundación Natura. Mimeo.
- Donoso-Carrera, M.E. & F.O. Sarmineto. 2020. Sustainable sustainable urbanism or amenity migration fad: critical analysis of urban planning of Cuenca cityscapes, Ecuador. Pp. 252-268. En Sarmiento, F.O. & Frolich, L.M. (Eds.), *The Elgar Companion to Geography, Transdisciplinarity and Sustainability*. Edward Elgar.
- Duellman, W.E. 2015. *Marsupial Frogs: Gastrotheca and Allied Genera*, with Osteology by Linda Trueb. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Escanta, S.V. 2007. Manejo en Semicautiverio de la Rana Marsupial Andina (*Gastrotheca riobambae*), para Educación Ambiental en el Jardín Botánico de Quito, Provincia de Pichincha. Tesis de Ingeniería. Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales Renovables. Universidad Técnica Del Norte. Ibarra, Ecuador.
- Espinosa, G. 2014. Evaluación de Sitios Adecuados para la Reintroducción de la Rana Marsupial Andina (*Gastrotheca riobambae*) en Ecuador. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- Estévez, M. 2019. Análisis de Tolerancia a Diferentes Niveles de pH en Renacuajos de *Gastrotheca riobambae* (Anura: Hemiphractidae). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Central del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Falaschi, M., A. Melotto, R. Manenti & G.F. Ficetola. 2020. Invasive species and amphibian conservation. *Herpetologica* 76:216-227.
- Flores Andrade, B., M. Verdezoto Carvajal, J. Simbaña Punina & I. Domínguez-Gaibor. 2022. Posibles efectos del cambio climático en los anfibios de la Amazonía Ecuatoriana. *Green World Journal* 5:1-25.
- Fowler, H.W. 1913. Amphibians and reptiles from Ecuador, Venezuela, and Yucatan. *Academy of Natural Sciences* 65:153-176.
- Gagné, S.A. & L. Fahrig. 2007. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology* 22:205-215.
- Gardener, M. 2017. *Statistics for Ecologists Using R and Excel: Data Collection, Exploration, Analysis and Presentation*. 2nd Edition. Pelagic Publishing.
- Garey, M.V. & D.B. Provete. 2016. Species composition, conservation status, and sources of threat of anurans in mosaics of highland grasslands of southern and southeastern Brazil. *Oecologia Australis* 20:93-107.
- González, H. 2011. Preferencia de Hábitats y Diversidad Morfológica de las Ranas Marsupiales (*Gastrotheca* spp) en el Área Urbana

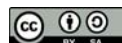
- del Cantón Cuenca, Provincia del Azuay. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología del Medio Ambiente. Universidad del Azuay. Cuenca, Ecuador.
- Gotelli, N.J. & A.M. Ellison. 2013. A Primer of Ecological Statistics. 2nd Edition. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Guarderas, P., M. Coello & X. Silva. 2016. El efecto de los árboles urbanos del parque El Ejido en la regulación del microclima de Quito: interacción entre medio ambiente, salud y bienestar. Revista de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad de Cuenca 41:81-90.
- Guerra, J.A. 2015. Revitalización Urbana del Barrio Chimbacalle: Sector Occidental. Tesis de Arquitectura. Facultad de Arquitectura y Urbanismo. Universidad Central del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Haggerty, C.J.E., T.L. Crisman & J.R. Rohr. 2019a. Direct and indirect effects of pine silviculture on the larval occupancy and breeding of declining amphibian species. Journal of Applied Ecology 56:2652-2662.
- Haggerty, C.J.E., T.L. Crisman & J.R. Rohr. 2019b. Effects of forestry-driven changes to groundcover and soil moisture on amphibian desiccation, dispersal, and survival. Ecological Applications 29:1-11.
- Hamer, A.J. 2016. Accessible habitat delineated by a highway predicts landscape-scale effects of habitat loss in an amphibian community. Landscape Ecology 31:2259-2274.
- Hamer, A.J. & M.J. McDonnell. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. Biological Conservation 141:2432-2449.
- Henao Díaz, F., S. Arroyo, G. Cárdenas-Posada, M. Fernández, J.P. López, D.C. Martínez, J.S. Mendoza & A. Mondragón-Botero. 2019. Caracterización biológica en la zona de transición bosque-páramo del Complejo de Páramos Chingaza, Colombia. Biota Colombiana 20:132-145.
- Heyer, R.W., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.-A.C. Hayek & M.S. Foster. 2001. Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Métodos Estandarizados para Anfíbios. Smithsonian Institution Press, Washington, DC., USA.
- Hiroiuki Oda, F., S. Gonçalves, T. Massao Oda, L.C. Raphael Tschope, A.L. Fraga Briso, M. Freitas Oliveira, R. Massato Takemoto & T. Silveira Vasconcelos. 2017. Influence of vegetation heterogeneity and landscape characteristics on anuran species composition in aquatic habitats along an urban-rural gradient in southeastern Brazil. Zoology and Ecology 27:1-11.
- Holtmann, L., K. Philipp, C. Becke & T. Fartmann. 2017. Effects of habitat and landscape quality on amphibian assemblages of urban stormwater ponds. Urban Ecosystems 20:1249-1259.
- Howell, H.J., C.C. Mothes, S.L. Clements, S. V. Catania, B.B. Rothermel & C.A. Searcy. 2019. Amphibian responses to livestock use of wetlands: new empirical data and a global review. Ecological Applications 29:1-15.
- Huber, A., A. Iroumé, C. Mohr & C. Frêne. 2010. Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. Bosque 31:219-230.
- Hüse, B., S. Szabó, B. Deák & B. Tóthmérész. 2016. Mapping an ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary). Land Use Policy 57:574-581.
- Hutto, D.R. 2018. Do Open Spaces Provide Refuge for Anurans Within an Urban Matrix?. Tesis de Maestría. Wildlife and Fisheries Biology. Clemson University. USA.
- IBM Corp. 2022. IBM SPSS Statistics para Windows. Versión 28.0. Armonk, Nueva York. <https://hadoop.apache.org>. [Consultado en diciembre 2022]
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). 2020. Boletín Climático Mensual. https://www.serviciometeorologico.gob.ec/meteorologia/boletines/bol_men. [Consultado en marzo 2022]
- Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC). 2010. VII Censo de Población y VI de Vivienda. <https://www.ecuadorencifras/base-de-datos-censo-de-poblacion-y-vivienda-2010/>. [Consultado en agosto 2020]
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2021. Regional Fact Sheet, Central and South America. Sixth Assessment Report. Working Group I. The Physical Science Basis.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2023. *Gastrotheca riobambae*. Red List of Threatened Species. En: Coloma L, Ron S and Jungfer K. 2004. Version 2011.1. <https://>

- www.iucnredlist.org/species/55357/11298345. [Consultado en diciembre 2021]
- Jeliazkov, A., R. Lorrillière, A. Besnard, J. Garnier, M. Silvestre & F. Chiron. 2019. Cross-scale effects of structural and functional connectivity in pond networks on amphibian distribution in agricultural landscapes. *Freshwater Biology* 64:997-1014.
- Jennette, M.A., J.W. Snodgrass & D.C. Forester. 2019. Variation in age, body size, and reproductive traits among urban and rural amphibian populations. *Urban Ecosystems* 22:137-147.
- Jiménez, G. 2023. Adultos y metamorfos de *Gastrotheca riobambae* registrados en el Gradiente de Urbanización. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7703373>
- Jiménez, G. 2023. Cantos de *Gastrotheca riobambae* registrados en el Gradiente de Urbanización. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7739204>
- Josse, C., Z. Aguirre & Proyecto Mapa de Vegetación. 2013. Arbustal Siempreverde Montano del Norte de los Andes. Pp. 76-77. En Ministerio del Ambiente del Ecuador (Ed.), Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría del Patrimonio Natural, Quito, Ecuador.
- Juárez-Ramírez, M.C., J.L. Aguilar-López & E. Pineda. 2016. Protected natural areas and the conservation of amphibians in a highly transformed mountainous region in Mexico. *Herpetological Conservation and Biology* 11:19-28.
- Jumeau, J., J. Lopez, A. Morand, L. Petrod, F. Burel & Y. Handrich. 2020. Factors driving the distribution of an amphibian community in stormwater ponds: a study case in the agricultural plain of Bas-Rhin, France. *European Journal of Wildlife Research* 66:2-18.
- Jung, M. 2016. LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>. [Consultado en agosto 2020]
- Kidera, N., T. Kadoya, H. Yamano, N. Takamura, D. Ogano, T. Wakabayashi, M. Takezawa & M. Hasegawa. 2018. Hydrological effects of paddy improvement and abandonment on amphibian populations; long-term trends of the Japanese brown frog, *Rana japonica*. *Biological Conservation* 219:96-104.
- Knutson, M.G., W.B. Richardson, D.M. Reineke, B.R. Gray, J.R. Parmelee & S.E. Weick. 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications* 14:669-684.
- Lee, T., K. Sanderson & N.L. Colquhoun. 2020. Amphibians at Risk: an Analysis of Wetland Habitat and Corridors Needed to Secure Amphibian Populations in Calgary. Miistakis Institute. ; Calgary, AB, Canada. 69 p.
- Lind, A.J., H.H. Welsh & C.A. Wheeler. 2016. Foothill Yellow-Legged frog (*Rana boylei*) oviposition site choice at multiple spatial scales. *Journal of Herpetology* 50:263-270.
- Lips, K.R., J.K. Reaser, B.E. Young & R. Ibáñez. 2001. Amphibian Monitoring in Latin America: a Protocol Manual. Monitoreo de Anfibios en América Latina: Manual de Protocolos. Herpetological Circular No. 30, Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Lynch, J.D. & Á.M. Suárez Mayorga. 2011. Clave ilustrada de los renacuajos en las tierras bajas al oriente de los Andes, con énfasis en Hylidae. *Caldasia* 33:235-270.
- MacGregor-Fors, I., O. Hernández Ordoñez & R. Ortega-Álvarez. 2013. Urban croaking: diversity and distribution of anurans in a neotropical city. *Urban Ecosystems* 16:389-396.
- Magnus, R. & R. Rannap. 2019. Pond construction for threatened amphibians is an important conservation tool, even in landscapes with extant natural water bodies. *Wetlands Ecology and Management* 27:323-341.
- Mângia, S., C.M. Pacheco, A.C. Mello & M. Wachlevski. 2019. Anurans of parque florestal do gafanhoto: an urban forest fragment in a cerrado area of minas Gerais State, Southeast Brazil. *Herpetology Notes* 12:619-627.
- Manzano, A. 2010. Prevalencia de Quitridiomycosis en la Población Larvaria de *Gastrotheca riobambae* del Parque Metropolitano de Quito. Tesis de Ingeniería. Departamento de Ciencias de la Vida. Escuela Politécnica del Ejército. Sangolquí, Ecuador.
- Marín, C., G.F. Medina, D.I. Jiménez, M.V. Sarmiento, O.A. León Moya, J.E. Díaz & J.E. Paiba. 2015. Protocolos metodológicos para la caracterización de las comunidades bióticas a lo largo del gradiente altitudinal bosque-páramo. Pp. 105-156. En Sarmiento, C.E. & León, O.A. (Eds.), Transición bosque-páramo. Bases conceptuales y métodos para su identificación en los Andes colombianos.
- Marques, N.C.S. & F. Nomura. 2018. Environmental and spatial factors affect the composition and morphology of tadpole assemblages. *Canadian Journal of Zoology* 96:1130-1136.



- Marques, N.C.S., L. Rattis & F. Nomura. 2018. Local environmental conditions affecting anuran tadpoles' microhabitat choice and morphological adaptation. *Marine and Freshwater Research* 70:395-401.
- McDiarmid, R. & R. Altig. 1999. *Tadpoles: the Biology of Anuran Larvae*. University of Chicago Press, Chicago, United States.
- McFadden, T.N. & R. Dirzo. 2018. Opening the silvicultural toolbox: a new framework for conserving biodiversity in Chilean timber plantations. *Forest Ecology and Management* 425:75-84.
- Medley, K.E., M.J. McDonnell & S.T.A. Pickett. 1995. Forest-landscape structure along an urban-to-rural gradient. *Professional Geographer* 47:159-168.
- Mena Valenzuela, P., M. Altamirano Benavides & A. Granda Loza. 2010. *Áreas Naturales del Distrito Metropolitano de Quito: Diagnóstico Bioecológico y SocioAmbiental*. Reporte Técnico N° 1. Serie de Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN). Imprenta Nuevo Arte, Quito, Ecuador.
- Menin, M., R.F. Ferreira Batista, I.B. Melo, M. Gordo, G. Hattori Yomar & B.S. Santanna. 2019. Anuran diversity in urban and rural zones of the Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. *Acta Amazónica* 49:122-130.
- Mester, B., C. Szepesváry, M. Szabolcs, E. Mizsei, T.O. Méré, K. Málnás & S. Lengyel. 2020. Salvaging bycatch data for conservation: unexpected benefits of restored grasslands to amphibians. *Ecological Engineering* 153:1-10.
- Montaña, C.G., S.D.G.T.M. Silva, D. Hagyard, J. Wager, L. Tiegs, C. Sadeghian, T.A. Schriever & C.M. Schalk. 2019. Revisiting "what do tadpoles really eat?" A 10-year perspective. *Freshwater Biology* 64:2269-2282.
- Muñoz Avila, J., C. Camacho Rozo, A. Ovalle Pacheco & A. Castillo Vargas. 2018. *Anfibios y Reptiles*. Pp. 236-275. En Gil-Novoa, J.E., Gil-Leguizamón, P.A. & Morales-Puentes, M.E. (Coord.) (Eds.), *La vida en un Fragmento de Bosque en las Rocas: una Muestra de la Diversidad Andina en Bolívar, Santander*.
- Ortega-Andrade, H.M., M. Rodes Blanco, D.F. Cisneros-Heredia, N. Guerra Arévalo, K.G. López De Vargas-Machuca, J.C. Sánchez-Nivicela, D. Armijos-Ojeda, J.F. Cáceres Andrade, C. Reyes-Puig, A.B. Quezada Riera, P. Székely, O.R. Rojas Soto, D. Székely, J.M. Guayasamin, F.R. Siavichay Pesántez, L. Amador, R. Betancourt, S.M. Ramírez-Jaramillo, B. Timbe-Borja, M. Gómez Laporta, J.F. Webster Bernal, L.A. Oyagata Cachimuel, D. Chávez Jácome, V. Posse, C. Valle-Piñuela, D. Padilla Jiménez, J.P. Reyes-Puig, A. Terán-Valdez, L.A. Coloma, Ma.B. Pérez Lara, S. Carvajal-Endara, M. Urgilés & M.H. Yáñez Muñoz. 2021. Red List assessment of amphibian species of Ecuador: a multidimensional approach for their conservation. *PLoS ONE* 16:1-28.
- Ortega Torres, H., V. Correa Roldán & M. Hidalgo Del Águila. 2014. *Necton (peces)*. Pp. 44-56. En *Métodos de Colecta, Identificación y Análisis de Comunidades Biológicas Plancton, Perifiton, Bentos (Macroinvertebrados) y Necton (Peces) en Aguas Continentales del Perú*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Museo de Historia Natural.
- Ortiz-B, P., P. Cabrera-barona & J. Bogaert. 2021. Characterizing landscape patterns in urban-rural interfaces. *Journal of Urban Management* 10:46-56.
- Ortiz Báez, P., S. Boisson, M. Torres & J. Bogaert. 2020. Analysis of the urban-rural gradient terminology and its imaginaries in a Latin-American context. *Theoretical and Empirical Researches in Urban Management* 15:81-98.
- Palacio, F.X., M.J. Apodaca & J.V. Crisci. 2020. *Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R*. Data Science, Buenos Aires, Argentina.
- Pereyra, L.C., M. Akmentins, M. Salica, M. Quiroga, C. Moreno & M. Vaira. 2020. Tolerant and avoiders in an urban landscape: anuran species richness and functional groups responses in the Yungas' forest of NW Argentina. *Urban* 24:141-152.
- Pérez-Rojas, D.A., D. Escamilla-Quitán, M.F. Estupiñán-Tibaduiza & J.E. Carvajal-Cogollo. 2020. Annotated checklist of the amphibians and reptiles of the santander highland, Colombia. *Check List* 16:611-620.
- Pillsbury, F.C. & J.R. Miller. 2008. Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an Urban-Rural gradient. *Ecological Applications* 18:1107-1118.
- Pineda, E.O., G. Halffter, C.E. Moreno & F. Escobar. 2005. Transformación del bosque de niebla en agroecosistemas cafetaleros: cambios en las diversidades alfa y beta de tres grupos faunísticos. *Conservation Biology* 19:400-410.
- Pinero-Rodríguez, M.J., R. Fernández-Zamudio, R. Arribas, I. Gomez-Mestre & C. Díaz-Paniagua. 2021. The invasive aquatic fern *Azolla filiculoides* negatively impacts water quality, aquatic vegetation and amphibian larvae in Mediterranean environments. *Biological Invasions* 23:755-769.

- QGIS Development Team. 2020. QGIS Sistema de Información Geográfica. Proyecto de Fundación Geoespacial de Código Abierto. <http://qgis.org>. [Consultado en julio 2020]
- Ramírez Jaramillo, S. 2017. Abundancia poblacional y notas de historia natural de "*Gastrotheca riobambae*" (Anura: Hemiphractidae) en un valle de Quito, Ecuador. Boletín de La Asociación Herpetológica Española 28:69-74.
- Ramírez, S. & M. Rodríguez. 2011. Estado poblacional y relaciones ecológicas de la Rana Marsupial Andina *Gastrotheca riobambae* (Anura: Hemiphractidae) en el Refugio del Volcán Pasochoa, Pichincha-Ecuador. Boletín Técnico, Serie Zoológica 10:69-97.
- Rodríguez-Echeverry, J. & M. Leiton. 2021. Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. Revista Mexicana de Biodiversidad 92:1-14.
- RStudioTeam. 2022. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>. [Consultado en noviembre 2020]
- Secretaría del Ambiente (SA). 2016. Atlas Ambiental Quito Sostenible. Municipio de Quito. Tecnoprint, Quito, Ecuador.
- Santiana, J., S. Báez, J. Guevara & Proyecto Mapa de Vegetación. 2013. Bosque Siempreverde Montano Alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes. Pp. 115-117. En Ministerio del Ambiente del Ecuador (Ed.), Sistema de Clasificación de los Ecosistemas de Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural, Quito, Ecuador.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs & C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5:18-32.
- Serrade Cobos, D. 2013. Relaciones entre salud, educación y ambiente en Quito: el rol de educación sanitaria y ambiental. Letras Verdes 1:32-18.
- Siavichay P, F., G. Maldonado C, D. Mejía Coronel, J.F. Webster, N. Torres & K. Costa. 2016. Plan de Manejo para la Conservación de los Anfibios Urbanos de Cuenca. Municipalidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Smallbone, L.T., G.W. Luck & S. Wassens. 2011. Landscape and urban planning anuran species in urban landscapes: relationships with biophysical , built environment and socio-economic factors. Landscape and Urban Planning 101:43-51.
- Stein-Bachinger, K., T. Schoenbrodt, E. Schmidt, M. Dissanayake & F. Gottwald. 2021. Improving kettle holes as habitat and reproduction areas for amphibians – a case study in organic farms in north-eastern Germany. Amphibia-Reptilia 43:51-62.
- Úbeda, C. 2021. Estrategias reproductivas, hábitats y otros aspectos ecológicos de los anfibios altoandinos en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes. Boletín Chileno de Herpetología 8:10-21.
- United Nations Environmental Programme (UNEP), Fondo Ambiental (FA) & Facultad Latino Americana de Ciencias Sociales (FLACSO). 2011. Ecco Metropolitan District of Quito. <http://www.pnuma.org/deati/>. [Consultado en noviembre 2019]
- Vanacker, V., A. Molina, R. Torres, E. Calderon & L. Cadilhac. 2018. Challenges for research on global change in mainland Ecuador. Neotropical Biodiversity 4:114-118.
- Vergara, G. & J.T. Ibarra. 2019. Paisajes en transición: gradientes urbano-rurales y antropización del bosque templado andino del sur de Chile. Revista de Geografía Norte Grande 73:93-111.
- Wood, S. 2017. Generalized Additive Models: an Introduction with R. 2nd Edition. CRC Press.
- Yandún, C. 2017. Capacidad de aclimatación en renacuajos de dos especies de anuros: *Rhinella marina* (Bufonidae) y *Gastrotheca riobambae* (Hemiphractidae) y su vulnerabilidad al cambio climático. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Yáñez-Muñoz, M. 2007a. Análisis de diversidad Herpetofaunística en el área del Parque Itchimbia (Distrito Metropolitano de Quito). Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO), Quito, Ecuador.
- Yáñez-Muñoz, M. 2007b. Análisis de Diversidad Herpetofaunística en el Área del Parque Metropolitano (Distrito Metropolitano de Quito). Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, Quito, Ecuador.
- Zaffaroni, M., P. Zamberletti, I.F. Creed, F. Accatino, C. De Michele & B. DeVries. 2019. Safeguarding wetlands and their connections within wetlandscapes to improve conservation outcomes for threatened amphibian species. Journal of the American Water Resources Association 55:641-656.



APÉNDICE 1

Table S1. Description of the four sampling zones located in the urbanization gradient. / **Tabla S1.** Descripción de las cuatro zonas ubicadas en el gradiente de urbanización.

Zona	Ubicación	Descripción
Conservada	Cantón: Mejía Parroquia: Uyumbicho Refugio de Vida Silvestre Paschoa (RVSP): Sendero principal, canal de agua Valdés hasta río Sambache 0.42372° S, 78.51784° W 2,830 m s.n.m.	Las formaciones vegetales características son bosque y arbustal siempreverde montano (Josse et al., 2013; Santiana et al., 2013). Presentan una altitud de 2,800 a 3,180 m s.n.m. El RVSP presenta grandes remanentes de bosques nativos, con un dosel de 15 m de altura, que se encuentran en quebradas y en pendientes pronunciadas. El sotobosque está constituido por arbustos de los géneros: <i>Calceolaria</i> , <i>Ribes</i> , <i>Rubus</i> , <i>Berberis</i> , <i>Ilex</i> , <i>Brachyotum</i> y <i>Miconia</i> (Santiana et al., 2013). Presenta canales pequeños de agua y ríos con presencia de heliconias, bromelias y briófitas. Existen diversas especies de anfibios como ranas de cristal (<i>Centrolene</i>) y marsupiales (<i>Gastrotheca</i>) (Coloma, 2007; Dolman, 1998). La hacienda la Rinconada, presenta pequeños remanentes de vegetación arbustiva constituida por especies nativas como <i>Barnadesia arborea</i> , <i>Solanum nigrescens</i> y <i>Oreopanax ecuadorensis</i> (Josse et al., 2013). Presenta grandes extensiones de pastizales ocupadas por ganado vacuno, bebederos de agua y pozas artificiales cercanas a los arbustos.
	Hacienda la Rinconada, en la zona de amortiguamiento del RVSP 0.42669° S, 78.51656° W 2,900 m s.n.m.	
Rural 1	Cantón: Rumiñahui Parroquia: Rumipamba Hostería El Cucayo 0.45368° S, 78.42327° W 3,100 m s.n.m.	El ecosistema es característico de un bosque siempreverde montano alto del norte de la Cordillera Oriental de los Andes. Estos sitios presentan una altitud de 3,096 a 3,196 m s.n.m. y se encuentran cerca a la cascada Cóndor Machay, en la cual los árboles tienen 10 m de altura con troncos gruesos y torcidos y con raíces adventicias. Su temperatura anual promedio es de 6.4°C y su precipitación es de 1,303 mm. En estos lugares existen pocos arbustos nativos de los géneros <i>Calceolaria</i> , <i>Ribes</i> , <i>Rubus</i> , <i>Berberis</i> , <i>Ilex</i> , <i>Brachyotum</i> y <i>Miconia</i> (Santiana et al., 2013). Las zonas agrícolas son pocas, pero las ganaderas son muy abundantes, con grandes extensiones de pastizales. Presentan pozas artificiales y naturales cercanas a matorrales nativos, además de pequeñas vertientes de agua cubiertas por árboles de eucalipto y arbustos espinosos.
	Potrerillo del Cotopaxi 0.44975° S, 78.42271° W 3,070 m s.n.m.	
Rural 2	Cantón: Quito Parroquia: Amaguaña Hacienda San Antonio 0.35096° S, 78.49385° W 2,630 m s.n.m.	Presenta una extensión aproximada de 200 ha y una altitud de 2,700 a 2,580 m s.n.m. Su temperatura anual promedio es de 12.7°C y su precipitación de 1,472 mm. El ecosistema es característico de un arbustal siempreverde montano del norte de los Andes, con vegetación arbustiva alta, constituida por <i>Berberis grandiflora</i> , <i>Cavendishia bracteata</i> , <i>Mimosa quitensis</i> y <i>Oreopanax ecuadorensis</i> (Josse et al., 2013). Se caracteriza por la presencia de áreas agrícolas, florícolas y ganaderas. Cuenta con canales de agua, reservorios, bebederos para el ganado y riachuelos pequeños con plantas herbáceas, arbustos, bromelias, helechos y briófitas. Estos riachuelos se encuentran bajo árboles grandes de eucalipto y arbustos nativos, creando un microhábitat húmedo (de Juana, 2015).
Peri-urbana	Cantón: Quito Parroquia: Quitumbe Parque Metropolitano del Sur 0.31549° S, 78.51688° W 2,970 m s.n.m.	Tiene una extensión de 750 ha y una altitud de 2,700 a 3,100 m s.n.m. Su temperatura anual promedio es de 12.7°C y su precipitación de 1,472 mm. El ecosistema es característico de un arbustal siempreverde montano del norte de los Andes, con vegetación arbustiva alta y sotobosque arbustivo de 2 m, constituido por <i>Arcytophyllum nitidum</i> , <i>Barnadesia arborea</i> , <i>Cestrum tomentosum</i> , <i>Solanum nigrescens</i> y <i>Oreopanax ecuadorensis</i> (Josse et al., 2013). Presenta alrededor 45 especies de fauna, dentro de las cuales, <i>Gastrotheca riobambae</i> , es una de ellas (Manzano, 2010; Yáñez-Muñoz, 2007a, b). Existen grandes extensiones de árboles de eucalipto y pino. Presenta pequeñas quebradas constituidas por plantas herbáceas, bromelias y briófitas, con agua estancada en mal estado. Cuenta con pozas artificiales y un reservorio cercano a los matorrales (Caisapanta, 2018).

Table S1 (cont.). Description of the four sampling zones located in the urbanization gradient. / **Tabla S1.** Descripción de las cuatro zonas ubicadas en el gradiente de urbanización.

Zona	Ubicación	Descripción
Urbana	Cantón: Quito	Presentan una altitud de 2,790 a 2,890 m s.n.m. Es una zona altamente urbana, con 39,820 habitantes (INEC, 2010), mismos que superan los límites de la parroquia. En estos sitios no existe un equilibrio ecológico entre sus habitantes y la naturaleza (Arévalo, 2017). Su temperatura oscila entre los 12 a 18°C y el promedio anual de precipitaciones es de 1,100 y 1,300 mm. Las áreas verdes están por debajo de los niveles estándar establecidos por la OMS. Existen muy pocos parques y áreas verdes en comparación con las edificaciones y vías. Las áreas verdes existentes son pequeñas y la vegetación arbustiva nativa es muy escasa. No existen cuerpos de agua (Guerra, 2015).
	Parroquia: Chimbacalle	
	Estadio de Chimbacalle	
	0.24627°S, 78.51506°W	
	2,838 m s.n.m.	
	Colegio “Juan Pío Montufar”	
	0.23895°S, 78.50977°W	
	2,830 m s.n.m.	
	Parque El Gallo	
	0.24344°S, 78.5163°W	
	2,844 m s.n.m.	

Figure S1. Zones of the urbanization gradient. A) conserved zone; B) rural zone 1; C) rural zone 2; D) peri-urban zone; and E) urban zone.
Figura S1. Zonas del gradiente de urbanización. A) zona conservada; B) zona rural 1; C) zona rural 2; D) zona peri-urbana y E) zona urbana.

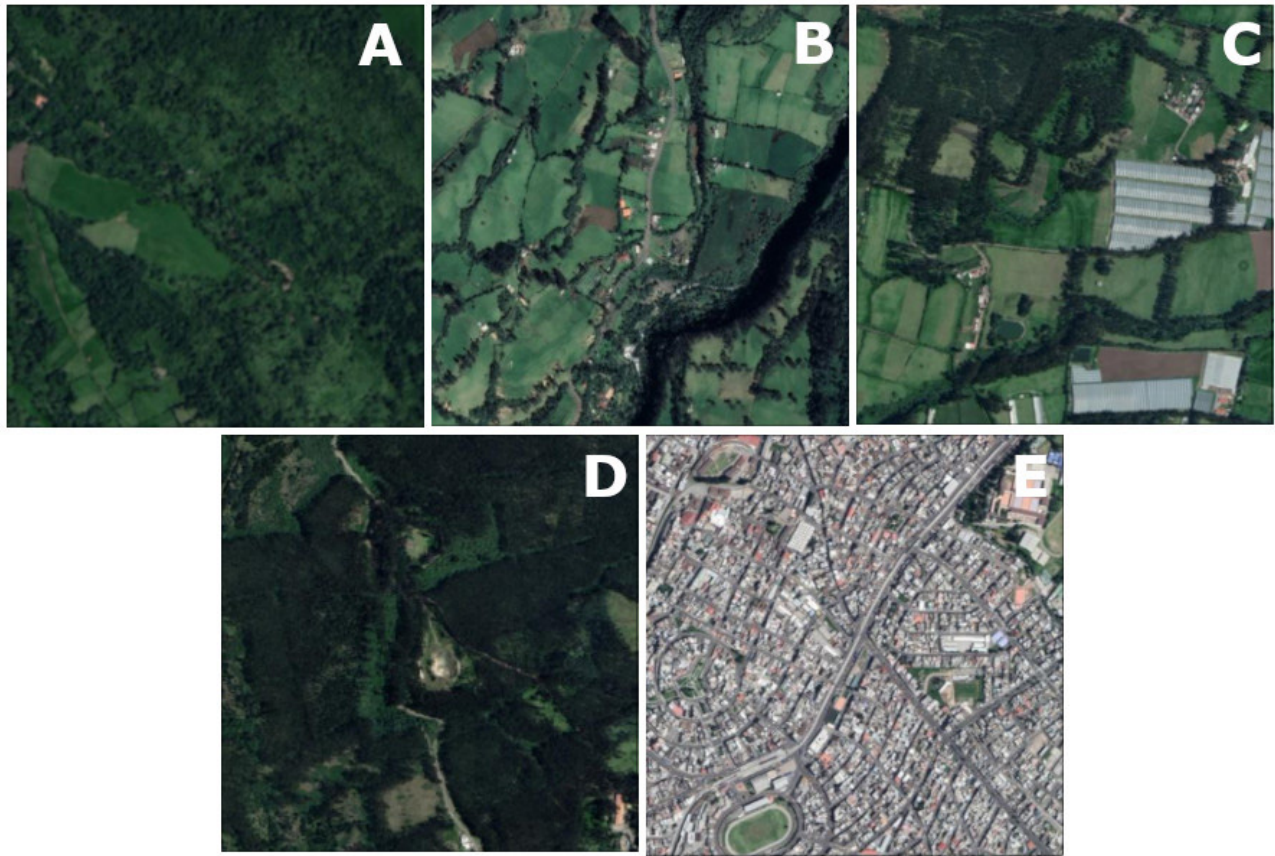


Table S2. Sampling effort carried out for the inspection method by visual encounters of *Gastrotheca riobambae*.**Tabla S2.** Esfuerzo de muestreo realizado para el método de inspección por encuentros visuales de *Gastrotheca riobambae*.

Gradiente de urbanización		Inspección por encuentros visuales				
No.	Zonas	Área (m ²)	Área cubierta (m ²)	Horas	Personas	h/persona
1	Conservada	100,000	9,000	15	4	60
2	Rural 1	100,000	9,000	15	4	60
3	Rural 2	100,000	9,000	15	4	60
4	Peri-urbana	100,000	9,000	15	4	60
5	Urbana	100,000	9,000	15	4	60
Total	500,000	45,000	75	20	420	

Tabla S3. Categorías de abundancia de *Gastrotheca riobambae* para cada zona del gradiente de urbanización.**Table S3.** Abundance categories of *Gastrotheca riobambae* for each area of the urbanization gradient.

Categorías	No. de individuos
Abundante	> 90
Común	46 a 90
Frecuente	16 a 45
Raro	< 15
Urbana	0
Total	94

Table S4. Variables classified in adult and tadpole habitat in the urbanization gradient.**Tabla S4.** Variables clasificadas en hábitat de adultos y renacuajos en el gradiente de urbanización.

Hábitat de adultos	Hábitat de renacuajos
Temperatura ambiental (°C)	pH
Humedad relativa (%)	Temperatura superficial del agua (°C)
% Cobertura vegetal: árboles y arbustos	Perímetro del cuerpo de agua (m)
% Pastizales: césped y zonas ganaderas	Volumen del cuerpo de agua (m ³)
% Agricultura	Área de vegetación emergente (m ²)
% Cuerpos de agua: pozas, ríos y riachuelos	% Cobertura vegetal del dosel de cuerpo de agua
% Infraestructuras: casas, edificios, vías y veredas	Distancia cuerpo de agua hacia matorrales (m)
	Distancia cuerpo de agua hacia otro más cercano (m)

Tabla S5. Registro de las capturas de renacuajos de *Gastrotheca riobambae* asociados a los meses de muestreo.

Table S5. Records of *Gastrotheca riobambae* tadpole catches associated with sampling months.

Gradiente de urbanización	Fecha
Conservada	Marzo 2020
Rural 1	Febrero 2020
Rural 2	Enero 2020
Peri-urbana	Diciembre 2019
Urbana	Diciembre 2019
Total	94



LEPTODACTYLUS LATINASUS (LEPTODACTYLIDAE)

NADIA CARLA BACH^{1*}; VÍCTOR MAXIMILIANO PARDO²; JUAN MANUEL PÉREZ-IGLESIAS^{3,4}

¹Área de Biología, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia (FQByF), Universidad Nacional de San Luis (UNSL), San Luis D5700, Argentina.

² PROICO 2-2818, Secretaría de Ciencia y Técnica, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia (FQByF), Universidad Nacional de San Luis (UNSL), San Luis D5700, Argentina.

³ Instituto de Química de San Luis (INQUISAL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas Y Técnicas (CONICET), Facultad de Química, Bioquímica Y Farmacia (FQByF), Universidad Nacional de San Luis (UNSL), San Luis D5700, Argentina.

⁴ Departamento de Ciencias Ambientales y Producción, Universidad Nacional de Los Comechingones (UNLC), Villa de Merlo D5881, San Luis, Argentina.

*Correspondence: bachnadia@gmail.com

Received: 2022-12-05. Accepted: 2023-03-17. Published: 2023-05-18.

Editor: María Laura Ponssa, Argentina.

Argentina: San Luis: Departamento Pedernera: Localidad de Villa Salés (33°49'03" S, 65°12'07" O, 430 m s.n.m.) y localidad de Justo Daract (33°51'20" S, 65°10'50" O, 418 m s.n.m.; 33°51'08" S, 65°10'33" O, 422 m s.n.m.; 33°54'38" S, 65°09'10" O, 390 m s.n.m.; y 33°54'09" S, 65°09'01" O, 388 m s.n.m.). Los registros se produjeron el 16 de enero de 2021 (Villa Sallés) y el 29 de enero de 2022 (Justo Daract). Estos hallazgos constituyen el primer registro de *L. latinasus* para el Departamento de Pedernera, siendo también el primer registro, al menos en su estadio adulto, para la provincia de San Luis (Argentina), extendiendo su distribución 108 km al oeste respecto de su registro más cercano en la provincia de Córdoba (Babini et al., 2015).

Como parte de campañas autorizadas para el monitoreo de especies locales (Resolución 49-PMA-2019), se registraron y colectaron cuatro ejemplares adultos (Colección Herpetológica, Universidad Nacional de Los Comechingones: CHN-UNLC-B/V0054 y CHN-UNLC-B/V0055, Villa de Merlo, San Luis; y Colección Herpetológica, Universidad Nacional de San Luis: CH-UNSL 0628 y CH-UNSL 0629, San Luis Capital, San Luis): tres machos vocalizando y una hembra (Fig. 1). El primer registro fue un individuo macho que se encontraba vocalizando en la localidad de Villa Salés, mientras que los tres restantes (dos machos vocalizando y una hembra) corresponden al segundo hallazgo. Los ejemplares se registraron en el ecotono entre el extremo sur de la Provincia Fitogeográfica Chaqueña (Bosque de xerófitas con *Schinopsis marginata*) y la Provincia Fitogeográfica del Espinal (Bosque de esclerófitas con *Prosopis nigra*, *P. caldenia* y *Acacia caven*) (Cabrera, 1976; Oyarzabal et al., 2018).

Los ambientes donde fueron encontrados presentaron distinto grado de antropización, p. ej., al costado de caminos

o rutas y cercanos a zonas pobladas/urbanas, en charcas temporales poco profundas producidas por lluvias intensas durante el verano, rodeadas por vegetación característica de las regiones fitogeográficas mencionadas previamente. Esta especie se encontró en simpatria con otras especies de anuros como *Physalaemus biligonigerus*, *Leptodactylus gracilis*, *L. luctator* y *L. mystacinus*, registradas mediante sus vocalizaciones y por presentar caracteres distintivos de la especie. Además, se registraron mediante observación directa individuos de *Rhinella arenarum* y *Pleurodema tucumanum* que se encontraban forrajeando en el mismo sitio.

Los ejemplares de *L. latinasus*, fueron identificados mediante sus vocalizaciones, las cuales fueron grabadas, y por presentar caracteres distintivos de la especie, entre los que podemos mencionar: el tamaño pequeño a mediano, inferior a los 40 mm, una cabeza acuminada con hocico redondeado y puntiagudo, una mancha interescapular romboidal, ausencia de pliegues glandulares dorsales (puede existir un pliegue lateral interrumpido) y la región posterior de los muslos con una banda longitudinal clara. Los machos colectados fueron identificados, además, por la presencia de manchas gulares bilaterales oscuras (de Sá et al., 2014).

Leptodactylus latinasus (Jiménez de la Espada, 1875), es un anuro de tamaño mediano (28 – 40 mm) que habita en ambientes diversos (costeros, pastizales pampeanos, agroecosistemas, etc.) entre los 0 y 900 m s.n.m. (Lescano et al., 2015; Frost, 2022). *Leptodactylus latinasus* vive en cuevas y deposita sus huevos en nidos de espuma, donde los renacuajos comienzan su desarrollo y emergen cuando el terreno es inundado por las lluvias, o por ríos o arroyos desbordados (Ponssa et al., 2019). En cuanto a su



Figure 1. *Leptodactylus latinasus* recorded in the province of San Luis. a) Male of *L. latinasus* captured in Villa Salés in 2021 (CH-UNSL 0628). b) *L. latinasus* male collected in Justo Daract in 2022 (CHN-UNLC-B/V0055). c) *L. latinasus* female collected in Justo Daract in 2022 (CH-UNSL 0629).

Figura 1. *Leptodactylus latinasus* registrados en la provincia de San Luis. a) *L. latinasus* macho capturado en Villa Salés en 2021 (CH-UNSL 0628). b) *L. latinasus* macho colectado en Justo Daract en 2022 (CHN-UNLC-B/V0055). c) *L. latinasus* hembra colectada en Justo Daract en 2022 (CH-UNSL 0629).

estado de conservación, tanto la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2004) como la Asociación Herpetológica Argentina (Vaira et al., 2012) la categorizan como una especie de “Preocupación Menor” y “No Amenazada”, respectivamente. Los registros mencionan a la especie con una gran extensión que abarca desde el sur de Brasil, Bolivia y Paraguay hasta Argentina habitando varias ecorregiones de estos países como las Yungas, la Sabana Uruguaya, la Pampa Húmeda y el Gran Chaco Sudamericano (IUCN, 2004; Ponssa et al., 2019). Particularmente, en Argentina se ha registrado su presencia en provincias como Buenos Aires, Catamarca, Chaco, Córdoba, Corrientes, Entre Ríos, Formosa, Jujuy, La Pampa, Salta, Santa Fé, Santiago del Estero y Tucumán (Vaira et al., 2012; de Sá et al., 2014; Ponssa et al., 2019).

No obstante, para la provincia de San Luis existe una sola mención de la especie para la localidad de Trapiche, departamento de Conorel Pringles, en base a la recolección de renacuajos hace más de 30 años (Filipello, 1989) y en sitios por encima de los 1,100 m s.n.m., que superan la distribución altitudinal de la especie equivalentes a 900 m s.n.m. (Lescano et al., 2015). Sumado a esto, cotejando las Colecciones Biológicas que se encuentran en la provincia, bases de datos online disponibles en plataformas de registros de especies (IUCN, Amphibia Web, Ecoregistros o INaturalist) y en publicaciones científicas (Medina et al., 2020), no existen otros registros de *L. latinasus* para la provincia de San Luis. Esto podría ser un indicador de que la especie no ha sido observada ni registrada previamente en su forma de vida adulta, algo que llama la atención debido a que Suarez et al. (2016) y Agostini et al. (2016) mencionan que es la especie más abundante en ambientes con y sin actividad antrópica en las regiones fitogeográficas del Chaco Seco y Pampeana.

En este contexto, corroboramos la presencia de *L. latinasus* para la provincia de San Luis, luego de 30 años, en el ecotono entre la última extensión al sur de la Provincia Fitogeográfica Chaqueña y el relicto de la Provincia Fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1976; Oyarzabal et al., 2018), con material de referencia que respalda el hallazgo, representando el primer registro para la provincia de San Luis, de individuos adultos con su respectivo registro auditivo, constituyendo, además, el registro más occidental de la especie dentro de territorio argentino (Fig. 2).

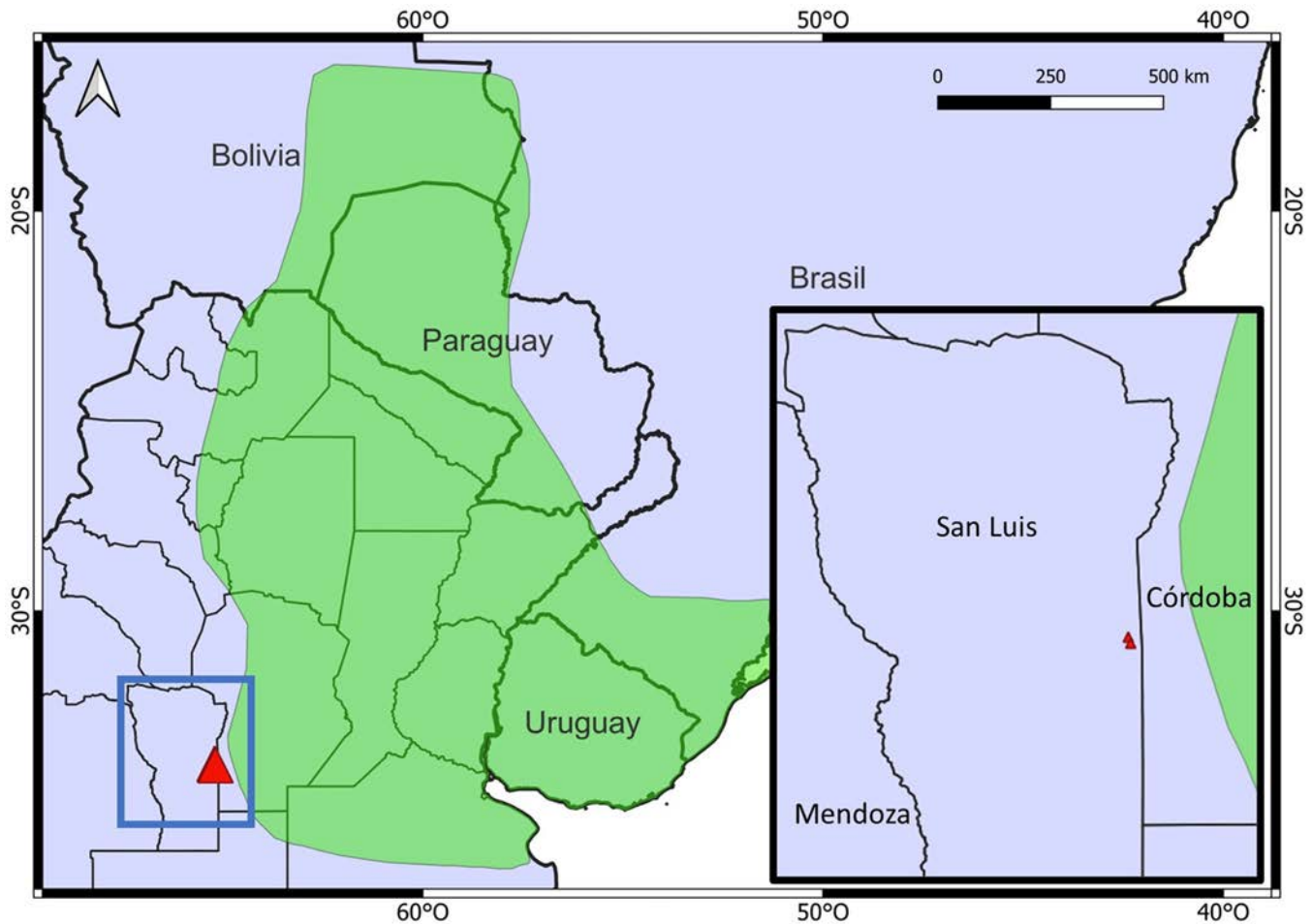


Figure 2. Distribution of *L. latinasus* showing new records of the species for the province of San Luis, Argentina (red triangles) in the localities of Villa Salés and Justo Daract.

Figura 2. Distribución de *L. latinasus* mostrando nuevos registros de la especie para la provincia de San Luis, Argentina (triángulos rojos) en las localidades de Villa Salés y Justo Daract.

Agradecimientos.- Al Ministerio de Medio Ambiente, Agricultura y Producción de la provincia de San Luis (Argentina) por el permiso para la captura de los ejemplares (Resolución 49-PMA-2019). Al proyecto de investigación “Calidad ambiental de ecosistemas acuáticos: Metodologías analíticas para la determinación de compuestos de interés ambiental. Línea 2: Desarrollo y validación de metodologías analíticas sensibles y selectivas para la determinación de compuestos de interés ambiental”. Periodo: 2018 – 2021. UNSL-Ord. CS No 64/15. Directora: Dra. Patricia González.

LITERATURA CITADA

Agostini, M.G., P.E. Saibene, C.I. Roesler, & D.N. Bilenca. 2016. Amphibians of northwestern Buenos Aires province, Argentina:

checklist, range extensions and comments on conservation. Check List 12:1998.

Amphibiaweb. 2022: <https://amphibiaweb.org> [Consultado en agosto 2022]

Babini, M.S., N.E. Salas, C. de Lourdes Bionda, & A.L. Martino. 2015. Implicaciones de la urbanización en la presencia, distribución y ecología reproductiva de la fauna de anuros de una ciudad del área central de Argentina. Revista Mexicana de Biodiversidad 86:188-195.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II, Fascículo 1. ACME SACI (Eds.), Buenos Aires, Argentina.

- de Sá, R.O., T. Grant, A. Camargo, W.R. Heyer, M.L. Ponssa & E. Stanley. 2014. Systematics of the neotropical genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. *South American Journal of Herpetology* 9:S1-S128.
- Ecoregistros. 2022: <https://www.ecoregistros.org/site/pais.php?id=2&idgrupoclase=5> [Consultado en agosto 2022]
- Filipello, A.M. & D.D. Echeverría. 1989. Acerca de la presencia de *Leptodactylus latinasus anceps* Gallardo 1964 (Anura: Leptodactylidae) en el Noreste de la provincia de San Luis, Argentina. *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 5:6-7.
- Frost, D.R. 2022. Amphibian Species of the World: an Online Reference. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/> American Museum of Natural History, New York, USA. [Consultado en agosto 2022]
- INaturalist. 2022: <https://www.inaturalist.org/places/argentina> [Consultado en agosto 2022]
- IUCN 2004: Lavilla, E., R. Heyer, A. Kwet & J. Langone. 2004. *Leptodactylus latinasus*. En: The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T57139A11590252. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T57139A11590252>. [Consultado en enero 2023].
- Lescano, J.N., J. Nori, E. Verga, F. Robino, A. Bonino, D. Miloch, N. Ríos, & G.C. Leynaud. 2015. Anfibios de las Sierras Pampeanas Centrales de Argentina: diversidad y distribución altitudinal. *Cuadernos de Herpetología* 29:03-115.
- Medina, R.G., A. Lira-Noriega, E. Aráoz, & M.L. Ponssa. 2020. Potential effects of climate change on a Neotropical frog genus: changes in the spatial diversity patterns of *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae) and implications for their conservation. *Climatic Change* 161:535-553.
- Oyarzabal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, I. Barberis, H.M. Maturo, R. Aragón, P.I. Campanello, D. Prado, M. Oesterheld & R.J.C. León. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:40-63.
- Ponssa, M.L., R.G. Medina & M.F. Vera Candiotti. 2019. *Leptodactylus latinasus* Ranita silbadora. *Universo Tucumano* 33:3-15.
- Suárez, R.P., M.E. Zaccagnini, K.J. Babbitt, N.C. Calamari, G.S. Natale, A. Cerezo, N. Codugnello, T. Boca, M.J. Damonte, J. Vera-Candiotti & G.I. Gavier-Pizarro. 2016. Anuran responses to spatial patterns of agricultural landscapes in Argentina. *Landscape ecology* 31:2485-2505.
- Vaira, M., M. Akmentins, M. Attademo, D. Baldo, D. Barrasso, S. Barrionuevo, N. Basso, B. Blotto, S. Cairo, R. Cajade, J. Céspedes, V. Corbalán, P. Chilote, M. Duré, C. Falcione, D. Ferraro, F.R. Gutiérrez, M. del R. Ingaramo, C. Junges, R. Lajmanovich, J.L. Lescano, F. Marangoni, L. Martinazzo, R. Marti, L. Moreno, G.S. Natale, J.M. Pérez-Iglesias, P. Peltzer, L. Quiroga, S. Rosset, E. Sanabria, L. Sanchez, E. Schaefer, C. Úbeda & V. Zaracho. 2012. Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26:131-159.



HERPETOFAUNA OF THE CHASCHOC LAGOON WETLANDS, TABASCO, MEXICO

HERPETOFAUNA DE LOS HUMEDALES DE LA LAGUNA DE CHASCHOC, TABASCO, MÉXICO

PIERRE CHARRUAU^{1,2*}, MARCOS ANTONIO MORALES-GARDUZA^{1,2}, MARCO ANTONIO LÓPEZ-LUNA³, JOSÉ GUADALUPE REYES-TRINIDAD³, MAYRA A. RAMÍREZ-PÉREZ³, JORGE A. LÓPEZ-HERNÁNDEZ³ & RODRIGO GARCÍA-MORALES¹

¹Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad A.C., Calle Centenario del Instituto Juárez S/N, Colonia Reforma, Villahermosa, Tabasco, 86080, México.

²Current Affiliation: El Colegio de la Frontera Sur – Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo 2da sección, Villahermosa, Tabasco, 86280, México.

³División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5, Villahermosa, Tabasco, 86039, México.

*Correspondence: charruau_pierre@yahoo.fr

Received: 2023-01-11. Accepted: 2023-03-31. Published: 2023-05-18.

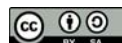
Editor: Irene Goyenechea Mayer Goyenechea, México.

Resumen.— El conocimiento de la herpetofauna de Tabasco está todavía reducido comparado con el de otros estados de México. Este estudio aporta nueva información sobre la diversidad de anfibios y reptiles en un humedal de Tabasco. Muestreamos mensualmente de enero a diciembre 2014 los humedales de Chaschoc, con el objetivo de establecer una lista de especies de anfibios y reptiles para este sitio y detectar amenazas potenciales para su conservación. Realizamos muestreos diurnos y nocturnos en hábitats terrestres, y muestreos de tortugas y cocodrilos en cuerpos de agua. Cincuenta y cinco especies fueron detectadas (12 anfibios, 43 reptiles), representando 32.4% de las especies registradas para Tabasco. Los modelos de acumulación de especies dieron porcentajes de completitud de los inventarios arriba del 92 %. La mayoría de las especies no aparecen en la lista roja de las especies amenazadas de la UICN, los apéndices de la CITES y la lista de especies amenazadas de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Las amenazas principales detectadas para la herpetofauna del sitio estudiado fueron la ganadería, la cacería y colecta ilegal, la destrucción, fragmentación y contaminación del hábitat, y los incendios intencionales. También detectamos a tres especies no-nativas invasoras de reptiles.

Palabras clave.— Amenazas, anfibios, diversidad, Emiliano Zapata, reptiles, riqueza.

Abstract.— The knowledge on the herpetofauna of Tabasco State remains poor compared to other states of Mexico. This study apporports new information on the diversity of amphibians and reptiles in a freshwater wetland of Tabasco. From January to December 2014, monthly samplings were conducted in the Chaschoc lagoon wetlands to establish a checklist of amphibians and reptiles for this site and to detect potential threats to their conservation. Diurnal and nocturnal surveys were conducted in terrestrial habitats, while surveys were conducted in water bodies for turtles and crocodiles. Fifty-five species were detected (12 amphibians, and 43 reptiles), representing 32.4% of the species recorded for Tabasco. Species accumulation models resulted in percentages of inventory completeness above 92 %. Most of the species do not appear in IUCN Red List of threatened species, appendices of CITES, or the list of threatened species of the Official Mexican Norm NOM-59-SEMARNAT-2010. Main threats detected for the herpetofauna were cattle ranching, illegal hunting and collecting, destruction, fragmentation and pollution of the habitat, and intentional fires. We also detected three non-native invasive species of reptiles.

Key words.— Amphibians, diversity, Emiliano Zapata, reptiles, richness, threats.



INTRODUCTION

Mexico ranks fifth and second in the world in terms of amphibian and reptile diversity, respectively (Flores-Villela & García-Vázquez, 2014; Parra-Olea et al., 2014). However, the ecosystems used by herpetofauna have been and continue to be seriously disturbed/destroyed since the beginning of the last century, particularly in tropical regions (Böhm et al., 2013). Tabasco is one of the most affected Mexican States in this regard, its natural habitats have been severely cleared over the last 60 years for agriculture, cattle ranching, the oil industry and more recently oil palm production (Tudela, 1989; Reynoso-Rosales et al., 2007; Kolb & Galicia, 2012; Carabias et al., 2015). By the early 2000s, the State of Tabasco had lost over 90% of its original vegetation cover and, unfortunately, this trend has not yet been reversed, with a loss of 18% of the State's remaining tree cover between 2001 and 2021 (Zavala-Cruz & Castillo, 2003; Global Forest Watch, 2022). While some species of amphibians and reptiles are somewhat resistant and are sometimes favored by habitat degradation, many other species are very sensitive to habitat deterioration and could be severely affected (Pyron, 2018). Amphibians are surely the currently most threatened vertebrates in Mexico and the world, experiencing a severe global decline since early 1980s, mostly caused by habitat loss and degradation (Stuart et al., 2004; Lips et al., 2005; Köhler, 2011; Parra-Olea et al., 2014; Whitfield et al., 2016), which is also the principal cause of decline in reptiles (Flores-Villela & García-Vázquez, 2014).

In the discipline of herpetology, Tabasco is one of the Mexican States that received little attention throughout history (Flores-Villela et al., 2004) and even today. Quantification of species diversity is the first important step in identifying/defining information gaps and conservation priorities for herpetofauna diversity. A recent updated checklist reported 170 species of reptiles and amphibians for Tabasco consisting of 39 anurans, five caudates, one caecilian, two crocodylians, 111 squamates and 12 turtles (Barragán-Vázquez et al., 2022).

However, in the last decade there have been many new species records for the State (Charruau et al., 2014, 2015; Hernández-Valadez et al., 2016; Arenas-Moreno et al., 2017; Ríos-Rodas et al., 2019), although many areas have not yet been sampled. In this context, this study presents the first inventory of the herpetofauna of the Chaschoc lagoon wetlands located in the Municipality of Emiliano Zapata, Tabasco. This area has been mentioned to be an important area for biodiversity conservation (Gordillo-Chávez et al., 2015; García-Morales et al., 2022) but no assessment of the amphibian and reptile diversity has been done there.

MATERIALS AND METHODS

The study was conducted in the Chaschoc lagoon wetlands and its surroundings, located at the north of Emiliano Zapata City, municipality of Emiliano Zapata, Tabasco, Mexico (Fig. 1). The climate is warm humid, with an average annual temperature of 26°C, a total annual precipitation from 1500 to 4500 mm, with rainfall from June to September and a dry season in April and May (Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal [INAFED], 2010). The vegetation is composed of remnants of medium flooded forest, medium forest, secondary vegetation, flooded palm groves, and tropical oak groves; there are also extensive areas of rice cultivation, oil palm plantations, and pastures for cattle grazing (Meave et al., 2021; García-Morales et al., 2022).

We conducted monthly five-day field trips from January to December 2014 at the study site, and used different techniques to determine the herpetofauna diversity: diurnal and nocturnal transects, turtle traps, visits and surveys of turtle owners, and nocturnal crocodile samplings. We conducted diurnal (from 8 am to 12 pm) and nocturnal (from 8 pm to 12 am) transects in different terrestrial areas in search of amphibians and reptiles. We installed Fike Net type turtle traps in different waterbodies, using rip fruits (mostly banana) and tuna as bait. We set up the traps during the first day of each trip and checked them every day. In addition, we obtained data on turtles kept in captivity by local people in the different localities of the study area. Additionally, we conducted nocturnal spotlight surveys of crocodiles in the Chaschoc lagoon aboard a 4 m aluminum boat with a 15 hp outboard motor, following the method described by Charruau et al. (2005). During each survey, we also made observations to identify possible threats to the conservation of the herpetofauna in the study area.

We geo-referenced each individual capture (amphibian and reptile) using a global positioning system (GPS; Datum WGS84) and we identified the species using dichotomous keys of Köhler (2008, 2011) and Lee (1996). We collected individuals of some species and deposited them as voucher specimens to the Colección de Anfibios y Reptiles de Tabasco (CART) of the División Académica de Ciencias Biológicas of the Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. We conducted the study with permits issued by Dirección General de Vida Silvestre from the Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SGPA/DGVS/11742/13; SGPA/DGVS/03484/14).

We searched the conservation status of each species in the Red List of threatened species of the International Union

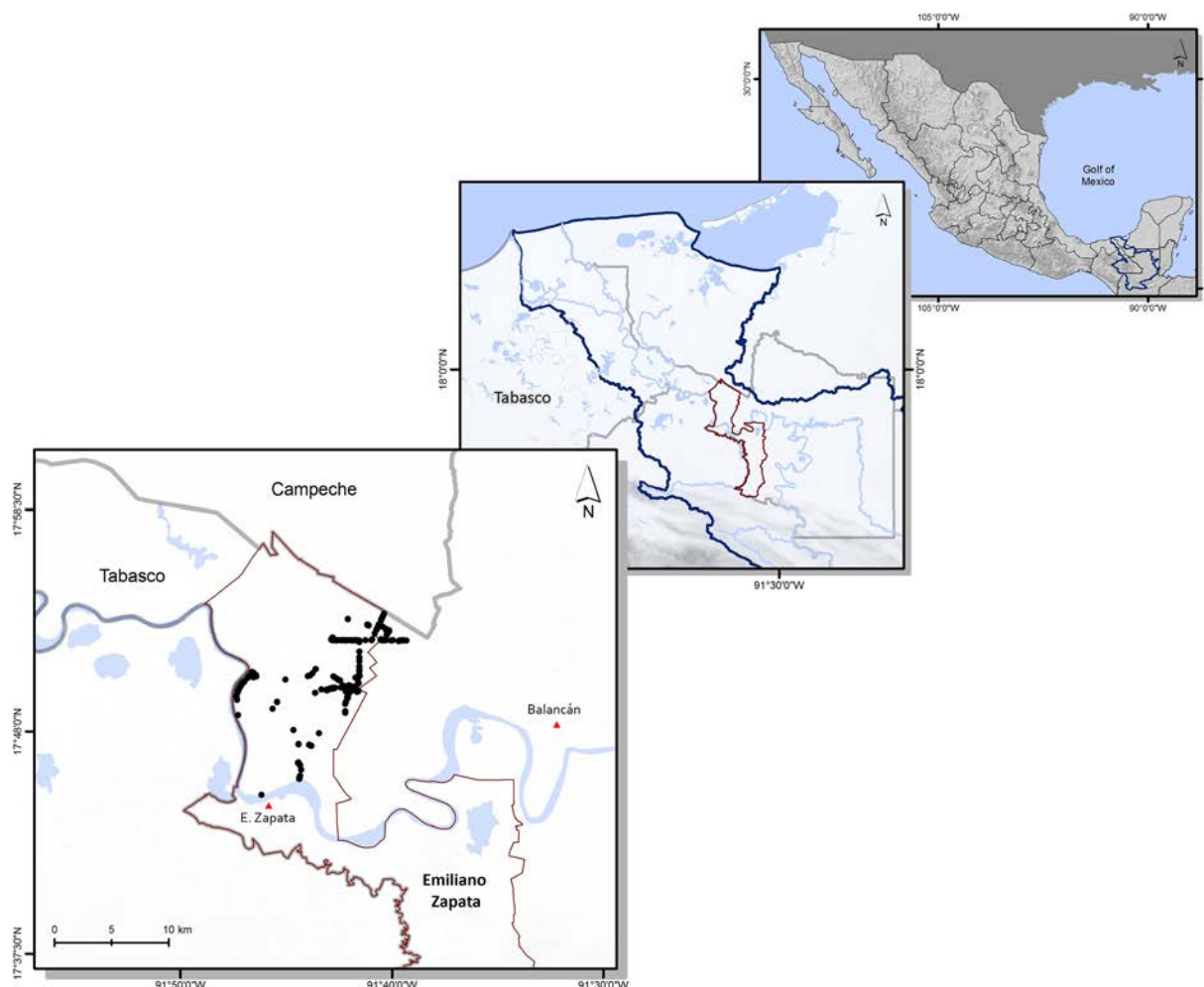


Figura 1. Mapa de localización del área de estudio (Datum: WGS84). Los puntos negros son observaciones de individuos.

Figure 1. Locality map of the study area (Datum: WGS84). Black dots are observations of individuals.

for Conservation of Nature (IUCN 2022. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021.3. www.iucnredlist.org), in the appendices of the Convention on International Trade of Endangered Species of Wild Fauna and Flora (<https://cites.org/esp/app/index.php>), and in the Official Mexican Norm NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2019). We calculated the percentage of species in each category of these listings. The scientific and common names of the species are according to The Reptile Database (<http://www.reptile-database.org/>; Uetz et al., 2022) and Amphibian Species of the World (<https://amphibiansoftheworld.amnh.org/>; Frost, 2023). To assess the completeness of herpetofauna diversity for the Chaschoc lagoon wetlands, we used species accumulation models (Soberón & Llorente, 1993), in which the cumulative

number of species is plotted against some measure of the effort to obtain that sample. In this case, we considered five-day and night field trips as a measure of effort. We performed the analysis using data for all species recorded (total herpetofauna), and separately for each taxonomic group (Amphibia, Serpentes, Testudines, and Sauria), except for the Order Crocodylia which only presents one species in the region (i.e., Morelet's crocodile). We discuss below the current doubtful presence of the American crocodile in Tabasco asserted by other authors (Barragán-Vázquez et al., 2022). We calculated the species accumulation curves with the Species Accumulation Functions program (Díaz-Francés & Soberón, 2005). This software uses the probability of the coefficients between candidate models (Clench, Logarithmic and Exponential) to select the best model for a data set, and

calculates the total number of species with the models that reach an asymptote (Díaz-Francés & Soberón, 2005).

RESULTS

We recorded 55 species for the Chaschoc lagoon wetlands, corresponding to 12 amphibians and 43 reptiles (Table 1). One Order and six Families include the 12 amphibian species; while the 43 reptile species are included in 21 Families and four Orders. We also found two introduced invasive species, the Common House Gecko (*Hemidactylus frenatus* Duméril & Bibron, 1836) and the Brown Anole (*Anolis sagrei* Cocteau in Duméril and Bibron, 1837). Another invasive species, the Red-Eared Slider (*Trachemys scripta elegans* Wied, 1839), was observed in captivity, kept by

local people along with other turtle species. This turtle was not considered in the species list of the study area because we do not know the origin of this individual.

Snakes was the most diverse group of reptiles observed in the area, with 19 species, followed by lizards ($S = 14$), freshwater turtles ($S = 9$), and crocodiles ($S = 1$) (Table 1). Regarding amphibians, all species represented the Order Anura (Table 1).

A total of 47 specimens of 18 reptiles and nine amphibians were deposited at the CART (Table 1). In the case of 22 species, we limited ourselves to taking a photo of the individuals and releasing them, and in the case of six species, we were only able

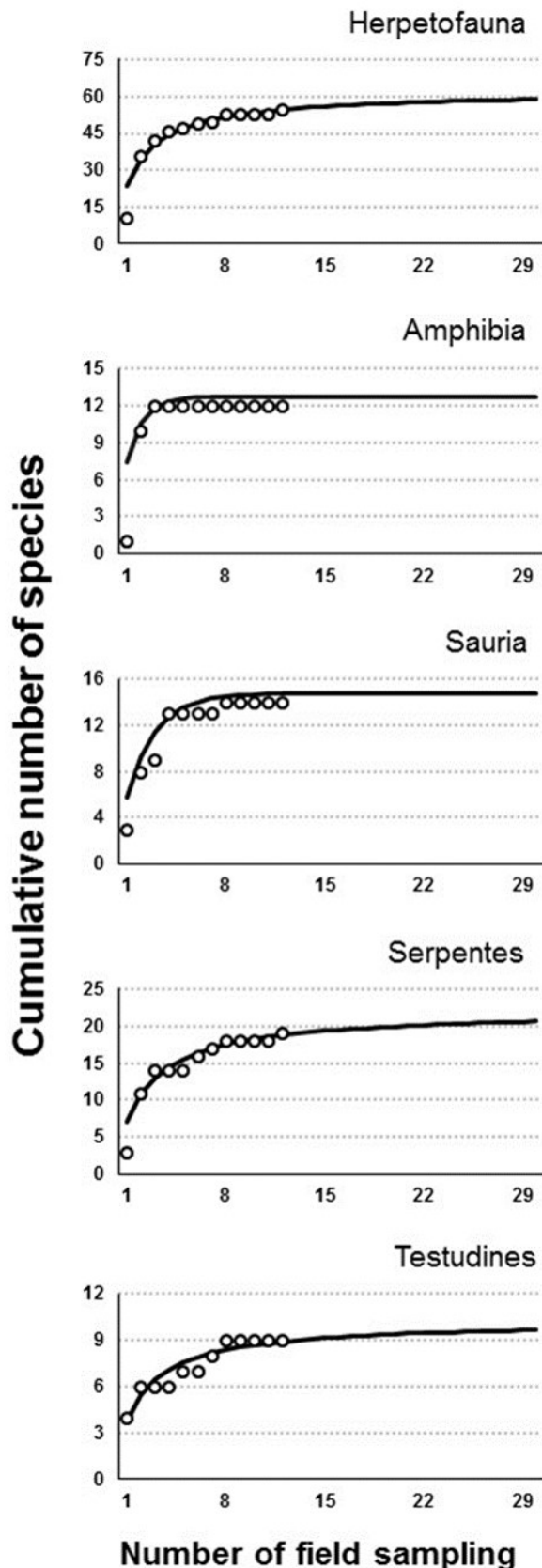
Tabla 1. Anfibios y reptiles registrados en los humedales de la laguna Chaschoc con su número de voucher y estatus de conservación en la lista Roja de la IUCN, Apéndices de la CITES y la NOM-059-SEMARNAT-2010. NE: No evaluada, CR: En peligro crítico, NL: No listada, Ap I: Apéndice I, Ap II: Apéndice II, Pr: Bajo protección especial, A: Amenazada, P: En peligro, (c): capturada, (nc): no capturada.

Table 1. Amphibians and reptiles recorded in the Chaschoc lagoon wetlands with their voucher number and conservation status in the IUCN Red List, CITES Appendices and the NOM-059-SEMARNAT-2010. NE: Not evaluated, LC: Least concern, NT: Near threatened, VU: Vulnerable, CR: Critically endangered, NL: Not listed, Ap I: Appendix I, Ap II: Appendix II, Pr: Under special protection, A: Threatened, P: Endangered, (c): captured, (nc): not captured.

ORDER Family Species	IUCN	CITES	NOM	Voucher number
ANURA				
Bufonidae				
<i>Rhinella horribilis</i>	LC	NL	NL	CART 00930
<i>Incilius valliceps</i>	LC	NL	NL	Photo only (c)
Hylidae				
<i>Dendropsophus microcephalus</i>	LC	NL	NL	CART 00911, 939
<i>Trachycephalus vermiculatus</i>	LC	NL	NL	CART 00912
<i>Scinax staufferi</i>	LC	NL	NL	CART 00933, 940
<i>Smilisca baudinii</i>	LC	NL	NL	CART 00924
Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus fragilis</i>	LC	NL	NL	Observed only (c)
<i>Leptodactylus melanonotus</i>	LC	NL	NL	CART 00919, 941-943
Leiuperidae				
<i>Engystomops pustulosus</i>	LC	NL	NL	Observed only (c)
Microhylidae				
<i>Hypopachus variolosus</i>	LC	NL	NL	CART 00931
Ranidae				
<i>Lithobates brownorum</i>	LC	NL	Pr	CART 00907-909
<i>Lithobates vaillanti</i>	LC	NL	NL	CART 00922

ORDER Family Species	IUCN	CITES	NOM	Voucher number
CROCODYLIA				
Crocodylidae				
<i>Crocodylus moreletii</i>	LC	Ap II	Pr	Photo only (c)
TESTUDINES				
Dermatemydidae				
<i>Dermatemys mawii</i>	CR	Ap II	P	Photo only (c)
Geoemydidae				
<i>Rhinoclemmys areolata</i>	NT	NL	A	Photo only (c)
Emydidae				
<i>Trachemys venusta</i>	NE	NL	NL	Photo only (c)
Chelydridae				
<i>Chelydra rossignonii</i>	VU	NL	Pr	Photo only (c)
Kinosternidae				
<i>Claudius angustatus</i>	NT	NL	P	Photo only (c)
<i>Kinosternon acutum</i>	NT	NL	Pr	Photo only (c)
<i>Kinosternon scorpioides</i>	NE	NL	Pr	Photo only (c)
<i>Kinosternon leucostomum</i>	NE	NL	Pr	Photo only (c)
<i>Staurotypus triporcatus</i>	NT	NL	A	Photo only (c)
SAURIA				
Eublepharidae				
<i>Coleonyx elegans</i>	LC	NL	A	Photo only (c)
Gekkonidae				
<i>Hemidactylus frenatus</i>	LC	NL	NL	CART 00903-904
Sphaerodactylidae				
<i>Sphaerodactylus glaucus</i>	LC	NL	Pr	CART 00913-915, 921, 945
Dactyloidae				
<i>Anolis sagrei</i>	LC	NL	NL	CART 00910
<i>Anolis sericeus</i>	LC	NL	NL	CART 00929, 936-938
<i>Anolis rodriguezii</i>	LC	NL	NL	CART 00923, 926
<i>Anolis lemurinus</i>	LC	NL	NL	CART 00906
Corytophanidae				
<i>Basiliscus vittatus</i>	LC	NL	NL	CART 00900
Iguanidae				
<i>Ctenosaura similis</i>	LC	NL	A	Photo only (nc)

ORDER Family Species	IUCN	CITES	NOM	Voucher number
<i>Iguana iguana</i>	LC	Ap II	Pr	Photo only (c)
<i>Mabuyidae</i>				
<i>Marisora unimarginata</i>	LC	NL	NL	CART 00927
Sphaenomorphae				
<i>Scincella cherriei</i>	LC	NL	NL	CART 00901
Teiidae				
<i>Holcosus undulatus</i>	LC	NL	NL	CART 00918
<i>Aspidoscelis deppii</i>	LC	NL	NL	Observed only (nc)
SERPENTES				
Boidae				
<i>Boa imperator</i>	LC	Ap II	A	Photo only (c)
Colubridae				
<i>Drymarchon melanurus</i>	LC	NL	NL	Photo only (c)
<i>Lampropeltis polyzona</i>	LC	NL	A	Observed only (c)
<i>Leptophis mexicanus</i>	LC	NL	A	Photo only (c)
<i>Masticophis mentovarius</i>	LC	NL	A	CART 00934
<i>Spilotes pullatus</i>	LC	NL	NL	Photo only (nc)
Dipsadidae				
<i>Coniophanes fissidens</i>	LC	NL	NL	Photo only (c)
<i>Coniophanes bipunctatus</i>	LC	NL	NL	Observed only (c)
<i>Coniophanes imperialis</i>	LC	NL	NL	CART 00916, 920
<i>Imantodes gemmistratus</i>	LC	NL	Pr	CART 00732
<i>Leptodeira frenata</i>	LC	NL	NL	CART 00925
<i>Leptodeira septentrionalis</i>	LC	NL	NL	Photo only (c)
<i>Ninia sebae</i>	LC	NL	NL	CART 00905
Natricidae				
<i>Nerodia rhombifer</i>	LC	NL	NL	CART 00928
<i>Thamnophis proximus</i>	LC	NL	A	CART 00917
Viperidae				
<i>Bothrops asper</i>	LC	NL	NL	Photo only (nc)
<i>Agkistrodon russeolus</i>	NE	NL	NL	CART 00702, 902, 932, 935
<i>Crotalus tzabcan</i>	LC	NL	NL	Photo only (c)
Elapidae				
<i>Micrurus diastema</i>	LC	NL	Pr	Observed only (nc)



to observe them (Table 1). Photographs of some of the species are presented in figures 2, 3, 4, 5, and 6.

All species accumulation curves and fitted models reached an asymptote (Fig. 7). The models that best fit the data were the Clench model for total herpetofauna, Serpentes and Testudines, and the exponential model for Amphibia and Sauria (Fig. 7). Inventory completeness percentages for the different groups were 93 % for total herpetofauna, 94 % for Amphibia and Sauria, 93 % for Testudines, and 92 % for Serpentes.

The most threatened species is the Central American River Turtle *Dermatemys mawii* Gray, 1847 (Table 1; Fig 4H), which is also the most threatened freshwater turtle in Mesoamerica, classified as Critically Endangered by the IUCN. The other amphibians and reptiles were classified as Vulnerable ($n = 1$), Near Threatened ($n = 4$), and Least Concern ($n = 45$), or had not yet been assessed ($n = 4$) by the IUCN (Table 2). Four species appear in CITES Appendix II (Tables 2): The Boa *Boa imperator* Daudin, 1803 (Table 1, Fig. 6H), the Green Iguana *Iguana iguana* (Linnaeus, 1758) (Fig. 6H), the Morelet's Crocodile *Crocodylus moreletii* (Duméril & Bibron, 1851) (Fig. 3B), and the Central American River Turtle (Table 1). Only two species are considered endangered by the Mexican law (Table 2), the Central American River Turtle and the Narrow-bridged Mud Turtle *Claudius angustatus* (Cope, 1865) (Fig. 4C). The remaining species are considered threatened ($n = 9$), under special protection ($n = 10$) or do not appear in the NOM-059-SEMARNAT-2010 (Table 2). All amphibians are considered as Least Concern by IUCN, and none appear in CITES Appendices (Table 2). Only one species, the Browns' Leopard Frog *Lithobates brownorum* (Sanders, 1973), is listed in the NOM-059-SEMARNAT-2010, as under special protection (Table 1). Six threats to the conservation of the herpetofauna of the Chaschoc lagoon wetlands have been detected: cattle ranching, illegal hunting and collection, habitat destruction and fragmentation, pollution, invasive species, and intentional fires (Fig. 8).

DISCUSIÓN

According to the models of species accumulation, we obtained a good representation of the species of amphibians and reptiles in Chaschoc lagoon wetlands, as the inventories completeness were greater than 92 % for the total herpetofauna and the different taxonomic groups. Thus, a notable portion of the

Figura 7. Curvas de acumulación de especies para la herpetofauna de los humedales de la laguna Chaschoc.

Figure 7. Species accumulation curves for the herpetofauna of the Chaschoc lagoon wetlands.



Figure 2. Photographs of six amphibian species from Chaschoc lagoon wetlands. A) *Hypopachus variolosus*, B) *Trachycephalus vermiculatus*, C) *Incilius valliopsis*, D) *Scinax staufferi*, E) *Smilisca baudinii* in amplexus, F) *Dendropsophus microcephalus*. Photos: P. Charruau (A, B, E), A.G. González-Desales (C, D, F).

Figura 2. Fotografías de seis especies de anfibios de los humedales de la laguna Chaschoc. A) *Hypopachus variolosus*, B) *Trachycephalus vermiculatus*, C) *Incilius valliopsis*, D) *Scinax staufferi*, E) *Smilisca baudinii* in amplexus, F) *Dendropsophus microcephalus*. Fotos: P. Charruau (A, B, E), A.G. González-Desales (C, D, F).



Figura 3. Fotografía de un nido (A) y de un individuo (B) de cocodrilo de Morelet (*Crocodylus moreletii*) de los humedales de la laguna Chaschoc. Fotos: M.A. Morales-Garduza (A), P. Charruau (B).

Figure 3. Photographs of a nest (A) and of an individual (B) of Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) from Chaschoc lagoon wetlands. Photos: M.A. Morales-Garduza (A), P. Charruau (B).

Tabla 2. Número y porcentaje de especies de anfibios y reptiles registradas en los humedales de la laguna Chaschoc en cada categoría de la Lista Roja de la UICN, los Apéndices de la CITES y la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Table 2. Number and percentage of species of amphibians and reptiles recorded in the Chaschoc lagoon wetlands in each category of the IUCN Red List, the Appendices of CITES, and the NOM-059-SEMARNAT-2010.

	Amphibia n = 12	Sauria n = 14	Serpentes n = 19	Testudines n = 9	Crocodylia n = 1	Total n = 55
IUCN						
Not evaluated	-	-	1 (5.3)	3 (33.3)	-	4 (7.3)
Least Concern	12 (100)	14 (100)	18 (94.7)	-	1 (100)	45 (81.8)
Near Threatened	-	-	-	4 (44.5)	-	4 (7.3)
Vulnerable	-	-	-	1 (11.1)	-	1 (1.8)
Critically Endangered	-	-	-	1 (11.1)	-	1 (1.8)
CITES						
Appendix I	-	-	-	-	-	-
Appendix II	-	1 (7.1)	1 (5.3)	1 (11.1)	1 (100)	4 (7.3)
Not listed	12 (100)	13 (92.9)	18 (94.7)	8 (88.9)	0 (0)	51 (92.7)
NOM-059-SEMARNAT-2010						
Not listed	11 (91.7)	10 (71.4)	12 (63.2)	1 (11.1)	-	34 (61.8)
Under special protection	1 (8.3)	2 (14.3)	2 (10.5)	4 (44.5)	1 (100)	10 (18.2)
Endangered	-	-	-	2 (22.2)	-	2 (3.6)
Threatened	-	2 (14.3)	5 (26.3)	2 (22.2)	-	9 (16.4)



Figura 4. Fotografías de las nueve especies de tortugas registradas en los humedales de la laguna Chaschoc. A) *Staurotypus triporcatus*, B) *Kinosternon leucostomum*, C) *Claudius angustatus*, D) *Kinosternon scorpioides*, E) *Rhinoclemmys areolata*, F) *Kinosternon acutum*, G) *Trachemys venusta*, H) *Chelydra rossignoni*, I) *Dermatemys mawii*. Fotos: M.A. Morales-Garduza (A, E, F, H), P. Charruau (B, C, D), A.G. González-Desales (G, I).

Figure 4. Photographs of the nine species of turtles recorded at Chaschoc lagoon wetlands. A) *Staurotypus triporcatus*, B) *Kinosternon leucostomum*, C) *Claudius angustatus*, D) *Kinosternon scorpioides*, E) *Rhinoclemmys areolata*, F) *Kinosternon acutum*, G) *Trachemys venusta*, H) *Chelydra rossignoni*, I) *Dermatemys mawii*. Photos: M.A. Morales-Garduza (A, E, F, H), P. Charruau (B, C, D), A.G. González-Desales (G, I).



Figura 5. Fotografías de 10 especies de lagartijas de los humedales de la laguna Chaschoc. A) *Basiliscus vittatus*, B) *Ctenosaura similis*, C) *Scincella cherriei*, D) *Anolis lemurinus*, E) *Anolis sericeus*, F) *Sphaerodactylus glaucus*, G) *Holcosus undulatus*, H) *Coleonyx elegans*, I) *Anolis rodriguezii*. Fotos: A.G. González-Desales (A), P. Charruau (B, D, E, F, G, I), y M.A. Morales Garduza (C, H).

Figure 5. Photographs of 10 lizard species from Chaschoc lagoon wetlands. A) *Basiliscus vittatus*, B) *Ctenosaura similis*, C) *Scincella cherriei*, D) *Anolis lemurinus*, E) *Anolis sericeus*, F) *Sphaerodactylus glaucus*, G) *Holcosus undulatus*, H) *Coleonyx elegans*, I) *Anolis rodriguezii*. Photos: A.G. González-Desales (A), P. Charruau (B, D, E, F, G, I), and M.A. Morales Garduza (C, H).



Figura 6. Fotografía de 10 especies de serpientes observadas en los humedales de la laguna de Chaschoc. A) *Coniophanes imperialis*, B) *Coniophanes fissidens*, C) *Agkistrodon russeolus*, D) *Leptodeira septentrionalis*, E) *Thamnophis proximus*, F) *Spilotes pullatus*, G) *Crotalus tzabcan*, H) *Boa imperator* comiendo una *Iguana iguana*, I) *Drymarchon melanurus*, J) *Nerodia rhombifer*. Fotos: P. Charruau (A, B, D, G, H, J), A.G. González-Desales (C, E, I), M.A. Morales-Garduza (F).

Figure 6. Photographs of 10 species of snakes observed at Chaschoc lagoon wetlands. A) *Coniophanes imperialis*, B) *Coniophanes fissidens*, C) *Agkistrodon russeolus*, D) *Leptodeira septentrionalis*, E) *Thamnophis proximus*, F) *Spilotes pullatus*, G) *Crotalus tzabcan*, H) *Boa imperator* eating a *Iguana iguana*, I) *Drymarchon melanurus*, J) *Nerodia rhombifer*. Photos: P. Charruau (A, B, D, G, H, J), A.G. González-Desales (C, E, I), M.A. Morales-Garduza (F).

species present in Chaschoc wetlands was recorded, but more species are expected to be found in the area. This is supported by recent first records of several reptile and amphibian species for Tabasco State (Charruau et al., 2014, 2015; Hernández-Valadez et al., 2016; Arenas-Moreno et al., 2017; Ríos-Rodas et al., 2019). The amphibians recorded in the area correspond to species commonly found in other parts of Tabasco and are species that are adapted, favored or resistant to anthropogenic disturbance rather than species of conservation concern.

Concerning crocodiles, only the Morelet's Crocodile has been observed in Chaschoc area and it is likely the only species present in Tabasco. The American Crocodile (*Crocodylus acutus* Cuvier, 1807) was mentioned to occur in Tabasco in the Usumacinta and Grijalva rivers by some authors since middle of the twentieth century (Smith & Taylor, 1966; Ross & Ross, 1987; Lee, 1996; Ernst et al., 1999). The occurrence of this species has been accepted and published in checklists of the herpetofauna of Tabasco (Barragan-Vázquez et al., 2022); however, this information must be verified, as there is no recent credible record of this species in Tabasco. Furthermore, the great majority of the Morelet's crocodiles from northern Tabasco, and other Mexican regions of the Gulf of Mexico, present some level of hybridization with *C. acutus* (Pacheco-Sierra et al., 2016). Recently, Pacheco-Sierra et al. (2018) conducted genomic analyses within and between *C. acutus* and *C. moreletii* demonstrating that hybrids are represented by two groups, one of which is morphologically similar to *C. moreletii* because has little genetic contribution of *C. acutus*; the first occurs on the lowlands of the Gulf of Mexico, and the second is found on the Yucatán Peninsula. This would prove, at least, a former presence of *C. acutus* in the Usumacinta region.

Respecting the diversity of the freshwater turtles, we found the nine species previously reported for the region (Fig. 4). Our study area lies over an important region of endemism of Neotropical turtles (Ippi & Flores, 2001), which convert it in an important area for conservation. *Chelydra rossignonii* (Bocourt, 1868), the Central American Snapping Turtle, is the largest of the nine species of freshwater turtles present in the region. *Chelydra rossignonii* was elevated to species level 20 years ago by Phillips et al. (1996) and very few information exists specifically on this species; therefore knowledge on all aspect of its distribution, biology, and conservation status is urgently needed (van Dijk et al., 2007; Legler & Vogt, 2013). The registered individuals in this study were kept illegally in captivity at Emiliano Zapata city where they were overfed and appear obese (Fig. 4G).

The species of lizards and snakes also correspond to the species reported in the region, being few of conservation

concern. However, the proximity of the study site to the Yucatán Peninsula allows the presence of some species that are rarely or not found in other areas of the State, such as the Yucatecan Cantil (*Agkistrodon russeolus* Gloyd, 1972) and the Yucatan Neotropical Rattlesnake (*Crotalus tzabcan* Klauber, 1952). This gives another importance to the area for the conservation of herpetofauna diversity in Tabasco.

Many of the recorded species do not appear in the Appendices of CITES and/or the Mexican list of endangered species (NOM-059-SEMARNAT-2010) or their status has not been evaluated yet (Table 2). Most of the species (94.5 %) appear in the IUCN Red List of threatened species but only 3.6 % (n = 2) of the species are listed in an endangered category (Table 2). Furthermore, discrepancies in the status of some species among IUCN, CITES and the NOM-059-SEMARNAT-2010 exist. For example, the Yucatán Banded Gecko (*Coleonyx elegans* Gray, 1845) (Fig. 5H) is listed as threatened in the NOM-059-SEMARNAT-2010 but do not appear in the IUCN Red List nor in the CITES Appendices. The Narrow-bridged Musk Turtle (*Claudius angustatus* Cope, 1865) also appears as endangered in the NOM-059-SEMARNAT-2010 but do not appear in CITES Appendices and is considered as near threatened by the IUCN. This is because each organization has different criteria to assess species status. Also, in the past, there was a lack of specialists in some of the species, and assessments of these species were subjective. Currently, criteria have been standardized through manuals (e.g., MER in Mexico; Sánchez et al., 2007) and assessments have been carried out based on reunions/workshops of specialists. However, many species still need an assessment of their current conservation status. Therefore, it would be important to start to determinate or review the status of each species.

In addition, the constant or more frequent updating of species names is necessary in the NOM-059-SEMARNAT-2010, because for example *Chelydra rossignonii* is still listed as *Chelydra serpentina* (Linnaeus, 1758), the Common Snapping Turtle, and several species do not appear but it is not known if it is because they have not been evaluated or if the species name is not updated, as is the case of *Trachemys venusta* (Gray, 1855), *Agkistrodon russeolus* and *Crotalus tzabcan* (considered not listed in NOM-059-SEMARNAT-2010 in this study).

In terms of threats, there is a relatively large presence of livestock in the study area that could affect the diversity and health of amphibians and reptiles. As an example of possible health impacts, 11 individuals (i.e., six snakes, one toad, and four turtles) have been found with ticks attached to their bodies (from one to >12 ticks per individual). These ticks could transmit



Figura 8. Fotografías de artesanía hecha con carapacho de tortuga de la laguna Chaschoc A), un estanque con tortugas capturadas ilegalmente en los humedales de la laguna Chaschoc B), una *Trachemys scripta elegans* mantenida en cautividad por la población local en el área de estudio C), garrapatas que parasitan a la serpiente *Drymarchon melanurus* D), envases de agroquímicos encontrados en el área de estudio E), una piel fresca de un cocodrilo de Morelet adulto cazado ilegalmente en la laguna de Chaschoc F), una costilla de *Dermatemys mawii* utilizada para desgranar la mazorca de maíz G). Fotos: P. Charruau (A-F), G. Cruz-Morales (G).

Figure 8. Photographs of handicraft made from turtle carapace from Chaschoc lagoon A), a pond with illegally collected turtles in the wetlands of Chaschoc lagoon B), a *Trachemys scripta elegans* kept in captivity by local people in the study area C), ticks parasitizing the snake *Drymarchon melanurus* D), agrochemical containers found in the study area E), a fresh skin of an illegally hunted adult Morelet's crocodile in Chaschoc lagoon F), a *Dermatemys mawii* rib used to remove corn grain from the ear of corn G). Photos: P. Charruau (A-F), G. Cruz-Morales (G).

diseases or damage the skin of amphibians and reptiles (Fig. 8D). Illegal collection of turtles for different uses (e.g., food, pet, trade, ornaments, tool; Fig. 8) was also observed. An example of a tool made from turtles is the use of the ribs of *D. mawii* to remove kernels from corn cobs (Fig. 8G). This collection seems to occur throughout the year, but with a peak a few weeks before or during Holy Week (March-April), as turtle is a typical dish consumed during this period in this region. Prices for individuals can range from 300 to 2,000 Mexican pesos (i.e., 18 to 118 USD), depending on the species and size of the individuals. The local population keeps the individuals of all species of turtles that they occasionally capture in corals or in small ponds made of cement (Fig. 8B); these conditions are not suitable for the turtles, and they often present problems due to poor feeding, and injuries due to inter-specific interactions or rubbing against the infrastructure.

People of the area also kill any snake they found and use rattlesnakes (Fig. 6G) as medicine against cancer; the procedure consists in drying the snake and grind it to obtain a powder which is mixed with food or beverage. Also, illegal hunt of crocodiles for food, their skin or oil has been observed (Fig. 8F). The oil is used as medicine against asthma by local people. The density of crocodiles is low in the area, likely due to the illegal exploitation and disturbance by human activities (i.e., fishing nets). However, two nests (Fig. 3A) and various young individuals have been observed during the study, indicating that the population still reproduce. Studies on crocodiles and turtles populations are strongly recommended to determine their conservation status.

Habitat destruction, fragmentation and pollution are other important threats to the herpetofauna in the study area. A significant percentage of the original vegetation cover has been lost due to the increase in oil palm plantations and other crops such as rice. We were also able to observe agrochemical containers dumped into the habitat and aquatic systems (Fig. 8E). These chemicals, especially pesticides, can produce adverse effects on amphibians and reptiles (Guillette & Milnes, 2000; Gardner & Oberdörster, 2005; Adlassnig et al., 2013).

The presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) of petrogenic and pyrogenic origin, and organochlorine pesticides (OCs) has been confirmed in substrates and aquatic organisms in the study area, with bioaccumulation and biomagnification processes in trophic chains (López-Escamilla et al., 2022). This represents a threat to the herpetofauna and further ecotoxicological studies are needed to determine the effects of these chemicals on organisms in the Chaschoc Lagoon wetlands. In addition, large areas of Tabasco are burned every year due

to intentional fires, including the study area, where habitat burning is a common technique used to hunt turtles.

Finally, two invasive species have been detected in the study area, the Common House Gecko (*H. frenatus*) and the Brown Anole (*A. sagrei*). These are known invasive species that pose a threat to native lizard species; they have been responsible for the displacement or extinction of several native or introduced lizards (mainly geckos) on islands and the mainland worldwide (Case et al., 1994; Campbell, 1999; Echternacht, 1999; Norval et al., 2002; Cole et al., 2005; Caicedo-Portilla & Dulcey-Cala, 2011). *Hemidactylus frenatus* is known to especially affect smaller local species of geckos (Yang et al., 2012), thus it represents a threat to the Least Gecko (*Sphaerodactylus glaucus* Cope, 1866), a much smaller species detected in the study area (Fig. 5F). In addition, we observed a Red-eared Slider *T. scripta* kept in captivity with local turtle species (Fig. 8C). This species has long been sold in Mexican pet shops (Legler & Vogt, 2013), and poses a risk for the local species if released into the wild (Global Invasive Species Database, 2022). The Red-eared Slider is recognized as an invasive species that may out-compete local turtle species, threaten local endangered species, transmit diseases, prey on local animal and plant species, threaten human health, and could impact ecosystems (Global Invasive Species Database, 2022).

CONCLUSIONS

This study represents the first effort to determine the checklist of reptile and amphibian species present in the Chaschoc lagoon wetlands. Although very few species of conservation concern inhabit the area, we found a non-negligible number of species ($n = 55$) with percentage of inventory completeness $>92\%$, representing 32.4% of the herpetofauna of Tabasco. The number of known vertebrate species in the study area now amounts to 150, consisting of 12 amphibians, 43 reptiles, 47 aquatic birds and 48 mammals (Gordillo-Chávez et al., 2015; García-Morales et al., 2022), and confirm the importance of the Chaschoc lagoon wetlands for the conservation of native biodiversity in the region. The potential threats to the conservation of the herpetofauna detected in this work should be studied to conclude on their impact on amphibians and reptiles in the region.

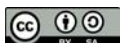
Acknowledgments.— This study was financed by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) and Gobierno del Estado de Tabasco through the project FOMIX TAB-2012-C28-194316- Retos para la sustentabilidad en la Cuenca del Río Usumacinta en Tabasco: ecosistemas, cambio climático y respuesta social. We thank Armando H. Escobedo-Galván for commenting and improving an earlier version of this paper,

Ana Isabel Fernández Montes de Oca for the elaboration of the localization map presented in this paper, and A. Giovany Gonzalez-Desales for help in the field and photography of individuals.

LITERATURE CITED

- Adlassnig, W., S. Sassmann, A. Grawunder, M. Puschenreiter, A. Horvath & M. Koller-Peroutka. 2013. Amphibians in metal-contaminated habitats. *Salamandra* 49:149-158.
- Arenas-Moreno, D.M., R. Santos-Bibiano, Y.M. Arellano-Cárcamo, D.A. Brindis-Badillo & P. Charruau. 2017. First record of the Turniptail Gecko (*Thecadactylus rapicauda* Houttuyn, 1782) in Tabasco, Mexico. *Mesoamerican Herpetology* 4:498-500.
- Barragán-Vázquez, Ma. del R., L. Ríos-Rodas, L.A. Fucsko, L.W. Porras, V. Mata-Silva, A. Rocha, D.L. DeSantis, E. García-Padilla, J.D. Johnson & L.D. Wilson. 2022. The herpetofauna of Tabasco, Mexico: composition, distribution, and conservation status. *Amphibian & Reptile Conservation* 16:1-61.
- Böhm, M., B. Collen, J.E.M. Baillie, P. Bowles, J. Chanson, N. Cox, G. Hammerson, M. Hoffmann, S.R. Livingstone, M. Ram, A.G.J. Rhodin, S.N. Stuart, P.P. van Dijk, B.E. Young et al. 2013. The conservation status of world's reptiles. *Biological Conservation* 157:372-385.
- Caicedo-Portilla, R. & C.J. Dulcey-Cala. 2011. Distribución del gecko introducido *Hemidactylus frenatus* (Dumeril y Bribon 1836) (Squamata: Gekkonidae) en Colombia. *Biota Colombiana* 12:46-56.
- Campbell, T.S. 1999. Consequences of the Cuban brown anole invasion: it's not easy being green. *Anolis Newsletter* V:12-21.
- Carabias-Lilo, J., M. Zorrilla-Ramos, A.H. Escobedo-Galván, J.A. Gallardo-Cruz, Y.R. Aldabe-Zabaraín, A.I. Fernández Montes de Oca, P. Charruau, M. Martínez-López & A.R. Aldabe-Zabaraín. 2015. Retos para la Sustentabilidad en la Cuenca Baja del Río Usumacinta en Tabasco: Ecosistemas, Cambio Climático y Respuesta Social. Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A.C., México.
- Case, T.J., D.T. Bolger & K. Petren. 1994. Invasions and competitive displacement among house geckos in the tropical Pacific. *Ecology* 75:464-477.
- Cole, N.C., C.G. Jones & S. Harris. 2005. The need for enemy-free space: the impact of an invasive gecko on island endemics. *Biological Conservation* 125:467-474.
- Charruau, P., J.R. Cedeño-Vázquez & S. Calmé. 2005. Status and conservation of the American crocodile (*Crocodylus acutus*) in Banco Chinchorro Biosphere Reserve, Quintana Roo, Mexico. *Herpetological Review* 36:390-395.
- Charruau, P., A.H. Escobedo-Galván, J.M. Koller González & M.A. Morales Garduza. 2014. Geographic distribution. *Agkistrodon russeolus* (Yucatecan Cantil). *Herpetological Review* 45:662.
- Charruau, P., M.A. Morales Garduza, J.G. Reyes-Trinidad & M.A. Ramírez-Pérez. 2015. Geographic distribution. *Imantodes gemmistratus* (Central American Tree Snake). *Herpetological Review* 46:62.
- De la Maza, J. & J. Carabias-Lilo. 2011. Usumacinta: Bases para una Política de Sustentabilidad Ambiental. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Natura y Ecosistemas Mexicanos A.C., México.
- Diario Oficial de la Federación. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la 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, Publicada el 30 de Diciembre de 2010. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados, Gobierno Federal, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. Única sección, 14 de noviembre. 11:32-134.
- Díaz-Frances, E. & S. Soberón. 2005. Statistical estimation and model selection of species-accumulation Functions. *Conservation Biology* 19:569-573.
- Echternacht, A.C. 1999. Possible causes for the rapid decline in population density of green anoles, *Anolis carolinensis* (Sauria: Polychrotidae) following invasion by the brown anole, *Anolis sagrei*, in the southeastern United States. *Anolis Newsletter* V:22-27.
- Fitzherbert, E.B., M.J. Struebig, A. Morel, F. Danielsen, C.A. Brühl, P.F. Donald & B. Phalan. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23:538-545.

- Flores-Villela, O. & U.O. García-Vázquez. 2014. Biodiversity of reptiles in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad Supl.* 85:S467-S475.
- Flores-Villela, O., H.M. Smith & D. Chiszar. 2004. The history of herpetological exploration in Mexico. *Bonner Zoologische Beiträge* 54:311-335.
- Frost, D.R. 2023. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.1. Electronic Database accessible at <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001
- García-Morales, R., J.M. Koller-González & L. Sanaphre Villanueva. 2022. Temporal variation in diversity of wetlands birds of the Chaschoc lake, Tabasco, Mexico. *Huitzil* 23:e-633.
- Gardner, S.C. & E. Oberdörster. 2005. *Toxicology of reptiles*. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, USA.
- Global Forest Watch. 2022. <https://www.globalforestwatch.org/> [Accessed November 2022]
- Global Invasive Species Database. 2022. Species profile: *Trachemys scripta elegans*. Available at: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=71> [Accessed on November 2022]
- Gordillo-Chávez, E.J., E.E. Mata Zayas, R. García-Morales, M.A. Morales-Garduza, C. Villanueva García & J. De D. Valdez-Leal. 2015. Mastofauna del humedal Chaschoc-Sejá en Tabasco, México. *Therya* 6:535-544.
- Guillette, L.J.jr. & M.R. Milnes. 2000. Recent observations on the reproductive physiology and toxicology of crocodilians. Pp. 199-213. In G.C. Grigg, F. Seebacher, C.E. Franklin (Eds.). *Crocodilians Biology and Evolution*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Hernández-Valadez, E., E. Hernández-Estañol, R. Barragán-Vázquez, P. Charruau & M.A. López-Luna. 2016. First record and distribution extension of *Enulius flavitorques* (Cope, 1869) (Squamata: Colubridae) in Tabasco, Mexico. *Mesoamerican Herpetology* 3:512-513.
- INAFED. 2010. "Regionalización", *Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México*. Ciudad de México, México.
- Ippi, S. & V. Flores. 2001. Las tortugas neotropicales y sus áreas de endemismo. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 84:49-63.
- Köhler, G. 2008. *Reptiles of Central America*. 2nd edition, Herpeton Verlag, Offenbach, Germany.
- Köhler, G. 2011. *Amphibians of Central America*. Herpeton Verlag, Offenbach, Germany.
- Kolb, M. & L. Galicia. 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neotropics: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *The Geographical Journal* 178:147-161.
- Lee, J.C. 1996. *The Amphibians and Reptiles of the Yucatán Peninsula*. Ithaca. Cornell University Press, New York, USA.
- Legler, J.M. & R.C. Vogt. 2013. *The Turtles of Mexico, Land and Freshwater Forms*. University of California Press.
- Lips, K.R., P.A. Burrowes, J.R. Mendelson III & G. Parra-Olea. 2005. Amphibian declines in Latin America: widespread population declines, extinctions, and impacts. *Biotropica* 37:163-165.
- López-Escamilla, A., P. Charruau, R. Dzúl-Caamal & J. Rendón-von Osten. 2022. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Organochlorine Pesticides (OCs) in a Lagoon System of the Municipality of Emiliano Zapata, Tabasco, Mexico. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4060865> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4060865>
- Meave J.A., J.A. Gallardo-Cruz, C.A. Méndez Hernández, R. Martínez-Camilo, M.E. Véliz Pérez & J. Carabias (Coords.). 2022. Tipos de vegetación de la cuenca del río Usumacinta. Universidad Iberoamericana A.C., México.
- Norval, G., J. Maso, H. Chu & L. Chen. 2002. A new record of an introduced species, the brown anole (*Anolis sagrei*) (Duméril & Bibron, 1837), in Taiwan. *Zoological Studies* 41:332-336.
- Pacheco-Sierra, G., Z. Gompert, J. Domínguez-Laso & E. Vázquez-Domínguez. 2016. Genetic and morphological evidence of a geographically widespread hybrid zone between two crocodile species, *Crocodylus acutus* and *Crocodylus moreletii*. *Molecular Ecology* 25:3484-3498.
- Parra-Olea, G., O. Flores-Villela & C. Mendoza-Almeralla. 2014. Biodiversity of amphibians in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad Supl.* 85:S460-S466.



- Phillips, C.A., W.W. Dimmick & J.L. Carr. 1996. Conservation genetics of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Conservation Biology* 10:397-405.
- Pyron, R.A. 2018. Global amphibian declines have winners and losers. *Proceedings of Natural Academy of Science* 115:3739-3741.
- Reynoso-Rosales, V.H., F. Mendoza-Quijano, C.S. Valdespino-Torres & X. Sánchez Hernández. 2007. Anfíbios y reptiles. Pp. 241-260. In F. Álvarez, S. Santiago (Eds.). *Biodiversidad del Estado de Tabasco*. Instituto de Biología, UNAM-CONABIO, Ciudad de México, México.
- Ríos-Rodas, L., C.E. Zenteno-Ruiz, M. del R. Barragán-Vázquez, L. Canseco-Márquez & M.A. López-Luna. 2019. New anuran records for Tabasco, Mexico. *Check List* 15:1161-1166.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, T. Escalante, F. Figueroa, G. Rodríguez, M. Linaje, T. Fuller & S. Sarkar. 2009. Chapter 11: Deforestation and biodiversity conservation in Mexico. Pp. 279-297. In A.M. Columbus & L. Kuznetsov (Eds.). *Endangered Species: New research*. Nova Science Publishers, Inc., New York, United States.
- Sánchez, O., R. Medellín, A. Aldama, B. Goettsch, J. Soberón & M. Tambutti. 2007. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), D.F., México.
- Smith, H.M. & E.H. Taylor. 1966. *Herpetology of Mexico: Annotated Checklists and Keys to the Amphibians and Reptiles*. Erick Lunberg, Ashton, Maryland, United States.
- Soberón, J. & J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7:480-488.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman & R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Tudela, F. 1989. *La Modernización Forzada del Trópico: El Caso de Tabasco, Proyecto Integrado del Golfo*. México. El Colegio de México, CINVESTAV, FIAS, UNRISD, D.F., México.
- Uetz, P., P. Freed, R. Aguilar, F. Reyes & J. Hošek (Eds.). 2022. The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>. [Accessed on January 2023]
- Van, P.P., J. Lee, R. Calderón, O. Flores-Villela, M.A. López-Luna & R.C. Vogt. 2007. *Chelydra rossignonii*. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63660A12704652.en> [Accessed on November 2017].
- Whitfield, S.M., K.R. Lips & M.A. Donnelly. 2016. Amphibian decline and conservation in Central America. *Copeia* 104:351-379.
- Yang, D., E. González-Bernal, M. Greenlees & R. Shine. 2012. Interactions between native and invasive gecko lizards in tropical Australia. *Austral Ecology* 37:592-599.
- Zavala-Cruz, J. & A.O. Castillo. 2003. Uso del suelo y manejo en los cordones litorales de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 19:17-33.



EXTENSIÓN DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DE LA SERPIENTE CHATILLA *LOXOCEMUS BICOLOR* (LOXOCEMIDAE) EN OAXACA Y NOTAS SOBRE SU ALIMENTACIÓN

RANGE EXTENSION OF THE CHATILLA SNAKE *LOXOCEMUS BICOLOR* (LOXOCEMIDAE) IN OAXACA AND NOTES ON ITS FEEDING

LUIS CANSECO-MÁRQUEZ^{1,2,*}, GLADYS REYES MACEDO¹ & ENRIQUE ALTAMIRANO MEDRANO³

¹Vinculación Interdisciplinaria para el Desarrollo Ambiental y lo Social AC

²Laboratorio de Herpetología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal 04510, México.

³Don David Gold México S.A. de C.V.

*Correspondence: lcanseco@gmail.com

Received: 2023-01-19. Accepted: 2023-02-02. Published: 2023-05-18.

Editor: Sean Rovito, México.

Abstract.– We report new distribution records for the chatilla snake *Loxocemus bicolor* in the state of Oaxaca. These records represent new municipality records. We also provide information on the diet of this species.

Keywords.– New record, diet, physiographic region, elevation.

Resumen.– Aportamos nuevos registros de distribución para la serpiente chatilla *Loxocemus bicolor* en el Estado de Oaxaca. Estos registros representan nuevo registro Municipal. También aportamos información sobre su dieta.

Palabras clave.– Nuevo registro, dieta, región fisiográfica, elevación.

La serpiente *Loxocemus bicolor* es el único representante de la familia Loxocemidae. Es una serpiente de talla mediana que puede alcanzar una longitud total de 153 cm. El cuerpo es robusto y el hocico es puntiagudo, con la escama rostral ligeramente hacia arriba; las escamas del cuerpo pequeñas, lisas e iridiscentes. La coloración dorsal es café oscuro, y en ocasiones presenta manchas blancas esparcidas en el cuerpo; vientre blanco inmaculado, crema o café uniforme; iris negro (Heimes, 2016; Savage, 2002).

En México, se encuentra ampliamente distribuida en la Costa del Pacífico, desde Nayarit hasta Chiapas, en donde su distribución se bifurca hacia el norte. También existen registros en la Cuenca del Balsas, en los estados de Guerrero y Morelos. Posteriormente su distribución por la costa continua hasta el noroeste de Costa Rica, incluyendo registros en Guatemala y Honduras (Nelson & Meyer, 1967; Heimes, 2016; Savage, 2002). Es una especie terrestre, semifosorial y de hábitos nocturnos. Habita en áreas abiertas dentro de regiones con bosque tropical

caducifolio, desde el nivel del mar hasta los 979 m s.n.m. (Carbajal-Márquez et al., 2015; Heimes, 2016). Esta serpiente se encuentra dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2019) en la categoría de protección especial (Pr), mientras que en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) la enlista bajo preocupación menor (LC) (Chaves et al., 2014), y en la CITES se categoriza en el Apéndice II.

En la dieta de esta especie se han registrado restos de roedores, huevos de tortugas marinas e iguanas del género *Ctenosaura*, así como de lagartijas del género *Aspidoscelis* (Green, 1983, 1997; Mora, 1987; Mora & Robinson, 1984; Figgner et al., 2018). El hocico puntiagudo de esta serpiente permite para su alimentación, obtener los huevos de dichos reptiles que han sido enterrados (Greene, 1997).

En Oaxaca, esta especie se distribuye a lo largo de la costa del Pacífico, aunque la mayoría de los registros provienen de la región del Istmo de Tehuantepec. Tiene una distribución

altitudinal que va desde el nivel del mar hasta los 600 m s.n.m.. Su presencia en el estado abarca las regiones fisiográficas Planicie Costera del Pacífico, Planicie Costera de Tehuantepec, y solo una pequeña parte en la Sierra Madre del Sur (Fig. 1) (Mata-Silva et al., 2015).

En este trabajo se proporciona información sobre su distribución, lo que representa un nuevo registro a nivel municipal y la extensión en el rango de su distribución altitudinal dentro del estado. Asimismo, se reportan datos sobre su alimentación. Los registros de esta especie para Oaxaca, fueron obtenidos de referencias publicadas (Nelson & Meyer, 1967) y de las bases de datos de Global Biodiversity Information

Facility (<https://www.gbif.org>) y VertNet (<http://www.vertnet.org/index.html>) (Apéndice 1). Los ejemplares observados fueron capturados, se les tomó la Longitud Hocico Cloaca (LHC), se fotografiaron y fueron liberados in situ. Las fotografías digitales fueron depositadas en la colección Natural History Museum of Los Angeles County (LACM PC).

Durante el estudio de biodiversidad realizado en el año 2021 dentro del Municipio de San Pedro Totolápan, Oaxaca, en las zonas correspondientes a las minas de Alta gracia y El Águila, se observaron cuatro ejemplares de *Loxocemus bicolor*. Estos representan un nuevo registro a nivel municipal y una extensión en su rango de distribución altitudinal dentro del estado. Un

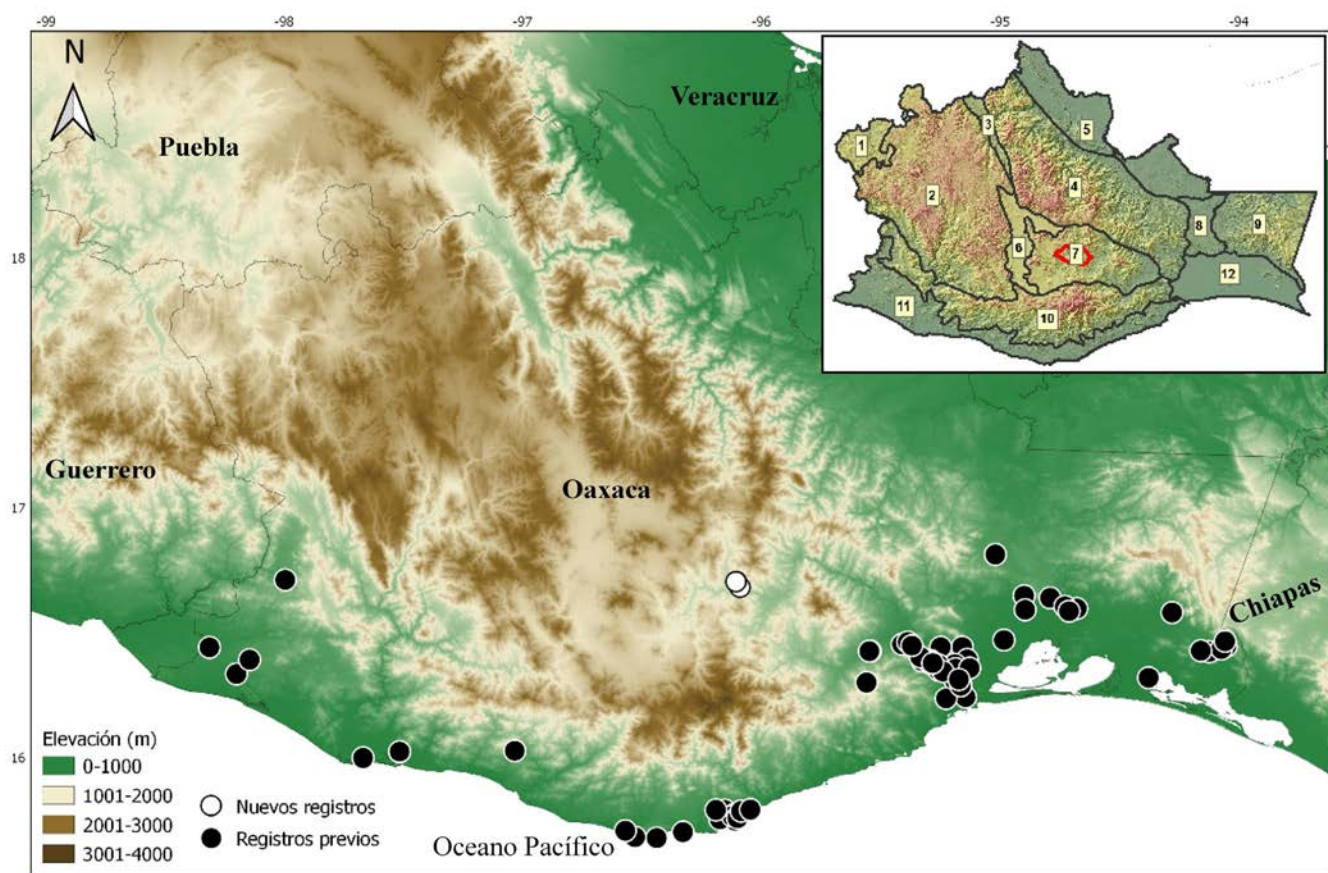


Figure 1. Geographic distribution of *Loxocemus bicolor* in Oaxaca (black circles correspond to the known records for the species and white, the new records). Upper right box shows the physiographic regions of Oaxaca according to Ortíz Pérez et al (2004). The geographic regions where this species is found are: Pacific Coastal Plain (11), Tehuantepec Coastal Plain (12) and a portion in the Sierra Madre del Sur (10); and the new region registered for the species (7) which corresponds to the Central Mountains and Valleys. The red polygon located in this region corresponds to the Municipality of San Pedro Totolápan.

Figura 1. Distribución geográfica de *Loxocemus bicolor* en Oaxaca (los círculos negros corresponden a los registros conocidos para la especie y los blancos a los nuevos registros). El cuadro superior derecho, muestra las regiones fisiográficas de Oaxaca de acuerdo a Ortíz-Pérez et al (2004). Las regiones geográficas en donde esta especie se localiza son: Planicie costera del Pacífico (11), Planicie Costera de Tehuantepec (12) y una porción en la Sierra Madre del Sur (10); y la nueva región registrada para la especie, que corresponde a las Montañas y Valles Centrales (7). El polígono rojo localizado en esta región, corresponde al Municipio de San Pedro Totolápan.

primer ejemplar (LACM PC 2985) con una LHC de 400 mm fue observado el 15 de julio de 2021 a las 10:00 h en la localidad del Zapote, San José de Gracia (16.66288° N, 96.12547° O; WGS84; 842

m s.n.m.), el cual se encontraba en una zona de cultivo de agaves (Figs. 2A–E). Los siguientes ejemplares fueron registrados en el Arroyo El Chacal (Fig. 2F). El 10 de agosto del 2021, se observó a

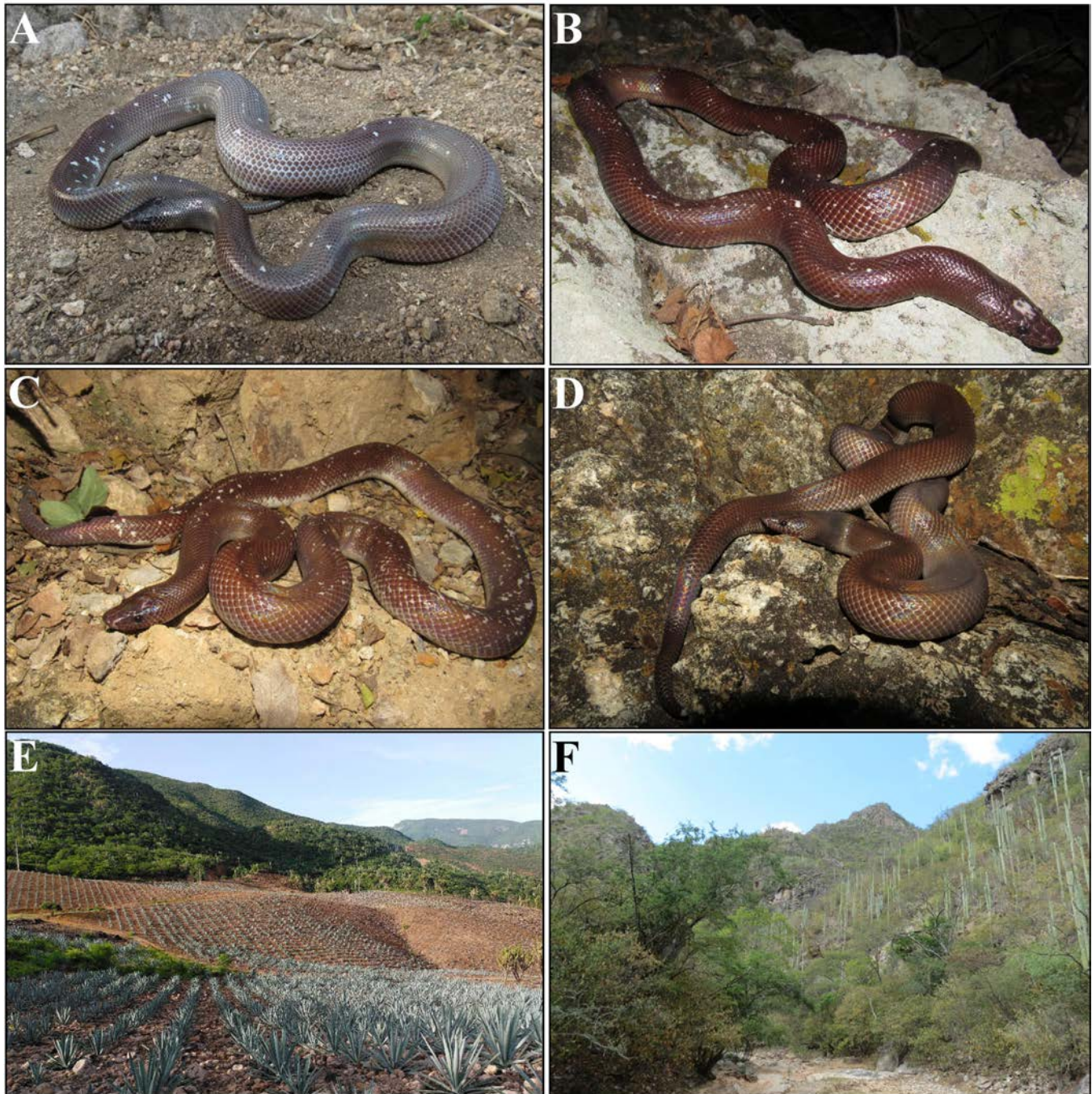


Figure 2. Specimens of *Loxocemus bicolor* observed in A) El Zapote (LACM PC 2985); B) (LACM PC 2986), C) (LACM PC 2987) and D) (LACM PC 2988) El Chacal. E) Locality of Zapote showing the agave fields where the specimen was observed, F) River in El Chacal.

Figura 2. Ejemplares de *Loxocemus bicolor* observados en A) El Zapote (LACM PC 2985); B) (LACM PC 2986), C) (LACM PC 2987) y D) (LACM PC 2988) El Chacal. E) Localidad del Zapote mostrando los cultivos de agave donde se observó el ejemplar, F) Río en el Chacal.

las 22:00 h (16.68663° N, 96.14093° O; WGS84; 825 m s.n.m.) un ejemplar adulto (LACM PC 2986) con una LHC de 920 mm (Fig. 2B); después a las 23:00 h se observó un segundo ejemplar adulto (LACM PC 2987, Fig. 2C) con una LHC de 680 mm, y el cual se encontraba activo entre la vegetación (16.68565° N, 96.1418° O; WGS84; 832 m s.n.m.). Posteriormente el 14 de octubre del mismo año, un cuarto ejemplar (LACM PC 2988, Fig. 2 D) con una LHC de 720 mm fue observado a las 21:00 h (16.68565° N, 96.1418° O; WGS84; 832 m s.n.m.). Adicionalmente cabe señalar que, junto a este último ejemplar, nuevamente fue observado el mismo individuo registrado el 10 de agosto (LACM PC 2986). El ejemplar posee la misma longitud, la misma disposición de manchas blancas en el cuerpo y la mancha blanca en la parte posterior de la cabeza (Fig. 2B).

Con estos nuevos registros que pertenecen a San José de Gracia, Municipio de San Pedro Totolápam, se extiende el conocimiento sobre la distribución de *Loxocemus bicolor* a 68 km al Noroeste de la localidad más cercana, la cual se ubica en el Istmo de Tehuantepec (1 km E Tequisistlán, UMMZ 124756), (Nelson & Meyer, 1967). Estas observaciones también contribuyen en un nuevo registro municipal para San Pedro Totolápam, y en un aumento de 242 m s.n.m. en la distribución altitudinal conocida para la especie en el estado. Asimismo, representa el registro más interno en la entidad, en la región fisiográfica Montañas y Valles del Centro (Fig. 1).

Respecto a la alimentación de esta especie, el 15 de julio del 2021, en una zona de cultivos de agave (Fig. 1E), en la localidad El Zapote (16.66288° N, 96.12547° O; WGS84; 842 m s.n.m.) se observó a las 10:00 h un ejemplar adulto de *Loxocemus bicolor* cuando atrapó un ejemplar de *Aspidoscelis guttata*. La serpiente fue observada cuando estaba comprimiendo al organismo (Fig. 3A), el cual una vez retenido, comenzó a engullir (Fig. 3B). Esta acción tuvo una duración aproximada de cuatro minutos. Una vez que la devoró (Fig. 3C), se desplazó, refugiándose debajo de una roca. Este es el primer caso en donde se reporta, a nivel de especie, una de las lagartijas que forman parte de la dieta de *Loxocemus bicolor*.

Agradecimientos.- A las autoridades municipales y ejidales de San Pedro Totolápam por permitirnos el acceso al sitio de estudio. A la empresa Don David Gold México S.A de C.V por el financiamiento del estudio de biodiversidad y por autorizarnos el divulgar la información resultante. A Omar Suárez García por tomar las fotos de la Figura 2A y 2B. A Cynthia Grisell Ramírez González por sus comentarios en el manuscrito. A Neftali Camacho (LACM) por catalogar las fotografías en la colección digital de The Natural History Museum of Los Angeles (LACM).

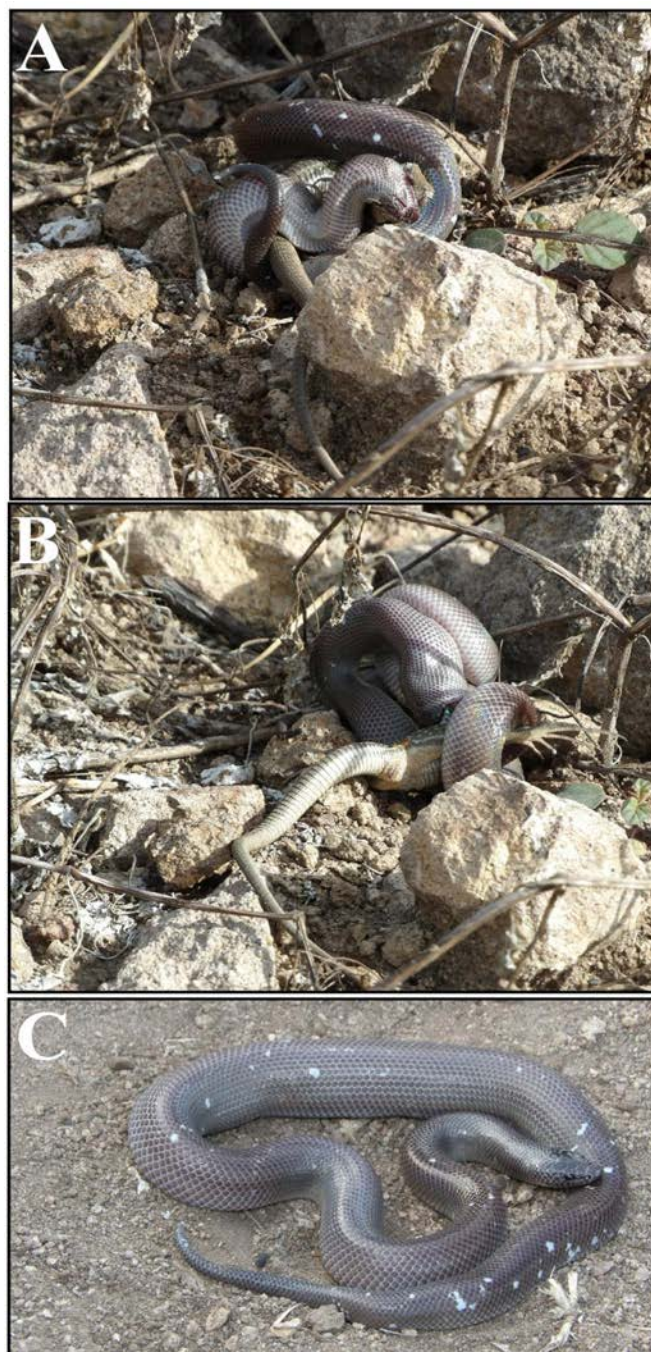


Figure 3. *Loxocemus bicolor* capturing the lizard *Aspidoscelis guttata* in the locality El Zapote, San José de Gracia, Municipality of San Pedro Totolápam, Oaxaca.

Figura 3. *Loxocemus bicolor* capturando a la lagartija *Aspidoscelis guttata* en la localidad del Zapote, San José de Gracia, Municipio de San Pedro Totolápam, Oaxaca.

A Víctor Vásquez Cruz por su ayuda con el mapa. Los ejemplares fueron capturados bajo el permiso de SEMARNAT oficio No. SGPA/DGVC/01469/21.

LITERATURA CITADA

- Carbajal-Márquez, R.A., J.C. Arenas-Monroy, M.A. Domínguez-De la Riva & E.A. Rivas-Mercado 2015. *Loxocemus bicolor* (Serpentes: Loxocemidae): elevational and geographic range extensión in Michoacán, México. *Revista Mexicana de Herpetología* 1:15-17.
- Chaves, G., W. Lamar, L.W. Porras, J. Sunyer. & A. Solórzano. 2014. *Loxocemus bicolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T169678A1280046. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T169678A1280046.en>. [Consultado en Enero del 2023].
- DOF. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, rotección 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, Publicada el 30 de Diciembre de 2010. Diario Oficial de la Federación, 14 de noviembre de 2019. México.
- Figgenger C., E. Beck, D. Dunlop & A. Castillo MacCarthy. 2018. *Loxocemus bicolor* (Mexican Burrowing Python). Natural history notes. *Diet. Herpetological Review* 49:133.
- Greene, H.W. 1983. Dietary correlates of the origin and radiation of snakes. *American Zoologist* 23:431-441.
- Greene, H.W. 1997. *Snakes: the evolution of Mystery in Nature*. University of California Press. Berkely, Los Angeles, London. USA.
- Heimes, P. 2016. *Herpetofauna Mexicana Vol. 1. Snakes of Mexico*. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, Germany.
- Mata-Silva, V., J.D. Johnson, L.D. Wilson & E. García-Padilla. 2015. The herpetofauna of Oaxaca, Mexico: composition, physiographic distribution, and conservation status. *Mesoamerican Herpetology* 2:6-62
- Mora, J.M. 1987. Predation by *Loxocemus bicolor* on the eggs of *Ctenosaura similis* and *Iguana iguana*. *Journal of Herpetology* 21:334-335.
- Mora, J. M. & D.C. Robinson. 1984. Predation of sea turtle eggs (*Lepidochelys*) by the snake *Loxocemus bicolor* Cope. *Revista de Biología Tropical* 32:161-162.
- Nelson, C.E. & J.R. Meyer. 1967. Variation and distribution of the Middle American snake genus, *Loxocemus* Cope (Boidae?). *The Southwestern Naturalist* 12:439-453.
- Ortis-Pérez, M.A., J.R. Hernández Santana & J.M. Figueroa Mah-Eng. 2004. Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. Pp. 43-44. En A.J.M. García- Mendoza, J. Ordoñez & M. Briones-Salas (Eds). *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México, D.F., México.
- Savage, J.M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica: a Herpetofauna Between Two Continents, Between Two Seas*. The University of Chicago Press. Chicago and London. USA.



APÉNDICE 1.

Appendix 1. Records for *Loxocemus bicolor* for the state of Oaxaca, obtained from the Gbif database and literature. AMNH (American Museum of Natural History); CAS (California Academy of Sciences, Herpetology); CNAR (Colección Nacional de anfibios y reptiles, UNAM); CNHM (Chicago Natural History Museum); CUMV (Cornell University Museum of Vertebrates); ENCB-IPN (Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN); FMNH (Field Museum of Natural History); KU (University of Kansas, Herpetology Collection); LACM (Natural History Museum of Los Angeles County, Vertebrate Collection); LSUMZ (Louisiana State University Museum of Natural Science); MCZ (Museum of Comparative Zoology, Harvard University); MZFC (Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM); TNHC (The Texas Natural Science Center); UAZ (University of Arizona Museum of Natural History); UF (Florida Museum of Natural History), UIMNH (The University of Illinois Museum of Natural



History Collection); UMMZ = University of Michigan Museum of Zoology, Herpetology Collection; UMNH (Utah Museum of Natural History, University of Utah).

Apéndice 1. Registros de *Loxocemus bicolor* obtenidos a partir de la búsqueda en Gbif para el estado de Oaxaca, México. AMNH (American Museum of Natural History); CAS (California Academy of Sciences, Herpetology); CNAR (Colección Nacional de anfibios y reptiles, UNAM); CNHM (Chicago Natural History Museum); CUMV (Cornell University Museum of Vertebrates); ENCB-IPN (Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN); FMNH (Field Museum of Natural History); KU (University of

Kansas, Herpetology Collection); LACM (Natural History Museum of Los Angeles County, Vertebrate Collection); LSUMZ (Louisiana State University Museum of Natural Science); MCZ (Museum of Comparative Zoology, Harvard University); MZFC (Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM); TNHC (The Texas Natural Science Center); UAZ (University of Arizona Museum of Natural History); UF (Florida Museum of Natural History), UIMNH (The University of Illinois Museum of Natural History Collection); UMMZ = University of Michigan Museum of Zoology, Herpetology Collection; UMNH (Utah Museum of Natural History, University of Utah).

Colección	Localidad	Colección	Localidad
AMNH 68066-067	Tehuantepec, río de las Tejas	FMNH 71852	Tehuantepec, 6 Km S
AMNH 68068	San Miguel Tenango	FMNH 104800	Escurano, nr Tehuantepec
AMNH 68069	Oscuranos, nr Tehuantepec	KU 137619	61.3 km W Puerto Escondido
AMNH 66787-788	Tehuantepec	KU 87438	7 km NW La reforma
AMNH 66789	Tehuantepec	KU 68898	3.5 mi W Tehuantepec
AMNH 66790	San Pablo	LACM 38176	8.1 mi. W. Tehuantepec.
AMNH 66791	Tehuantepec	LACM 8583	5 miles S Tehuantepec
AMNH 66881	Laguna Superior, Isla Natartiac, Tehuantepec	LSUMZ 47335	12 mi. N. Puerto Escondido on road to Oaxaca
AMNH 1120	Pinotepa Nacional, 8 Mi W	LSUMZ 82129	2.5 rd mi N La Ventosa Jct on rt 185
CAS 16206	Nr Tehuantepec, 1 mi S Oaxaca	LSUMZ 82150	2.5 rd mi N La Ventosa Jct on rt 185
CAS 73652	cerro de Mixtequilla	LSUMZ 36214	3.4 mi NE Mex. 200
CAS 145210	7 km N of jct Mex. Hwy 190 on Mex. Hwy 185	MCZ R-27832	Tapanatepec
CNAR 2672	Rancho Chepe Negro, 8 km. N. De Santo Domingo Zanatepec	MCZ R-27831	Tapanatepec
CNAR 5438	Puerto Angel, alrededor de	MVZ 143487	3.2 mi S Tehuantepec [=Santo Domingo Tehuantepec] on road to Salinas Cruz
CNHM 104800	Escurano (15 mi WNW Tehuantepec)	MZFC 26533	Carretera Mex200, Pinotepa Nacional
CNHM 71852	Rio Pozo, near Tehuantepec	MZFC 7469	A 45.5 Mi al N de Pinotepa Nacional, en carretera Tlaxiaco - Pinotepa
CUMV R-0005819	25 mi. W Juchitan	MZFC 7469-1	45.5 Mi al N de Pinotepa Nacional, en carretera Tlaxiaco - Pinotepa
ENCB-IPN 8903	Laguna de Chacahua	MZFC 16034-1	Vicinity of Mixtequilla

Colección	Localidad	Colección	Localidad
MZFC 15951-1	9.9 km S San Gabriel Mixtepec	UMMZ 82461	Tecuane 3 Leagues S Tehuantepec
TNHC 28596	Zanatepec, 20 mi W	UMMZ 82462	Tecuane 3 Leagues S Tehuantepec
UAZ 27004	9 mi. (by MX 190) NE Tapanatepec	UMMZ 82463	Las Tejas 3 Leagues N of Tehuantepec
UF 191604	ca. 20.0 mi W Tehuantepec	UMMZ 82464	Las Tejas 3 Leagues N of Tehuantepec
UF 43348	7.3 mi. W of Hwy 200, on Pochutla- Salina Cruz road	UMMZ 114491	6.5 mi W of Tehuantepec 400 ft
UF 24743	8.4 mi SSW Tehuantepec on highway 185	UMMZ 89656	Vianity
UIMNH 56126	Tehuantepec	UMMZ 149657	Vicinity of Tehuantepec
UIMNH 6130	Tehuantepec, 6 Km S	UMMZ 114491	6.5 mi W of Tehuantepec
UIMNH 6133	Hierba Santa, nr Tehuantepec	UMNH 2337	Tehuantepec
UIMNH 53023	Pinotepa Nacional, 25 mi W, Rio Canoa	UMNH 2507	Tehuantepec
UIMNH 37328	Tehuantepec	UMNH 2522	Tehuantepec
UMMZ 124755	6.4 km E of Tehuantepec	UMNH 2526	Tehuantepec
UMMZ 124756	1 Km E of Tequisistlan	UMNH 2530	Tehuantepec
UMMZ 149657	Vicinity of Tehuantepec	UMNH 2707	Tehuantepec
UMMZ 82455	Between Quiengola mt and Tehuantepec	UMNH 2717-718	Tehuantepec
UMMZ 82456	Nisa Pipi 8 km NW Tehuantepec	UMNH 2800	Tehuantepec
UMMZ 82457	Ranchero Poso Rio 6 km S Tehuantepec	UMNH 2737	Tehuantepec
UMMZ 82458	Ranchero Poso Rio 6 km S Tehuantepec	UMNH 21540	Tehuantepec
UMMZ 82459	Ranchero Poso Rio 6 km S Tehuantepec	UMNH 21541	4 mi W Tehuantepec
UMMZ 82460	Tecuane 3 Leagues S Tehuantepec	UMNH 21542	Tehuantepec

SECOND RECORD OF THE BLOTCHED HOOKNOSE SNAKE *FICIMIA PUBLIA* FOR THE STATE OF COLIMA, MEXICO

SEGUNDO REGISTRO DE LA CULEBRA NARICILLA MANCHADA *FICIMIA PUBLIA* PARA EL ESTADO DE COLIMA, MÉXICO

JACOBO REYES-VELASCO^{1*} & CARLOS IVÁN VERDUZCO-TRUJILLO²

¹Entorno Biótico A.C. Colima, Colima, México.

²Instituto Universitario de Bellas Artes, Universidad de Colima.

*Correspondence: jackobz@gmail.com

Received: 2023-03-05. Accepted: 2023-04-19. Published: 2023-05-19.

Editor: Adrian Leyte Manrique, México.

México: Colima: Municipality of Villa de Alvarez: El Mixcuate, 13 km (by road) west of Juliapan, on road from Colima to Minatitlán (Fig. 1). 19.3208° N, 103.9351° W, WGS84, 546 m a.s.l. 20 July, 2022. Verified by Jonathan A. Campbell. Multiple photographs were

deposited at the digital collection of the University of Texas at Arlington (UTADC- 9755a-c; Fig. 2). Second record for the species in Colima. This locality is approximately 23 km to the NNW of the only other record for the state (Reyes-Velasco et al., 2020), 110

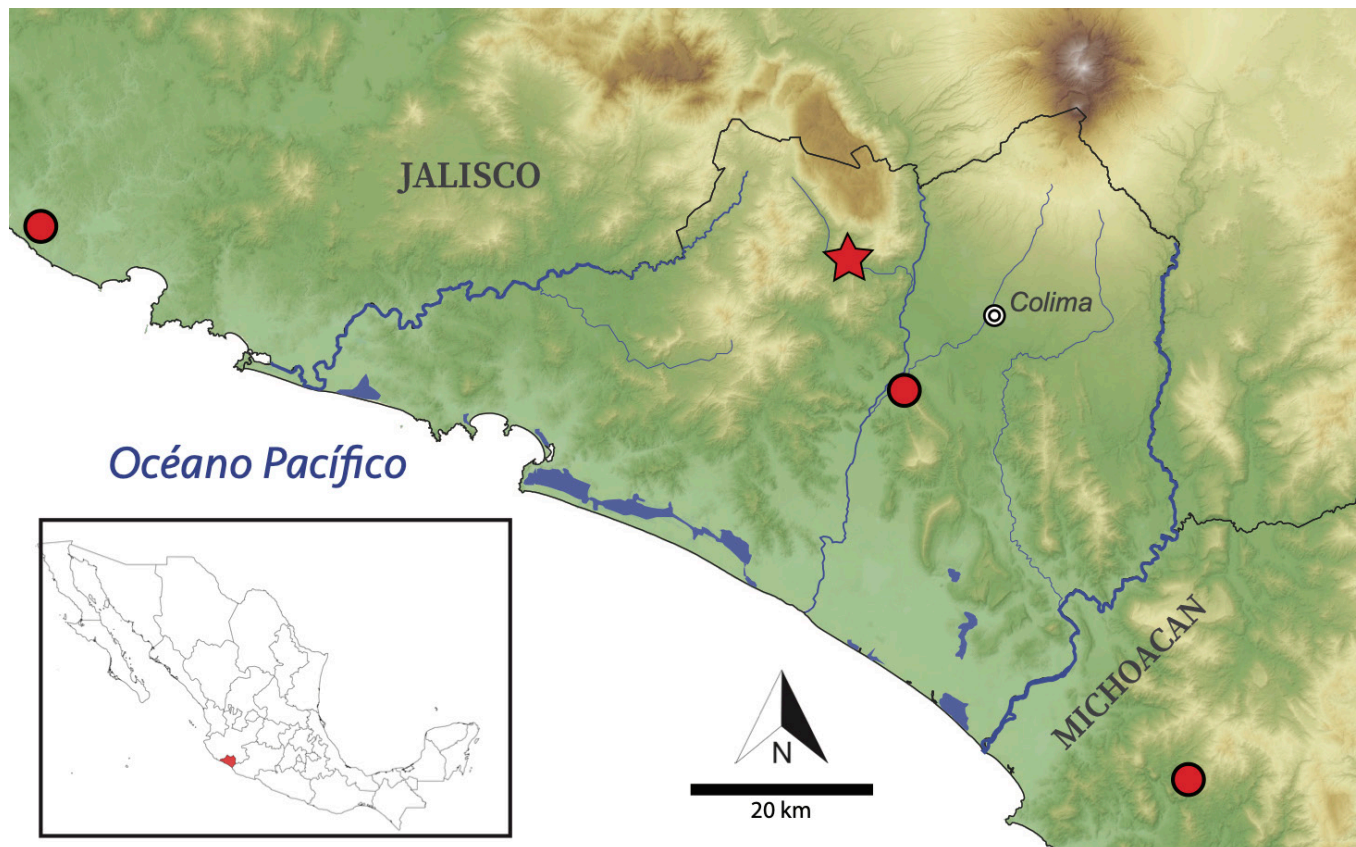


Figura 1. Mapa del occidente de México mostrando el nuevo registro de *Ficimia publia* reportado aquí (estrella), así como los registros previos más de la cercanos de la especie.

Figure 1. Map of western Mexico showing the new record of *Ficimia publia* reported herein (star), as well as the previous closest record for the species.



Figure 2. Specimen of *Ficimia publia* reported herein.

Figura 2. Ejemplar de *Ficimia publia* aquí reportado.

km E of the closest known locality in Jalisco at Rancho Cuixmala (García & Valtierra-Azotla, 1996) and 90 km NW from the closest locality in Michoacán, at Chinicuila (Torres-Pérez-Coeto et al., 2016). This is only the 4th individual of this species reported for the states of Jalisco, Colima and Michoacán. The snake was found DOR around 20:30 h in tropical deciduous forest.

LITERATURA CITADA

García, A. & M. Valtierra-Azotla. 1996. Geographic distribution, *Ficimia publia*. Herpetological Review 27: 88.

Reyes-Velasco, C.I. Grünwald, J.M. Jones, & I.T. Ahumada-Carrillo. 2020. A revision of the herpetofauna of Colima, Mexico. Revista Latinoamericana de Herpetología 3:61-82.

Torres-Pérez-Coeto, J., Alvarado-Díaz, J., Suazo-Ortuño, I. & Wilson, L. D. 2016. *Ficimia publia* (Squamata: Colubridae): primer registro para la herpetofauna de Michoacán, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 31: 123-125.



LA SERPIENTE OJOS DE GATO ANILLADA *LEPTODEIRA ANNULATA* (COLUBRIDAE: DIPSADINAE) CAZADOR Y PRESA: UNA REVISIÓN DE SU DIETA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO AMAZONAS

THE RINGED CAT-EYE SNAKE *LEPTODEIRA ANNULATA* (COLUBRIDAE: DIPSADINAE) AS HUNTER AND PREY: A REVIEW OF ITS DIET IN THE UPPER AMAZON RIVER BASIN

MANUEL R. DUEÑAS^{1,2*} & LESLY BÁEZ E.³

¹Universidad Estatal Amazónica, Facultad Ciencias de la Vida, sede Sucumbíos, vía Aguarico tras Batallón 53 Rayo, Sucumbíos, Ecuador

²Instituto Nacional de Biodiversidad, Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, División de Herpetología. Quito, Ecuador. <https://orcid.org/0000-0002-0354-8683>

³Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Quito, Ecuador. <https://orcid.org/0000-0002-2563-4830>

*Correspondence: duenastmanuel@hotmail.com

Received: 2022-01-18. Accepted: 2022-03-28. Published: 2023-05-19.

Editor: Juan Manuel Guayasamin, Ecuador.

Abstract.— We report new toad and frog prey from the Bufonidae and Hylidae families in the diet of the ringed cat-eye snake *Leptodeira annulata* from the Ecuadorian Amazon. Likewise, we show *L. annulata* as prey for two species of mammals (one terrestrial and one arboreal). Our observations include records from localities where no cases of predation had previously been reported. Finally, we present a literature review of the diet of *L. annulata* in the upper Amazon River basin.

Keywords.— Amazon, Bufonidae, Colubridae, diet, mammals, *Nasua nasua*, *Leptodeira annulata*, *Saimiri cassiquiarensis*, toads.

Resumen.— Reportamos nuevas presas de sapos y ranas de las familias Bufonidae e Hylidae en la dieta de la serpiente ojos de gato anillada *Leptodeira annulata* en la Amazonía ecuatoriana. Asimismo, mostramos a *L. annulata* como presa de dos especies de mamíferos (uno terrestre y uno arbóreo). Nuestras observaciones incluyen registros de localidades donde anteriormente no se habían reportado casos de depredación. Finalmente, presentamos una revisión bibliográfica de la dieta de *L. annulata* en la cuenca alta del río Amazonas.

Palabras clave.— Amazonía, Bufonidae, Colubridae, dieta, mamíferos, *Nasua nasua*, *Leptodeira annulata*, *Saimiri cassiquiarensis*, sapos.

INTRODUCCIÓN

La serpiente ojos de gato anillada *Leptodeira annulata* (Linnaeus, 1758) es una especie mediana de colúbrido que alcanza una longitud total de 907 mm en machos y 1038 mm en hembras (Duellman, 1978; Vitt, 1996; Savage, 2002; Ávila & Morais 2007). Es una especie nocturna con marcados hábitos terrestres y

arbóricolas, aunque también puede estar cerca a cuerpos de agua; presenta mayor actividad durante la época reproductiva de los anuros (Duellman, 1978; Vitt, 1996; Martins & Oliveira 1998; Savage, 2002; Ávila & Morais 2007; Marques et al., 2015). Tiene amplia distribución y está presente en Norte, Centro y

Sudamérica (Savage, 2002; Torres-Carvajal et al., 2022). En Sudamérica se encuentra en Venezuela, Colombia, Brasil, Guyana Francesa, Ecuador, Perú, Bolivia, Paraguay y Argentina (Dunn, 1936; Hudson et al., 2019; Torres-Carvajal et al., 2022; Uetz et al., 2021, IUCN, 2022). En Ecuador ocurre hacia el este de la Cordillera de los Andes en los ecosistemas amazónicos (Torres-Carvajal et al., 2022).

Esta especie es presa de varios grupos de vertebrados como anfibios, mamíferos y aves (Sheffield & Thomas, 1997; Álvarez-Romero et al., 2008; Jancowski & Orchard, 2013; Falótico et al., 2017), pero en mayor medida se las considera como cazadores potenciales. *Leptodeira annulata* es una especie generalista con una dieta bien documentada basada principalmente en anuros, lagartijas, serpientes, peces y aves (Beebe, 1946; Duellman, 1958; Turner, 1958; Petzold, 1969; Kluge, 1981; McDiarmid & Foster 1981; Ryan, 1985; Almendáriz, 1987; Vitt, 1996; Martins & Oliveira 1998; Ramírez et al., 1998; Mora, 1999; Vargas & Bolaños, 1999; Leenders & Watkins-Colwell, 2004; Ávila & Morais 2007; Carvalho et al., 2007; Crawford, 2007; Hagman & Schulte 2007; Lamar, 2007; Lamonica, 2007; Vrcibradic et al., 2007; Cantor & Pizzato 2008; França et al., 2008; Bernarde & Abe, 2010; Silva & Silva, 2010; Campos et al., 2011; Falkenberg et al., 2013; Mesquita et al., 2013; Nascimento et al., 2013; Sales et al., 2013; Thomassen et al., 2013; Borges et al., 2014; Santos-Silva et al., 2014; Cortez, 2015; Neta et al., 2015; Graham & Kelehear, 2017; Rodrigues et al., 2017; Ferraz et al., 2018; Santos et al., 2018; Arrivillaga et al., 2019; Chávez et al., 2019; Hudson et al., 2019; Tavares-Pinheiro et al., 2019; Costa & de Andrade, 2020; Núñez Escalante et al., 2021). La mayoría de los registros de depredación documentados de esta especie provienen de Brasil, al este de la Amazonía sudamericana. Sin embargo, existe poca información acerca de la dieta de poblaciones de *L. annulata* al noroccidente de la Amazonía. En este sentido, el objetivo de esta nota es reportar a nuevos depredadores y nuevas presas de *L. annulata*, así como la revisión de la dieta de la especie en la cuenca alta del Río Amazonas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las observaciones de depredación de *Leptodeira annulata* se realizaron oportunísticamente en el Parque Nacional Yasuní, en la Estación de Biodiversidad Tiputini (EBT en adelante) por Diego F. Cisneros-Heredia en los meses de diciembre de 1998 y junio de 2015. Una observación adicional se realizó en la localidad de Tivacuno C por Andrea Vallejo en noviembre de 2015. Los registros en la EBT se obtuvieron mediante observación directa; mientras que el registro de Tivacuno C fue el único con respaldo fotográfico. Las observaciones en la EBT fueron rápidas

y casuales; en Tivacuno C duró aproximadamente 25 minutos. Por otra parte, los registros de *L. annulata* como presa fueron obtenidos de manera visual por Diego F. Cisneros-Heredia en los meses de mayo de 2001 en la EBT y en julio de 2000 en el sector de Cuyabeno.

Las coordenadas geográficas fueron tomadas mediante un GPS (Garmin GPS MAP64s), que posteriormente fueron transformadas a grados decimales en el software ArcMap (versión 7.3.2). Los especímenes fueron identificados con base en la comparación de las fotografías existentes en el portal en línea FaunaWebEcuador de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (www.bioweb.bio) y con la guía de campo de reptiles de Valencia et al. (2008). Los datos del comportamiento del depredador y presa fueron anotados en una libreta de campo. Finalmente, se recopiló registros de la dieta de *L. annulata* en la cuenca alta del río Amazonas proveniente de revisiones bibliográficas y registros fotográficos facilitados por diferentes investigadores.

RESULTADOS

Se recopiló un total de 23 registros de depredación y dos registros de captura sobre *L. annulata* en la cuenca alta del río Amazonas (Tabla 1), los cuales corresponden a ocho localidades de tres países (Ecuador, Perú y Venezuela). De estos registros, 19 fueron obtenidos de literatura (i.e., Beebe, 1946; Duellman, 1978; Almendáriz et al., 1987; Duellman, 2005; Hangman & Schulte, 2007; Lamar, 2007; Nascimento et al., 2013; Arrivillaga et al., 2019). Adicional a ello, se presentan dos nuevos registros de depredación que fueron obtenidos de información proporcionada por diferentes investigadores. Además, se presentan registros en nuevas localidades sobre eventos depredatorios en especies ya conocidas en la dieta de *L. annulata*. Finalmente, mostramos dos casos de captura de mamíferos sobre *L. annulata*.

El 28 de diciembre de 1998 a las 20:30 h en Parque Nacional Yasuní, sector EBT, cantón Aguarico, provincia de Orellana, Diego F. Cisneros-Heredia observó un individuo adulto de *Leptodeira annulata* cazando renacuajos de la rana lanceolada común *Boana lanciformis* y un individuo adulto de la rana de lluvia listada *Scinax ruber*. Años más tarde, en junio de 2015 alrededor de las 22:00 h el investigador mencionado observó la depredación de *L. annulata* sobre renacuajos del sapo *Rhinella marina*. Estos eventos tuvieron lugar en charcos temporales formados por la acumulación de agua de la lluvia y cercanos al Río Tiputini (-0.616667°; -76.166667°, 250 m s.n.m.).

Table 1. Historical and new predation records of the ringed cat-eye snake *Leptodeira annulata* (Linnaeus, 1758) in the upper Amazon River basin (*Historical records; †Photographic record of the species).

Tabla 1. Registros históricos y nuevos de depredación de la serpiente ojos de gato anillada *Leptodeira annulata* (Linnaeus, 1758) en la cuenca alta del río Amazonas (*Registros históricos; †Registro fotográfico de la especie)

N°	Ítem	Localidad	País	Autor
Anfibios como presas de <i>Leptodeira annulata</i>				
Bufonidae				
1	<i>Rhaebo guttatus</i>	Parque Nacional Yasuní	Ecuador	Presente estudio†
2	<i>Rhinella marina</i>	Parque Nacional Yasuní	Ecuador	Presente estudio
Hylidae				
3	<i>Boana lanciformis</i>	Cusco	Perú	Duellman, 2005*
4	<i>Boana lanciformis</i>	Santa Cecilia	Ecuador	Duellman, 1978*
5	<i>Boana lanciformis</i>	Parque Nacional Yasuní	Ecuador	Presente estudio
6	<i>Cruziohyla craspedopus</i>	Amazonía peruana	Perú	Lamar, 2007*
7	<i>Dendropsophus bokermanni</i>	Santa Cecilia	Ecuador	Duellman, 1978*
8	<i>Dendropsophus bokermanni</i>	Cusco	Perú	Duellman, 2005*
9	<i>Dendropsophus marmoratus</i>	Santa Cecilia	Ecuador	Duellman, 1978*
10	<i>Dendropsophus marmoratus</i>	Cusco	Perú	Duellman, 2005*
11	<i>Dendropsophus parviceps</i>	Santa Cecilia	Ecuador	Duellman, 1978*
12	<i>Dendropsophus parviceps</i>	Cusco	Perú	Duellman, 2005*
13	<i>Osteocephalus taurinus</i>	Tarapoto	Perú	Hangman & Schulte, 2007*
14	<i>Phyllomedusa (huevos)</i>	Cusco	Perú	Duellman, 2005*
15	<i>Phyllomedusa vaillanti</i>	Parque Nacional Yasuní	Ecuador	Nascimiento et al., 2013*
16	<i>Phyllomedusa tomopterna</i>	Reserva Nacional Tambopata	Perú	Nascimiento et al., 2013*
17	<i>Scinax ruber</i>	Desconocido	Venezuela	Beebe, 1946*
18	<i>Scinax ruber</i>	Parque Nacional Yasuní	Ecuador	Presente estudio
Leptodactylidae				
19	<i>Leptodactylus rhodonotus</i>	Madre de Dios	Perú	Arrivillaga et al., 2019*
Strabomantidae				
20	<i>Pristimantis altamazonicus</i>	Santa Cecilia	Ecuador	Duellman, 1978*
21	<i>Pristimantis brevicrus</i>	Cusco	Perú	Duellman, 2005*
Sauria				
22	No identificada	Desconocido	Venezuela	Beebe, 1946*
Aves				
23	Tyrannidae	Pastaza	Ecuador	Almendáriz, 1987*
Depredadores de <i>Leptodeira annulata</i>				
Procyonidae				
24	<i>Nasua nasua</i>	Parque Nacional Yasuní	Ecuador	Presente estudio
Cebidae				
25	<i>Saimiri cassiquiarensis</i>	Tarapoa	Ecuador	Presente estudio



Figure 1. A) Captured *Rhaebo guttatus* (detail of body size), B) Expulsion of *R. guttatus* venom from the parotoid glands, C) Attempted escape of *R. guttatus* and holding by *L. annulata*.

Figura 1. A) *Rhaebo guttatus* capturado (detalle del tamaño corporal), B) Expulsión de veneno de *R. guttatus* desde las glándulas parotoideas, C) Intento de escape de *R. guttatus* y sujeción de *L. annulata*.

Nuevas observaciones de depredación de *Leptodeira annulata*

El 19 de noviembre de 2015 a las 20:38 h, en el Parque Nacional Yasuní, sector Tivacuno C (-76.424572°; -0.696064°, 230 m s.n.m.), cantón Aguarico, provincia de Orellana, Andrea Vallejo observó y fotografió un individuo adulto de *Leptodeira annulata* con una longitud total aproximada de 1,000 mm cazando un individuo juvenil del Sapo Gigante de Cuyabeno *Rhaebo guttatus* de aproximadamente 50 mm en su longitud rostro cloacal. En el evento que fue documentado por aproximadamente 40 minutos se evidenció a nivel del suelo la sujeción de la serpiente en la zona

dorsal posterior del anuro (Fig. 1A). En respuesta, el sapo ofreció resistencia saltando para intentar liberarse (Fig. 1B).

Además, al momento del encuentro, se evidenció que el sapo había expulsado una sustancia lechosa amarillenta desde sus glándulas parotoideas (Fig. 1C). A pesar de esto, la serpiente no soltó al sapo y se evidenció como la presa perdía fuerza, abría la boca y cerraba sus ojos hasta que murió. Una vez presenciada la muerte del anuro, la investigadora se retiró del sitio y no presencié la ingesta de la presa.

Registros históricos

Beebe (1946) registró un *Scinax ruber* (Anura: Hylidae) y un sauro sin identificación en los análisis estomacales de *Leptodeira annulata* en Venezuela. Por otra parte, en Ecuador, Duellman (1978) reportó como presas de *L. annulata* a las especies *Boana lanciformis*, *Dendropsophus bokermanni*, *D. marmoratus*, *D. parviceps*, *Phyllomedusa vaillanti* (Anura: Hylidae). En otro estudio en Ecuador, Almendáriz (1987), reportó como presa de *L. annulata* (EPN 498) un polluelo no identificado de la familia Tyrannidae. Investigaciones en Perú como la de Duellman (2005), Hangman & Schulte (2007), Lamar (2007) y Arrivillaga et al. (2019), determinaron como presas de *L. annulata* a las especies *Boana lanciformis*, *Cruziohyla craspedopus*, *Dendropsophus bokermanni*, *D. marmoratus*, *D. parviceps*, *Osteocephalus taurinus*, *Phyllomedusa tomopterna* (Anura: Hylidae); *Leptodactylus rhodonotus* (Anura: Leptodactylidae); y *Pristimantis brevircus* (Anura: Strabomantidae). Finalmente, Nascimento et al. (2013) reportaron la depredación de *L. annulata* sobre *Phyllomedusa vaillanti* (Anura: Hylidae) en el Parque Nacional Yasuní en Ecuador.

Depredadores de *Leptodeira annulata*

El 21 de julio de 2000 en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, a 3,3 km de la carretera Lago Agrio-Tarapoa-Puerto El Carmen (0.083889°; -76.215000°, 290 m s.n.m.), parroquia Tarapoa, catón Cuyabeno, provincia de Sucumbíos, Diego F. Cisneros-Heredia observó un coati sudamericano *Nasua nasua* llevar en su hocico una serpiente *Leptodeira annulata* muerta. En otro encuentro, el mismo investigador observó un mono ardilla de Humboldt *Saimiri cassiquiarensis* acercarse a una bromelia, sacar y llevarse una *L. annulata* viva. Este evento fue registrado el 22 de mayo de 2001 en el Parque Nacional Yasuní, sector EBT, cantón Aguarico, provincia de Orellana (-0.616667°; -76.166667°, 250 m s.n.m.). Lamentablemente, ninguno de estos registros pudo ser fotografiado (Diego F. Cisneros-Heredia *in litt* 2022).

DISCUSIÓN

La serpiente ojos de gato anillada *Leptodeira annulata* (Linnaeus, 1758) es una especie generalista que habita en varios ecosistemas incluyendo aquellos intervenidos (Duellman, 1978; Martins & Oliveira 1998; Savage, 2002). Esto ha permitido el éxito en su colonización debido, en gran medida, al acceso a un sin número de presas entre varios grupos de vertebrados siendo los anfibios los más comunes (e.g., Duellman, 1958; Petzold, 1969; McDiarmid & Foster 1981; Almendáriz, 1987; Martins & Oliveira 1998; Leenders & Watkins-Colwell, 2004; Crawford, 2007;

Cantor & Pizzato 2008; Nascimento et al., 2013; Cortez, 2015; Santos et al., 2018; Costa & de Andrade, 2020; Núñez Escalante et al., 2021). Investigaciones previas en otros países mencionan a sapos bufónidos en la dieta de *L. annulata* (Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, 2013; Arias et al., 2015). Nuestros registros de depredación sobre *Rhaebo guttatus* y *Rhinella marina* amplían la lista de presas de la familia Bufonidae. Estos nuevos registros corroborarían lo sugerido por Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, (2013) acerca de la alta probabilidad que tiene el género *Leptodeira* para consumir presas tóxicas.

Por otra parte, los sapos muestran características defensivas que van desde inflar sus cuerpos hasta expulsar sustancias cutáneas tóxicas que son producidas por las glándulas parotoideas (Hayes, 1989; Denton & Beebe, 1991; Duellman & Trueb, 1994; Toledo & Jared, 1995; Tyler et al., 2001; Jared et al., 2009). En la depredación de *R. guttatus* se evidenció la expulsión de esta sustancia que finalmente no detuvo a la serpiente y terminó matando a su presa. A pesar de no haber evidenciado la ingesta de la presa, creemos que esta fue consumida ya que la serpiente no mostró señales de liberación cuando aún estaba viva. Nuestro registro concuerda con un caso similar documentado en Costa Rica acerca de la depredación entre dos especies de los mismos géneros (Arias et al., 2015). Esto sugeriría una posible inmunidad del género *Leptodeira* ante las toxinas de los bufónidos, difiriendo así con lo documentado en otros casos acerca de la letalidad de las toxinas en las serpientes y otros depredadores (Licht & Low, 1968; Phillips et al., 2003).

Estudios previos de depredación en otra especie de *Leptodeira* sobre sapos *Rhaebo* y *Rhinella* manifiestan un tiempo total de ingesta de las presas de 118 y 113 minutos (Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, 2013; Arias et al., 2015). Nuestro evento no fue documentado hasta el engullimiento de la presa; sin embargo, consta de aproximadamente 40 minutos (sin contar el tiempo desde la captura) desde la observación de la investigadora hasta la muerte del sapo. Esto nos hace presumir un posible tiempo de captura e ingesta similar a los reportados por Arias et al. (2015) y Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, (2013). En contraste, existen datos de *L. septentrionalis* depredando ranas no venenosas (Hylidae) de similar tamaño a las señaladas en un tiempo no mayor a cinco minutos (Arias et al., 2015). Todo lo señalado, estaría acorde a lo presentado por Llewellyn et al. (2009), donde manifiestan que el consumo de presas tóxicas, entre otras cosas, requiere un mayor tiempo de caza e ingesta.

Adicionalmente, presentamos a las ranas arborícolas de la familia Hylidae *Boana lanciformis* y *Scinax ruber* como presas de *L. annulata* concordando así con lo expuesto por Duellman (1978)

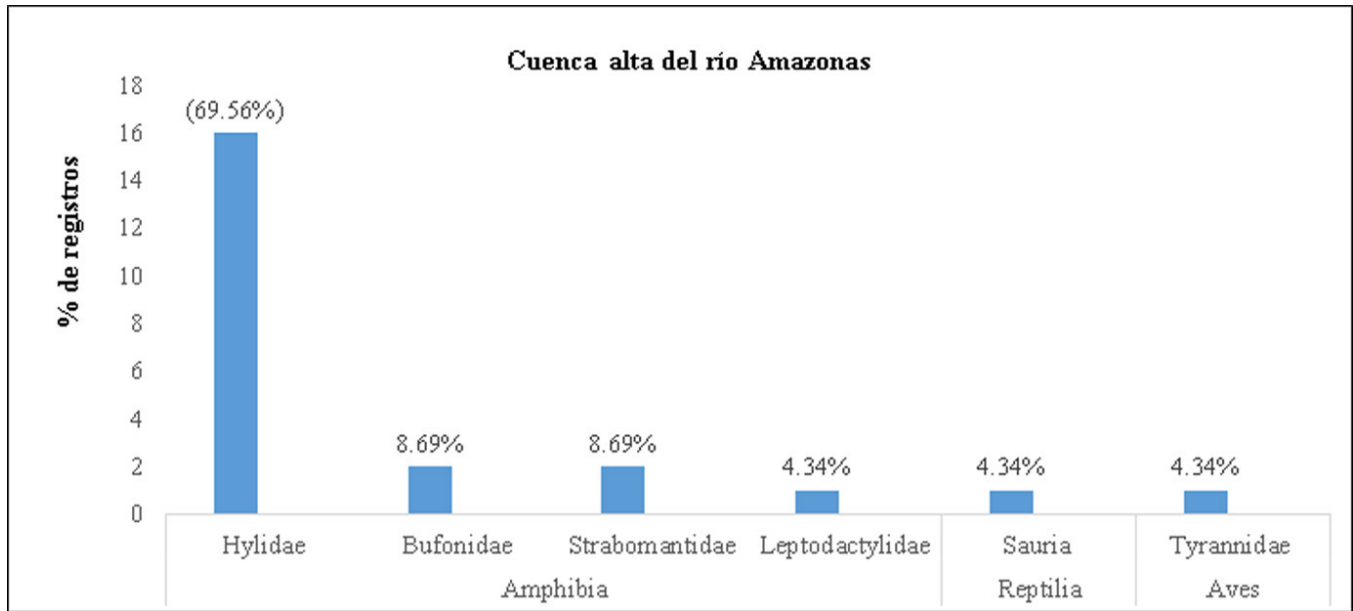


Figure 2. Percentage of prey hunted by family in the upper Amazon river basin.

Figura 2. Porcentaje de presas cazadas por familia en la cuenca alta del río Amazonas.

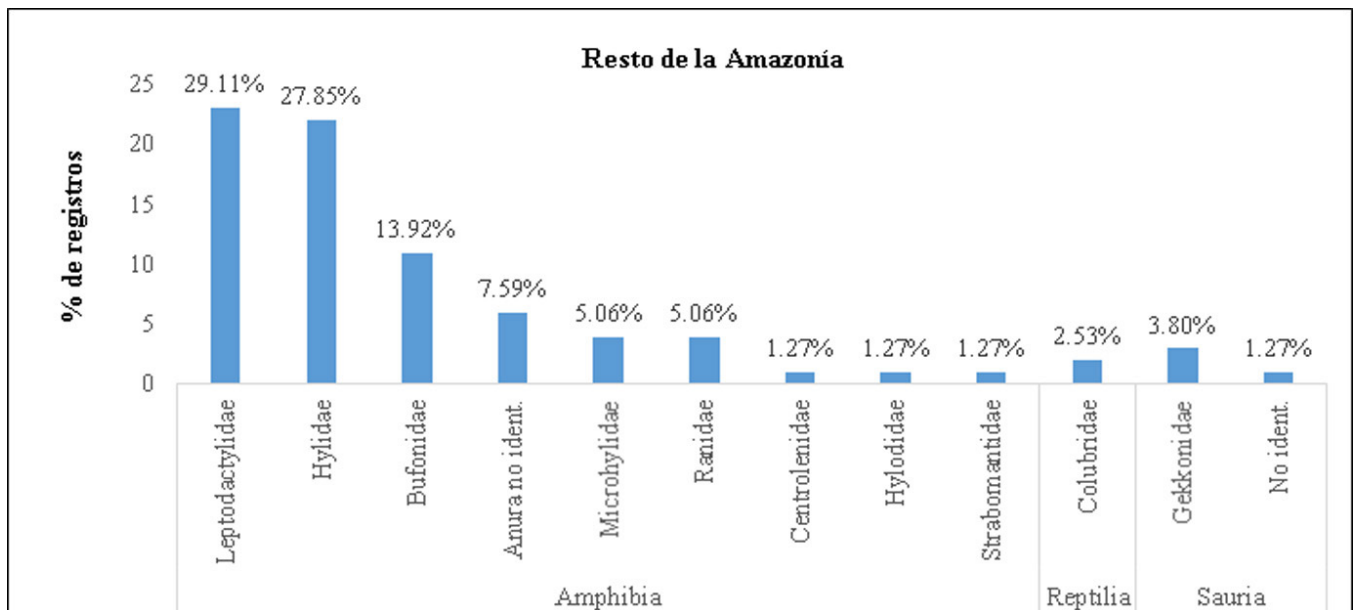


Figure 3. Percentage of prey hunted by family in the rest of the Amazon.

Figura 3. Porcentaje de presas cazadas por familia en el resto de la Amazonía.

en la localidad de Santa Cecilia, Napo, Ecuador y Beebe (1946) en Venezuela respectivamente. A pesar de ello, nuestro estudio expande los datos de depredación de *L. annulata* sobre estas especies ya que presentamos el primer reporte del consumo de renacuajos de *B. lanciformis* en una nueva localidad (EBT, Orellana, Ecuador) y al mismo tiempo mostramos el primer registro de depredación de *S. ruber* en Ecuador. Este último dato es importante debido a que el reporte de *S. ruber* en la dieta de *L. annulata* data de hace más de 70 años en Venezuela (Beebe, 1946).

Investigaciones en Ecuador se han enfocado en la revisión bibliográfica de la dieta de *Leptodeira* en Sudamérica, además de análisis estomacales del género (Espinoza-Regalado, 2021). El estudio citado reportó a varias especies de bufónidos en la dieta de la serpiente, pero no identificó a ninguna de las dos especies (*Rhaebo guttatus* y *Rhinella marina*) de bufónidos aquí reportadas. Si consideramos la amplia lista de especies que son presas de *L. annulata* es muy llamativo que no existan reportes previos de la depredación sobre las especies reportadas en esta nota. Sobre todo, teniendo en cuenta su amplia distribución en Sudamérica y a la superposición que tienen en el entorno natural (Cisneros-Heredia, 2006; Mueses-Cisneros et al., 2012; Acevedo et al., 2016; Hudson et al., 2019; Frost, 2021; Uetz et al., 2021; Torres-Carvajal et al., 2022). Este hecho señala la importancia de continuar con el estudio sobre los aspectos ecológicos y de historia natural de las especies.

Los organismos depredadores de serpientes están en casi todos los grupos de vertebrados (Sheffield & Thomas, 1997; Álvarez-Romero et al., 2008; Jancowski & Orchard, 2013; Falótico et al., 2017). Nuestro registro de una *L. annulata* muerta siendo llevada en el hocico de un *Nasua nasua* concordaría con lo señalado acerca del consumo de presas vertebradas no publicadas en la especie (Kaufmann, 1962; Russell, 1982; Schaller, 1983; Bisbal, 1986; Gompper, 1996; Beisiegel, 2001; Alves-Costa et al., 2004). Por otra parte, la captura de una *L. annulata* por un *Saimiri cassiquiarensis* significaría el primer registro de la especie cazando y probablemente consumiendo vertebrados; sobre todo teniendo en cuenta que su dieta está basada en insectos y frutos (Pozo & Youtatos, 2005; Vallejo & Boada, 2021). Este dato es llamativo debido a que se sabe de varios primates que cazan y comen frecuentemente vertebrados (Butynski, 1982), aunque casi nunca comen serpientes debido al potencial riesgo de muerte involucrado (Falótico et al., 2017).

Los primates han desarrollado la capacidad de identificar y alejarse de serpientes venenosas, así como aprovecharse y capturar serpientes no venenosas para su consumo (Falótico et al., 2017). Adicionalmente, los meso mamíferos permanecen

en grupos grandes y tienden a huir ante la presencia humana (Crespo, 1982; Schaller, 1983; Ulloa, 1988; Aquino et al., 2014; Emmons & Helgen, 2016); posiblemente esta sea la causa por la cual no se ha logrado identificar a las presas vertebradas de este grupo de animales.

CONCLUSIONES

En Ecuador, observaciones y datos de campo de distintos investigadores permitieron identificar dos nuevas especies de sapos de la familia Bufonidae (*Rhaebo guttatus* y *Rhinella marina*) en la dieta de *Leptodeira annulata*. Observaciones adicionales determinaron dos registros novedosos en la dieta de la serpiente: 1) el primer registro de depredación de renacuajos de *Boana lanciformis* y 2) el primer registro de depredación de *Scinax ruber* en el país.

La revisión bibliográfica e información de varios investigadores permitió generar una lista con un total de 25 registros de depredación (cazando o cazada) de *L. annulata* en la cuenca alta del río Amazonas y 81 registros de depredación de la especie sobre otros grupos taxonómicos en el resto de la Amazonía.

Del total de registros de la cuenca alta del río Amazonas, 23 fueron de depredación de *L. annulata* sobre otras especies. De estos, 21 registros (91.30%) fueron sobre especies del orden Anura (ranas y sapos). La familia Hylidae con 16 registros pertenecientes a 10 especies (69.56%) se constituyó como la más alta en cuanto a preferencias alimenticias de *L. annulata*. En contraste, dos registros (4.34 c/u) adicionales de la literatura mencionaron dentro de la dieta de la serpiente a un saurio no identificado y un ave de la familia Tyrannidae (Fig. 2). Por otra parte, en el resto de la Amazonía, la literatura menciona a 81 registros de depredación de *L. annulata* sobre otras especies de vertebrados. Es así que 73 registros (90.12%) fueron sobre especies del orden Anura (ranas y sapos). La familia Leptodactylidae con 23 registros (29.11%) fue la de mayor preferencia de caza de la especie. La siguen las familias Hylidae con 22 registros (27.85%) y Bufonidae con 11 registros (13.92%) (Fig. 3).

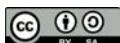
Por otra parte, se conoce del potencial que tienen los grupos de vertebrados para cazar y alimentarse de varias presas. En este contexto, presentamos a dos especies de mamíferos (*Nasua nasua* y *Saimiri cassiquiarensis*) que fueron observadas cazando o transportando a individuos de *L. annulata*. Estos eventos nos hacen presumir del consumo de *L. annulata* por las especies mencionadas y probablemente por más mamíferos.

Finalmente, enfatizamos la importancia sobre la investigación científica en temas ecológicos de las especies. Esto es vital para identificar la interacción entre los organismos y como se desenvuelven en su hábitat natural.

Agradecimientos.- Agradecemos a Andrea Vallejo y Diego F. Cisneros-Heredia por compartirnos la información que generó esta nota científica. A Juan C. Sánchez-Nivicela por la revisión del documento y sus acertados comentarios que permitieron mejorar el manuscrito. A los revisores anónimos que contribuyeron al mejoramiento de este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Acevedo, A.A., M. Lampo, M., & R. Cipriani. 2016. The cane or marine toad, *Rhinella marina* (Anura, Bufonidae): two genetically and morphologically distinct species. *Zootaxa* 4103:574-586.
- Almendáriz, A. 1987. Contribución al conocimiento de la herpetofauna centrorienta ecuatoriana. *Politécnica*. 12:77-133.
- Álvarez-Romero, J.G., R.A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva & O. Sánchez. 2008. Animales Exóticos en México: una Amenaza para la Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F., 518 pp.
- Alves-Costa, C.P., G.A.B., da Fonseca & C. Christóforo. 2004. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 85:478-482.
- Aquino, R., L. López, G. García & E.W. Heymann. 2014. Diversity, abundance and habitats of the primates in the Río Curaray Basin, Peruvian Amazonia. *Primate Conservation* 28:1-8.
- Arias, E., G. Chaves, A. García-Rodríguez & M.J. Ryan. 2015. Predation of *Rhaebo haematiticus* (Anura: Bufonidae) by *Leptodeira septentrionalis* (Serpentes: Dipsadidae) in Costa Rica. *Miscellaneous Notes* 2:563-566.
- Arrivillaga, C., J. Oakley & M. Huang. 2019. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-Eyed Snake). Diet. *Herpetological Review* 50:802-803.
- Ávila, R.W. & D. Morais. 2007. Notes on the ecology of the colubrid snake *Leptodeira annulata* in the Pantanal, Brazil. *Herpetological Review* 38:278-280.
- Beebe, W. 1946. Field notes on the snakes of Kartabo, British Guiana, and Caripito, Venezuela. *Zoologica* 31:11-52.
- Beisiegel, B. 2001. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic forest area. *Brazilian Journal of Biology* 61:689-692.
- Bernarde, P.S. & A.S. Abe. 2010. Hábitos alimentares de serpentes em Espigão do Oeste, Rondônia, Brasil. *Biota Neotropical* 10:167-173.
- Bisbal, F.J. 1986. Food habits of some Neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia* 50:329-340.
- Borges, J.S., D.L. Santos & F. Nomura. 2014. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Diet. *Herpetological Review* 45:145.
- Butynski, T.M. 1982. Vertebrate predation by primates: a review of hunting patterns and prey. *Journal of Human Evolution* 11:421-430.
- Campos, V. M. dos Santos, & C. Strüssmann. 2011. *Osteocephalus taurinus* (Manaus Slender-legged Treefrog). Predation. *Herpetological Review* 42:412.
- Cantor, M. & L. Pizzatto. 2008. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-Eyed Snake). Diet. *Herpetological Review* 39:470-471.
- Carvalho, V.T., L. Bonora & R.C. Vogt. 2007. *Leptodeira annulata* (banded cat-eyed snake). Diet. *Herpetological Review* 38:89.
- Cisneros-Heredia, D.F. 2006. Herpetofauna de la Estación de Biodiversidad Tiputini, Amazonía Ecuatoriana. In: De la Torre, S. & Reck, G. (eds). *Ecología y Ambiente en el Ecuador: Memorias del I Congreso de Ecología y Ambiente*, Ecuador país megadiverso. CD. Quito. Universidad San Francisco de Quito.
- Cortez, M. 2015. Alimentación y nutrición de reptiles en cautiverio. *Bioma* 30:33-37.
- Costa, W., F. de Andrade. 2020. Predation behaviour of *Leptodeira annulata* Linnaeus, 1758 (Serpentes: Dipsadidae) on *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (Anura, Leptodactylidae). *Herpetology Notes* 13:457-459.
- Crawford, A.J. 2007. *Chiasmocleis panamensis* (Panama humming frog). Predation. *Herpetological Review* 38:181.



- Crespo, J. 1982. Ecología de la comunidad de mamíferos del Parque nacional Iguazu, Misiones. Revista Museo. Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" Ecological Series 3:45-161.
- Da Silva, F. & M. da Silva. 2010. Predação de *Scinax ruber* (Anura, Hylidae) por *Leptodeira annulata* (Colubridae), em Floresta ciliar no Município de Urupá, Rondônia. Ciência & Consciência 1.
- Denton, J. & T.J.C. Beebe. 1991. Palatability of anuran eggs and embryos. Amphibia-Reptilia 12:111-114.
- Dos Santos, W., M. Dubeux & N. Rodrigues Da Silva. 2018. *Pristimantis ramagii* (Leaf-litter Frog). Predation. Herpetological Review 49:99-100.
- Duellman, W.E. 1958. A monographic study of the colubrid snake genus *Leptodeira*. Bulletin Am Museum Natural History 4:114-152.
- Duellman, W.E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. Miscellaneous Publications of the University of Kansas 65:1-352.
- Duellman, W.E. & L. Trueb. 1994. Biology of Amphibians. Baltimore, The Johns Hopkins University Press.
- Duellman, W.E. 2005. Cusco Amazónico: The Lives of Amphibians and Reptiles in an Amazonian Rainforest. 456 Pp.
- Dunn, E.R. 1936. Notes on North American *Leptodeira*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 22:689-698.
- Emmons, L. & K. Helgen. 2016. *Nasua nasua*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41684A45216227.
- Espinoza-Regalado, A. 2021. Dieta de *Leptodeira* (Colubridae: Serpentes) (Fitzinger 1843) en Ecuador y notas ecológicas de una población de *L. septentrionalis larcorum* (Kennicott 1859) en Zapotillo-Loja, Ecuador.
- Falkenberg, L., A. Protázio, R., R. Albuquerque & D. Mesquita. 2013. Predation of *Phyllomedusa nordestina* (Anura: Hylidae) by *Leptodeira annulata* (Serpente: Dipsadidae) in a temporary pond. Herpetology Notes 6:97-98.
- Falótico, T., M.P., Verderane, O. Mendonça-Furtado, N. Spagnoletti, E.B. Ottoni, E. Visalberghi & P. Izar. 2017. Food or threat? Wild capuchin monkeys (*Sapajus libidinosus*) as both predators and prey of snakes. Primates. 59:99-106.
- Ferraz, D., W. Ramalho & M. Sousa-Andrade. 2018. *Rhinella mirandaribeiroi*. Predation. Herpetological Review 49:520.
- França, F., D. Mesquita, C. Nogueira & A. Araújo. 2008. Phylogeny and ecology determine morphological structure in a snake assemblage in the Central Brazilian Cerrado. Copeia 2008:23-38.
- Frost, D.R. 2021. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6. (23-06-2022). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Gompper, M. 1996. Sociality and asociality in white-nosed coatis (*Nasua narica*): foraging costs and benefits. Behavioral Ecology 7:254-263.
- Graham, S. & C. Kelehear. 2017. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Diet. Herpetological Review 48:675-676.
- Hagman, M. & R. Schulte. 2007. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Prey. Herpetological Review 38:90.
- Hayes, F.E. 1989. Antipredator behavior of recently metamorphosed toads (*Bufo a. americanus*) during encounter with garter snakes (*Thamnophis s. sirtalis*). Copeia 1989:011-015.
- Hudson, A.A., N.R. Honório, & B.M., Sousa. 2019. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Diet and reproduction. Herpetological Review 50: 160-161.
- IUCN 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>
- Jared, C., M.M. Antoniazzi, A.E.C. Jordão, J.R.M.C. Silva, H. Greven, & M.T. Rodrigues. 2009. Parotoid macroglands in toad (*Rhinella jimi*): their structure and functioning in passive defence. Toxicon 54:197-207.
- Kaufmann, J.H. 1962. Ecology and the social behavior of the coati, *Nasua narica*, on Barro Colorado Island, Panamá. University of California. Publication in Zoology 60:95-222.
- Kluge, A.G. 1981. The life history, social organization, and parental behavior of *Hyla rosenbergi* Boulenger, a nest building gladiator



- frog. Miscellaneous Publication, Museum of Zoology, University of Michigan 160:1-170.
- Lamar, W.W. 2007. About our cover: *Cruziohyla craspedopus*. Herpetological Review 38:1.
- Lamônica, R. 2007. Comunidades insulares de serpentes da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Tesis de Maestría en Conservación de grupos silvestres. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
- Leenders, T. & G. Watkins-Colwell. 2004. Notes on a collection of amphibians and reptiles from El Salvador. Postilla 231:31.
- Licht, L.E. & B. Low. 1968. Cardiac response of snakes after ingestion of toad parotoid venom. Copeia 1968:547-551.
- Linnaeus, C. 1758. Systema Naturae Per Regna Tria Naturae, Secundum Classes, Ordines, Genera, Species, Cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis. Tomus I. Editio decima, reformata. Laurentii Salvii, Holmiae, 824 pp.
- Llewellyn, J.S., B.L. Phillips & R. Shine. 2009. Sublethal costs associated with the consumption of toxic prey by snakes. Austral Ecology 34:179-184.
- Martins, M. & M.E. Oliveira. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. Herpetological Natural History 6:78-150.
- McDiarmid, R.W. & M.S. Foster. 1981. Breeding habits of the toad *Bufo coccifer* in Costa Rica, with a description of the tadpole. The Southwestern Naturalist 26:353-363.
- Mesquita, P., D. Passos, D. Borges-Nojosa. & S. Cechin. 2013. Ecologia e história natural das serpentes de uma área de Caatinga no nordeste brasileiro. Papeis Avulsos Zoologia 53:99-113.
- Mora, J.M. 1999. *Leptodeira annulata* (culebra desteñida, banded cat-eyed snake). Diet. Herpetological Review 30:102.
- Mueses Cisneros, J.J., D.F. Cisneros-Heredia. & R.W. McDiarmid. 2012. A new Amazonian species of *Rhaebo* (Anura: Bufonidae) with comments on *Rhaebo glaberrimus* (Günther, 1869) and *Rhaebo guttatus* (Schneider, 1799). Zootaxa 3447:22-40.
- Nascimento, B., M. Mejia, M. Ellis. & F. Maffei. 2013. *Phyllomedusa* spp. (Anura, Hylidae): predation by *Leptodeira annulata* (Serpentes, Dipsadidae). Herpetologia Brasileira 2:20-23.
- Neta, D., M. da Silva. & R. Ávila. 2015. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). DIET. Herpetological Review. 46:452.
- Núñez Escalante, R., C. Alvarado Acuña. & A. Alvarado Acuña. 2021. Second report of ophiophagy in a Cat-eyed Snake (*Leptodeira* sp.) in Costa Rica. Reptiles & Amphibians 28:102-103.
- Petzoldh, G. 1969. Observations on the reproductive biology of the American ringed snake *Leptodeira annulata* at East Berlin Zoo. International Zoo Yearbook 9:54-56.
- Phillips, B., G.P. Brown. & R. Shine. 2003. Assessing the potential impact of Cane Toads (*Bufo marinus*) on Australian snakes. Conservation Biology 17:1,738-1,747.
- Ramirez, J.R., R.C. Vogt. & J.L.V. BenitezJ. 1998. Population biology of a neotropical frog (*Rana vaillanti*). Journal of Herpetology 32:338-344.
- Rodrigues, C., I. Bujerjah, D. Mendes y S. de Albuquerque. 2017. Notas Sobre a Dieta de Serpentes no Município de Porto Velho, Rondônia, Brasil. Tesis de Bachillerato. Centro Universitário São Lucas, Porto Velho, Rondônia, Brasil.
- Russell, J. 1982. Timing of reproduction by coatis (*Nasua narica*) in relation to fluctuations in food resources. En: Leigh EG Jr, Rand AS, Windsor DM (eds) The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-term changes. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp 413-431
- Ryan, M. 1985. The Tungara Frog: A Study in Sexual Selection and Communication. University of Chicago Press.
- Sales, R., J. Jorge, M. Kokubum. & E. Freire. 2013. *Leptodeira annulata* (Banded cat-eyed Snake). Diet. Herpetological Review 44:524.
- Santos-Silva, C., I. Andrade, M. Araújo, L. Barros, L. Gomes. & S. Ferrari. 2014. Predation of six anuran species by the banded cat-eyed snake, *Leptodeira annulata* (Serpentes: Dipsadidae), in the Caatinga scrub of northeastern Bahia, Brazil. Herpetology Notes 7:123-126.
- Savage, J.M. 2002. The amphibians and reptiles of Costa Rica: a herpetofauna between two continents, between two seas. University of Chicago Press, Chicago, USA, 934 pp.7
- Schaller, G. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. Arquivos de Zoologia 31:1-36.

- Sheffield, R.S. & H.H. Thomas. 1997. *Mustela frenata*. Mammalian Species 9p.
- Tavares-Pinheiro, R., A. Rocha, V. Figueiredo, A. de Freitas. & C. Costa-Campos. 2019. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Diet. Herpetology Review 50(4):803.
- Thomassen, H., F. Leal. & P. García. 2013. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Diet. Herpetological Review 44:692-693.
- Toledo, R.C. & C. Jared. 1995. Cutaneous granular glands and amphibian venoms. Comparative Biochemistry Physiology Part A: Physiology 111:1-29.
- Torres-Carvajal, O., G. Pazmiño-Otamendi, F. Ayala-Varela. & D. Salazar-Valenzuela. 2022. Reptiles del Ecuador. Version 2022.1. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/reptiliaweb>, [Consultado en 22/08/2022]
- Turner, F.B. 1958. Food of *Leptodeira annulata cussiliris*. Herpetologica 14:192.
- Tyler, M.J., T. Burton & A.M. Bauer. 2001. Parotoid or parotid: on the nomenclature of an amphibian skin gland. Herpetological Review 32:79-81.
- Uetz, P., P. Freed, R. Aguilar. & J. Hošek. 2021 The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>, [Consultado en 30/09/2022]
- Ulloa, R. 1988. Estudio sinecológico de primates en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, Amazonía ecuatoriana. Tesis de Licenciatura. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Valencia, J.H., E. Toral, M. Morales, R. Betancourt. & A. Barahona. 2008. Guía de Campo de Reptiles del Ecuador. Fundación Herpetológica Gustavo Orcés. Simbioe. Quito.
- Vargas, S.F. & M.E. Bolaños. 1999. Contribución al conocimiento de los reptiles presentes en la región de Anchicaya a través de um gradiente de deflorestación. Caldasia 21:235-238.
- Vargas-Salinas, F. & A. Aponte-Gutierrez. 2013. A race for survivorship: failed predation on the toad *Rhinella humboldti* (Gallardo, 1965) by the cat-eyed snake *Leptodeira septentrionalis* (Kennicott, 1859). Herpetology Notes 6:189-191.
- Venegas, P.J. & Ron, S.R. 2014. First records of *Rhinella poeppigii* (Tschudi 1845) from Ecuador, with a distribution map (Anura: Bufonidae). Herpetology Notes 7:713-716.
- Vitt, L.J. 1996. Ecological observations on the tropical colubrid snake *Leptodeira annulata*. Herpetological Natural History 4:69-76.
- Vrcibradic, D., C. Siqueira, F. Rocha, M. Van Sluys. & J. Pontes. 2007. *Leptodeira annulata* (Banded Cat-eyed Snake). Size, reproduction, and prey. Herpetological Review 38:89-90.



DIVERSITY AND ABUNDANCE OF AMPHIBIANS IN THE LONDON 50 HA ENVIRONMENTAL COMPENSATION PROJECT, PANAMA

DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE ANFIBIOS EN EL PROYECTO DE COMPENSACIÓN AMBIENTAL LONDON 50 HA, PANAMÁ

ROGEMIF FUENTES M.^{1, 2*} & ERICK BARRÍA¹

¹Fundación Los Naturalistas, P.O. Box 0426-01459. David, Chiriquí, Panamá.

²Departamento de Zoología, Universidad de Panamá

*Correspondence: rogemifdaniel@gmail.com

Received: 2022-10-15. Accepted: 2023-03-30. Published: 2023-05-23.

Editor: Adriana Manzano, Argentina.

Resumen. — Panamá posee 230 especies de anfibios, de las cuales 72 (31.4%) se encuentran amenazadas según la legislación nacional y 19 son endémicas. El área de estudio posee bosques de galería donde se llevaron a cabo los muestreos. Registramos 15 especies de anfibios que representan el 6.5% de las citadas para el país.

Palabras clave. — Anuros, bosque de galería, conservación, especies.

Abstract. — Panama has 230 species of amphibians, of which 72 (31.4%) are threatened according to national legislation and 19 are endemic. The study area has gallery forests where the samplings were carried out. We registered 15 amphibian species that represent 6.5% of those cited for the country.

Keywords. — Anurans, conservation, gallery forest, species.

INTRODUCTION

The fragmentation and alterations of ecosystems are the main cause of the decline in amphibian populations worldwide (López et al., 2015). This is accelerated in the Panamanian tropical forests, with the consequent disappearance of the species that inhabit them (Ibáñez et al., 1994). Sensitivity to habitat modification is unique for each species, but information is lacking on how life history characteristics and habitat use may affect population fluctuations and vulnerability to environmental change for most species. species (McKinney, 2002; Green, 2003; Ficetola & De Bernardi, 2004) including amphibians, which represent a large part of the vertebrate biomass in the world and in turn participate in the food chain of many vertebrates, thus becoming important elements for the stability of the ecosystems they inhabit (Blaustein & Wake, 1990).

In Panama, 232 species of amphibians have been registered, 187 species of Anurans, 34 Salamanders and 11 Cecilians (Frost, D. R., 2023). It represents 3% of the world's herpetofauna, being the second richest in Mesoamerica, after Mexico. At present, knowledge of the richness of amphibians in Panama continues to increase with new studies (Veseley & Batista, 2021).

The situation raised highlights the importance of environmental compensation projects whose priority is to restore or recover the ecosystems and natural resources of our country that have been damaged or deteriorated for various reasons, as well as support the development of activities aimed at conservation “in situ” through reforestation, management, sustainable use and protection of ecosystems and the

biodiversity associated with them (Viña-Vizcaino, 2012). The London 50 Ha project was reforested with native trees such as Guayacán (*Handroanthus guayacan*), Roble (*Tabebuia roseau*) and Espavé (*Anacardium excelsum*) to connect the residual and gallery forests of the project, with this study we seek to quantify the richness of amphibian species within the study area.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The investigation was carried out within a 50 hectare polygon belonging to the London Environmental Compensation Project, located in the Panama Canal Hydrographic Basin, specifically between kilometers six and seven on the Panama-Colón highway, province of Panama, coordinates of the Central Camp 9.073°, -79.577°, with its highest point to the northeast of the project at about 253 m above sea level and its lowest point northwest of the project at about 98 m above sea level (Fig. 1). In this area there is a tropical climate with a long dry season, annual rainfall between 1,801-2,100 mm and an average annual temperature of 26.6°C to 27°C (Autoridad Nacional del Ambiente, 2010).

The work focuses on remnants of gallery forest associated with the three main water bodies of the project. It is part of the buffer zone of the Soberanía and Camino de Cruces National Parks. It has an irregular topography with steep hills and small streams that flow into the Caimitillo and Mocambo rivers (Fig. 1). We found remnants of Tropical Humid Forest (THF), with notable anthropic intervention. The study area has water throughout its length during the rainy season, however, during the dry season it only maintains a few wells or puddles, supplied by groundwater, in which some species are concentrated for their reproductive process.

Sampling and data collection

Stream 1 was divided into: Section "A" (Q1A) that starts from the central point (9.073°, -79.577°) towards the extreme southeast of the project and section "B" (Q1B) that goes from the same point towards the extreme northwest of the project, each stretch represents a 300m transect, stream 2 (Q2) a 110m transect and stream 3 (Q3) a 150m transect. We carried out sampling for seven months, covering the end of the rainy season (January and February), the dry season (March to May) and the beginning

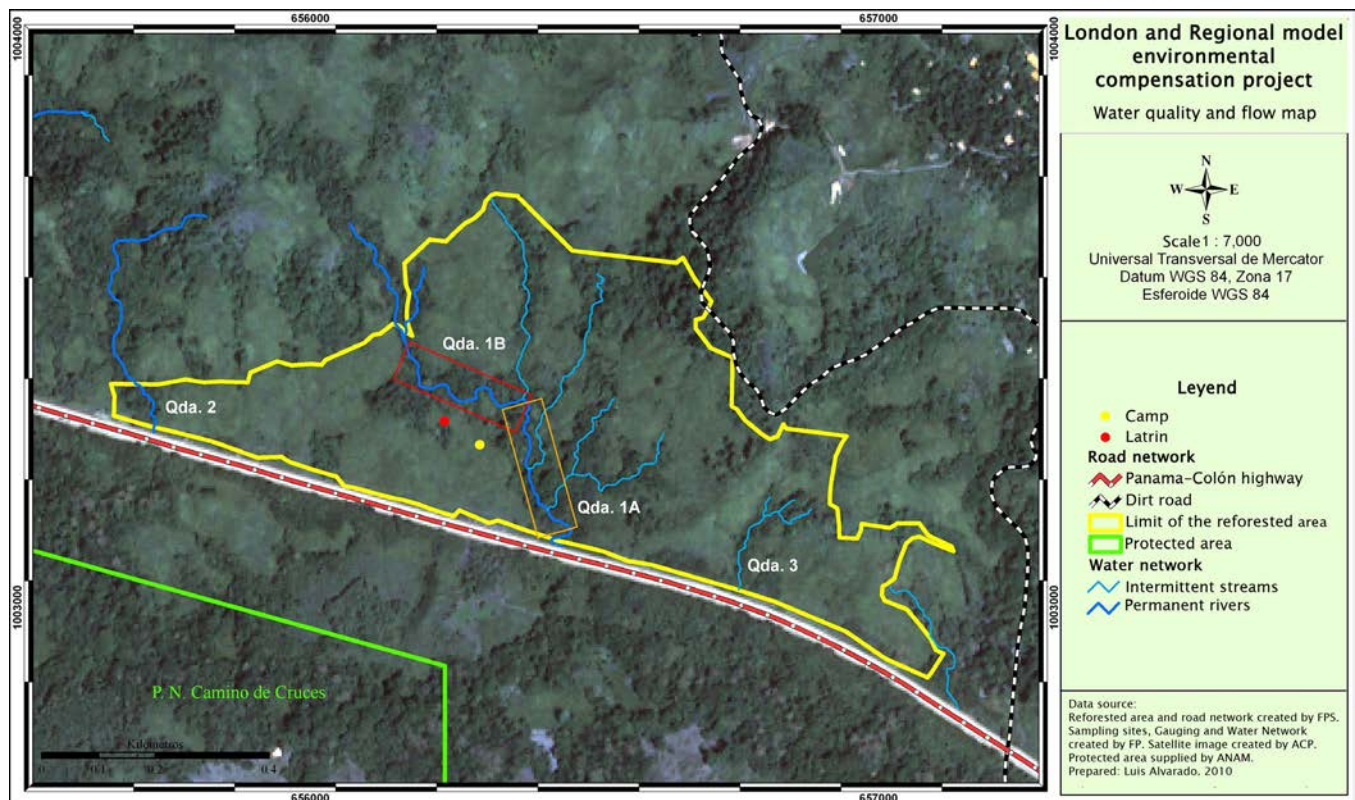


Figura 1. Mapa de las quebradas muestreadas en el proyecto de compensación ambiental LONDON 50 Ha.

Figure 1. Map of streams sampled in the LONDON 50 Ha environmental compensation project.

of the next rainy season (June and July) in 2011, with daytime tours of 7:00 to 11:00 and 16:00 to 18:00 and nightly from 20:00 to 00:00. Applying the generalized search method that consists of evaluating the entire area covered by direct observation, those individuals that were in the forest canopy were recorded with the help of flashlights and sometimes through sporadic vocalizations; This mainly includes bodies of water, vegetation on the banks of streams, with removal of rotten logs to locate those amphibians that inhabit there (Angulo et al., 2006).

Data analysis. We used the Shannon-Wiener index to quantify the diversity of the anuran community from each stream, it was applied using Past 2.17c (Hammer et al., 2001), with which we also generated a species rarefaction curve. The similarity between the transects was qualitatively analyzed using the Jaccard index, which is a statistic that evaluates the similarity between binary data vectors (presence/absence) through the relationship between their intersection and their union; that is, it quantifies the overlap between the data groups to quantify the coexistence of species and with that it shows us which data groups are more similar to each other (Chung et al., 2019). For this, the PRIMER-e v7 program (Clarke & Gorley, 2015) was used, in which the data matrix was transformed into binary data; After

the Jaccard index, a dendrogram was generated with the average clustering method and a SIMPROF test with 5% significance, 10 000 permutations and 10 000 simulations. Added a cutoff line to the graph at 50% similarity. For the conservation status of the species observed, we use the IUCN red list (2020) and Mi Ambiente (2016); we determined the ranges of abundance of the species based on the categories established by Rand & Myers (1990): Common: many individuals can be found; Usual: can be found foraging in appropriate habitat and season; Infrequent: unpredictable and Rare: rarely seen.

RESULTS

Observations were higher at the end of the rainy season, between January and early February, reducing significantly during the dry season and gradually increasing at the beginning of the new rainy season from mid-May (Fig. 2). We made a partial effort was 54 and 108 man-hours for day and night tours, respectively, totaling 162 man-hours.

We only observed specimens of the order Anura, a total of 553 specimens grouped into eight families, 13 genera and 15 species (Table 1); Q1A being the richest with 13 species, followed by Q1B

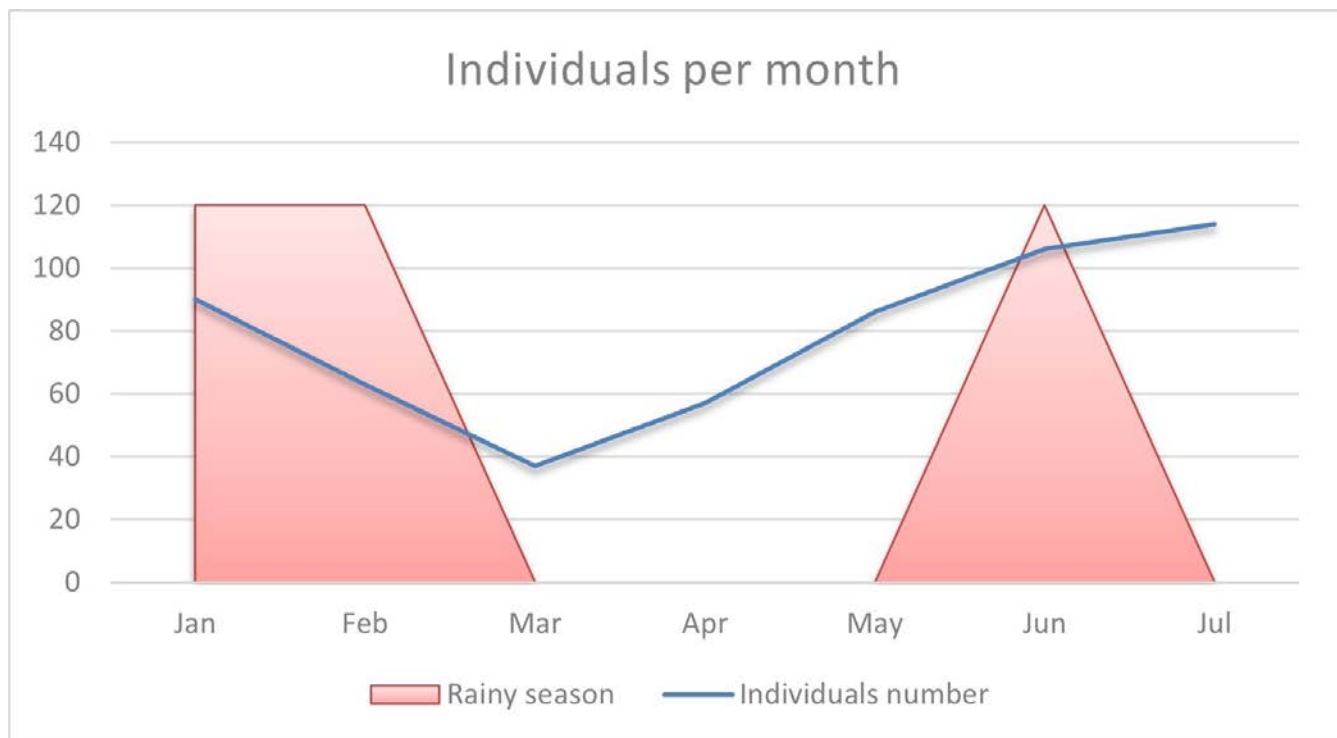


Figura 2. Número de individuos reportados por mes durante el año 2011 en el área de estudio.

Figure 2. Number of individuals reported per month during 2011 in the study area.

with nine, Q3 with three and Q2 with only one species; two of the species found, *Rhinella horribilis* (Fig. 3C) and *Dendropsophus microcephalus*, were also associated with the central camp of the project workers. The most representative families were Craugastoridae and Hylidae with three species, followed by Bufonidae, Eleutherodactylidae and Leptodactylidae with two species each, the rest maintained only one species.

Additionally, species such as *Agalychnis callidryas* (Fig. 3J) of the Phyllomedusidae family, *Hyalinobatrachium tatayoi* (Centrolenidae) (Fig. 3E) and *Engystomops pustulosus* (Leptodactylidae) (Fig. 3L) predominated in the rainy season. All reported species belong to the category of least concern of both the IUCN and Mi Ambiente.

Tabla 1. Especies observadas durante el estudio. Nombre Común (NC), Abundancia relativa (AR). *Área del campamento.

Table 1. Species observed during the study. Common name (CN), Relative abundance (RA). *Camp area

Family	Species	Common Name	N° of individuals	RA (%)	Range of abundance
Bufonidae	* <i>Rhinella horribilis</i>	Giant Toad	43	7.78	Common
	<i>Rhinella alata</i>	Leaf litter toad	13	2.35	Common
Centrolenidae	<i>Hyalinobatrachium tatayoi</i>	Tatayo's Glass Frog	80	14.47	Usual
Dendrobatidae	<i>Silverstoneia flotator</i>	Rainforest Rocket Frog	5	0.90	Infrequent
Craugastoridae	<i>Craugastor fitzingeri</i>	Fitzinger's Robber Frog	58	10.49	Common
	<i>Pristimantis gaigei</i>	Fort Randolph Robber Frog	12	2.17	Usual
	<i>Pristimantis taeniatus</i>	Banded Robber Frog	5	0.90	Usual
Eleutherodactylidae	<i>Diasporus aff. diastema</i>	Common Dink Frog	12	2.17	Usual
	<i>Diasporus aff. quidditus</i>	—	2	0.36	Infrequent
Phyllomedusidae	<i>Agalychnis callidryas</i>	Red-eyed Multicolored Treefrog	62	11.21	Common
Hylidae	* <i>Dendropsophus microcephalus</i>	Small-headed Dwarf Treefrog	3	0.54	Infrequent
	<i>Boana rosenbergi</i>	Rosenberg's Treefrog	57	10.31	Common
	<i>Smilisca sila</i>	Panama Cross-banded Treefrog	71	12.84	Common
Leptodactylidae	<i>Engystomops pustulosus</i>	Tungara Frog	124	22.42	Common
	<i>Leptodactylus bolivianus</i>	Bolivian White-lipped Frog	6	1.08	Usual

Abundance

The most representative species were *E. pustulosus* with 124 individuals (22.4%), *H. tatayoi* 80 (14.5%), *S. sila* 71 (12.8%), *A. callidryas* 62 (11.2%), *Craugastor fitzingeri* 58 (10.5%) (Fig. 3F), *Boana rosenbergi* 57 (10.3%) (Fig. 3K), and *R. horribilis* 43 (7.8%). These seven species represent 89.5% of the total number of individuals observed. 46.7% of the species (seven) were classified as Common, 33.3% (five species) as Usual and 20.0% (3 species, *Diasporus aff. Quidditus* (Fig. 3H), *Silverstoneia flotator* and *Dendropsophus microcephalus*) as Uncommon (Table 1). In transect Q1A we observed 13 species grouped into 12 genera and nine families with a total of 363 specimens (65.6% of the total), the most representative being *E. pustulosus* with 101 individuals. In Q1B 9 species were grouped into nine genera and seven

families, which represents a total of 134 copies (24.2%). In Q2 only *S. flotator* one individual (0.2%) and in Q3 we observed three species grouped into three genera and three families with nine individuals (1.6%). In addition, we observed 43 *R. horribilis* and three *D. microcephalus*, both associated with the camp and sites with anthropogenic activity.

The hylids *A. callidryas*, *B. rosenbergi* and the glass frog *H. tatayoi* presented seasonal vertical migration, during the dry season these species were in the highest areas of the trees, near the canopy, and descending to water bodies in the rainy season when its reproductive season begins.



Figura 3. Área de estudio y especies observadas. A) Vista desde el sitio de estudio de la carretera Colon, B) Stream 1 (section Q1A), C) *Rhinella horribilis*, D) *R. alata*, E) *Hyalinobatrachium tatayoi*, F) *Craugastor fitzingeri*, G) *Smilisca sila*, H) *Pristimantis gaigei*, I) *Diasporus aff. quidditus*, J) *Agalychnis callidryas*, K) *Boana rosenbergi*, L) *Engystomops pustulosus*.

Figure 3. Study area and species observed. A) View of the Panama-Colon highway from the study area, B) Stream 1 (section Q1A), C) *Rhinella horribilis*, D) *R. alata*, E) *Hyalinobatrachium tatayoi*, F) *Craugastor fitzingeri*, G) *Smilisca sila*, H) *Pristimantis gaigei*, I) *Diasporus aff. quidditus*, J) *Agalychnis callidryas*, K) *Boana rosenbergi*, L) *Engystomops pustulosus*.

Diversity of anuran communities

According to the Shannon-Wiener diversity index, Q1A ($H' = 1.962$) is the most diverse stream with a relative abundance and species richness above the rest of the sampled sites, followed by Q1B ($H' = 1.866$). On the contrary, Q2 and Q3 showed the lowest values with $H' = 0$ and $H' = 0.937$, respectively. The study area as a whole has an $H' = 2.112$, which indicates a normal diversity of species within the study area.

Jaccard Index

The transects are grouped by the number of species that appear or are repeated in each one of them, with Q1A and Q1B being the most related to each other with an IS of 0.69; Q2 and Q3 with IS of 0.33 between them forming two groups that between them have an IS of approximately 0.1 (Fig. 4).

The rarefaction curve (Fig. 5) showed that the asymptote was reached for the site with 15 species and about 350 individuals (seven sampling tours).

DISCUSSION

In Panama we find approximately 230 described amphibian species, of which 188 are anurans (Amphibiaweb, 2023), the total number of anurans found in the London Environmental Compensation Project represents 6.52% of all amphibian species present in Panama, and 7.98% of the anurans. The seven species that represented 89.5% of the anuran community in this region are all species tolerant to human disturbance to varying degrees (Cortés-Gómez et al., 2013; IUCN, 2022), including some of them, such as *Hyalinobatrachium tatayoi* (Fig. 5E), can be highly tolerant of water contamination (Mendoza-Henao et al., 2020).

The existing difference in the species richness of the sampled sites may be related, among other things, to the availability of resources and the type of habitat they maintain, Q1A and B, which present greater species richness due to greater water availability in its channel throughout the sampling and a better-preserved gallery forest (Fig. 5B) unlike Q2 and Q3 that do not have these conditions, however, it has been documented that the

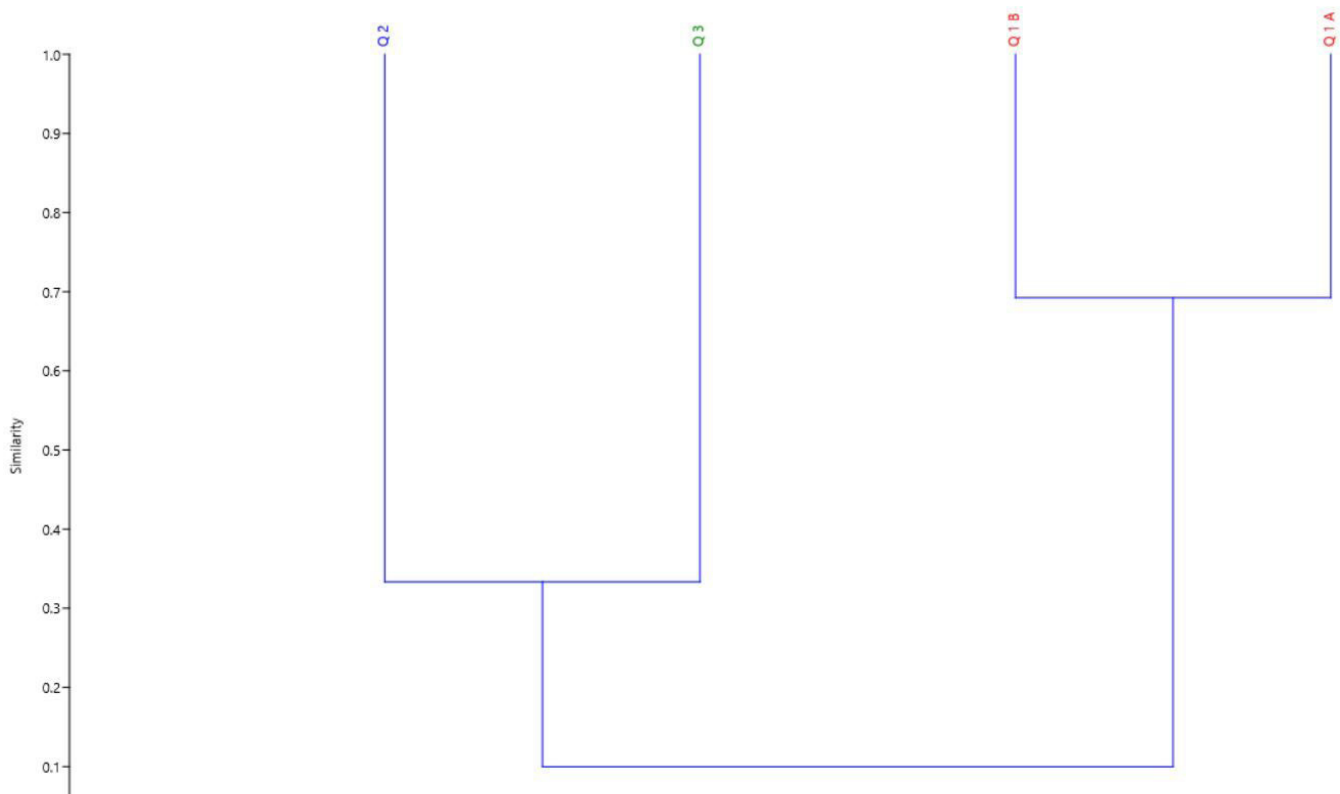


Figure 4. Dendrogram based on the Jaccard similarity index.

Figura 4. Dendrograma basado en el índice de similaridad de Jaccard.

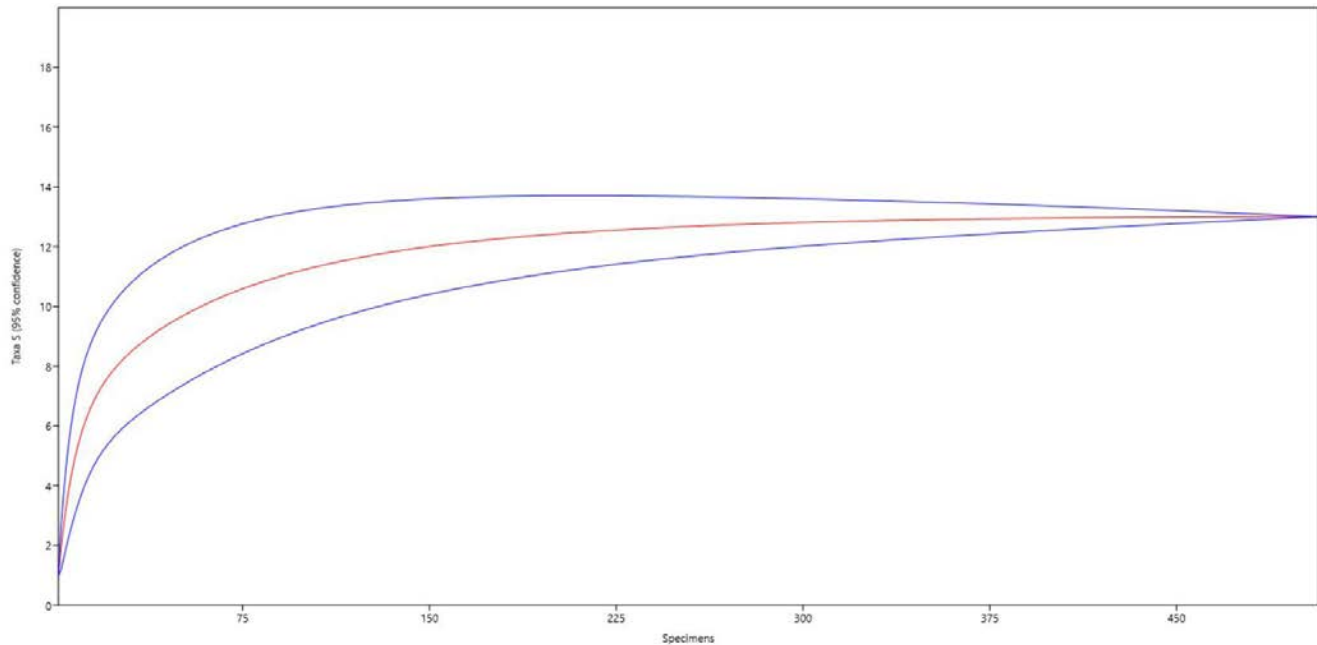


Figura 5. Curva de rarefacción de especies para el proyecto. / **Figure 5.** Species rarefaction curve for the project.

assembly of herpetological communities is not associated to a specific type of variable (Illescas-Aparicio et al., 2016). In open areas, where forest degradation has occurred, there is a greater variability of environmental factors, such as temperature and humidity (Hertz et al., 1993), since different microhabitats are created, which leads both to the displacement of species that do not tolerate these disturbances, as well as the repopulation of tolerant species (Cortes-Ávila & Toledo, 2013; Del Rio et al., 2003; Hanski, 1994), based on this, if the disturbance in this area continues, it is possible that some species disappear, leaving only those that are tolerant.

Based on the interpretation of the Shannon-Wiener index, it is considered that the study area, which as a whole has $H' = 2.112$, has a medium diversity, since it is between $H' = 2.0$, which is the minimum before being considered low and $H' = 3.0$, which is the minimum that a site must have to be considered very diverse (Hernández-Salinas & Ramírez-Bautista 2013, De León-Ortíz, 2014). This normal diversity, very close to low diversity, may be related to forest fragmentation, since only gallery forests remain.

These altered areas tend to present greater fluctuations in temperature and humidity than better-preserved areas, even the forest floor varies, with well-preserved forests having a greater

layer of litter that provides protection for amphibians (Illescas-Aparico et al., 2016).

We propose that the vertical migrations of the three tree species are related to reproductive activities, since these were observed in the lower zone of the forest and associated with the sampled streams, during the rainy months, and the use was increased. from the upper part during the dry months. This behavior has been documented in other species of tree frogs, such as adults of *Agalychnis spurrelly* (Ortega-Andrade et al., 2011), and a decrease in reproductive activity and number of individuals found near bodies of water during the dry season have been reported (Muñoz-Guerrero et al., 2007; Touchon & Warkentin, 2009), so it is to be expected that these individuals migrate towards the forest canopy when the rainy season has ended, and like many other frogs, their activity stimulated by rain (Donnelly & Guyer 1994; Vasconcelos, 2010), contrary to the vertical migrations observed in some species of frogs of the Dendrobatidae family, which migrate from the forest floor to the tree canopy during the rainy season (Basham et al., 2020).

It would also be expected that the *Smilisca sila* tree frog would be more common during the dry season, when it descends from trees to water bodies to breed (James, 1944; Malone, 2004). During the study we noticed behavior patterns of some species;

Smilisca sila (Fig. 5I) and *C. fitzingerii* showed a peak in their reproductive activity at the end of the rainy season, however, *Hyalinobatrachium tatayoi*, the only member of the Centrolenidae family recorded during the investigation, showed an inverse pattern, presenting amplexus and egg masses during breeding in the rainy season, demonstrating that environmental seasonality represents an important factor for the reproductive cycles of the species (Wells, 1979; Ibáñez & Smith, 1995; Griffith, 2013).

Similar to what was observed with the results of the Jaccard index, transects Q1A and Q1B were the most similar in terms of their composition of forest and body of water, which were maintained with water throughout the year, so it is of expect that these places with similar characteristics, in addition to presenting continuity between them, maintain similar amphibian communities (Illescas-Aparicio et al., 2016).

The species rarefaction curve for the study area showed a rapid reaching of the asymptote, demonstrating that, with the sampling carried out, almost all of the species found in the site were observed. The continuity of the asymptote line indicates the possibility of counting or resampling previously counted animals and allows inferring about the state of the populations of these species. This information is important for studies of behavior, feeding, and population stability (Batista et al., 2020).

CONCLUSION

Environmental compensation projects are important to restore areas that have been deforested and thus can function as new habitats or new corridors between habitat fragments for some species (Contieri, 2021). We consider the diversity and abundance of amphibians observed in the study area as normal based on the Shannon-Wiener diversity index and stream 1 in its sections A and B as the most similar habitats according to Jaccard.

After 15 years of this study, it is necessary to repeat it so that, once the site is restored, we can, based on the results obtained and in comparison, with those published in this study, assess and demonstrate the viability of this type of project and how they benefit biodiversity.

Acknowledgements.– Panama Forest Services Inc. for financing the work, Luis Alvarado for the elaboration of the Project Map, David Natera and Blandon for their effort and support in each of the field trips, Edgardo Griffith, Víctor Martínez-Cortés and Roberto Ibáñez for the collaboration with information and diagnosis of some species and Helio Quintero for his collaboration in the elaboration of this document.

CITED LITERATURE

- AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation. 2023. Berkeley, California: AmphibiaWeb. <https://amphibiaweb.org> [Consulted in March 2023].
- Angulo, A., J.V. Rueda-Almonacid, J.V. Rodríguez-Mahecha & E. La Marca (Eds.). 2006. Técnicas de Inventario y Monitoreo para los Anfibios de la Región Tropical Andina. Conservación Internacional. Serie Manuales para la Conservación 2. Panamericana Formas e Impresos S.A., Bogotá D.C., Colombia.
- Autoridad Nacional del Ambiente. 2010. Atlas Ambiental de la República de Panamá (Primera versión). Novo Art S.A.
- Basham, E. W., R. A. Saporito, M. Gonzáles-Pinzón, A. Romero-Marguccini & B. R. Scheffers. 2020. Chemical defenses shift with the seasonal vertical migration of a Panamanian poison frog. *Biotropica* 53:28-37.
- Batista, A., K. Mebert, M. Miranda, O. Garcés, R. Fuentes, and M. Ponce. 2020. Endemism on a threatened Sky Island: new and rare species of herpetofauna from Cerro Chucantí, eastern Panama. *Amphibian and Reptile Conservation* 14:27-46.
- Blaustein, A. & D. Wake. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon. *Trends in Ecology & Evolution* 5:203-204.
- Chung, N.C., B. Miasojedow, M. Startek & A. Gambin. 2019. Jaccard/Tanimoto similarity test and estimation methods for biological presence-absence data. *BMC Bioinformatics* 20:1-11.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2015. PRIMER v7: User Manual/Tutorial C (Version v7) PRIMER-E Plymouth. <https://www.primer-e.com/PRIMER7MANUAL/TutorialC.pdf> [Consulted in September 2022]
- Contieri R. D. 2021. Amphibians in a transition region between the Cerrado and the Atlantic Forest, west-central region of the state of São Paulo, Brazil. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, Londrina* 42:201-220.
- Cortés-Ávila, L. & J. J. Toledo. 2013. Estudio de la diversidad de serpientes en áreas de bosque perturbado y pastizal en San Vicente del Caguán. *Actualidades Biológicas*. 35:185-197.
- Cortés-Gómez, A. M., F. Castro-Herrera & J. N. Urbina-Cardona. 2013. Small changes in vegetation structure create great changes



- in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation Science*. 6:749-769.
- De León-Ortíz, S. 2014. Diversidad, riqueza específica y abundancia de anfibios del sendero las heliconias, en el parque Internacional La Amistad, Bocas del Toro, Panamá. *Revista científica CENTROS, Universidad de Panamá* 3:109-120.
- Del Rio, M., F. Montes, I. Cañedas & G. Montero. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masa forestales. *Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales* 12:159-176.
- Donnelly, M.A. & C. Guyer. 1994 Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of Neotropical hyliid frogs. *Oecologia* 98:291-302.
- Ficetola, G.F. & F. De Bernardi. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119:219-230.
- Frost, D.R. 2023. Amphibian Species of the World: An Online Reference. Version 6.1. American Museum of Natural History, New York. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org> [Consulted in November 2022].
- Green, D.M. 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111:331-343.
- Hammer, O., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4:1-9.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63:151-162.
- Hernández-Salinas, U. & A. Ramírez-Bautista. 2013. Distribución de la Herpetofauna en cuatro tipos de vegetación del estado de Hidalgo, México. Pp 2-12. En: Oulido-Flores, G. & S. Monks. *Estudios Científicos en el Estado de Hidalgo y Zonas Aledañas, Vol II*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Hertz, P., R. Huey, & R. Stevenson. 1993. Evaluating temperature regulation by field-active ectotherms: the fallacy of the inappropriate questions. *American Naturalist* 142:796-881.
- James, M.S. 1944. Notes on the breeding of *Hyla nigripes* in Costa Rica. *Copeia* 1944:147-148.
- Ibáñez, R. & E. Smith. 1995. Systematic status of *Colostethus flotator* and *C. nubicola* (Anura: Dendrobatidae) in Panama. *Copeia* 1995:446-456.
- Ibáñez, R., F. Arosemena, F. Solís & C. Jaramillo. 1994. Anfibios y reptiles de la serranía Piedras-Pacora, Parque Nacional Chagres. *Scientia (Panamá)* 9:17-31.
- Illesca-aparicio, M., R. Clarck-Tapia, A. Gonzáles-Hernández, P. R. Vásquez-Díaz & V. Aguirre-Hidalgo. 2016. Herpetofaunistic diversity and richness in forest management and plantation areas in Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Acta Zoológica Mexicana* 32:359-369.
- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en> [Consulted in September 2022]
- Lopez, J., P. Scarabotti & R. Ghirardi. 2015. Amphibian trophic ecology in increasingly human-altered wetlands. *Herpetological Conservation and Biology* 10:819-832.
- Malone, J. H. 2004. Reproduction in Three Species of *Smilisca* from Costa Rica. *Journal of Herpetology* 38:27-35.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52:883-890.
- Mendoza-Henao, A.M., E. Arias, J.H Townsend & G. Parra-Olea. 2020. Phylogeny-based species delimitation and integrative taxonomic revision of the *Hyalinobatrachium fleischmanni* species complex, with resurrection of *H. viridissimum* (Taylor, 1942). *Systematics and Biodiversity* 18:464-484.
- MiAmbiente. 2016. Resolución N° DM-0657-2016 “Por la cual se establece el proceso para la elaboración y revisión periódica del listado de las especies de fauna y flora amenazadas de Panamá, y se dictan otras disposiciones.” *Gaceta Oficial Digital* No. 28187-A, del 29 de diciembre de 2016. Panamá.
- Muñoz-Guerrero, J., V. H. Serrano & M. P. Ramírez-Pinilla. 2007. Microhabitat use, diet and time of activity of four sympatric Neotropical hyliid frogs (Anura: Hylidae). *Caldasia* 29:413-425.
- Ortega-Andrade, H. M., C. Tobar-Suárez & M. Arrellano. 2011. Tamaño poblacional, uso del hábitat y relaciones interespecíficas de *Agalychnis spurrelli* (Anura: Hylidae) en un bosque húmedo tropical remanente del noroccidente de Ecuador. *Papéis Avulsos de Zoología* 51:1-19.

- Rand, S. & C. Myers. 1990. The herpetofauna of Barro Colorado Island, Panama: an ecological summary. Pp. 386–409. In: Gentry, A. H. (ed.), Four Neotropical rain forests. Yale University Press, New Haven.
- Touchon, J. C. & K. M. Warkentin. 2009. Negative synergism of rainfall patterns and predators affects frog egg survival. *Journal of Animal Ecology*. 78:715–723.
- Vesely M. & A. Batista. 2021. A new species of *Atelopus* (Amphibia: Bufonidae) from eastern Panama. *Zoological Research* 42:272–279.
- Viña-Vizcaíno, G. 2012. La compensación como instrumento estratégico para promover la conservación de ecosistemas y ambientes naturales sensibles. Pp 173–200. In M. García (Eds.). *Evaluación del Impacto Ambiental*. Primera edición. Universidad Externado de Colombia. Colombia.
- Wells, K. 1979. Reproductive behavior and male mating success in a neotropical toad, *Bufo typhonius*. *Biotropica* 4:301–307.



DEPREDACIÓN DE LA MOSCA DE ESTABLO *STOMOXYS CALCITRANS* POR LA LAGARTIJA ESPINOSA DEL MEZQUITE *SCELOPORUS GRAMMICUS* ENCIMA DEL GANADO VACUNO EN AGUASCALIENTES, MÉXICO: ¿UNA RELACIÓN SIMBIÓTICA DE MUTUALISMO?

PREDATION OF THE STABLE FLY *STOMOXYS CALCITRANS* BY THE MEZQUITE SPINY LIZARD *SCELOPORUS GRAMMICUS* ON CATTLE IN AGUASCALIENTES, MEXICO: A SYMBIOTIC RELATIONSHIP OF MUTUALISM?

IVÁN VILLALOBOS-JUÁREZ^{1*} & ELÍ GARCÍA-PADILLA²

¹ Organización Los Hijos del Desierto, Aguascalientes, México

² Biodiversidad Mesoamericana. Oaxaca de Juárez, Oaxaca. 68023, México.

*Correspondence: lepidushunter@gmail.com

Received: 2023-01-12. Accepted: 2023-03-27. Published: 2023-05-23.

Editor: Itzcoatl Maldonado Reséndiz, México.

Abstract.— We document an unusual behavior in a population of the Mesquite Spiny Lizard *Sceloporus grammicus* in the municipality of Rincon de Romos, Aguascalientes, Mexico. On approximately 30 occasions we were able to observe and photo-document some individuals of this lizard jumping onto the backs and extremities of cattle when they lay down near the trees. Evidently, this behavior is aimed at predated on the Stable Flies *Stomoxys calcitrans*, which have been documented to alight on cattle to feed on their blood. Interestingly, Mesquite Spiny Lizards could inadvertently function as a biological control that would help cattle get rid of some bites and potential diseases.

Key words.— Behavior, biological control, Municipality of Rincón de Romos, mutualism.

Resumen.— Documentamos un comportamiento inusual en una población de lagartijas espinosas del mezquite *Sceloporus grammicus* en el municipio de Rincón de Romos, Aguascalientes, México. En aproximadamente 30 ocasiones pudimos observar y foto-documentar como algunos individuos de lagartija del mezquite saltaban hacia las extremidades y dorso del ganado vacuno cuando estos se echaban cerca de los árboles. Este comportamiento tiene como objetivo la depredación de moscas de establo *Stomoxys calcitrans*, en las que se ha documentado que se posan sobre el ganado para alimentarse de su sangre. Este hallazgo sugiere que *S. grammicus* podría funcionar involuntariamente como un control biológico que ayudaría al ganado a librarse de algunas picaduras y, por ende, de enfermedades potenciales.

Palabras clave.— Comportamiento, control biológico, Municipio de Rincón de Romos, mutualismo.

Sceloporus grammicus (Wiegmann, 1828) es una lagartija de talla pequeña que presenta una amplia distribución en el estado de Aguascalientes (Carbajal-Márquez & Quintero-Díaz, 2016). Su alimentación se basa principalmente en insectos y se describe como una especie oportunista (Durán-Servín, 2012; Leytá-Manrique et al., 2016). Ocurre en una gran variedad de hábitats y se ha adaptado a coexistir entre las poblaciones humanas, incluyendo ciudades (Vázquez-Díaz & Quintero-Díaz, 2005; Altamirano-Álvarez et al., 2015).

Existen registros de animales que se alimentan y limpian de hematófagos o parásitos que infestan a otros vertebrados formando relaciones simbióticas mutualistas, pero, en su mayoría, los casos documentados se tratan de aves alimentándose sobre mamíferos (Dean & MacDonald, 1981), y más raramente en reptiles como tortugas terrestres e iguanas (Christian, 1980). También existe evidencia que sugiere que las relaciones mutualistas pueden formarse entre especies invasivas, en los nuevos sitios que colonizan, como el caso de la

iguana *Ctenosaura similis* y el pimientito *Schinus terebinthifolius* en la Isla Gasparilla, al suroeste de Florida, EUA, donde las iguanas fungen como dispersoras de semillas (Jackson & Jackson, 2007). No obstante, la información de reptiles alimentándose encima de otros vertebrados es incipiente. Uno de los casos más conocidos de mutualismo es el de la lagartija de lava *Microlophus albemarlensis* que se alimenta de los insectos que se posan sobre iguanas o leones marinos (Beebe, 1988). Sin embargo, la relación mutualista entre lagartijas y animales domésticos no ha sido documentada al presente.

Entre los años 2018 y 2020 mientras realizábamos un estudio de depredación de gatos sobre la lagartija espinosa del mezquite *S. grammicus* en la zona semiárida del municipio de Rincón de Romos, Aguascalientes (22.320078° N, 102.208604° O; WGS 84; 1946 m s.n.m.) pudimos observar en aproximadamente 30 ocasiones, como individuos de *S. grammicus* que habitan en los árboles de mezquite (*Prosopis laevigata*) y huizache (*Vachellia*

farnesiana) que se encuentran dentro de un establo rústico, se acercaban a ejemplares de ganado vacuno cuando estos se acostaban cerca de los troncos de los árboles.

Se observó que diferentes individuos de lagartijas espinosas de mezquite trepaban al ganado vacuno para alimentarse de las moscas de establo *Stomoxys calcitrans*, especie exótica de origen euroasiático, las cuales fueron identificadas usando las descripciones de moscas de los establos de Greenberg (2019). En la mayoría de las veces observamos como las lagartijas subían principalmente a las extremidades anteriores del ganado, pero en al menos 10 ocasiones notamos también que algunas lagartijas escalaban hasta el dorso del ganado vacuno (Figura 1). Regularmente las lagartijas se quedaban hasta 6 minutos sobre el ganado y en otras ocasiones, subían y descendían en aproximadamente 10 segundos.



Figure 1. Mesquite Spiny lizard *Sceloporus grammicus* on the back of cattle, stalking the stable fly *Stomoxys calcitrans* (Red arrow).

Figura 1. Lagartija del mezquite *Sceloporus grammicus* sobre el lomo del ganado vacuno, asechando la mosca del establo *Stomoxys calcitrans* (Flecha roja).

Este comportamiento lo registramos principalmente entre los meses de julio a octubre cuando es la época cálida y lluviosa. Sin embargo, este fenómeno parece ser poco predecible de manera estacional, ya que había días de muestreo donde no se observó el comportamiento, incluso algunas veces se observó en febrero cuando es invierno. Adicionalmente, se ha documentado que la densidad poblacional de moscas fluctúa directamente por la estacionalidad teniendo mayor abundancia en el verano en Aguascalientes, contabilizando hasta 60 moscas sobre individuo de ganado vacuno al mismo tiempo (Cruz-Vázquez et al., 2000) lo que podría influir directamente en la incidencia del comportamiento, ya que en los veranos de los tres años de muestreo fue cuando registramos 21 de los 30 eventos. Ocasionalmente el ganado tumbaba a las lagartijas realizando movimientos con los músculos dorsales o bien, golpeándolas con la cola, aunque desconocemos si esa acción era realizada para tumbar a las lagartijas o para alejar a las moscas. También desconocemos si los ejemplares de mosca que se han alimentado de la sangre del ganado tengan mayor dificultad para volar y escapar rápidamente como se ha observado en algunas especies de mosquitos hematófagos (Gillett, 1967), y con esto, puedan ser presas más fáciles de capturar para las lagartijas. Se ha demostrado que las moscas después de alimentarse suelen quedarse a descansar por un tiempo indefinido sobre el ganado (Cruz-Vázquez, 2000) lo que las sugiere como presas potenciales más fáciles de capturar en comparación con otros insectos que se posan en otras superficies por un menor tiempo.

Desconocemos si las lagartijas tienen preferencia al elegir las moscas, debido a que previamente se documentó un comportamiento en una araña africana que se ha adaptado a elegir como presas a los mosquitos que se han alimentado de sangre prefiriéndolos sobre los que no lo han hecho, esto es porque proveen una mayor cantidad de nutrientes y minerales como el hierro (Jackson et al., 2005).

Es probable que las lagartijas beneficien al ganado al alimentarse de las moscas del establo, funcionando involuntariamente como una especie de control biológico, ya que estos insectos son sumamente dañinos para los animales domésticos debido a que son vectores de distintos patógenos de importancia médica. Incluso, puede ser tan grande la cantidad de sangre que estas moscas extraen de los animales que les pueden provocar efectos adversos tan graves como la anemia (Knapp et al., 1995). Son necesarios estudios adicionales específicos para comprender mejor este comportamiento y conocer si se trata de una relación simbiótica mutualista entre el ganado vacuno y las lagartijas espinosas del mezquite.

LITERATURA CITADA

- Altamirano-Álvarez, T.A., K. Keer-García, & M. Soriano-Sarabia. 2015. Distribución y uso de microhábitats de *Sceloporus grammicus* Wiegmann (Sauria: Phrynosomatidae) en la FES Iztacala. *Revista de Zoología* 26:11-19.
- Beebe, W. 1988. *Galápagos: World's End*. Dover Publications, Inc. pp. 118-124.
- Carbajal-Márquez, R.A. & G.E. Quintero-Díaz. 2016. The herpetofauna of Aguascalientes, México. *Revista Mexicana de Herpetología* 2:-30.
- Christian, K.A. 1980. Cleaning/feeding symbiosis between birds and reptiles of the Galápagos Islands: new observations of inter-island variability. *The Auk* 97:887-889.
- Cruz-Vázquez, C., S. Martínez-Rangel, I. Vitela-Mendoza, M. Ramos-Parra, M.T. Quintero-Martínez & Z. García-Vázquez. 2000. Variación anual de la infestación por *Stomoxys calcitrans* (Diptera: Muscidae) en tres establos lecheros de Aguascalientes, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 38:135-142.
- Dean, W.R.J. & I.A.W. MacDonald. 1981. A review of African birds feeding in association with mammals. *Ostrich*, 52:135-155.
- Durán-Servín S.L. 2012. Contribución al conocimiento de la alimentación de la lagartija *Sceloporus grammicus* (Reptilia: Phrynosomatidae) en la localidad de la Palma, Municipio de Isidro Fabela, Estado de México. *Revista de Zoología* 23: 9-20.
- Gillett, J.D. 1967. Natural selection and feeding speed in a blood-sucking insect. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences* 167:316-329.
- Greenberg, B. 2019. *Flies and disease: II. Biology and disease transmission*. Princeton University Press. USA
- Jackson, J.A. & B.J. Jackson. 2007. An apparent mutualistic association between invasive exotics: Brazilian pepper (*Schinus terebinthifolius*) and black spiny-tailed iguanas (*Ctenosaura similis*). *Natural Areas Journal* 27: 254-257.
- Jackson, R.R., G.O. Nelson & G.O. Sune. 2005. A spider that feeds indirectly on vertebrate blood by choosing female mosquitoes as prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102:15155-15160.

- Knapp F.W., A.E Charron & J.G. Burg. 1995. Diseases transmission by the stable fly. In: G.D. Thomas & S.R. Skoda (Eds.). The stable fly: a pest of humans and domestic animals. University of Nebraska. Lincoln, NE. Agricultural Research Division, Institute of Agricultural and Natural Resources,
- University of Nebraska--LincolnLeyt -Manrique, A., A. Ramírez-Bautista, I. Lara-Parra & R. Hernández-Jiménez. 2016. Estudio comparativo del uso del microhábitat y dieta de tres razas cromosómicas del complejo *Sceloporus grammicus* (Squamata: Phrynosomatidae) en Hidalgo, México. Pp. 61-75. En Gutiérrez-Mayen, M.G., A. Ramírez-Bautista, E. Pineda-Arredondo (Eds). Ecología y Conservación de los Anfibios y Reptiles de México. Sociedad Herpetológica Mexicana. México.
- Vázquez-Díaz J. & G.E. Quintero-Díaz. 2005. Anfibios y Reptiles de Aguascalientes. CIEMA. CONABIO. México.



RECENT HERPETOLOGICAL RECORDS OF SELDOM-OBSERVED SPECIES FROM THE CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA

REGISTROS HERPETOLOGICOS RECIENTES DE ESPECIES POCO OBSERVADAS DE LA CORDILLERA DE TALAMANCA, COSTA RICA

JELMER GROEN¹, LAURA TIEMANN², BOBBY BOK³, SANDER SCHAGEN⁴ & WOUTER BEUKEMA^{5*}

¹*Ecologisch Adviesbureau FaunaX, Tijnjedijk 89, 8936AC Leeuwarden, the Netherlands.*

²*Department of Neurology, Technische Universität München, 81675 Munich, Germany.*

³*St. Michael College, Leeghwaterweg 7, 1509BS Zaandam, the Netherlands.*

⁴*De Apollo, Oudaen 6, 1081BZ Amsterdam, the Netherlands.*

⁵*Reptile, Amphibian & Fish Conservation Netherlands (RAVON), Toernooiveld 1, 6525ED Nijmegen, the Netherlands.*

*Correspondence: w.beukema@raxon.nl

Received: 2023-01-14. **Accepted:** 2023-05-03. **Published:** 2023-05-23.

Editor: Leticia M. Ochoa Ochoa, México.

Costa Rica is home to a diverse herpetofauna, currently boasting 215 species of amphibians and 268 species of reptiles (Zumbado-Ulate et al., 2019, www.reptile-database.reptarium.cz/). Particularly in recent decades, the country's herpetofauna has been subject to considerable research attention (Sasa et al., 2010; Zumbado-Ulate et al., 2019). Part of this attention is related to extensive amphibian declines that have been observed during the past decades all over the country as well as in the rest of Central America (e.g., Whitfield et al., 2016). These declines likely resulted as a consequence of multiple anthropogenic, environmental, and pathogen-related threats and their mutual interactions (Lips et al., 2005; Pounds et al., 2006). Namely, these include habitat destruction, pollution and fragmentation, climate change, introduction of invasive species, and emerging diseases. One particularly widespread and detrimental cause of amphibian declines is the presence of the fungal pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd). Epizootics linked to Bd peaked during the 1980s and 1990s (e.g., Whitfield et al., 2016). Currently, Bd occurs widely throughout the country in an endemic state that continues to pose risk to amphibians (Zumbado-Ulate et al., 2019, 2022).

However, various dramatically-declined species have recently shown signs of recovery, while previously 'lost' amphibian taxa are being rediscovered (Abarca et al., 2010; González-Maya et al., 2013; Chaves et al., 2014; Jimenez & Alvarado 2017; Zumbado-Ulate et al., 2019, 2022). While some of these findings may indeed reflect shifts in disease dynamics, it is important to consider that

these records may also represent observations of rarely recorded species, and are now only being recorded due to an increase in survey efforts, including expeditions to previously unexplored areas (e.g., Boza-Oviedo et al., 2012; Salazar-Zuniga et al., 2019). One of the least-explored areas in Costa Rica is the Cordillera de Talamanca. A result of the tectonic uplift, this mountain range extends from southwest of the capital San José to beyond the Panamanian border (Marshall, 2007), rises up to an elevation of 3819 m asl, and is covered by the largest remaining natural forest in Central America. Due to the longstanding isolation of ancestral populations in this region, the Cordillera de Talamanca is the area in Costa Rica with the highest degree of endemism (Sasa et al., 2010).

Three informal herpetological surveys into the Cordillera de Talamanca as part of an ecotouristic visit to Costa Rica were conducted during July-August 2021 (Fig. 1). Visual records of reptiles and amphibians were gathered at three visited areas, comprising of the Valle del Silencio (Fig. 2A), the headwaters of the Río Lori (Cerro Arbolado, Fig. 2B, C) in Parque Internacional La Amistad, and the highlands of the Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte (Fig. 2D). All records were independently verified by experts, and photo vouchers were deposited in the University of Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection (catalog # UTADC 9763 - 9804). To assess whether our records represent distribution extensions or rediscoveries, we consulted online repositories of museum collections (MVZ Herp Collection; LACM Vertebrate Collection; SDNHM Herpetology

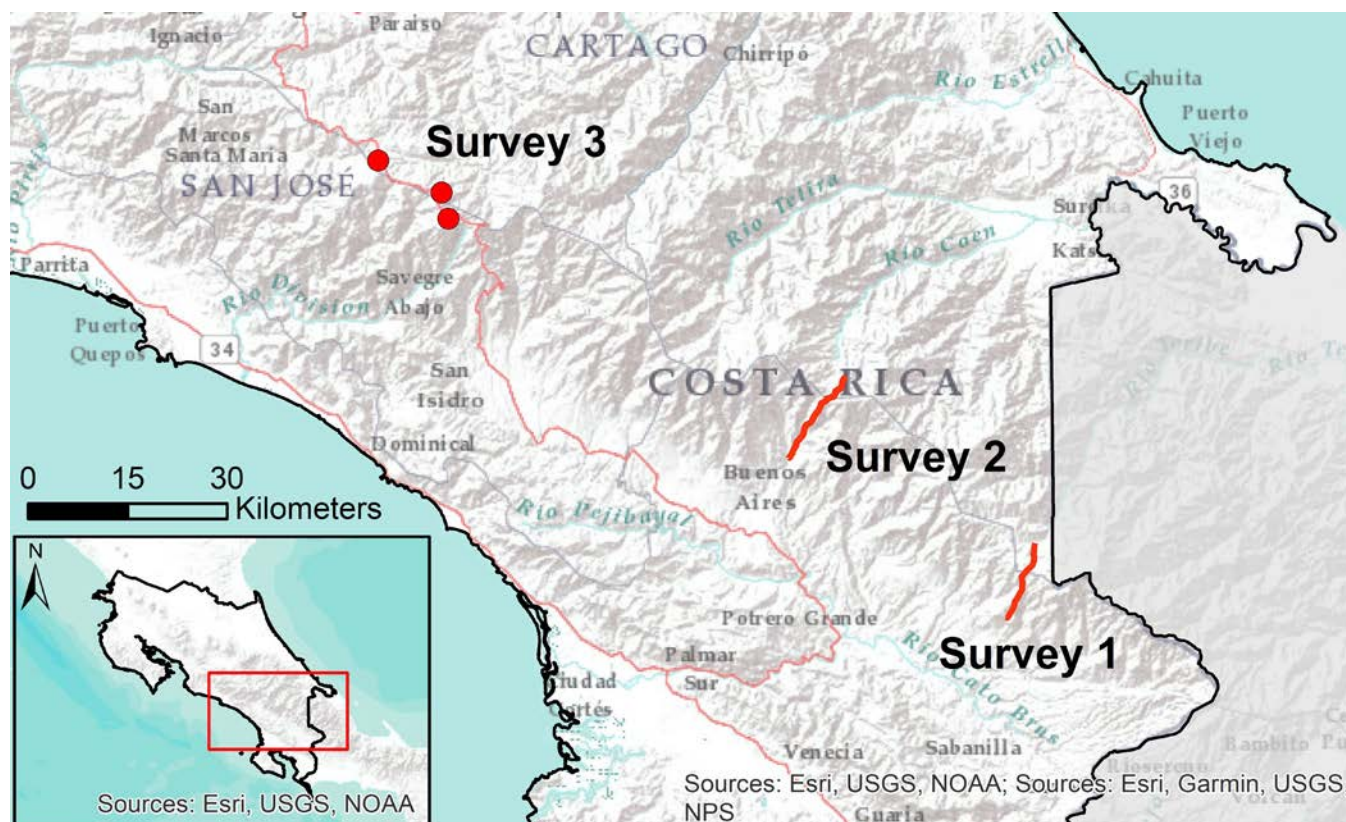


Figura 1. Descripción general de los sitios estudiados. /Figure 1. Overview of prospected sites.

Collection; NHNH Extant Specimen Records; KUBI Herpetology Collection; Museum of Comparative Zoology, Harvard; ZFMK Herpetology Collection; UTA Amphibians; University of Michigan Museum of Zoology; LSUMZ Herps Collection) and citizen science repositories (inaturalist.com; observation.org) that provided an overview of existing and recent species observations. Thus, below, we elaborate on the records of several species of amphibians and reptiles that constitute distribution extensions, relevant natural history observations, or rediscoveries of species which have not been recorded for multiple decades. A full list of our herpetofauna records from the aforementioned three areas is available upon request.

***Bolitoglossa bramei* / *Bolitoglossa gomezi* Wake, Savage & Hanken, 2007.** Provincia de Limón; Cantón de Talamanca; Distrito Telire; Parque Internacional La Amistad, along a trail descending from the continental divide, just after crossing the Río Lori (9.3561 N, 83.2195 W, 1,887 m a.s.l.), recorded on 8 August 2021 around 19:45 h (Fig. 3A). The individual was identified as a member of the *B. bramei* – *B. gomezi* species group based on

moderately webbed hands and feet, truncate toe tips with well-developed subterminal pads, brownish-red dorsal colour which becomes lighter posteriorly along the trunk, and grey-black venter and flanks with light cream flecks (Wake et al., 2007). Photo voucher UTADC 9766 (University of Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection, as *B. cf. gomezi*); ID verified by Eduardo Boza-Oviedo and Jonathan Campbell. This is the second record for the *B. bramei* – *B. gomezi* species group from Provincia de Limón, extending the distribution 21 km west in a straight line from the closest known locality for *B. bramei* at Cerro Dudu, and 25 km northwest in a straight line from the closest known locality for *B. gomezi* on the continental divide at Cerro Kasir (Boza-Oviedo et al., 2012). *Bolitoglossa bramei* and *B. gomezi* cannot be distinguished from each other based on colour pattern alone (Wake et al., 2007). Recent phylogenetic work revealed that two lineages of this group occur seemingly intermittently in the area visited by us (i.e. along the Cordillera de Talamanca between Ujarrás and the Panamanian border); one of these corresponds to *B. bramei*, while the other was attributed to *B. gomezi*, even though the authors acknowledge that the latter

ID is tentative given that genetic material from the type locality of *B. gomezi* near San Vito is not available (Boza-Oviedo et al., 2012). Whether the second lineage indeed comprises *B. gomezi*, or represents an undescribed lineage from the same species group, remains unclear. Syntopic species included *Bolitoglossa splendida* Boza-Oviedo, Rovito, Chaves, García-Rodríguez, Artavia, Bolaños & Wake, 2012 (see also below), *Craugastor aenigmaticus* Arias, Chaves & Parra-Olea, 2018, and *Pristimantis caryophyllaceus* (Barbour, 1928).

***Bolitoglossa compacta* Wake, Brame & Duellman, 1973.** Provincia de Limón; Cantón de Talamanca; Distrito Telire; Parque Internacional de la Amistad, near a cabin in the Valle del Silencio at multiple locations along a trail leading to the Rio Terbí (9.1114 N, 82.9621 W, 2467 m a.s.l.), recorded on 1 August 2021 between 19:00 h and 22:00 h (Figs. 4B, C). Identified as *B. compacta* based on colour pattern, consisting of dark grey to

black dorsal and ventral colouration with bright red patches on the upper dorsum, tail, and head. Photo voucher UTADC 9767-9770 (University of Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection); ID verified by Jonathan Campbell. Our records fall within the known distribution and elevation range, but are noteworthy because all observed *B. compacta* displayed clearly visible, pale-coloured postiliac glands (Fig. 4C; see also Wake et al., 1973) which might represent a previously unnoticed diagnostic character for this species. Two consecutive night surveys resulted in records of four individuals of this species, of which two were found ~1.50 m high up on moss covered tree branches, one was climbing ~2.50 m high in vegetation, and one was walking on the forest floor. One of the recorded individuals (an adult male), recognizable by its colour pattern, had been photographed before during an excursion led by a local nature guide in November 2020 (Spizaetus Tours, pers. com.). The salamander was recorded ~70 m from where it was initially found

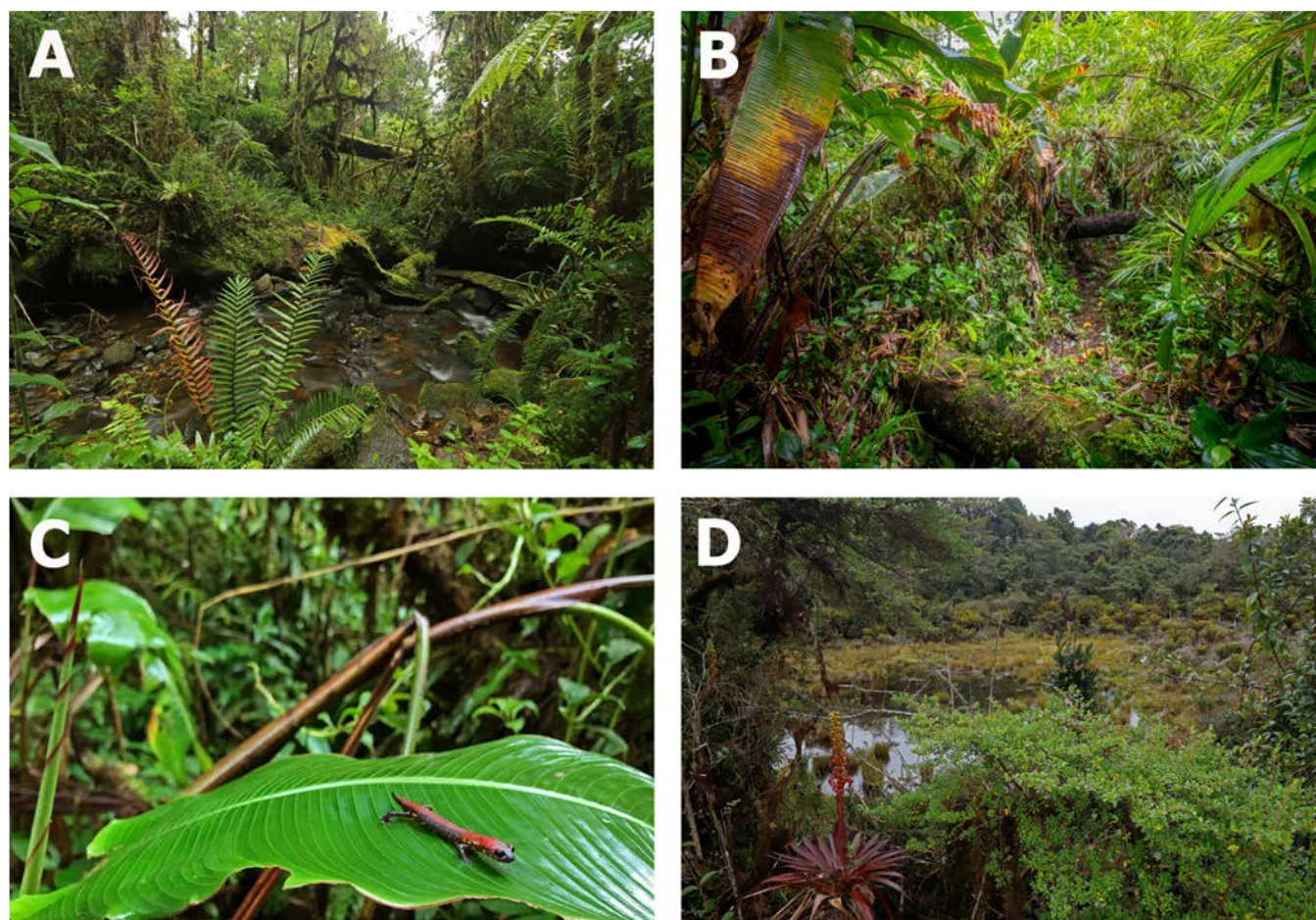


Figura 2. Ejemplo de hábitats en (A) Valle del Silencio (muestreo 1), (B) y (C) Cerro Arbolado (muestreo 2), y (D) Macizo de la Muerte (muestreo 3).

Figure 2. Exemplary habitats in (A) Valle del Silencio (survey 1), (B) & (C) Cerro Arbolado (survey 2), and (D) Macizo de la Muerte (survey 3).

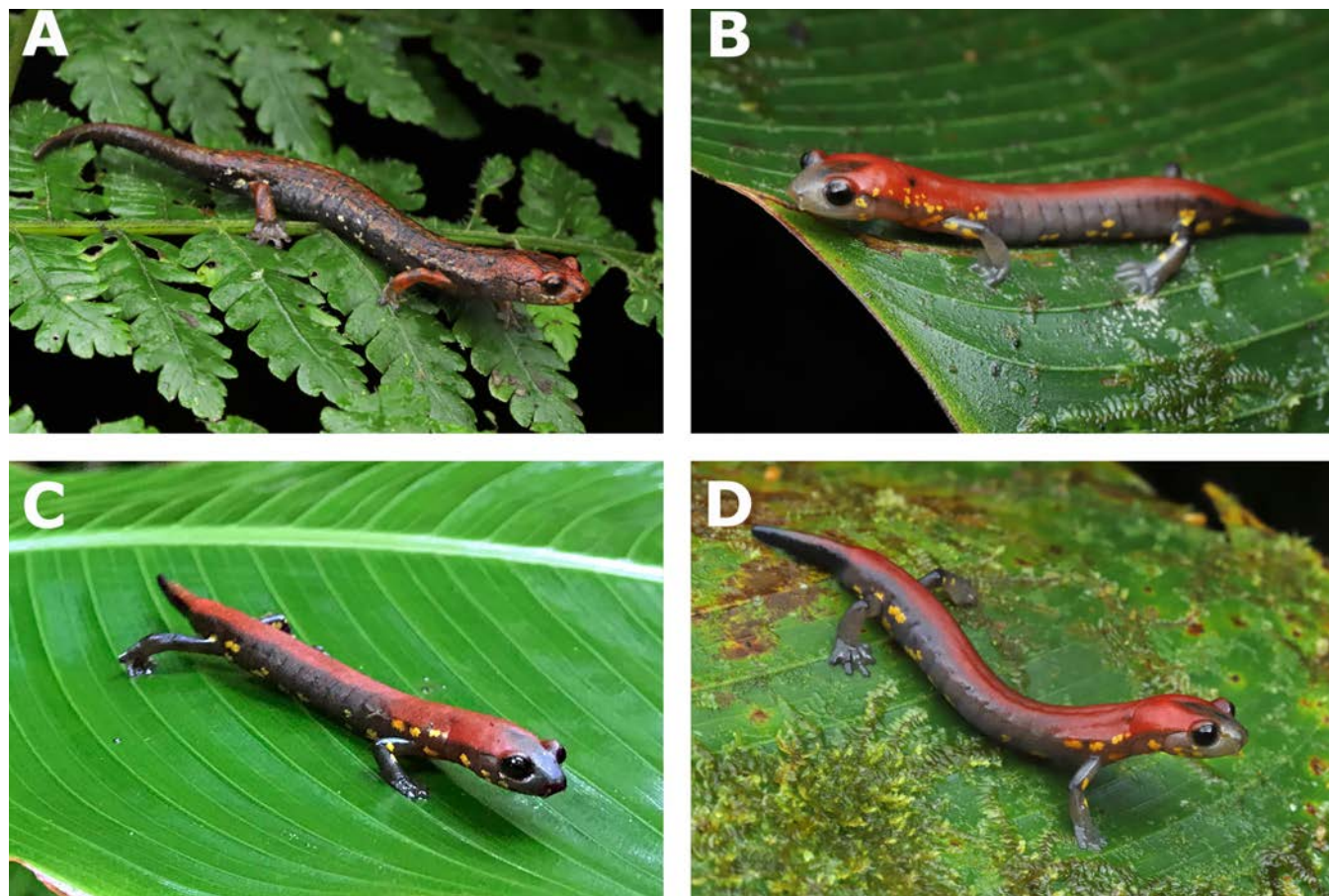


Figura 3. Registros destacados del Cerro Arbolado (área 2). (A) *Bolitoglossa bramei* / *Bolitoglossa gomezi*. (B) *Bolitoglossa splendida*, flanco izquierdo. (C) *Bolitoglossa splendida*, coloración diurna. (D) *Bolitoglossa splendida*, coloración nocturna.

Figure 3. Noteworthy records from the Cerro Arbolado (area 2). (A) *Bolitoglossa bramei* / *Bolitoglossa gomezi*. (B) *Bolitoglossa splendida*, left flank. (C) *Bolitoglossa splendida*, day-time colouration. (D) *Bolitoglossa splendida*, night-time colouration.

in 2020. Syntopic species included *Craugastor podiciferus* (Cope, 1875), *Diasporus ventrimaculatus* Chaves, García-Rodríguez, Mora & Leal, 2009 and *Isthmohyla pictipes* (Cope, 1875; see also below).

***Bolitoglossa sooyorum* Vial, 1963.** Provincia de Cartago; Cantón de El Guarco; Distrito San Isidro de El Guarco; in a small extension of Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte touching the Carretera Interamericana, wedged in between two isolates of Reserva Forestal Río Macho near Salsipuedes (9.6485 N, 83.8455 W, elevation 2,768 m a.s.l.) recorded on 10 August 2021 around 22:00 h (Fig. 5A). Identified as *B. sooyorum* based on long and slender limbs, moderately-webbed (3/4) hands and feet, distinctly-flattened rounded digits that extend beyond the webbing, and its dark lavender brown dorsal, limb, and feet colour, interspersed by profuse, minute, yellow cream flecks (Vial, 1963). Photo voucher UTADC 9777 (University of

Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection); ID verified by Jonathan Campbell and Twan Leenders. Our observation comprised a single individual that was recorded sitting exposed in a large arboreal bromeliad at a height of ~1.60 m during light rain, in the direct vicinity of the type locality. To the best of our knowledge, *B. sooyorum* has not been formally recorded for decades (no records available via www.gbif.org after 1994). However, salamanders characterized by a similar colour pattern as the individual observed by us have in recent years been increasingly recorded in the vicinity of the *B. sooyorum* type locality, often by citizen scientists. These salamanders are generally identified as *Bolitoglossa cerroensis* (Taylor, 1952) (see e.g., www.inaturalist.org, n = 7 observations since 2010). Yet, *B. cerroensis* was described as having a cream-coloured dorsum with brown stippling and longitudinal streaking, a dark upper tail, dark upper eyelids, and ventral cream mottling. This

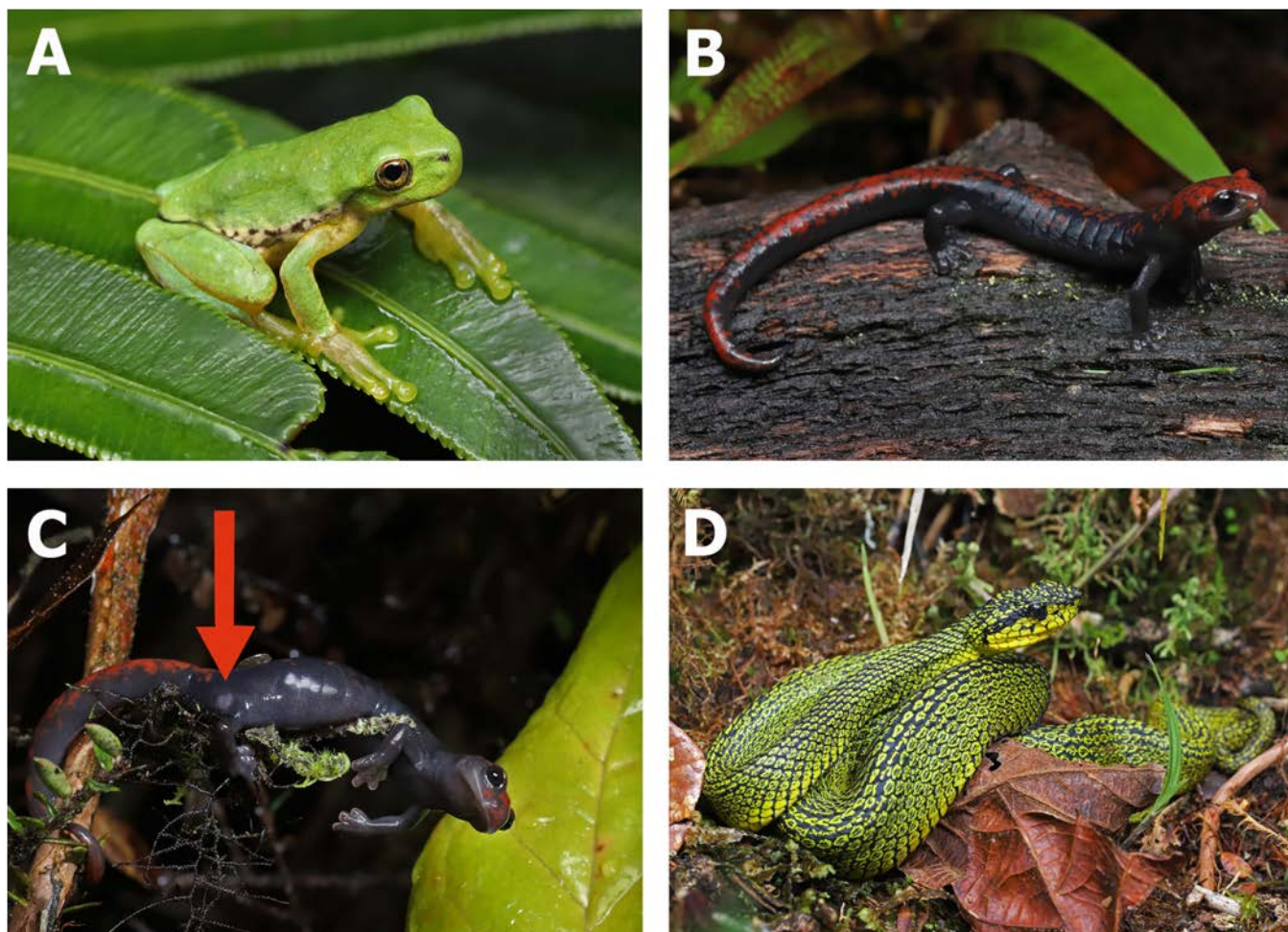


Figura 4. Registros destacados del Valle del Silencio (área 1). (A) *Isthmohyla pictipes*, metamorfo. (B) *Bolitoglossa compacta*, macho. (C) *Bolitoglossa compacta*, fotografiada tal como se encuentra. Tenga en cuenta la glándula postiliaca claramente visible (indicada por la flecha roja). (D) *Bothriechis nigroviridis*, hembra, fotografiada tal como se encuentra.

Figure 4. Noteworthy records from the Valle del Silencio (area 1). (A) *Isthmohyla pictipes*, metamorph. (B) *Bolitoglossa compacta*, male. (C) *Bolitoglossa compacta*, photographed as found. Note the clearly visible postiliac gland (indicated by the red arrow). (D) *Bothriechis nigroviridis*, female, photographed as found.

description as well as the drawings of *B. cerroensis* in Taylor (1952), strikingly differ from salamanders observed in the vicinity of the *B. sooyorum* type locality. Instead, the salamanders from this area strongly match with the description of *B. sooyorum* by Vial (1963). Thus, we attribute the individual observed by us to that species. Moreover, we tentatively suggest that the observations made by citizen scientists might have been incorrectly assigned to *B. cerroensis*, while they actually constitute observations of *B. sooyorum*. Recent phylogenetic work confirms that *B. sooyorum* and *B. cerroensis* constitute separate evolutionary lineages, as opposed to being part of a single, morphologically variable species (e.g., Batista et al., 2014; Kubicki and Arias, 2016). A clear need hence exists for further research into salamander systematics along the Macizo de la Muerte, in order to shed light

on the occurrence and relationships of its various salamander species (García-París et al., 2000). Syntopic species included *Isthmohyla picadoi* (Dunn, 1937).

***Bolitoglossa splendida* Boza-Oviedo, Rovito, Chaves, García-Rodríguez, Artavia, Bolaños & Wake, 2012.** Provincia de Limón; Cantón de Talamanca; Distrito Telire; Parque Internacional La Amistad, along a trail descending from the continental divide, just after crossing the headwaters of the Río Lori (9.3561 N, 83.2195 W, 1,887 m a.s.l.), recorded on 8 August 2021 at 20:17 h (Fig. 3B, C, D). Identified as *B. splendida* based on colour pattern, consisting of a deep red dorsum and bright yellow flecks on the extremities, lower flanks, neck, and posterior jaw. Photo voucher UTADC 9778 (University of Texas

at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection); ID verified by Jonathan Campbell and Twan Leenders. This is the second record (and second individual) of *B. splendida*, roughly 1,050 m east in a straight line from the type locality, but north of the Río Lori. Like the holotype, the individual was female and

found in the evening on the upper side of a *Heliconia* sp. leaf, at a height of ~1.50 m above the surface. Like the holotype, the newly recorded individual was missing its tail. The individual displayed a notable difference between day time and night time colouration not described in the original description (Boza-



Figura 5. Registros destacados del Macizo de la Muerte (área 3). (A) *Bolitoglossa saoyorum*. (B) *Bolitoglossa tica*.

Figure 5. Noteworthy records from the Macizo de la Muerte (area 3). (A) *Bolitoglossa saoyorum*. (B) *Bolitoglossa tica*.

Oviedo et al., 2012); i.e. the colouration of the snout, flanks and extremities changed from a blackish colouration during day-time to a purplish-grey colouration during night-time (Fig. 3C, D). Syntopic species included *B. bramei* / *B. gomezi*, *C. aenigmaticus*, and *P. caryophyllaceus*.

***Bolitoglossa tica* García-París, Parra-Olea & Wake, 2008.** Provincia de San José; Cantón de Dota; Distrito Copey; along a road branching off the Carretera Interamericana just south of Salsipuedes (9.6458 N, 83.8474 W, elevation 2,765 m a.s.l.), recorded on 10 August 2021 between 19:00 h and 22:00 h (Fig. 5B). Six individuals were found crawling on mossy road banks. Identified as *B. tica* based on a combination of the following characteristics: particularly well-defined head, long and slender tail, reddish-brown dorsal colouration with a darker tail, and whitish flecks on the lower flanks and venter (García-París et al., 2008; Leenders, 2016). Not all individuals displayed whitish flecks. Photo voucher UTADC 9779-9781 (University of Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection); ID verified by Jon Campbell and Twan Leenders. Our records extend the highly restricted distribution of this species about 6.3 km south in a straight line from the closest known locality near Tres de Junio along the Carretera Interamericana, and increases the elevation limit for *B. tica* from 2500 m to 2765 m (García-París et

al., 2008). Syntopic species included *Bolitoglossa pesrubra* (Taylor, 1952) and *I. picadoi*.

***Isthmohyla pictipes* (Cope, 1875).** Provincia de Limón; Cantón de Talamanca; Distrito Telire; Valle del Silencio, which is part of Parque Internacional de la Amistad, near a cabin along a trail leading to the Río Terbí (9.1119 N, -82.9614 W, 2,466 m a.s.l.), recorded on 2 August 2021 around 20:00 h (Fig. 4A). Identified as *I. pictipes* based on colour pattern, comprising a bright-green dorsum, and a whitish band with dark mottling separating the dorsum and venter, the latter being brightly yellow coloured. Photo voucher UTADC 9795 (University of Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection); ID verified by Jonathan Campbell and Twan Leenders. This rare hylid is listed as Critically Endangered on The IUCN Red List of Threatened species as a result of drastic declines attributed to *B. dendrobatidis* (IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2020). A single metamorph was found on a leaf at ~1.20 m above the surface. The individual showed impaired locomotion activity reminiscent of *B. dendrobatidis* infection. Syntopic species included *B. compacta*, *C. podiciferus*, and *D. ventrimaculatus*. Chaves-Acuña et al. (2020) recently reviewed the (historical) distribution, paucity of recent records, and status of *I. pictipes*. Its distributional range stretches from the northern slopes of the Cordillera Central in Costa Rica

through the highlands of the Cordillera de Talamanca, where the type locality is located (“between Cerro Pat and the headwaters of the Río Lari, elev. 1,520–2,135 m”, Arias & Chaves, 2014) and reaches its southernmost limit in La Amistad International Park bordering Panama (Bolaños et al., 2008). While between the years of 1957 and 1979 more than 200 observational records were submitted to public collections, the last record was documented in the mid 90ies (Chaves-Acuña et al., 2020, Appendices 1, 2). Although it is true that most of the species’ range has not been exhaustively surveyed by herpetologists (Bolaños, 2009; García-Rodríguez et al., 2012; IUCN 2020), several recent surveys have been conducted in highland areas close to sites of historical and potential occurrence for *I. pictipes* (Abarca, 2012; Acosta-Chaves et al., 2015; Hertz et al., 2012), which have not led to any new observations. However, in their recent publication, Chaves-Acuña et al. (2020) report findings of adults and larvae of *I. pictipes* in the Cerro de la Muerte region, roughly two decades after it was last registered. Thus, the observation presented here constitutes, to the best of our knowledge, the first sighting in several decades from the eastern Costa Rican Cordillera de Talamanca, located roughly 93 km southeast in a straight line from the nearest site of recent rediscovery. The rediscovery of *I. pictipes* at several sites in the Cordillera de Talamanca, together with recently reported records of *I. angustilineata* (Taylor, 1952) (Nishida 2006) and *I. rivularis* (Taylor, 1952) (Olsen & Cossel, 2014; Jiménez et al., 2019), could “indicate a trend towards reappearance in stream-breeding congeners that have remained undetected for several years or even decades in Costa Rica” (Chaves-Acuña et al., 2020). The near simultaneous rediscovery of *I. pictipes* (including adults, metamorphs and tadpoles) at several sites from which they had previously disappeared is a significant result for the conservation of *I. pictipes*.

***Bothriechis nigroviridis* Peters, 1859.** Provincia de Limón; Cantón de Talamanca; Distrito Telire; Parque Internacional de la Amistad, on two different locations on and along a trail (9.1145 N, 82.9622 W and 9.1237 N, 82.9613 W, 2,469 m and 2,431 m a.s.l.), recorded on August 2, 2021 around 11:00 h and 14:00 h (Fig. 4D). Identified as *B. nigroviridis* based on its unmistakable colour pattern, and on distribution (Doan et al., 2016). Photo voucher UTADC 9782-9783 (University of Texas at Arlington Collection of Vertebrates Digital Collection); ID verified by Jonathan Campbell. Two female individuals were encountered during a day hike, basking on ground level on and along the trail. Our records fall within the known distribution and elevation range, but are noteworthy because they confirm that at the highest elevations, where night temperatures drop significantly, *B. nigroviridis* appears to be chiefly diurnal and ground-dwelling,

rather than arboreal and nocturnal (e.g., Leenders, 2019). Syntopic species included *Mesaspis monticola* (Cope, 1878).

CONCLUDING REMARKS

In summary, the noteworthy records reported here include the rediscovery of *Isthmohyla pictipes* in the eastern section of the Costa Rican Cordillera de Talamanca, the second record of *Bolitoglossa splendida*, and the geographical and elevational range extension for *B. tica* and *B. bramei* / *B. gomezi*. We comment on the morphology and ecology of *Bolitoglossa compacta*, and the ecology of *Bothriechis nigroviridis*. Finally, we discuss the status of *Bolitoglossa sooyorum* and *B. bramei* / *B. gomezi*, emphasising the need for further research into salamander systematics along the slopes of the Macizo de la Muerte and the eastern section of the Costa Rican Cordillera de Talamanca. Ultimately, the objective of publishing anecdotal records, like the ones presented here, is to eventually aid in assessing the species’ conservation status as well as to inform future conservation efforts and further focused research.

Acknowledgements.- Eberhard Meyer provided invaluable information and contacts that formed the basis for our surveys in La Amistad. Mario Scoth Delgado Solís and the team at Asociación de Productores La Amistad (AsoProLa) organized and supported the visit to the Valle del Silencio. Marvin Villanueva Morales and his family generously hosted us before and after our survey at the *B. splendida* type locality, which was made possible by Ama-Deo and Tomás Figüeroa, Daniel Obando, and Adrián Cisneros Ríos. Michael Franzen commented on a previous version of the manuscript. Eduardo Boza-Oviedo, Jonathan Campbell, Gunther Köhler, and Twan Leenders assisted with identification of several species.

CITED LITERATURE

- Abarca, J., G. Chaves, A. García-Rodríguez, & R. Vargas. Reconsidering extinction: rediscovery of *Incilius holdridgii* (Anura: Bufonidae) in Costa Rica after 25 years. 2010. *Herpetological Review* 41:150-152.
- Abarca, J., 2012. Cambios en la estructura de la comunidad de anuros (Amphibia: Anura) en el Cerro Chompipe, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED* 20:9-15.
- Acosta-Chaves, V., G. Chaves, J. Abarca, A. García-Rodríguez & F. Bolaños. 2015. A checklist of the amphibians and reptiles of Río Macho Biological Station, Provincia de Cartago, Costa Rica. Checklist 11:1784.



- Arias, E. & G. Chaves. 2014. 140 years after William M. Gabb's climb to Cerro Pico Blanco. *Mesoamerican Herpetology* 1:176-180.
- Batista, A., G. Köhler, K. Mebert, & M. Vesely. 2014. A new species of *Bolitoglossa* (Amphibia: Plethodontidae) from eastern Panama, with comments on other members of the *adspersa* species group from eastern Panama. *Mesoamerican Herpetology* 1:97-121.
- Bolaños, F., G. Chaves, & J. Savage. 2008. *Isthmohyla pictipes*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Boza-Oviedo, E., S.M. Rovito, G. Chaves, A. García-Rodríguez, L.G. Artavia, F. Bolaños & D.B. Wake. 2012. Salamanders from the eastern Cordillera de Talamanca, Costa Rica, with descriptions of five new species (Plethodontidae: *Bolitoglossa*, *Nototriton*, and *Oedipina*) and natural history notes from recent expeditions. *Zootaxa* 3309:36-61.
- Chaves, G., H. Zumbado-Ulate, A. García-Rodríguez, E. Gómez, V.T. Vredenburg & M.J. Ryan. 2014. Rediscovery of the critically endangered streamside frog, *Craugastor taurus* (Craugastoridae), in Costa Rica. *Tropical Conservation Science* 7:628-638.
- Chaves-Acuña, W., G. Chaves, J. Klank, E. Arias, F. Bolaños, A. Shepack, T. Leenders, J. Cossel & J. Faivovich. 2020. Recent findings of *Isthmohyla pictipes* (Anura: Hylidae) in Costa Rica: variation and implications for conservation. *Zootaxa* 4881:499-514.
- Doan, T.M., A.J. Mason, T.A. Castoe, M. Sasa & C.L. Parkinson. 2016. A cryptic palm-pitviper species (Squamata: Viperidae: *Bothriechis*) from the Costa Rican highlands, with notes on the variation within *B. nigroviridis*. *Zootaxa* 4138:271-290.
- García-París, M., D.A. Good, G. Parra-Olea & D.B. Wake. 2000. Biodiversity of Costa Rican salamanders: Implications of high levels of genetic differentiation and phylogeographic structure for species formation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97:1640-1647.
- García-París, M., G. Parra-Olea & D.B. Wake. 2008. Description of a new species of the *Bolitoglossa subpalmata* group (Caudata: Plethodontidae) from Costa Rica. *Herpetological Journal* 18:23-31.
- González-Maya, J.F., J.L. Belant, S.A. Wyatt, J. Schipper, J. Cardenal, D. Corrales, I. Cruz-Lizano, A. Hoepker, A.H. Escobedo-Galván, F. Castañeda & A. Fischer. 2013. Renewing hope: the rediscovery of *Atelopus varius* in Costa Rica. *Amphibia-Reptilia* 34:573-578.
- Hertz, A., S. Lotzkat, A. Carriza, M. Ponce, G. Kohler & B. Streit. 2012. Field notes on findings of threatened amphibian species in the central mountain range of western Panama. *Amphibian & Reptile Conservation* 6:9-30.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020. *Isthmohyla pictipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020. <http://www.iucnredlist.org> [Accessed on 15 November 2021]
- Jiménez, R. & G. Alvarado. 2017. *Craugastor escoces* (Anura: Craugastoridae) reappears after 30 years: Rediscovery of an "extinct" Neotropical frog. *Amphibia-Reptilia* 38: 257-259.
- Jiménez, R.R., E. Ballesterio, J.D. Astorga, E. Rodríguez & G. Alvarado. 2019. *Isthmohyla rivularis* (American Cinchona Plantation Treefrog). *Herpetological Review* 50:322.
- Kubicki, B. & E. Arias. 2016. A beautiful new yellow salamander, genus *Bolitoglossa* (Caudata: Plethodontidae), from the northeastern slopes of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Zootaxa* 4184:329-346.
- Leenders, T. 2016. *Amphibians of Costa Rica. A Field Guide*. Cornell University Press, Ithaca and London, USA. and the UK.
- Leenders, T. 2019. *Reptiles of Costa Rica. A Field Guide*. Cornell University Press, Ithaca and London, USA and the UK.
- Lips, K.R., P.A. Burrowes, J.R. Mendelson III & G. Parra-Olea. 2005. Amphibian declines in latin america: widespread population declines, extinctions, and impacts. *Biotropica* 37:163-165.
- Marshall, J.S. 2007. The geomorphology and physiographic provinces of Costa Rica. Pp. 1-51. In J. Bundschuh & G.E. Alvarado (Eds). *Central America: Geology, Resources and Hazards*. London, U.K., CRC Press.
- Nishida, K. 2006. Encounter with *Hyla angustilineata* Taylor, 1952 (Anura: Hylidae) in cloud forest of Costa Rica. *Brenesia* 66:78-81.
- Olsen, A.C. & J.O. Cossel. 2014. Observations of a remnant population of the critically endangered frog *Isthmohyla rivularis* on the Monteverde Cloud Forest Preserve, Costa Rica. *Herpetological Review* 45:205-208.
- Pounds, J., M.R. Bustamante, L.A. Coloma, J.A. Consuegra, M. Fogden, P. Foster, E.L. Marca, K. Masters, A. Merino-Viteri, R.



- Puschendorf, S. Ron, G. Sánchez-Azofeifa, C. Still, B. Young. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439:161-7.
- Salazar-Zúñiga, J.A., W. Chaves-Acuña, G. Chaves, A. Acuña, J.I. Abarca-Odio, J.Lobon-Rovira, E. Gómez-Méndez, A.C. Gutiérrez-Vannucchi, F. Bolaños. 2019. The most frog-diverse place in Middle America, with notes on the conservation status of eight threatened species of amphibians. *Amphibian & Reptile Conservation* 13:304-322.
- Sasa, M., G. Chavez & L.W. Porras. 2010. The Costa Rican Herpetofauna: Conservation Status and Future Perspectives. Pp. 510-603. In Wilson L.D., J.H. Townsend & J.D. Johnson (Eds.), *Conservation of Mesoamerican Amphibians and Reptiles*. Eagle Mountain Publishing, Eagle Mountain, Utah, USA.
- Savage, J.M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica*. The University of Chicago Press, Chicago, U.S.A.
- Taylor, E.H. 1952. The salamanders and caecilians of Costa Rica. *University of Kansas Science Bulletin* 34:695-791.
- Vial, J.L. 1963. A new plethodontid salamander (*Bolitoglossa sooyorum*) from Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 11:89-97.
- Wake, D.B., A.H. Brame, W.E. Duellman. 1973. New species of salamanders, genus *Bolitoglossa*, from Panama. *Natural History Museum of Los Angeles County. Contributions in Science* 248:1-19.
- Wake, D.B., J.M. Savage & J. Hanken. 2007. Montane salamanders from the Costa Rica–Panama border region, with descriptions of two new species of *Bolitoglossa*. *Copeia* 2007:556-565.
- Whitfield, S.M., K.R. Lips & M.A. Donnelly. 2016. Amphibian Decline and Conservation in Central America. *Copeia* 104:351-379.
- Zumbado-Ulate, H., K.N. Nelson, A. García-Rodríguez, G. Chaves, E. Arias, F. Bolaños, S.M. Whitfield & C.L. Searle. 2019. Endemic infection of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Costa Rica: implications for amphibian conservation at regional and species level. *Diversity* 11:129.
- Zumbado-Ulate, H., K. Neam, A. García-Rodríguez, L. Ochoa-Ochoa, G. Chaves, J.E. Kolby, S. Granados-Martínez, A. Hertz, F. Bolaños, D. Ariano-Sánchez, R.Puschendorf, C.L. Searle. 2022. Ecological correlates of extinction risk and persistence of direct-developing stream-dwelling frogs in Mesoamerica. *Global Ecology and Conservation* 38:e02197.



HERPETOFAUNA EN UN PAISAJE RURAL DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

HERPETOFAUNA IN A RURAL LANDSCAPE OF THE SIERRA MADRE ORIENTAL, SAN LUIS POTOSÍ, MEXICO

JAIME COLÍN-MARTÍNEZ¹ & RUBÉN PINEDA-LÓPEZ^{1*}

¹Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Avenida de las Ciencias S/N Juriquilla Delegación Santa Rosa Jáuregui. Querétaro, México. C.P. 76230.

*Correspondence: rpineda62@hotmail.com

Received: 2021-11-30. **Accepted:** 2023-03-23. **Published:** 2023-05-24.

Editor: Nancy Mejía Domínguez, México.

Abstract. – The conservation of the rich Mexican herpetofauna is strongly threatened by anthropization. This has caused alteration in more than half of the country, necessitating an evaluation of the herpetofauna in anthropized environments. This work evaluated the richness and composition of the herpetofauna in differently altered environments of a rural landscape of the Sierra Madre Oriental in San Luis Potosí, Mexico. The hypotheses proposed were that the submontane scrub as a more natural environment would present a greater richness than anthropized environments (urban and agricultural), and that the composition of species would be different between these environments. The sampling design was stratified by habitat, which each contained seven plots were sampled four times during the rainy season of 2015. The completeness of the sampling was calculated, and the richness, diversity and composition were compared. Twelve species were registered during the study, five of which have conservation status or are endemic to Mexico. The environment with highest richness was the submontane scrub, which also contained all the species of conservation concern or endemic to Mexico. The urban environment presented fewer reptile species, but more amphibians, possibly due to the presence of a waterbody. The agricultural environment presented fewer species and individuals. The composition of species was different between environments, although there were important differences between the plots of each environment. These results support the original hypotheses and indicate the need to focus management actions mainly around wetlands and waterbodies, as well as agroecosystems.

Keywords. – Amphibians, reptiles, urban fauna, crops, anthropization, beta diversity.

Resumen. – La conservación de la importante riqueza herpetofaunística de México está fuertemente amenazada por la antropización, que ha causado alteración en más de la mitad del país, por lo que la herpetofauna debe ser evaluada en ambientes antropizados. Este trabajo evaluó la riqueza y composición de la herpetofauna en tres ambientes con diferentes niveles de alteración de un paisaje rural de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí, México. Las hipótesis planteadas fueron que el matorral submontano como ambiente conservado presentaría mayor riqueza de especies que los ambientes antropizados (agrícola y urbano con un cuerpo de agua), y que la composición de especies es diferente entre dichos ambientes. El diseño de muestreo fue estratificado por ambiente, en cada uno fueron muestreadas siete parcelas en cuatro ocasiones durante temporada de lluvia del 2015. La completitud del muestreo fue calculada, y la riqueza, diversidad y composición de especies fueron comparadas. Durante el estudio fueron registradas 12 especies, cinco de ellas con estatus de conservación o endémicas a México. El ambiente con mayor riqueza fue el matorral submontano, que además presentó todas las especies con estatus de conservación y endémicas. El ambiente urbano presentó menos especies de reptiles, pero más de anfibios, posiblemente debido a la presencia de un cuerpo de agua. El ambiente agrícola presentó menos especies e individuos. La composición de especies fue diferente entre ambientes, si bien hay importantes diferencias entre las parcelas de cada ambiente. Es importante realizar acciones de manejo principalmente alrededor del cuerpo de agua y en la zona de cultivos.

Palabras clave. – Anfibios, reptiles, fauna urbana, cultivos, antropización, diversidad beta.



INTRODUCCIÓN

México es considerado uno de los países megadiversos del mundo, que en conjunto contienen del 65 a 70% de la riqueza mundial de especies (Mittermeier et al., 1997; Sarukhán et al., 2009). Ocupa el segundo lugar en diversidad de reptiles y el quinto lugar en el mundo en diversidad de anfibios (Uest et al., 2023; Frost, 2023), con 972 especies nativas de reptiles de las cuales el 60.1% son endémicas, y con 423 especies nativas de anfibios con un endemismo del 69.3% (Balderas-Valdivia, 2023). De las cifras totales, un 46% de los anfibios y un 45.8% de los reptiles se encuentran en alguna categoría de amenaza de acuerdo a la norma oficial mexicana (SEMARNAT, 2019), y alrededor del 80% de los anfibios y reptiles endémicos de México están amenazados (Johnson et al., 2017). Estos amplios porcentajes de especies en amenaza están ligados principalmente a la antropización (Wilson et al., 2013b; Johnson et al., 2017), que se define como el grado de modificación de un ecosistema original por efectos causados por actividades humanas (Martínez-Dueñas, 2010).

Un alto porcentaje de los ecosistemas del país han sido transformados por el ser humano: 22% presenta vegetación secundaria y un 28% son zonas agrícolas, pastizales para el ganado o zonas urbanas, lo que suma al menos un 50% del territorio sin cobertura vegetal original (Challenger & Soberón, 2008; Martínez-Meyer et al., 2014). Esto representa un impacto importante para la fauna, ya que la antropización generalmente fragmenta y reduce el hábitat de los animales al provocar cambios de temperatura, humedad, y disposición de alimento, refugio y lugares para la reproducción (Cushman, 2006; Gardner et al., 2007), que son factores que reducen la heterogeneidad de microhábitats en los ambientes antropizados, lo que puede afectar negativamente a anfibios y reptiles (Ramírez-Bautista et al., 2014; French et al., 2018; Boissinot et al., 2019), especialmente en ambientes con un impacto antrópico extenso como en zonas altamente urbanizadas y agrícolas con monocultivos, donde se ha reportado una reducción en la riqueza de especies de estos grupos y de otros vertebrados (McKinney, 2002; Michael et al., 2018; Hansen et al., 2019).

Para conservar la biodiversidad mexicana se ha creado en México un sistema de Áreas Naturales Protegidas, las cuales contienen tanto ambientes conservados como antropizados. Sin embargo, un importante número de especies de reptiles y de anfibios no están representados en dicho sistema (Ochoa-Ochoa et al., 2009; Cruz-Elizalde et al., 2018). Por todo lo anterior es importante implementar acciones de conservación en ecosistemas antropizados, donde están presentes muchas de las especies amenazadas (Meza-Parral y Pineda, 2015; Domínguez-

Vega et al., 2019; Lara-Tufiño et al., 2019). Sin embargo, pocos estudios han sido generados en relación a la diversidad de anfibios y reptiles en agroecosistemas y zonas urbanas de México (Domínguez-Vega et al., 2019; Leyte-Manrique et al., 2022), y en general estos grupos están pobremente estudiados en zonas fragmentadas en el trópico y en zonas en desarrollo a nivel mundial, donde hay mayor deforestación y más especies amenazadas (Brum et al., 2022; Tan et al., 2023).

Ante este panorama, el objetivo del presente trabajo fue evaluar y comparar la riqueza y composición de especies de la herpetofauna en tres diferentes ambientes: urbano, cultivos y matorral submontano, en un paisaje rural de la Sierra Madre Oriental. Las hipótesis planteadas son: 1) los ambientes de cultivo y urbano, al presentar mayor antropización, tienen una riqueza de especies menor que el matorral submontano mayormente conservado, y 2) la composición de especies es diferente entre ambientes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la comunidad de El Tepozán, que se encuentra ubicada en el municipio de Cerritos en el estado de San Luis Potosí (22° 23' 70" N, 100° 20' 57.17" O), a una altitud media de 1,240 m s.n.m. dentro de la Sierra Madre Oriental (Fig. 1). Presenta clima semiseco-semicálido, temperatura media anual entre 16 - 22 °C y una precipitación anual entre 300 - 700 mm. Su suelo tiene base en rocas sedimentarias y mantiene una vegetación en los alrededores de matorral submontano (INEGI, 2009). Mantiene una población de 315 habitantes (INEGI, 2010). Los ambientes que se consideraron en este estudio fueron: matorral submontano relativamente conservado, y el urbano y los cultivos que están ampliamente antropizados, como se describe a continuación.

Matorral submontano (matorral de aquí en adelante): Se encuentra relativamente conservado. El área muestreada se ubica al oeste de la comunidad (alrededor de 22° 23' 23.76" N, 100° 21' 10.19" O), a una altitud que va de 1255 a 1280 m s.n.m. y con una pendiente entre 5.4 y 6.7 %. Presenta árboles como palo vidrioso (*Neopringlea integrifolia*), huacalillo (*Acacia berlandieri*), mezquite (*Prosopis* sp.), matorral (*Eysenhardtia polystachya*), arrastradilla (*Opuntia* sp.), cualzorra (*Karwinskia humboldtiana*), ocotillo (*Gochnatia hypoleuca*), barreta (*Helietta parvifolia*), y huizache (*Acacia* spp.; datos propios).

El uso de suelo que ha tenido este lugar es la extracción de madera para leña y elaboración de sillas, actividad que se realiza

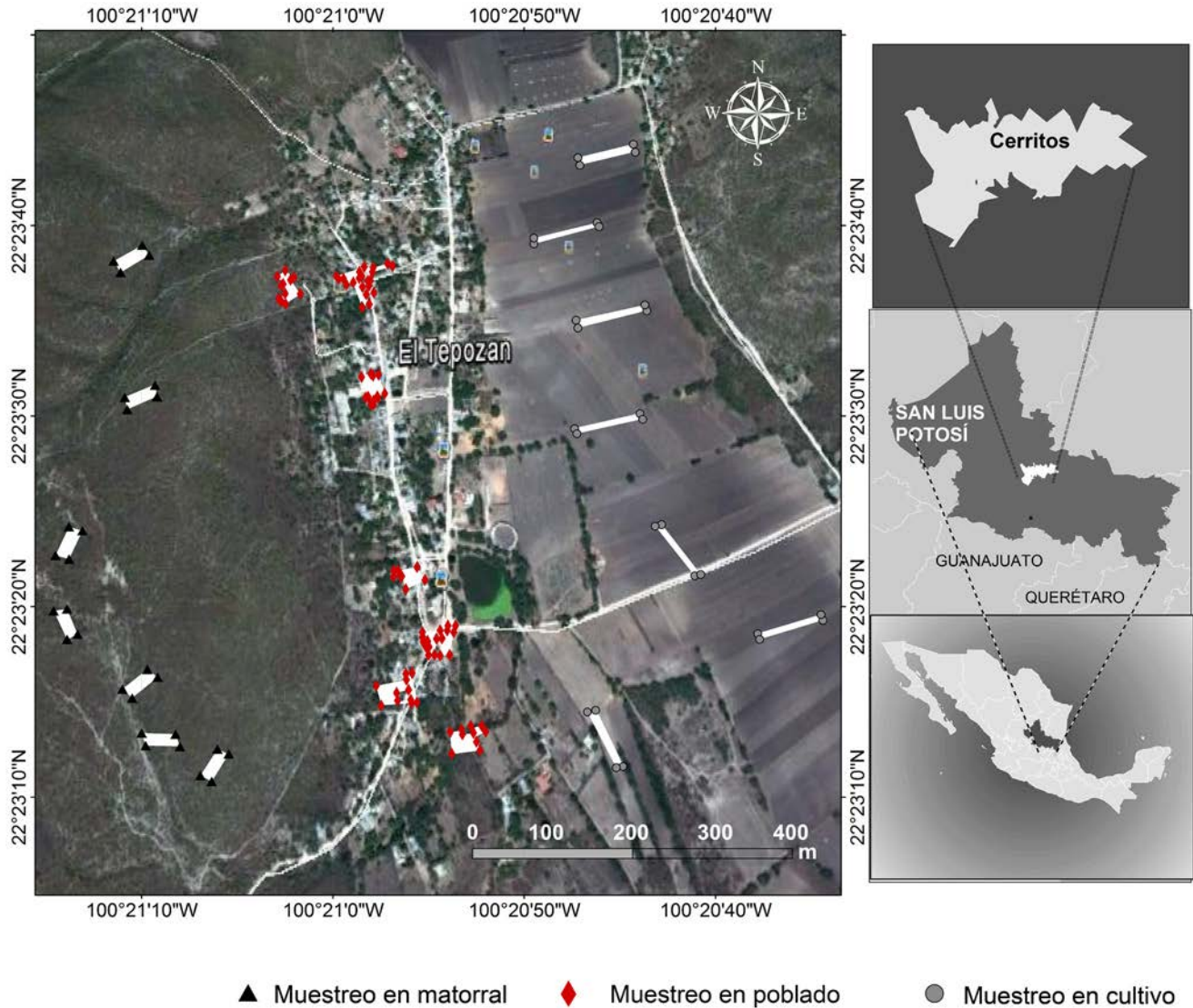


Figure 1. Location of the municipality of Cerritos and of the sampled plots in the town of El Tepozán (Google Earth, 2017).

Figura 1. Ubicación del municipio de Cerritos y de las parcelas de muestreo en la localidad de El Tepozán (Google Earth, 2017).

desde hace aproximadamente 200 años, pero desde hace 40 años ha disminuido considerablemente, al igual que la ganadería extensiva (Alvarado *com. pers.*).

Zona urbana: Corresponde al poblado de El Tepozán (0.42 km² y altitud de 1,215 - 1,240 m s.n.m.). Las huertas de las casas tienen especies vegetales del matorral y árboles frutales y de ornato, como ficus (*Ficus benjamina*), naranja (*Citrus × sinensis*), limón (*Citrus aurantifolia*), calabaza (*Cucurbita maxima*), durazno (*Prunus persica*), membrillo (*Cydonia oblonga*), laurel de la India (*Ficus macrocarpa*), begonias (*Begonia × erythrophylla*), rosales (*Rosa chinensis*), nogales (*Juglans regia*), jacarandas (*Jacaranda*

mimosifolia), bugambilias (*Bougainvillea glabra*), guayaba (*Psidium guajava*), granada (*Punica granatum*), helechos (*Nephrolepis* sp.) y ciprés (*Cupressus* sp.), además de pequeños cultivos. Esta zona presenta mayor abundancia de animales domésticos como ganado vacuno, gatos, perros y gallinas (*obs. pers.*).

Zona de cultivos: Tiene altitudes entre los 1,200 - 1,206 m s.n.m. Presentó cultivos de maíz (*Zea mays*) con pocas plantas de calabaza (*Cucurbita maxima*) y girasol (*Helianthus annuus*, *obs. pers.*). Es de agricultura de temporal y es sembrado dos veces al año (Martínez *com. pers.*).

Trabajo de campo

La unidad de muestro fueron parcelas de 1000 m² en un diseño estratificado (Foster, 2011). Fueron ubicadas siete parcelas en cada hábitat, lo más regular posible de acuerdo a la accesibilidad a los sitios y con distancias entre ellas de 50 a 200 m, excepto dos parcelas en la zona urbana que fue necesario colocarlas a una distancia de 30 m (Fig. 1). En el matorral cada parcela fue de 20 × 50 m, ubicadas a una distancia del poblado entre 70 y 370 m; en la zona urbana tuvieron una forma irregular puesto que se colocaron en patios y huertos principalmente, tres de ellas ubicadas cerca (10 - 60 m) a un estanque de 0.57 ha; en los cultivos fueron de 100 × 10 m, con una distancia mínima de 60 m al área urbana. Se marcaron los límites de las parcelas con pintura en aerosol en el matorral, en la zona urbana se utilizaron elementos propios del lugar y en los cultivos se utilizó un GPS.

En cada parcela dos personas buscaron anfibios y reptiles durante cuatro horas en cuatro ocasiones: dos en horario diurno (de 10:00 a 14:00 h) y dos por la noche (de 20:00 a 24:00 h), durante la época de lluvias de julio a principios de octubre de 2015. El esfuerzo de muestreo para cada ambiente fue de 224 horas/persona, y el total fue de 672 horas/persona. Las parcelas fueron muestreadas al azar en cada repetición. Para evitar contar dos veces el mismo individuo, y caer así en una pseudoréplica (Hurlbert, 1984), la abundancia fue considerada como el número máximo observado de cada especie en alguna de las cuatro repeticiones en cada parcela de muestreo (Johnson, 2008).

Los organismos fueron buscados en microhábitats: bajo rocas y troncos, entre la hojarasca, en grietas y sobre árboles, de acuerdo a los lineamientos de Manzanilla & Pefaur (2000). Los ejemplares fueron manejados según fue necesario: las serpientes con ganchos herpetológicos, pinzas tong y a mano con guantes de carnaza (Jiménez-Velázquez et al., 2012); los anuros se capturaron a mano con guantes de látex desechables para evitar la transmisión de enfermedades infecciosas, como la quitridiomycosis (Phillott et al., 2010); las lagartijas fueron capturadas a mano o con una caña con un cordel en su extremo (Jiménez-Velázquez et al., 2012). Todos los ejemplares fueron capturados y colocados temporalmente en sacos de manta o recipientes de plástico de 0.5 L, se les tomaron fotografías y se identificaron a nivel de especie mediante las claves de Smith & Taylor (1966), Bezy & Camarillo-Rangel (2002), Dixon & Lemos-Espinal (2010), Lemos-Espinal & Dixon (2013), y Ramírez-Bautista et al. (2014). Se les midió y registró la longitud total y la longitud hocico-cloaca con vernier o cinta métrica (mm), y su peso corporal (g) en una balanza. Cuando fue necesario una mayor observación se contó con un estereoscopio Leica en la misma localidad. Posteriormente todos los ejemplares fueron

liberados en el sitio de captura. Los datos ambientales tomados para cada captura fueron: fecha, hora, coordenadas geográficas, altitud, temperatura, humedad y microhábitat, de acuerdo a los lineamientos de Manzanilla & Pefaur (2000). La colecta fue realizada bajo autorización de la Dirección General de Vida Silvestre, mediante oficio con clave SGPA/DGVS/00401/15. Los nombres de las especies se actualizaron de acuerdo a Wilson et al. (2013a, b).

Análisis de datos

Los análisis fueron realizados para el conjunto de anfibios y reptiles. Para calcular la eficiencia del inventario fue utilizado el promedio de los estimadores Jackknife 1 y Chao 1, los cuales están basados en el número de especies raras (Magurran, 2004) y han demostrado tener un buen desempeño (Walther & Moore, 2005). Este análisis fue llevado a cabo en el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013).

Para comparar la riqueza y diversidad de especies para cada ambiente, fueron utilizados los números efectivos de especies (Jost, 2006), que son el número de especies que tendría una comunidad si todas contaran con la misma abundancia (máxima equidad), y son una medida sencilla de describir la diversidad, además de que sus valores son directamente comparables (Jost, 2006; Moreno et al., 2011). Para este análisis fueron tomados en cuenta los órdenes de diversidad cero (⁰D), que no considera la abundancia y corresponde a la riqueza de especies, uno (¹D) que considera la abundancia de cada especie, y dos (²D) que da mayor peso a las especies más abundantes (Jost, 2006). La comparación de estos valores fue realizada a una cobertura de muestra de 0.9 en el programa iNEXT, que utiliza interpolaciones y extrapolaciones de los datos observados (Chao et al., 2016). Fueron utilizados intervalos de confianza del 84 %, que son apropiados para inferencias equivalentes a $p < 0.05$ (Payton et al., 2004).

Para visualizar la participación relativa de cada especie en el ensamblaje de cada ambiente estudiado (*sensu* Stroud et al., 2015), fueron empleadas curvas de rango-abundancia, donde las especies fueron ubicadas en orden descendente de sus abundancias relativas a lo largo del eje de las abscisas. Una ventaja de estas curvas es que los patrones contrastantes de riqueza de especies se muestran claramente (Magurran, 2004).

Para mostrar la diferencia en la composición de especies (diversidad beta) entre las parcelas y ambientes muestreados fue usada la técnica de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (NMDS por sus siglas en inglés), la cual crea un gráfico que muestra las parcelas de muestreo con base

a su composición de especies. Este método se ha elegido frecuentemente para la representación gráfica de las relaciones de comunidad (Clarke, 1993). Para realizar esta técnica se utilizó el índice de Jaccard que toma en cuenta la presencia de las especies, y el índice de Bray-Curtis que considera la abundancia ponderada de cada especie (Magurran, 2004). Para verificar la significancia de los grupos observados en la prueba anterior, se realizó una prueba de similitudes ANOSIM, la cual es una prueba no paramétrica y prueba la hipótesis nula de que no existen diferencias en la composición de las comunidades entre hábitats. Además, en una segunda prueba compara todos los hábitats entre sí con la corrección de Bonferroni para disminuir el riesgo de falsas diferencias significativas (Clarke & Green, 1988; Magurran, 2004). Estos análisis fueron llevados a cabo en el programa PAST 2.17c (Hammer et al., 2001).

Se realizó un análisis de partición de la diversidad beta para evaluar que tanto de su valor se debe a la diferencia de composición de especies entre ambientes, y que tanto a las parcelas muestreadas. Se utilizó el modelo aditivo de la diversidad (Moreno & Rodríguez, 2010; Jurasinski et al., 2012) de la siguiente manera: $\gamma = \alpha + \beta \text{ parcelas} + \beta \text{ ambientes}$, donde γ es la diversidad gamma (el total de las especies en el conjunto de ambientes estudiados), α es la diversidad alfa (riqueza promedio en todas las parcelas), y $\beta \text{ parcelas}$ y $\beta \text{ ambientes}$ son la diversidad beta debida a la diferencia de composición de especies entre parcelas y entre ambientes, respectivamente. Fue usado el programa PARTITION 3 (Veech & Crist, 2009), que compara los valores observados con los resultantes de múltiples aleatorizaciones de los datos para evaluar la probabilidad de que se deban al azar. Fueron utilizadas 1000 aleatorizaciones y un nivel de significancia de $P < 0.025$ o $P > 0.975$, ya que es una prueba de dos colas al interesar que la beta observada sea diferente del azar, ya sea mayor o menor que los resultados de las aleatorizaciones.

RESULTADOS

La herpetofauna registrada en este estudio se encuentra compuesta por nueve familias, nueve géneros y 12 especies (tres anuros y nueve reptiles). Nueve especies fueron observadas en el matorral (un anfibio y ocho reptiles), seis en el ambiente urbano (tres anfibios y tres reptiles) y cuatro en los cultivos (dos anfibios y dos reptiles). Tres de las especies están consideradas en la legislación mexicana como sujetas a protección especial (*Eleutherodactylus verrucipes*, *Sceloporus grammicus* y *Lepidophyma sylvaticum*), y dos son endémicas a México (*Sceloporus spinosus* y *Plestiodon brevirostris*, SEMARNAT, 2019). Estas cinco especies se encontraron en el matorral, tres en la zona urbana y una en los

cultivos (Cuadro 1). La eficiencia de muestreo general fue 71.4%. El ambiente urbano presentó la mayor eficiencia de muestreo (81.8%), seguido de los cultivos (68.4%) y el matorral (57.5%).

En cuanto a riqueza de especies ($^{\circ}D$), la mayor riqueza se observó en el matorral, mientras que el ambiente urbano y los cultivos presentaron una riqueza menor sin diferencia significativa entre ellos. Por su parte la diversidad ($^{\circ}D$ y 2D) no fue diferente entre los ambientes (Fig. 2). Las curvas de rango abundancia muestran que en el matorral presentó la mayor dominancia, y que las especies dominantes fueron diferentes para cada ambiente: *Sceloporus variabilis* en el matorral, *Incilius nebulifer* en el urbano, y *Scaphiopus couchii* y *Sceloporus spinosus* en los cultivos (Fig. 3). La abundancia total para cada ambiente presentó diferencias significativas ($\chi^2 = 32.17$, $P < 0.01$, $gl = 2$), en el matorral fue de 49 individuos, en el ambiente urbano de 35 y en los cultivos de seis.

La gráfica NMDS mostró que los ensamblajes de los diferentes ambientes tienen diferencias en su composición, mayormente entre el matorral y los ambientes antropizados (urbano y cultivos), tanto con el índice de Jaccard como con el de Bray-Curtis (al ser semejantes sólo se muestra gráfica realizada con el índice de Bray-Curtis, Fig. 4). La diferencia entre los ensamblajes de los ambientes fue significativa, tanto de manera general (ANOSIM, $R = 0.69$, $P = 0.0001$), como entre cada uno de ellos ($P < 0.01$).

El modelo resultante de la partición de la diversidad beta fue significativo ($P < 0.025$) y presentó los siguientes valores: $\gamma (12) = \alpha (2.7) + \beta \text{ ambientes} (5.3) + \beta \text{ parcelas} (4)$.

DISCUSIÓN

El hecho de que se encontraron cinco especies con algún estatus de conservación o endémicas, muestra la importancia de estos ambientes para la conservación de la herpetofauna, que en el país se encuentra fuertemente amenazada (Wilson et al., 2013a, b). Los valores de la eficiencia de muestreo indican que es posible registrar más especies, principalmente en el matorral. Entre ellas, de acuerdo a su distribución potencial (Lemos-Espinal & Dixon, 2013), están: *Kinosternon integrum*, *Gerrhonotus ophiurus*, *Masticophis mentovarius*, *Dryomarchon melanurus*, *Lampropeltis annulata*, *Oxybelis aeneus*, *Crotalus atrox*, y *Crotalus molossus*; de las cuales, *K. integrum*, *C. atrox* y *C. molossus* están sujetas a protección especial y *K. integrum* es además endémica (SEMARNAT, 2019).

Lo anterior resalta la importancia del matorral en la conservación de la herpetofauna. Además, en el matorral es muy

Table 1. Taxonomic list of the herpetofauna recorded in El Tepozán, San Luis Potosí. Conservation data and habitats where they were found are included. NOM: Official Mexican Standard 059, where Pr: subject to special protection. IUCN: International Union for Conservation of Nature, Vu: vulnerable, Lc: least concern, E: endemic species to Mexico, M: scrub, U: urban, C: crops.

Tabla 1. Listado taxonómico de la herpetofauna registrada en El Tepozán, San Luis Potosí. Se incluyen datos de conservación y hábitats donde se encontraron. NOM: Norma Oficial Mexicana 059, donde Pr: sujeta a protección especial. IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Vu: vulnerable, Lc: preocupación menor, E: especies endémicas a México, M: matorral, U: urbano, C: cultivos.

Orden/Familia	Especie	Estado de conservación		E	Hábitat
		NOM	IUCN		
Anura					
Bufonidae	<i>Incilius nebulifer</i>		Lc		U, C
Eleutherodactylidae	<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>	Pr	Vu	si	M, U
Scaphiropodidae	<i>Scaphiopus couchii</i>		Lc		U, C
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus grammicus</i>	Pr	Lc		M, U
	<i>Sceloporus spinosus</i>		Lc	si	M, U, C
	<i>Sceloporus variabilis</i>		Lc		M
Scincidae	<i>Plestiodon brevirostris</i>		Lc	si	M
	<i>Plestiodon tetragrammus</i>		Lc		M
Teiidae	<i>Aspidoscelis gularis</i>		Lc		M, C
Xantusiidae	<i>Lepidophyma sylvaticum</i>	Pr	Lc	si	M
Colubridae	<i>Salvadora grahamiae</i>		Lc		M
Elapidae	<i>Micrurus tener</i>		Lc		U

posible seguir encontrando un mayor número de especies debido a que es el ambiente que predomina en el paisaje (INEGI, 2009).

La reducción en la riqueza de especies en ambientes urbanos ha sido reportada para los anfibios, reptiles y otros vertebrados terrestres, si bien hay diferencias importantes entre diferentes zonas urbanas y las especies responden de manera diferente a la urbanización (McKinney, 2002; Hamer & McDonnell, 2008; Villaseñor et al., 2017; French et al., 2018). En el caso de anfibios, especies generalistas o con pocos requerimientos de dispersión son las que generalmente sobreviven en ambientes urbanos y suburbanos (Hamer & McDonnell, 2008). En este estudio se registraron tres especies de anuros en el ambiente urbano, dos más que en el matorral. La presencia de un cuerpo de agua en la zona urbana podría estar relacionado con la presencia de más especies de anuros, como se reporta en otros estudios (Parris, 2006; Wells, 2007; Sawatzky et al., 2019). Además, este embalse posiblemente influyó en la presencia de la serpiente *Micrurus tener*, ya que el individuo recolectado fue encontrado en una de

las parcelas aledañas, es una especie asociada a microhábitats de mucha humedad (Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2009, 2014), y se han reportado efectos positivos de los embalses en la riqueza de reptiles semiacuáticos en ambientes antropizados (French et al., 2018).

Los reptiles sí presentaron una reducción en su riqueza dentro del ambiente urbano, lo que es una muestra del impacto que estos ambientes tienen sobre las poblaciones de la mayoría de los reptiles, aún en poblados pequeños como en el presente, debido a factores como la mortandad por humanos o por gatos domésticos y la modificación del hábitat (Ramírez-Bautista et al., 2014; French et al., 2018). Sin embargo, al mantener a la mitad de las especies registradas, incluyendo dos con estatus de conservación, y mantener una abundancia relativamente similar a la encontrada en el matorral, la zona urbana puede colaborar en la conservación de la herpetofauna que ha superado la alteración del ambiente, como ha sido observado en otras ciudades pequeñas de ambientes rurales (Palis, 2018).

Dentro de las características que pueden estar favoreciendo la presencia de reptiles en la zona urbana muestreada está el cuerpo de agua, como ya se ha señalado, además de la cercanía al ambiente natural de matorral al ser un poblado pequeño, una vegetación abundante en algunos puntos (jardines, lotes baldíos) y presencia abundante de estructuras que les proveen refugio y sitios de termoregulación como cercas de piedra.

Pocas especies fueron observadas en el ambiente de cultivos, lo cual se ha reportado en otros trabajos, especialmente para monocultivos que provocan que la disponibilidad de microhábitats adecuados sea reducida (Bionda et al., 2013; Pacheco-Figueroa et al., 2015; Lara-Tufiño et al., 2019). En este estudio, aunque no se trata de monocultivos, el espacio dedicado a la agricultura es poco heterogéneo, debido a que no cuenta con vegetación arbórea ni otros elementos que den lugar a microhábitats tales como cercas, piedras sueltas o madera. Además, las especies encontradas en los cultivos fueron poco

abundantes, con uno o dos individuos, por lo que la abundancia en este ambiente fue muy reducida respecto a la encontrada en los ambientes urbano y matorral. Entre las especies encontradas en los cultivos, *Scaphiopus couchii* no se ha reportado asociada a cultivos y fue encontrada sólo al principio de la época de lluvias, posiblemente debido a que se congrega en charcas temporales para reproducirse (Vredenburg, 2008; Lemos-Espinal & Dixon, 2013); mientras que *Incilius nebulifer* es una especie que puede ser encontrada en gran variedad de ambientes, incluyendo zonas agrícolas y periurbanas donde haya cuerpos de agua dispersos (Lemos-Espinal & Dixon, 2013).

Lo anterior muestra la posible influencia del cuerpo de agua, que también está cercano a los cultivos, como se ha registrado en otros estudios (Boissinot et al., 2019). Otra especie observada en los cultivos fue *Aspidoscelis gularis*, que es característica de bosque tropical caducifolio, matorral submontano, matorral xerófilo y llanuras (Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al.,

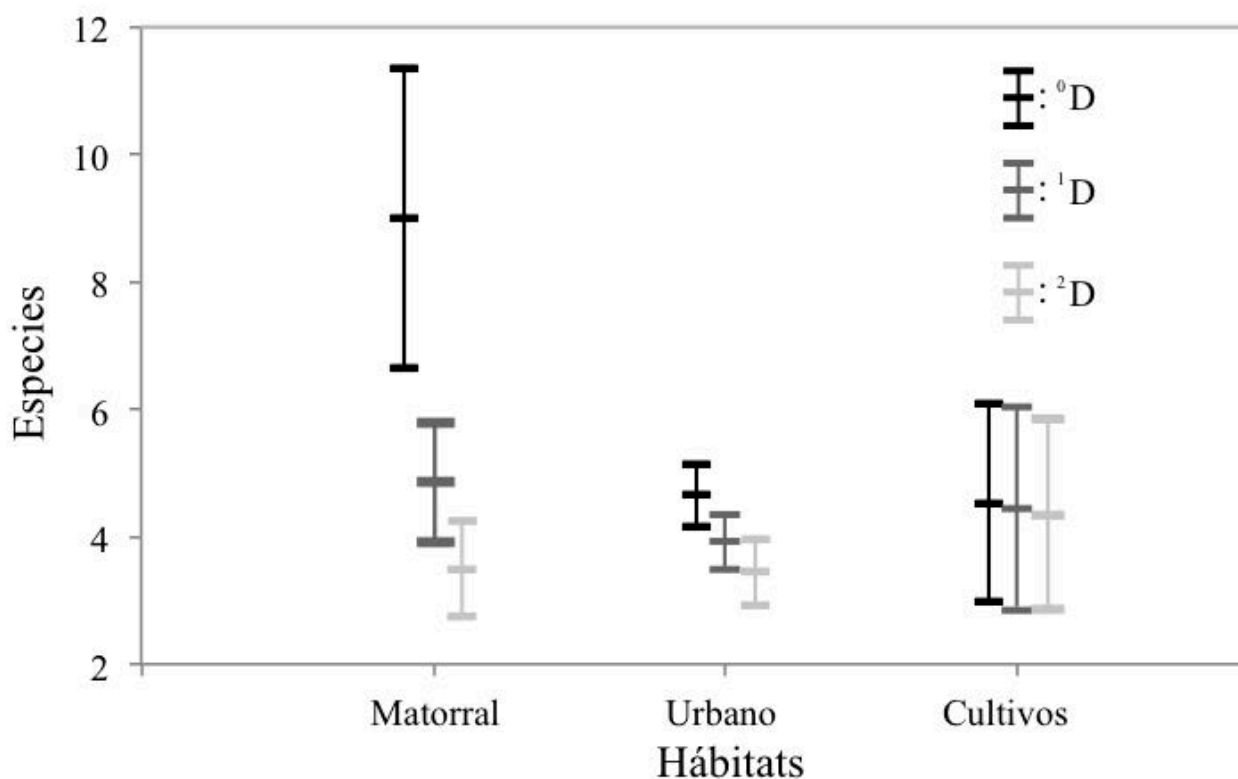


Figure 2. Comparison of richness ($^{\circ}D$) and diversity of species (1D and 2D), in environments of the El Tepozán community, at a sample coverage of 0.9 and with confidence intervals of 84%.

Figura 2. Comparación de la riqueza ($^{\circ}D$) y de la diversidad de especies (1D y 2D), en ambientes de la comunidad de El Tepozán, a una cobertura de muestra de 0.9 y con intervalos de confianza del 84%.

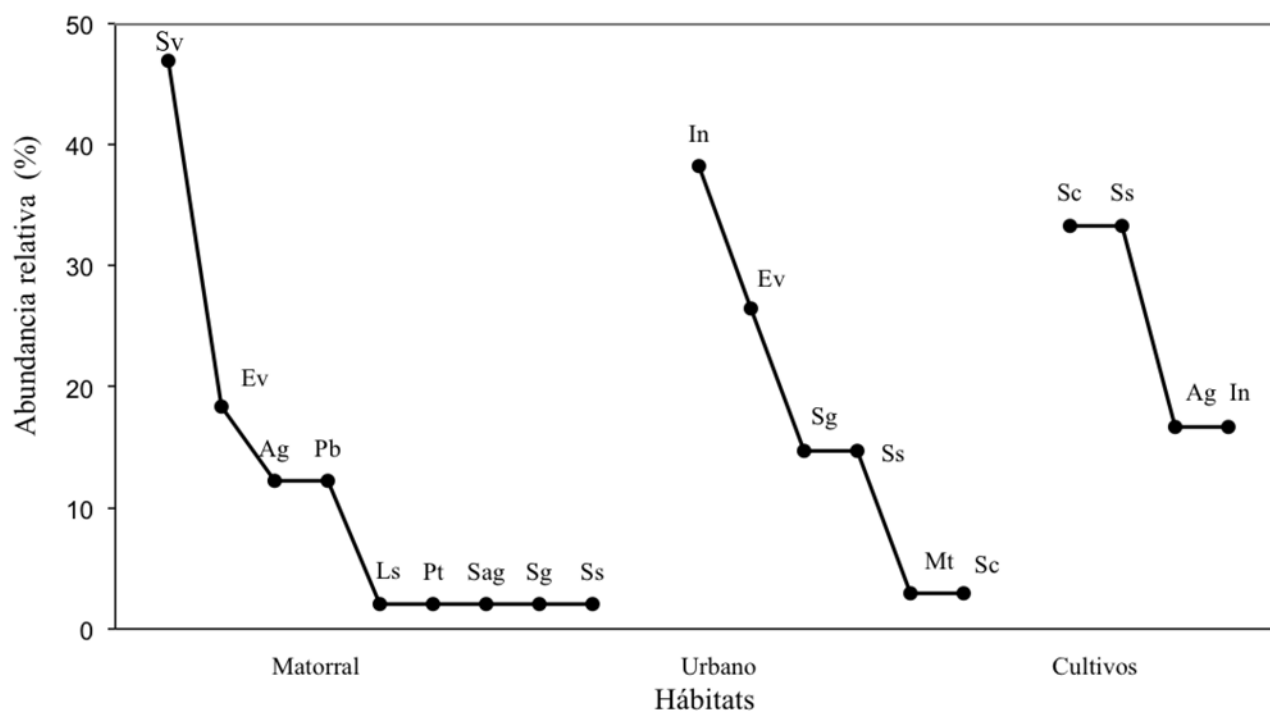


Figure 3. Rank-abundance curves by habitat. Ag: *Aspidoscelis gularis*, Ev: *Eleutherodactylus verrucipes*, In: *Incilius nebulifer*, Ls: *Lepidophyma sylvaticum*, Mt: *Micrurus tener*, Pb: *Plestiodon brevirostris*, Pt: *Plestiodon tetragrammus*, Sag: *Salvadora grahamiae*, Sc: *Scaphiopus couchii*, Sg: *Sceloporus grammicus*, Ss: *Sceloporus spinosus*, Sv: *Sceloporus variabilis*.

Figura 3. Curvas de rango-abundancia por hábitat. Donde Ag: *Aspidoscelis gularis*, Ev: *Eleutherodactylus verrucipes*, In: *Incilius nebulifer*, Ls: *Lepidophyma sylvaticum*, Mt: *Micrurus tener*, Pb: *Plestiodon brevirostris*, Pt: *Plestiodon tetragrammus*, Sag: *Salvadora grahamiae*, Sc: *Scaphiopus couchii*, Sg: *Sceloporus grammicus*, Ss: *Sceloporus spinosus*, Sv: *Sceloporus variabilis*.

2014), pero también ha sido reportada en cultivos dentro del estado de San Luis Potosí (Hernández-Ibarra & Ramírez-Bautista, 2006).

El que los órdenes de diversidad uno (1D) y dos (2D) no presentaron diferencias entre los ambientes, podría deberse a que en el matorral y en el ambiente urbano ocurrió una amplia diferencia entre las abundancias de sus especies (alta dominancia en conjunto con especies de abundancia mínima), lo cual provocó valores considerablemente bajos de estos niveles de diversidad; mientras que en los cultivos, las abundancias de las especies encontradas fueron semejantes (uno o dos individuos), por lo que en este caso los niveles 1 y 2 de diversidad presentaron pocos cambios con respecto de la riqueza. De igual manera, Lara-Tufiño et al. (2019) encontraron que zonas de cultivo tienen una alta equitatividad, sugiriendo que esto puede ser un indicativo del grado de perturbación.

La especie más abundante en el matorral y en el conjunto de los ambientes fue *Sceloporus variabilis*, que se ha reportado en una gran diversidad de ambientes naturales, como bosque mesófilo de montaña, bosque tropical caducifolio, bosque tropical perennifolio,

bosque de pino, matorral submontano y matorral xerófilo (Dixon & Lemos-Espinal, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2014).

La mayor abundancia relativa (dominancia) fue observada para *Sceloporus variabilis* en el matorral. Esta mayor dominancia está asociada a la mayor cantidad de especies (5) representadas por un sólo individuo: *Lepidophyma sylvaticum*, *Plestiodon tetragrammus*, *Salvadora grahamiae*, *Sceloporus grammicus* y *Sceloporus spinosus*. *Sceloporus spinosus* fue la única especie que se encontró en los tres hábitats, debido a su capacidad de ocupar una gran variedad de ambientes, incluyendo cultivos (Hernández-Ibarra & Ramírez-Bautista, 2006; Mendoza-Quijano et al., 2007). Los reptiles que fueron compartidos entre el hábitat urbano y el matorral fueron lagartijas (*Sceloporus grammicus* y *S. spinosus*), las cuales por sus hábitos arbóricolas se encuentran asociadas a vegetación arbórea desértica como el mezquite (Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2014), el cual se presentó tanto en el ambiente de matorral como en el urbano. Cinco especies fueron exclusivas para el matorral,

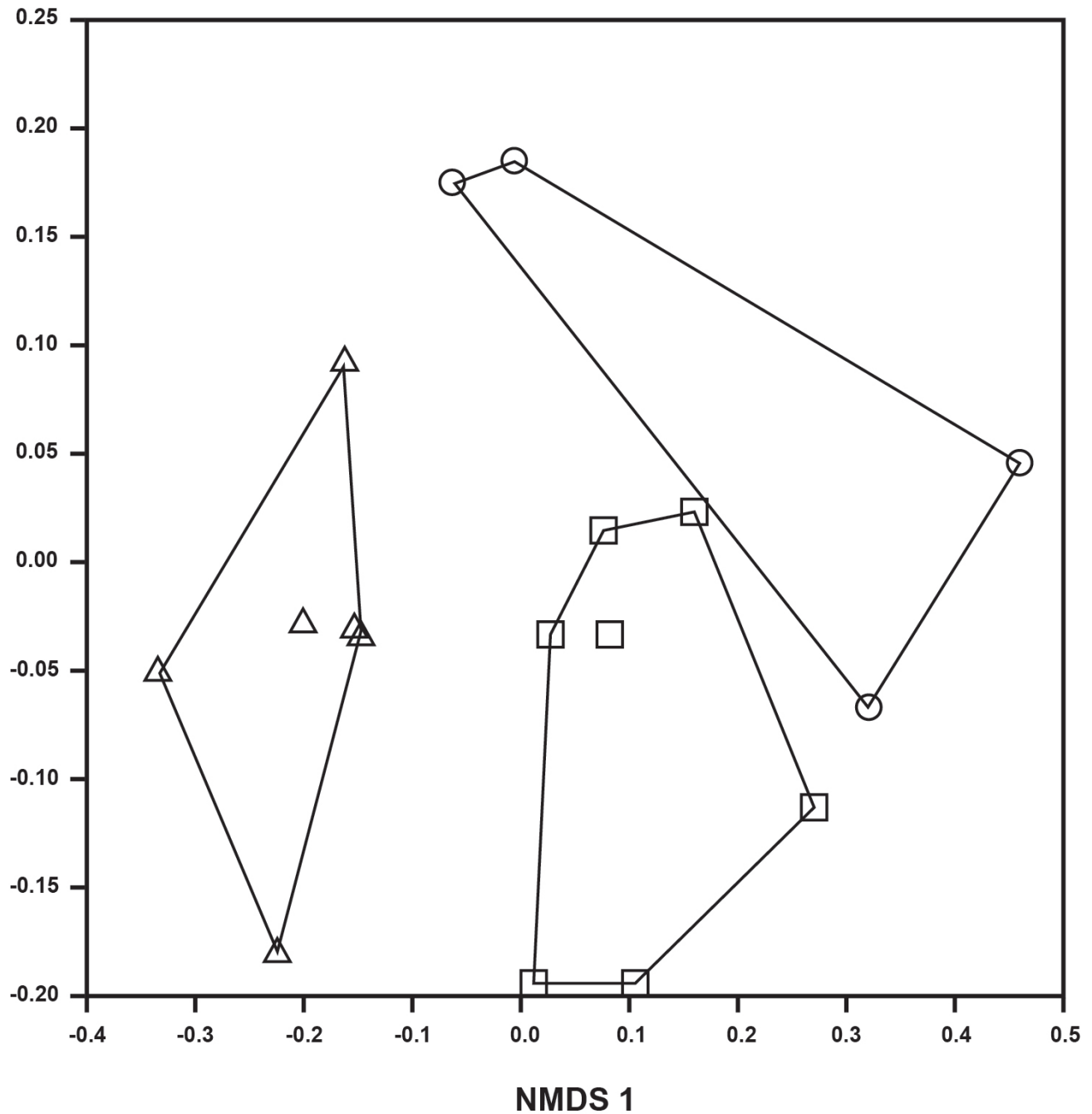


Figure 4. NMDS graph based on the Bray-Curtis index among the sampled plots. Polygons that include all plots by environment are shown: submontane scrub (Ma, triangles), urban (Ur, squares), and crops (Cu, circles).

Figura 4. Gráfica NMDS con base en el índice de Bray-Curtis entre las parcelas muestreadas. Se muestran polígonos que incluyen a todas las parcelas por ambiente: matorral submontano (Ma, triángulos), urbano (Ur, cuadrados), y cultivos (Cu, círculos).

entre las cuales las lagartijas del género *Plestiodon* y la especie *Lepidophyma sylvaticum* prefieren microhábitats húmedos con hojarasca y en laderas de monte (Mendoza-Quijano, 2007; Dixon

& Lemos-Espinal, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2013). De igual forma la culebra *S. grahamiae* prefiere hábitats con suficiente cobertura vegetal, troncos y rocas en abundancia (Dixon &

Lemos-Espinal, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2014). Por último, la presencia en el matorral del anfibio *Eleutherodactylus verrucipes* es posible porque es una especie con desarrollo directo, por lo que no depende de cuerpos de agua para reproducirse (Elinson et al., 1990; Vitt & Caldwell, 2014). Por su parte el ambiente urbano presentó una especie exclusiva (*M. tener*), y los cultivos ninguna.

En cuanto a la composición de especies, la mayor diferencia que presenta el matorral se debe a que, aunque modificado, es el hábitat natural predominante de la zona y presentó más especies exclusivas; mientras que los ambientes urbano y de cultivos presentaron menos diferencias entre sí, en parte debido al reducido número de especies que presentaron, y a las dos especies de anfibios que compartieron posiblemente por la influencia del cuerpo de agua que se encuentra entre ambos. Los valores del modelo de partición de la diversidad beta, mostraron que la diversidad en el conjunto de ambientes estuvo ampliamente definida por la diversidad beta, ya que la diversidad alfa es aproximadamente un tercio de la diversidad beta completa (β parcelas + β ambientes). Por otra parte, el valor de β ambientes fue sólo un poco mayor que β parcelas, lo que muestra una heterogeneidad importante entre los ensamblajes de parcelas de un mismo ambiente, casi tan alta como entre los ambientes. En general, los valores de la diversidad beta indican que no sólo debe considerarse el matorral para efecto de conservar las especies, sino también los ambientes modificados, como ha sido señalado por otros autores (Hansen et al., 2019; Lara-Tufiño et al., 2019).

Estos resultados apoyan la propuesta que los paisajes agropecuarios pueden conservar un porcentaje importante de fauna nativa, siempre y cuando estos ambientes sean heterogéneos y tengan parches de vegetación natural cerca (Tews et al., 2003; Martínez et al., 2015), lo cual es propio de la estructura rural tradicional en muchas partes de México (Sancho & Reinoso, 2012), y donde inclusive se ha reportado una mayor diversidad respecto de los ambientes naturales en el caso de las aves (Hiley et al., 2016).

También los resultados del presente trabajo sugieren implementar estrategias y acciones de conservación en las zonas antropizadas, tanto en la urbana como en los cultivos, como proveer de zonas de vegetación permanente alrededor del cuerpo de agua ya que es sitio de reproducción de anfibios y algunos reptiles, además de realizar un manejo del ambiente en las inmediaciones del cuerpo de agua, especialmente en la zona agrícola que es donde en otros estudios se ha registrado el mayor riesgo para los anfibios (Cushman, 2006) y donde el manejo

puede tener una fuerte influencia sobre la riqueza y diversidad de anfibios (Brüning et al., 2018; Sawatzky et al., 2019). En dicha zona el plantar líneas de setos vivos con especies vegetales nativas, puede aumentar la riqueza de especies en este ambiente (Boissinot et al., 2019) y mejorar la supervivencia del grupo al permitir la conectividad entre zonas de vegetación natural (Cushman, 2006; Michael et al., 2018; Hansen et al., 2019). Otra acción de manejo importante es integrar elementos físicos donde los reptiles puedan realizar la termorregulación, tales como postes, montículos de piedras o escombros leñosos gruesos y dejar áreas abiertas (sin cultivo), como ha sido propuesto en otros estudios (Michael et al., 2018; Leyte-Manrique et al., 2019). En el ambiente urbano, el control de los gatos domésticos como depredadores es importante (Fischer et al., 2012; French et al., 2018), ya que se ha observado que algunos grupos faunísticos incrementan su abundancia en ausencia de gatos domésticos (Glen et al., 2019).

CONCLUSIÓN

La zona de estudio tiene un porcentaje importante de especies con estatus de conservación o que son endémicas a México, lo cual le confiere importancia para la conservación de la herpetofauna. El matorral como vegetación nativa predominante presentó la mayor riqueza de especies. La composición de especies fue diferente en los ambientes estudiados, si bien se muestra una importante heterogeneidad entre parcelas de cada ambiente. Para la conservación de la herpetofauna es importante la vegetación nativa de matorral al ser el ambiente con mayor riqueza, sin embargo, también es necesario considerar a los demás ambientes. El bordo es una estructura clave para los anfibios y reptiles asociados a ambientes acuáticos. Es recomendable realizar acciones de manejo principalmente alrededor del cuerpo de agua y en la zona de cultivos.

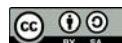
Agradecimientos.— A la Red Temática Biología Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA) y al CONACYT su apoyo durante la escritura del manuscrito (Proyecto CONACYT 2718459).

LITERATURA CITADA

- Balderas-Valdivia, C.J. 2023. Herpetología Mexicana. <https://herpetologiamexicana.org/> [Consultado en enero 2023]
- Bezy, R.L. & J.L. Camarillo-Rangel. 2002. Systematics of xantusiid lizards of the genus *Lepidophyma*. Contributions in Science Natural History Museum of Los Angeles County 493:1-41.

- Bionda, C., R. Lajmanovich, N. Salas, A. Martino & I. Di Tada. 2013. Population demography in *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) and *Physalaemus biligonigerus* (Anura: Leiuperidae) in agroecosystems in the province of Córdoba, Argentina. *International Journal of Tropical Biology and Conservation* 61:1389-1400.
- Boissinot, A., A. Besnard & O. Lourdaïs. 2019. Amphibian diversity in farmlands: combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 269:51-61.
- Brum, P.H.R., S.R.A. Gonçalves, C. Strussmann & A.L. Teixeira. 2022. A global assessment of research on urban ecology of reptiles: patterns, gaps and future directions. *Animal Conservation* 2022:11-20.
- Brüning, L.Z., M. Krieger, E. Meneses-Pelayo, N. Eisenhauer, M.P. Ramírez Pinilla, B. Reu & R. Ernst. 2018. Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 264:15-23.
- Challenger, A. & J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. Pp. 87-108. En: J. Soberón, G. Halffter & J. Llorente-Bousquets (Eds.), *Capital Natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO. CDMX, México.
- Chao, A. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Programa y guía de usuario http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/ [Consultado en diciembre 2016]
- Clarke, K.R. & R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Marine Ecology Progress Series* 46:213-226.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- Colwell, R.K. 2013. Colwell, R.K. 2013. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.1 Aplicación y guía de usuario. <http://purl.oclc.org/estimates> [Consultado en noviembre 2015]
- Cruz-Elizalde, R., A. Ramírez-Bautista, U. Hernández-Salinas, I. Magno-Benítez & A. García-Rosales. 2018. Riqueza y diversidad de anfibios y reptiles en algunas áreas naturales protegidas del Valle de México. Pp. 5-17. En A. Ramírez-Bautista & R. Pineda-López (Eds.), *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados*. REFAMA – CONACyT - UAQ. Querétaro, México.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Dixon, J.R. & J.A. Lemos-Espinal. 2010. *Anfibios y Reptiles del Estado de Querétaro*. Texas A & M University - UNAM - CONABIO. CDMX, México.
- Domínguez-Vega, H., Y. Gómez-Ortiz & L. Fernández-Badillo. 2019. Técnicas para Monitorear Anfibios y Reptiles en Ambientes Urbanos. *Fauna Nativa en Ambientes Urbanos*. REFAMA-UAQ. Querétaro, México.
- Elinson, R.P., E.M. Del Pino, D.S. Townsend, F.C. Cuesta & P. Eichhorn. 1990. A practical guide to the developmental biology of terrestrial-breeding frogs. *Biological Bulletin* 179:163-177.
- Fischer, J.D., S.H. Cleaton, T.P. Lyons & J.R. Miller. 2012. Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities. *BioScience* 62:809-18.
- Foster, M.S. 2011. Standard techniques for inventory and monitoring. Pp. 205-271. En *Reptile Biodiversity. Standard Methods for Inventory and Monitoring*. McDiarmid, R.W., M.S. Foster, C. Guyer, J.W. Gibbons & N. Chernoff (Eds.), University of California Press, Los Angeles, USA.
- French, S.S., A.C. Webb, S.B. Hudson & E.E. Virgin. 2018. Town and country reptiles: a review of reptilian responses to urbanization. *Integrative and Comparative Biology* 58:948-966.
- Frost, D.R. 2023. *Amphibian Species of the World: An online reference*. American Museum of Natural History, New York. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/> [Consultado en enero 2023].
- Gardner, T.A., J. Balow & C.A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat changes for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166-179.
- Glen, A.S., M. Perry, I. Yockney, S. Cave, M.A. Gormley, C. Leckie, R. Dickson, W. Rakete-Stones, P. Rakete-Stones, G.L. Norbury & A. Ruscoe. 2019. Predator control on farmland for biodiversity

- conservation: a case study from Hawke's Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 43:3358.
- González-Romero, A. & R. Murrieta-Galindo. 2008. Anfibios y reptiles. Pp. 135-147. En H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina & K. Mehltreter (Eds.), *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz. Biodiversidad, Manejo y Conservación*. Instituto de Ecología AC - Instituto Nacional de Ecología. México.
- Hamer, A.J. & M.J. McDonnell. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanizing world: a review. *Biological Conservation* 141:2432-49.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4:1-9.
- Hansen, N.A., B.C. Scheele, D.A. Driscoll & D.B. Lindenmayer. 2019. Amphibians in agricultural landscapes: the habitat value of crop areas, linear plantings and remnant woodland patches. *Animal Conservation* 22:72-82.
- Hernández-Ibarra, X. & A. Ramírez-Bautista. 2006. Herpetofauna del municipio de Guadalcázar, San Luis Potosí, México. *Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana* 3:58-73.
- Hiley, J.R., R.B. Bradbury & C.D. Thomas. 2016. Impacts of habitat change and protected areas on alpha and beta diversity of Mexican birds. *Diversity and Distributions* 22:1245-1254.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monograph* 54:187-211.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Cerritos, San Luis Potosí. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. *Censo de Población y Vivienda, 2010*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/> [Consultado en septiembre 2019]
- IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2016 *The IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2016.2. <http://www.iucnredlist.org/> [Consultado diciembre 2016]
- Jiménez-Velázquez, G., J.A. Sandoval-Quintero & N. Trigo-Boix. 2012. Guía teórica y metodológica para el conocimiento y manejo de la herpetofauna. *CBS Manual No. 35*. Universidad Autónoma Metropolitana. CDMX, México.
- Johnson, D.H. 2008. In defense of indices: the case of bird surveys. *Journal of Wildlife Management* 72:857-868.
- Johnson, J.D. L.D. Wilson, V. Mata-Silva, E. García-Padilla & D.L. DeSantis. 2017. The endemic herpetofauna of Mexico: organisms of global significance in severe peril. *Mesoamerican Herpetology* 4:543-620.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Jurasinski, G., A. Jentsch, V. Retzer & C. Beierkuhnlein. 2012. Detecting spatial patterns in species composition with multiple plot similarity coefficients and singularity measures. *Ecography* 35:73-88.
- Lara-Tufiño, J.D., L.M. Badillo-Saldaña, R. Hernández-Austria & A. Ramírez-Bautista. 2019. Effects of traditional agroecosystems and grazing areas on amphibian diversity in a region of central Mexico. *PeerJ* 7:e6390.
- Lemos-Espinal, J.A. & J.R. Dixon. 2013. *Amphibians and Reptiles of San Luis Potosí*. Eagle Mountain Publishing. Utah, EUA.
- Leyte-Manrique, A., A.A. Buelna-Chontal, M.A. Torres-Díaz, C. Berriozabal-Islas & C.A. Maciel-Mata. 2019. A comparison of amphibian and reptile diversity between disturbed and undisturbed environments of Salvatierra, Guanajuato, Mexico. *Tropical Conservation Science* 12:1-12.
- Leyte-Manrique, A., C.J. Balderas-Baldivia, S. Cadena-Rico & C. Ballesteros-Barrera. 2022. Los agroecosistemas como refugios de la biodiversidad: el caso de los anfibios y reptiles. *Biología y Sociedad* 5: 37-47.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Londres, Reino Unido.
- Manzanilla, J. & J.E. Péfaur. 2000. Consideraciones sobre métodos y técnicas de campo para el estudio de anfibios y reptiles. *Revista de Ecología Latinoamericana* 7:17-30.
- Martínez, E., M. Rös, M. Argenis Bonilla & R. Dirzo. 2015. Habitat heterogeneity affects plant and arthropod species diversity and turnover in traditional cornfields. *PLoS ONE* 10:e0128950.



- Martínez-Dueñas, W.A. 2010. INRA - Índice integrado relativo de antropización: propuesta técnica-conceptual y aplicación. *Intertropica* 5:45-54.
- Martínez-Meyer, E., J.E. Sosa-Escalante & F. Álvarez. 2014. El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad Supl.* 85:S1-S9.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52:883-890.
- Mendoza-Quijano, F. 2007. *Lepidophyma sylvaticum*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.3. <http://www.iucnredlist.org/> [Consultado en enero 2017]
- Mendoza-Quijano, F., G. Santos-Barrera, J. Vázquez Díaz & G.E. Quintero Díaz. 2007. *Sceloporus spinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.3. <http://www.iucnredlist.org/> [Consultado en enero 2017]
- Meza-Parral, Y. & E. Pineda. 2015. Amphibian diversity and threatened species in a severely transformed Neotropical region in Mexico. *PLoS ONE* 10:e0121652.
- Michael, D.R., M. Crane, D. Florance & D.B. Lindenmayer. 2018. Revegetation, restoration and reptiles in rural landscapes: Insights from long-term monitoring programmes in the temperate eucalypt woodlands of south-eastern Australia. *Ecological Management & Restoration* 19:32-38.
- Mittermeier, R.A., C. Goettsch-Mittermeier & P. Robles-Gil. 1997. Megadiversidad: los Países Biológicamente más Ricos del Mundo. Cemex - Agrupación Sierra Madre. México.
- Moreno, C.E. & P. Rodríguez. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia* 163:279-282.
- Moreno, C.E., F. Barragán, E. Pineda & NP Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Ochoa-Ochoa, L., J.N. Urbina-Cardona, L.B. Vázquez, O. Flores-Villela & J. Bezaury-Creel. 2009. The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *PLoS ONE* 4:e6878.
- Pacheco-Figueroa, C.J., J.D.D. Valdez-Leal, L.M. Gama-Campillo, E.J. Gordillo-Chávez, E.J. Moguel-Ordoñez, L.J. Rangel Ruíz, R. García-Morales, E.E. Mata Zayas & R.C. Luna Ruíz. 2015. Sistemas agrícolas como refugio de herpetofauna en zonas de acreción-retroceso y erosión costera en Tabasco, México. *Agroproductividad* 8:74-79.
- Palis, J.G. 2018. Small rural cities as habitat for Amphibians and Reptiles: the example of Jonesboro, Union County, Illinois. *Bulletin of the Chicago Herpetological Society* 53:33-40.
- Parris, K.M. 2006. Urban amphibians assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75:757-764.
- Payton, M.E., M.H. Greenstone & N. Schenker. 2004. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: what do they mean in terms of statistical significance. *Journal of Insect Science* 3:1-6.
- Phillott, A.D., R. Speare, H.B. Hines, L.F. Skerratt, E. Meyer, K.R. McDonald, S.D. Cashins, D. Mendez & L. Berger. 2010. Minimising exposure of amphibians to pathogens during field studies. *Diseases of Aquatic Organisms* 92:175-185.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U.O. García-Vázquez, A. Leyte-Manrique & L. Canseco-Márquez. 2009. Herpetofauna del Valle de México: Diversidad y Conservación. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CDMX, México.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, R. Cruz-Elizalde, C. Berriozabal-Islas, D. Lara-Tufiño, I.G. Mayer-Goyenechea & J.M. Castillo-Cerón. 2014. Los Anfibios y Reptiles de Hidalgo, México: Diversidad, Biogeografía y Conservación. Sociedad Herpetológica Mexicana. México.
- Sancho-Comíns, J. & D. Reinoso-Moreno. 2012. La delimitación del ámbito rural: una cuestión clave en los programas de desarrollo rural. *Estudios Geográficos* 73:599-624.
- Sarukhán, J., P. Kollef, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, I. Mohar, S. Anta & J. de la Maza. 2009. Capital Natural de México. Síntesis: Conocimiento Actual, Evaluación y Perspectivas de Sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sawatzky, M.E., A.E. Martin & L. Fahrig. 2019. Landscape context is more important than wetland buffers for farmland amphibians. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 269:97-106.

- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación del 14 de noviembre de 2019. México.
- Smith, H.M. & E.H. Taylor. 1966. Herpetology of Mexico. Annotated Checklists and Keys to the Amphibians and Reptiles. A Reprint of Bulletins 187, 194 and 199 of the US. National Museum with a List of Subsequent Taxonomic Innovations. Eric Lundberg. USA.
- Stroud, T.J., M.R. Bush, M.C. Ladd, R.J. Nowicki, A.A. Shantz & J. Sweatman. 2015. Is a community still a community? Reviewing definitions of key terms in community ecology. Ecology and Evolution 5:4757-4765.
- Tan, W.C., A. Herrel & D. Rödder. 2023. A global analysis of habitat fragmentation research in reptiles and amphibians: what have we done so far? Biodiversity and Conservation 32:439-468.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager & F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography 31:79-92.
- Uetz, P., P. Freed & J. Hosek (Eds.). 2023. The Reptile Database. <http://www.reptile-database.org> [Consultado en enero 2023]
- Veech, J.A. & T.O. Crist. 2009. PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, version 3.0. <http://www.users.miamioh.edu/cristto/partition.html> [Consultado en diciembre 2017]
- Villaseñor, N.R., D.A. Driscoll, P. Gibbons, A.J.K. Calhoun & D.B. Lindenmayer. 2017. The relative importance of aquatic and terrestrial variables for frogs in an urbanizing landscape: key insights for sustainable urban development. Landscape and Urban Planning 157:26-35.
- Vitt, L.J. & J.P. Caldwell. 2014. Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. Academic Press. USA.
- Vredenburg, V. 2008. *Scaphiopus couchii*: Couch's Spadefoot. Amphibia Web. University of California, Berkeley. <http://amphibiaweb.org/species/5274> [Consultado en enero 2017].
- Walther, B.A. & J.L. Moore. 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator abundance. Ecography 28:815-829.
- Wells, K.D. 2007. The Ecology and Behavior of Amphibians. The University of Chicago Press, Chicago. USA.
- Wilson, L.D., J.D. Johnson & V. Mata-Silva. 2013a. A conservation reassessment of the amphibians of Mexico based on the EVS measure. Amphibian & Reptile Conservation 7:97-127.
- Wilson, L.D., V. Mata-Silva & J.D. Johnson. 2013b. A conservation reassessment of the reptiles of Mexico based on the EVS measure. Amphibian & Reptile Conservation 7:1-47.



REGISTROS NOVEDOSOS DE *ANOLIS CYMBOPS* Y *ANOLIS PETERSII* PARA LA SIERRA NEGRA DE PUEBLA, MÉXICONOVEL RECORDS OF *ANOLIS CYMBOPS* AND *ANOLIS PETERSII* FROM THE SIERRA NEGRA OF PUEBLA, MEXICOJOSÉ LUIS AGUILAR LÓPEZ¹, RICARDO LURÍA MANZANO², LUIS CANSECO MÁRQUEZ^{3*} & MARÍA GUADALUPE GUTIÉRREZ MAYÉN⁴¹Instituto de Ecología, A.C., Unidad de Servicios Profesionales Altamente Especializados (USPAE), Carretera Antigua Xalapa-Coatepec esq. camino a Rancho Viejo no. 1, Fraccionamiento Briones, 91520 Xalapa de Enríquez, Veracruz, México.²Departamento de Ecología, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão, Travessa 14, Cidade Universitária, 05508-090, São Paulo, Brasil.³ Departamento de Biología Evolutiva, Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM, C.P 04510, Ciudad de México, México.⁴Laboratorio de Herpetología, Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria, Edificio BIO 1. Blvd. Balsequillo y Av. San Claudio s/n, Col. Jardines de San Manuel, C.P. 72570, Puebla, Puebla, México*Correspondence: lcanseco@gmail.com

Received: 2023-02-06. Accepted: 2023-04-24. Published: 2023-06-06.

Editor: Irene Goyenechea Mayer Goyenechea, México.

La región de la Sierra Negra ubicada en el extremo sureste del estado de Puebla, es una zona con una compleja orografía en la que se encuentran diferentes tipos de vegetación, incluidos bosque tropical subperennifolio, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de pino (INEGI, 2013). La herpetofauna de esta zona fue inicialmente explorada a mediados del siglo pasado por Fred D. Sibley y Edward H. Taylor. A partir de dicho material obtenido, dos nuevas especies de salamandras del género *Thorius* fueron descritas por Gehlbach (1959); sin embargo, después de esas exploraciones, la zona recibió poca atención, por lo que una amplia superficie de la región carece de información sobre la diversidad de anfibios y reptiles (García-Vázquez et al., 2009).

Desde el inicio de la primera década del presente siglo a la fecha, la Sierra Negra ha sido explorada esporádicamente, generándose la descripción de especies nuevas para la ciencia (e.g., *Craugastor galacticorhinus*, Canseco-Márquez & Smith, 2004, y *Lepidophyma zongolica*, García-Vázquez et al., 2010); así como registros relevantes de anfibios y reptiles (García-Vázquez et al., 2008, 2009; Luría-Manzano et al., 2014a, 2014b; Canseco-Márquez et al., 2018; De la Torre-Loranca et al., 2020; Luría-Manzano et al., 2021a, 2021b). Hasta el momento, la herpetofauna registrada incluye 80 especies (33 anfibios y 47 reptiles). En este estudio, se presentan registros novedosos de *Anolis cymbops* y *A. petersii*, obtenidos durante una salida de campo en el verano de 2011. Los registros fotográficos fueron

depositados en la colección digital de la colección herpetológica Natural History Museum of Los Angeles (LACM PC).

El 28 de julio de 2011 se observó un individuo de *Anolis cymbops* alrededor de las 23:40 h sobre el tallo de un arbusto a 1.5 m del suelo (Fig. 1A, LACM PC- 2904); el ejemplar corresponde a un macho adulto con una Longitud Hocico Cloaca (LHC) de 40 mm; cuerpo esbelto con escamas dorsales pequeñas y granulares, ligeramente más grandes que las laterales; escamas ventrales lisas; el color del cuerpo es marrón y el abanico gular es rosa. Alrededor de las 23:50 h se observó un individuo de *Anolis petersii* durmiendo sobre una hoja a 1.3 m del suelo (Fig. 1B, LACM PC- 2903); este ejemplar es un macho adulto con una LHC de 95 mm; el cuerpo es robusto con escamas granulares, aplanadas y débilmente quilladas; escamas ventrales ligeramente más grandes que las dorsales; color de fondo del cuerpo verde con un patrón moteado o de líquen oscuro sobre el cuerpo y las extremidades; abanico gular rosa con bordes amarillos, con dos manchas oscuras en el centro.

Ambos registros se encontraron cerca de un arroyo al interior de un fragmento de bosque tropical subperennifolio con elementos de bosque mesófilo (Fig. 1C), en un paraje conocido como cascada Papalocautla (18.27019° N, 96.89541° O; WGS84; 1,124 m s.n.m.; Fig. 2), ubicado a 3 km al noroeste de la localidad de Ovatero, municipio de San Sebastián Tlacotepec, Puebla, cerca de los límites con el estado de Oaxaca.

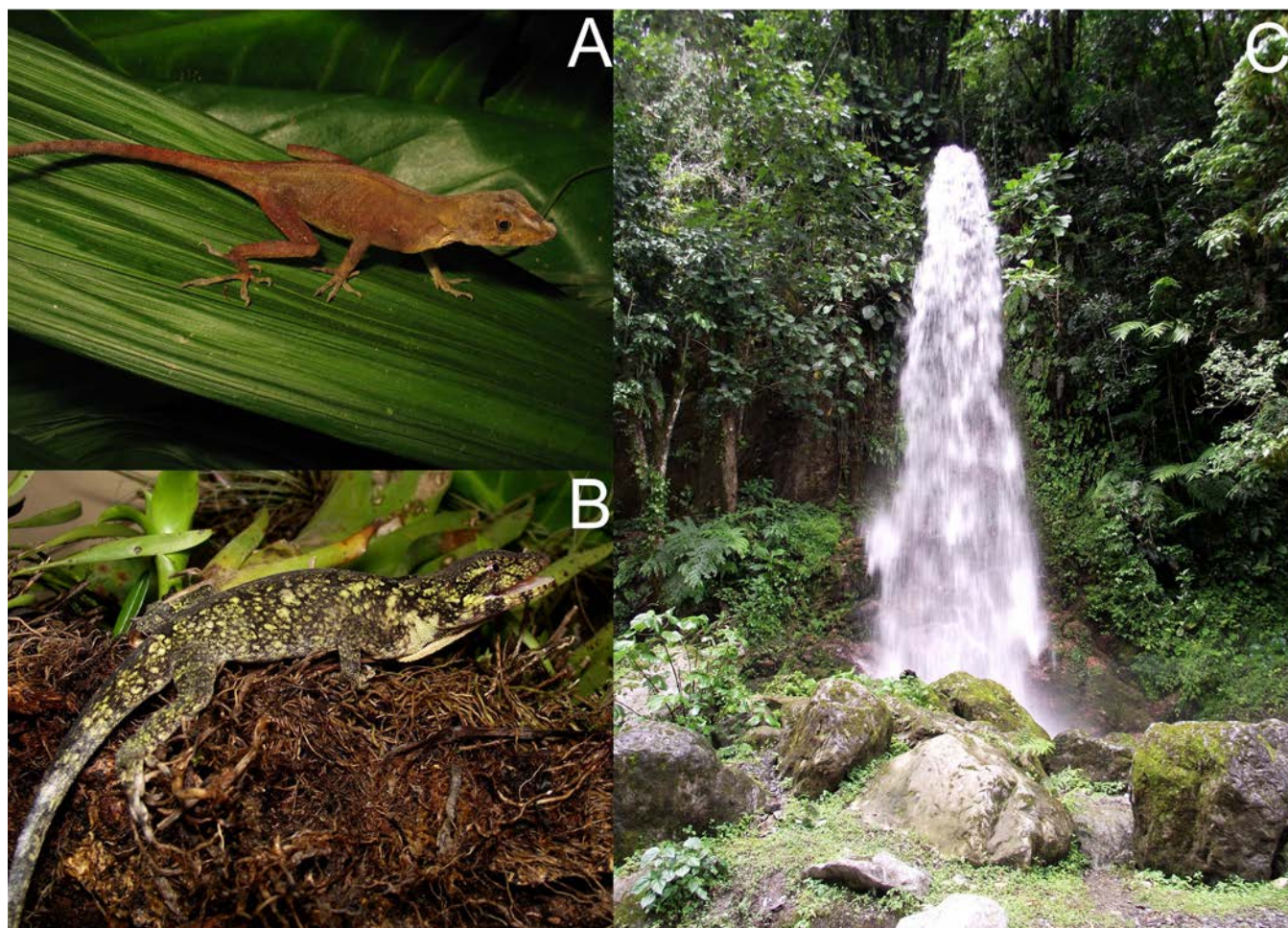


Figure 1. Specimens of *Anolis cymbops* (A) and *Anolis petersii* (B) in a fragment of semi-evergreen tropical forest with cloud forest elements, in the Papalocuaútl waterfall area, Ovatero locality, San Sebastián Tlacotepec, Puebla (C). Photos: A) Luis Canseco Márquez; B, C) José Luis Aguilar López.

Figura 1. Especímenes de *Anolis cymbops* (A) y *Anolis petersii* (B) en un fragmento de bosque tropical subperennifolio con elementos de bosque mesófilo, en el paraje cascada Papalocuaútl, localidad de Ovatero, San Sebastián Tlacotepec, Puebla (C). Fotos: A) Luis Canseco Márquez; B, C) José Luis Aguilar López.

El registro de *Anolis cymbops* se localiza entre el registro de la localidad de Tepequizquiapan, municipio de Eloxochitlán, Puebla (García-Vázquez et al., 2009) y el de la localidad San José Vista Hermosa, Zoquiapam, Oaxaca (Villegas-García et al., 2015), localizadas 24 km al norte y 11.9 km al sureste de la cascada Papalocuaútl, respectivamente (Fig. 2). Este hallazgo incrementa a cinco el número de localidades conocidas para la especie, incluidas las localidades cercanas a la localidad tipo (Cerón de la Luz et al., 2016), la localidad de Rincón de Las Flores, Tezonapa, Veracruz (Vázquez-Cruz & Canseco-Márquez, 2020) y los registros en Sierra Mazateca, Oaxaca (Villegas-García et al., 2015). Por otra parte, el registro de *A. petersii* cubre un vacío de distribución entre el registro de la localidad de Tzoncolco, Rafael Delgado, Veracruz

(depositado en la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles de la UNAM, CNAR 20075) y el registro de la localidad San José Vista Hermosa, Zoquiapam, Oaxaca (Villegas-García et al., 2015), localizadas a 60.7 km al noroeste y 11.6 km al sureste de la cascada Papalocuaútl, respectivamente (Fig. 2). El nuevo registro en la Sierra Negra representa un aporte relevante ya que es la primera localidad de esta especie para esta zona y representa el segundo registro para el estado de Puebla, previamente conocida solo para el municipio de Xicotepec de Juárez en la región Sierra Norte (Mendoza-Hernández et al., 2012).

Otras especies del género *Anolis* han sido registradas en la región de la Sierra Negra incluyendo *Anolis naufragus* (Canseco-

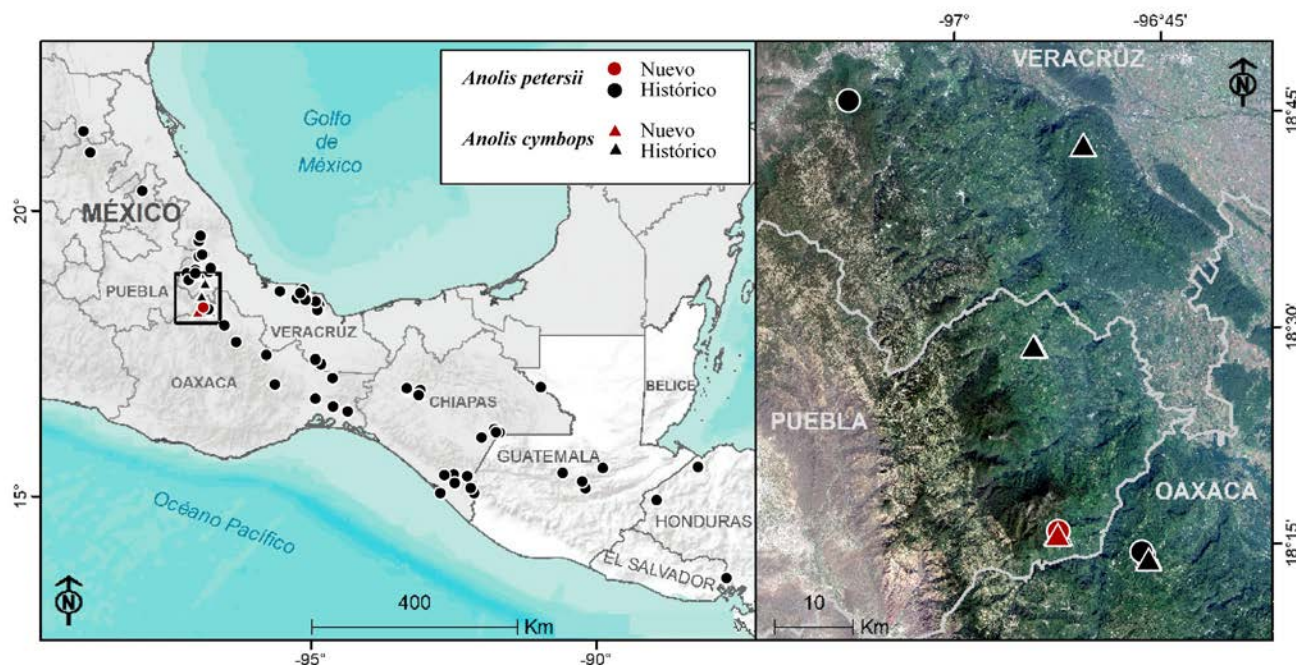


Figure 2. Historical records (black circles and triangles) of *Anolis cymbops* and *A. petersii* and new records (red circle and triangle) in the Papalocua waterfall area, Ovatero locality, San Sebastián Tlaxiaco, Puebla.

Figura 2. Registros históricos (círculos y triángulos negros) de *Anolis cymbops* y *A. petersii* y nuevos registros (círculo y triángulo rojo) en el paraje cascada de Papalocua, localidad de Ovatero, San Sebastián Tlaxiaco, Puebla.

Márquez et al., 2000), *A. laeviventris*, *A. sericeus* y *A. tropidonotus* (García-Vásquez et al., 2009), incrementándose a seis especies la riqueza del género en la región. Estos hallazgos indican la importancia de realizar monitoreos sistemáticos en la Sierra Negra, la cual carece de información herpetológica, lo que permita conocer el estado de las poblaciones de los anfibios y reptiles, para que en un futuro se puedan implementar estrategias de conservación para la región o para las especies de la Sierra Negra.

Agradecimientos. – Los autores agradecen a David Hernández y Luis Alcaide por su ayuda en el trabajo de campo. A Paulina García por la realización del mapa, y a Víctor Vázquez Cruz por la corroboración de la determinación de los ejemplares de *Anolis* y a Neftalí Camacho (LACM) por catalogar las fotografías.

LITERATURA CITADA

- Canseco-Márquez, L. & E.N. Smith. 2004. A diminutive species of *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae), of the *alfredi* group, from the Sierra Negra of Puebla, Mexico. *Herpetologica* 60:358-363.
- Canseco-Márquez, L., J.L. Aguilar-López, R. Luría-Manzano, M.G. Gutiérrez-Mayén & D. Hernández-Benítez. 2018. Rediscovery of two threatened species of treefrogs (Anura: Hylidae) from Southern Mexico. *Herpetology Notes* 11:23-29.
- Canseco-Márquez, L., M.G. Gutiérrez-Mayén & J. Salazar-Arenas. 2000. New records and ranges extensions for amphibians and reptiles from Puebla, Mexico. *Herpetological Review* 31:259-263.
- Cerón de la Luz, N.M., J.A. Lemos-Espinal & G.R. Smith. 2016. A diversity and conservation inventory of the herpetofauna of the Cuautlan Valley, Veracruz, Mexico. *Zootaxa* 4205:127-142.
- De la Torre-Loranca, M.A., R.G. Martínez-Fuentes, L. Canseco-Márquez & U.O. García-Vásquez. 2020. New records of amphibians and reptiles from Sierra de Zongolica, Veracruz and Puebla, Mexico. *Herpetological Review* 51:550-553.
- García-Vásquez, U.O., J.L. Aguilar-López, R. Valdez-Lares & J. Maceda-Cruz. 2008. *Senticolis triaspis* (Green Rat Snake). maximum size. *Herpetological Review* 39:358

- García-Vázquez, U.O., L. Canseco-Márquez & J.L. Aguilar-López. 2010. A new species of night lizard of the genus *Lepidophyma* (Squamata: Xantusiidae) from southern Puebla, México. *Zootaxa* 2657:47-54.
- García-Vázquez, U.O., L. Canseco-Márquez, J.L. Aguilar-López, I. Solano-Zavaleta & R.J. Maceda-Cruz. 2009. Noteworthy records of amphibians and reptiles from Puebla, México. *Herpetological Review* 40:467-470.
- Gehlbach, F.R. 1959. New plethodontid salamanders of the genus *Thorius* from Puebla, Mexico. *Copeia* 1959:203-206.
- INEGI. 2013. Conjunto de Datos Vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Continuo Nacional, Escala 1: 250,000, Serie V (capa unión), escala 1: 250000. Edición: 2ª. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463173359>
- Luría-Manzano, R., A. Ramírez-Bautista & L. Canseco-Márquez. 2014a. Rediscovery of the rare snake *Rhadinaea cuneata* Myers, 1974 (Serpentes: Colubridae: Dipsadinae). *Journal of Herpetology* 48:122-124.
- Luría-Manzano, R., J.L. Aguilar-López, L. Canseco-Márquez & M.G. Gutiérrez-Mayén. 2014b. Distribución geográfica de *Anothea spinosa* (Anura: Hylidae) en México: nuevo registro para la anfibiafauna de Puebla. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:1285-1288.
- Luría-Manzano, R., O.G. Rodríguez-Barrera, M.F. Calderón-Cruz & J.P. García-Fuentes. 2021a. Registros notables de *Thamnophis conanti* y *Aquiloeurycea cafetalera* en la Sierra Negra de Puebla, México. *Revista Latinoamericana de Herpetología* 4:217-218.
- Luría-Manzano, R., T. Ramírez-Valverde & J.J. Juárez-Ortiz. 2021b. *Bolitoglossa rufescens*, Geographic distribution. *Herpetological Review* 52:341.
- Mendoza-Hernández, A.A., J. Hernández-Ortega, E. Pérez-Ramos & U.O. García-Vázquez. 2012. Geographic distribution. *Anolis petersii*. *Herpetological Review* 43:304.
- Vázquez-Cruz, V. & L. Canseco-Márquez. 2020. Anfibios y reptiles de la Colonia Agrícola Rincón de Las Flores, Tezonapa, Veracruz, México. *Revista Latinoamericana de Herpetología* 3:66-80.
- Villegas-García, R., L.F. Vázquez-Vega, I.W. Caviedes-Solis, I. Solano-Zavaleta & O. Flores-Villela. 2015. Estudio Herpetofaunístico de la Sierra Mazateca, Oaxaca, México. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto JFo58. México, D. F.



CONFIRMACIÓN DE LA PRESENCIA DE LA CHIRRIONERA NEOTROPICAL *MASTICOPHIS MENTOVARIUS* PARA EL ESTADO DE HIDALGO Y MÁXIMA ELEVACIÓN PARA LA ESPECIE

CONFIRMATION OF THE PRESENCE OF THE NEOTROPICAL WHIPSNAKE *MASTICOPHIS MENTOVARIUS* FOR THE STATE OF HIDALGO AND MAXIMUM ELEVATION FOR THE SPECIES

IVÁN VILLALOBOS-JUÁREZ^{1*} & ELÍ GARCÍA-PADILLA²

¹Organización Los Hijos del Desierto, Aguascalientes. 20427, México

²Biodiversidad Mesoamericana. Oaxaca de Juárez, Oaxaca. 68023, México.

*Correspondence: lepidushunter@gmail.com

Received: 2023-03-19. Accepted: 2023-05-03. Published: 2023-06-06.

Editor: Irene Goyenechea Mayer Goyenechea, México.

Abstract.— We confirmed the presence of the Neotropical Whipsnake *Masticophis mentovarius* for the Mexican state of Hidalgo and recorded the highest elevation for the species at 2,301 m a.s.l. The record is based on an individual found run over on the road in the Municipality of Huichapan.

Key words.— Colubridae, distribution, new record, México, municipality of Huichapan.

Resumen.— Confirmamos la presencia de la Chirriónera Neotropical *Masticophis mentovarius* para el estado mexicano de Hidalgo y además registramos la elevación más alta para la especie a 2,301 m s.n.m. Lo anterior basado en un individuo encontrado muerto en carretera en el Municipio de Huichapan.

Palabras clave.— Colubridae, distribución, nuevo registro, México, municipio de Huichapan.

La Chirriónera Neotropical *Masticophis mentovarius* (Duméril, Bibron, Duméril, 1854) es una serpiente que puede llegar a los 253 cm de longitud total. Presenta de 7 a 8 escamas supralabiales y de 8 a 11 infralabiales, así como una escama loreal y dos preoculares. Las escamas ventrales van de 166 a 205 y subcaudales de 95 a 123 (Heimes, 2016). Su coloración dorsal es principalmente grisácea, cafésosa o amarillenta con el vientre principalmente blanquecino, aunque es común que en la zona posterior del cuerpo sea rosado, aunque los ejemplares jóvenes presentan líneas claras en forma transversal que van desapareciendo gradualmente a la madurez (Vázquez-Díaz & Quintero-Díaz, 2005).

Esta especie tiene una amplia distribución en América, que va desde México hasta Colombia y Venezuela. En México, la distribución abarca desde Sonora hasta Chiapas por la vertiente del Pacífico y por la vertiente del Atlántico desde Tamaulipas hasta Yucatán con poblaciones en el Altiplano mexicano como Aguascalientes, Coahuila, Guanajuato, Nuevo León y Querétaro

(Heimes, 2016; Lemos-Espinal et al., 2016; Nevárez-de los Reyes et al., 2016; Terán-Juárez et al., 2016; Lazcano et al., 2019). La presencia de esta especie en el estado de Hidalgo es indicada por Lemos-Espinal y Smith (2015) y Lemos-Espinal y Dixon (2016) reportándola en la localidad mencionada como Tula de Allende. Este registro probablemente fue realizado con base en un ejemplar recolectado en 1984 en las coordenadas 20.058333° N, 99.358333° O, depositado en el Museo de Zoología Alfonso Herrera de la Universidad Nacional Autónoma de México bajo el número de catálogo MZFC-2152, sin embargo, el ejemplar parece carecer de más datos sobre su recolecta. Asimismo, Ramírez-Bautista et al., 2020 reportan la presencia de la especie en las regiones fisiográficas hidalguenses del Altiplano Mexicano y la Faja Volcánica Transmexicana.

Aquí presentamos la confirmación de la presencia de la Chirriónera Neotropical *M. mentovarius* en el estado de Hidalgo basado en un individuo encontrado atropellado en la carretera

hacia Tlaxcalilla en el Municipio de Huichapan el 19 de diciembre de 2019 en las coordenadas 20.427994° N, 99.825804° W, WGS 84 (Fig. 1). El ejemplar fue recolectado y depositado en la Colección Zoológica de la Universidad Autónoma de Aguascalientes con el número de catálogo CZUAA-REP-989. Este registro aumenta la distribución 63 kilómetros en línea recta al noroeste desde la recolecta MZFC-2152 realizada en Tula de Allende. Adicionalmente, documentamos la máxima elevación registrada para la especie, debido a que el ejemplar fue encontrado en los

2,301 m s.n.m., aumentando la elevación máxima conocida de aproximadamente 2,100 m s.n.m. (Heimes, 2016).

Con esto confirmamos que la especie *M. mentovarius* se distribuye en el territorio hidalguense más allá de la única recolecta formal realizada en 1984 y, además, ahora sabemos que la especie puede habitar mayores elevaciones de lo que previamente se conocía en literatura.



Figure 1. Neotropical Whipsnake found in the municipality of Huichapan, Hidalgo, México (CZUAA-REP-989).

Figura 1. Chirriónera neotropical encontrada en el municipio de Huichapan, Hidalgo, México (CZUAA-REP-989).

LITERATURA CITADA

- Heimes, P. 2016. Herpetofauna Mexicana: Snakes of Mexico. Edition Chimaira.
- Lazcano, D., M. Nevárez-de los Reyes, E. García-Padilla, J.D. Johnson, V. Mata-Silva, D.L. DeSantis & L.D. Wilson. 2019. The herpetofauna of Coahuila, Mexico: composition, distribution, and conservation status. *Amphibian & Reptile Conservation* 13:31-94.
- Lemos-Espinal, J.A. & G.R. Smith. 2015. Amphibians and reptiles of the state of Hidalgo, Mexico. *Checklist* 11:1642
- Lemos-Espinal, J.A. & J.R. Dixon. 2016. Amphibians and Reptiles of Hidalgo, México. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. México.
- Lemos-Espinal, J.A, G.R. Smith & A. Cruz. 2016. Amphibians and reptiles of the state of Nuevo León, México. *ZooKeys* 594:123-141.
- Nevárez-de los Reyes, M., D. Lazcano, E. García-Padilla, V. Mata-Silva, J.D. Johnson & L.D. Wilson. 2016. The herpetofauna of Nuevo León, México: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 3:558-638.
- Terán-Juárez, S.A. E. García-Padilla, V. Mata-Silva, J.D. Johnson & L.D. Wilson. 2016. The herpetofauna of Tamaulipas, México: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 3:42-113.
- Ramírez-Bautista A., U. Hernández-Salinas, R. Cruz-Elizalde, C. Berriozabal-Islas, I. Moreno-Lara, D.L. DeSantis, J.D. Johnson, E. García-Padilla, V. Mata-Silva & L.D. Wilson. 2020. The herpetofauna of Hidalgo, Mexico: composition, distribution, and conservation status. *Amphibian & Reptile Conservation*. 14:1 63–118 (e224).
- Vázquez-Díaz, J. & G.E. Quintero-Díaz. 2005. Anfibios y Reptiles de Aguascalientes. CIEMA. CONABIO. México.



OBSERVACIONES DE DEPREDACIÓN DE *INCILIUS MARMOREUS* (ANURA: BUFONIDAE)PREDATION OBSERVATIONS OF *INCILIUS MARMOREUS* (ANURA: BUFONIDAE)

Daniel Rueda Hernández

¹ Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente 1150, Colonia Lajas Maciel C. P 2903, México.*Correspondence: ruedadanielo8@gmail.com

Received: 2023-01-08. Accepted: 2023-05-16. Published: 2023-06-06.

Editor: Leticia M. Ochoa-Ochoa, México.

Abstract.— *Incilius marmoreus* is a species of toad endemic to Mexico for which information about its natural predators is limited. In this paper I present three cases of predation during night outings in the Coastal region of Oaxaca. The predation events were observed while the individuals were foraging in Huatulco National Park and the Candelabra trail at the beginning of the rainy season.

Keywords.— Predation, Oaxaca, rainy season, natural history, *Leptodeira*, *Bufonidae*, *Lycosidae*, *Procyon lotor*.

Resumen.— *Incilius marmoreus* es una especie de sapo endémico de México del cual la información sobre sus depredadores naturales es limitada; En este escrito presento tres casos de depredación observados durante recorridos nocturnos en la región costera de Oaxaca. Los hechos se observaron mientras los individuos forrajaban en el Parque Nacional Huatulco y el sendero candelabro al inicio de la temporada de lluvias.

Palabras clave.— Depredación, Oaxaca, temporada de lluvia, historia natural, *Leptodeira*, *Bufonidae*, *Lycosidae*.

Incilius marmoreus conocido coloquialmente como sapo jaspeado es una especie de sapo endémico de México con una distribución que abarca la planicie costera del Pacífico desde el norte de Sinaloa hasta el estado de Chiapas. Existen registros aislados de una población en la región de la costa atlántica en Veracruz (Frost, 2017), así como con un registro aislado en Hidalgo (Hardy & McDiarmid, 1969). En general los sapos de la familia Bufonidae son considerados depredadores indiscriminados porque consumen una amplia variedad de artrópodos (Zug & Zug, 1979), adicional a esto, un estudio realizado en la región costera de Jalisco registró 19 taxones de artrópodos en la actividad dietética de la especie *I. marmoreus*, en el cual se examinó que la mayor parte de la dieta la constituían las hormigas (Formicidae), seguido de las termitas (Isoptera) y escarabajos (Coleoptera) (Galicia-Guerrero et al., 2000).

La especie es activa durante la temporada de lluvias donde es común encontrarla en cuerpos de agua temporales (Lemos-Espinal & Dixon, 2016). Con antelación, se han realizado registros sobre la interacción de abundantes individuos. En un evento en el cual se observó alrededor de 40 individuos de *I. marmoreus* en

un charco de agua temporal poco profundo, creado por lluvias recientes a la par de un arroyo, en su mayoría combatiendo entre ellos mismos y posteriormente a la puesta del sol, los machos comienzan a deambular y vocalizar (Heiden, 2022). Los datos respecto a la biología del sapo jaspeado son limitados (Ramírez-Bautista, 1994), y en el presente trabajo informamos sobre los depredadores naturales de la especie.

El 16 de junio de 2022 a las 24:13 h en el sendero Cruz del monte del Parque nacional Huatulco, en el municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca, México donde el tipo de vegetación es selva baja caducifolia (15.7548411° N, 96.1519589° O, WGS 84) a 74 m s.n.m durante un recorrido nocturno en uno de los senderos uno de nuestros compañeros nos avisó rápidamente para observar en medio del camino un ejemplar adulto de *Leptodeira uribei* depredando a un juvenil de *I. marmoreus*, sosteniéndolo de la cabeza y la extremidad anterior derecha (Fig. 1). Como método antidepredatorio, el sapo jaspeado infló su cuerpo, mientras trataba de liberarse impulsándose con sus patas traseras para tratar de liberarse. A la serpiente le tomó alrededor de 30 minutos para poder engullirlo completamente y al momento de finalizar

se metió entre la hojarasca a la orilla del sendero, se intuye que esta interacción natural de presa-depredador ocurre con mayor frecuencia en la dieta de *L. uribei*, debido a que es un ofidio endémico de México que se distribuye en la Llanura Costera del Pacífico desde Jalisco hasta Oaxaca (Mata-Silva et al., 2017), donde al igual que *I. marmoreus* se tiene conocimiento de que las serpientes del género *Leptodeira* son habitantes nocturnamente activas en las selvas bajas caducifolia y con frecuencia se les observa más activas en temporadas de lluvias en busca de presas (Reyes-Velasco & Mulcahy, 2010).

Además, existe un caso donde se reportó un cadáver de una hembra adulta de *L. uribei* en un sendero con vegetación bosque tropical caducifolio, al realizar una incisión ventral al organismo muerto se encontró en su estómago un ejemplar parcialmente digerido de sapo jaspeado, siendo este el primer registro conocido de depredación de *I. marmoreus* por una *L. uribei* (Nieto & Martínez, 2021).

El siguiente registro de depredación ocurrió el 11 de julio de 2022 a las 20:11 h, en el municipio de Santa María Huatulco, Oaxaca, México (15.8075344° N, 96.0739764° O, WGS 84) a 82 m s.n.m, donde el área está cubierta por selva baja caducifolia y a los laterales del sendero está conformado por cauces creadas por las lluvias en las que se llegan a presentar cuerpos de agua temporales. En él observamos grandes cantidades de sapos jaspeado en una etapa temprana de haber completado su metamorfosis y al momento de la observación a orilla de un arroyo parcialmente seco entre las piedras y sustrato nos percatamos de una araña lobo de la familia Lycosidae, sometiendo con sus quelíceros a un *I. marmoreus* (Fig. 2).

Al momento de la fotografía la araña se percató de nuestra presencia y se escondió entre unas rocas con la presa. Algunas especies de arañas de la familia Lycosidae han sido reportadas con antelación como potenciales depredadores para algunas especies de anfibios, como *Rhinella ornata* (Almeida et al., 2010),



Figure 1. An adult *Leptodeira uribei* preying on a juvenile *Incilius marmoreus*. Photo: D. Rueda Hernández.

Figura 1. Un ejemplar adulto de *Leptodeira uribei* depredando a un individuo juvenil de *Incilius marmoreus*. Foto: D. Rueda-Hernández.



Figure 2. An individual of *Incilius marmoreus* in an early stage of having completed its metamorphosis being preyed on by a wolf spider of the family Lycosidae.

Photo: D.Rueda-Hernández.

Figura 2. Un individuo de *Incilius marmoreus* en una etapa temprana de haber completado su metamorfosis siendo depredado por una araña lobo de la familia Lycosidae.

Foto: D. Rueda-Hernández.

Dendropsophus minutus (Abegg et al., 2014), *Dendropsophus werneri* (Oliveira et al., 2010), *Ranoidea* sp. (Nyffeler & Pusey, 2014), *Scinax cruentommus* (Aucone & Card, 2002) *Pseudopaludicola saltica* (Assis et al., 2018), *Pseudopaludicola falcipes* (Kacevas et al., 2019), *Leptodactylus fragilis* (Espinoza-Pérnia & Infante-Rivero, 2017).

La tercera observación sucedió de igual manera en el sendero cruz del monte del Parque Nacional Huatulco a las 22:32 hrs a 850 m de distancia de la primera observación (15.7535982° N 96.1481366° O, WGS 84, 59 m s.n.m) en el cual se observamos en un cuerpo de agua que se forma estacionalmente después de unos días de lluvia, ocho restos frescos de individuos adultos vivos y muertos de *I. marmoreus*, se encontraban dispersos a la orilla del estanque, con excepción de un grupo de tres (Fig. 3) en el cual un individuo seguía con vida y el resto mostraban exposición de los órganos y la ausencia de sus extremidades

posteriores. Sin embargo, presentaban la zona craneal y la zona de las glándulas parótidas intacta, respecto al individuo vivo sólo presentaba la ausencia de sus extremidades posteriores.

Diferentes mamíferos del orden Carnivora, se han registrado como depredadores masivos de bufónidos (Jones et al., 1999), entre ellos *Procyon lotor* quien, se menciona, ha aprendido a consumir partes corporales inofensivas de especies de la familia Bufonidae. Hernández-Gallegos y colaboradores (2019), Wright (1966) & Schaaf & Garton (1970) sugieren que *P. lotor*, evita ingerir la porción dorsal de los sapos debido a que ahí tienen ubicada la zona de las glándulas parótoides, las cuales cumplen la función de secretar toxicidad como mecanismo de defensa. Ya que dichas secreciones pueden perjudicar la salud del depredador así como alterar la palatabilidad de la presa. Por lo anterior, los *P. lotor* únicamente consumen la zona posterior de los individuos



Figure 3. Three individuals of *Incilius marmoratus* with the appearance of having been preyed on by a *Procyon lotor*. Photo: I. Rueda-Hernández.

Figura 3. Tres de individuos de *Incilius marmoratus* con aspecto de haber sido depredados por un *Procyon lotor*. Foto: I. Rueda-Hernández.

donde se encuentra el contenido energético como son vísceras y extremidades.

Dichos eventos predatorios por parte de mamíferos, se han registrado en sapos del género *Incilius*, como *Incilius occidentalis* (Hernández-Gallegos et al., 2019) e *Incilius alvarius* (Wright, 1966). Concorde a lo anterior, se sugiere que potencialmente de acuerdo a los hechos observados se tratase de un *P. lotor* quien depredó a estos individuos de sapo jaspeado concorde a la capacidad defensiva que ha desarrollado la especie para su consumo alimentario por bufónidos (Hernández-Gallegos et al., 2019), y dada a la distribución de la especie, en México abarca prácticamente todo el país, excepto en el centro de la península de Baja California (Hall, 1981).

Con estas observaciones brindo información para aumentar el conocimiento con respecto a los depredadores naturales del sapo jaspeado, los cuales suelen frecuentar los cuerpos de agua

estacionales formados durante la temporada de lluvias en las selvas bajas caducifolias de la región costa de Oaxaca en las fechas más activas de la especie, donde este anfibio se congrega a la disponibilidad de recursos, para la reproducción.

Agradecimientos.– Agradecimientos al auxiliar del trabajo operativo del vivario del ZooMAT Augusto Vázquez Muench por la identificación del arácnido y a Iván Rueda Hernández por la proporción de la fotografía de los tres individuos sin extremidades traseras de sapo jaspeado.

LITERATURA CITADA

- Aucone, B. & W. Card. 2002. *Scinax cruentomma* (NCN). Predation. *Herpetological Review* 33:48.
- Almeida, S.C., Y.F. Messas & P.J.P. Cicchi. 2010. Predation on newly metamorphosed toad *Rhinella ornata* (Anura: Bufonidae)

- for the araña *Lycosa erythrognata* (Araneae: Lycosidae). Notes of Herpetology 3:173-174.
- Abegg, A.D., C.M. Rosa & L.M. Malta-Borges. 2014. Predation of *Dendropsophus minutus* (Anura: Hylidae) for *Aglaoctenus oblongus* (Araneae: Lycosidae). Notes of Herpetology 7:605-606.
- Assis, R.A, R.E. Borges, M.B. Souza, J.F. Barros & L.R.S. Santos. 2018. Predation record of *Pseudopaludicola saltica* (Anura: Leptodactylidae) for spider-wolf (Araneae: Lycosidae). Oecologia Australis 22:291-295.
- Espinoza-Pérnia J. & E. Infante-Rivero. 2017. First record of predation of *Leptodactylus fragilis* for *Lycosa* sp. in Venezuela. Bulletin of the Biological Research Center 49:255-261.
- Frost, D.R. 2017. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. American Museum of Natural History, New York, United States. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/> [Accessed 21 September 2017].
- Galicia-Guerrero, S., C.R. Bursey, S.R. Goldberg & G. Salgado-Maldonado. 2000. Helminths of two sympatric toad species, *Bufo marinus* (Linnaeus) and *Bufo marmoreus* Wiegmann, 1833 (Anura: Bufonidae) from Chamela, Jalisco, Mexico. Comparative Parasitology 67:129-133.
- Hardy, L. M. & R. W. McDiarmid. 1969. The Amphibians and Reptiles of Sinaloa, México University of Kansas Publications, Museum of Natural History 18:39-252.
- Hall, E.R. 1981. Mammals of North America. Vols. 1 and 2. New York, USA: John Wiley. 1175 pp.
- Hernández-Gallegos, O., A.E. López-Moreno & A. Pérez-Pérez. 2019. Depredación masiva del sapo de pinos, *Incilius occidentalis* (Anura: Bufonidae). Caldasia 41:450-452.
- Heiden van der, M.A. 2022. *Incilius marmoreus* (Marbled Toad). Sexual dichromatism and reproductive behavior. Herpetological Review 53:468-470.
- Jones, M.S., J.P. Goettl & L.J. Livo. 1999. *Bufo boreas*. Predation. Herpetological Review 30:91.
- Kacevas, N., N. Gobel, A. Laborda & G. Laufer. 2019. Predation of *Pseudopaludicola falcipes* (Hensel, 1867) (Anura: Leptodactylidae) for *Lycosa thorelli* (Keyserling, 1877) (Araneae: Lycosidae). Notes of Herpetology 12:999-1000.
- Lemos-Espinal, J.A. & J.R. Dixon. 2016. Anfibios y Reptiles de Hidalgo, México / Amphibians and Reptiles of Hidalgo, Mexico. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad / National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity, Mexico City, Mexico.
- Mata-Silva, V., E. D.L. García-Padilla, A. De Santis, L.D Rocha, Wilson, & A. Ramírez-Bautista. 2017. Distribution notes: *Leptodeira uribei* (Ramírez- Bautista and Smith, 1992). Mesoamerican Herpetology 4:472-473.
- Nyffeler, M. & B.J. Pusey. 2014. Spiders as frog-eaters: a global perspective. The Journal of Arachnology 48:26-42.
- Nieto-Toscano, L.F & M. Martínez-Coronel. 2021. Notes on the natural history and distribution of Uribe's False Cat-eyed Snake, *Leptodeira uribei* (Dipsadidae). Reptiles & Amphibians 28:298-299.
- Oliveira, I.S, A.K.C. Oliveira, M.M. Cestari & L.F. Toledo. 2010. Predation of *Dendropsophus werneri* (Anura: Hylidae) for in Lycosidae in the Bosque Atlántico, sur of Brasil. Notes of Herpetology 3:299-300
- Ramírez-Bautista, A. 1994. Manual y Claves Ilustradas de los Anfibios y Reptiles de la Región de Chamela, Jalisco, México. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F.
- Reyes-Velasco, J. & D.G. Mulcahy. 2010. Additional taxonomic remarks on the genus *Pseudoleptodeira* (Serpentes: Colubridae) and the phylogenetic placement of "*P. uribei*." Herpetological Review 66:99-110.
- Schaaf, R.T & J.S. Garton. 1970. Raccoon predation on the American toad, *Bufo americanus*. Herpetological Review 26:334-335.
- Wright, J.W. 1966. Predation on the Colorado River Toad. *Bufo alvarius*. Herpetological Review 22:127-128.
- Zug, G.R., & P.B. Zug. 1979. The marine toad, *Bufo marinus*: a natural history resume of native populations. Smithsonian Contributions to Zoology 284:1- 8.



PHRYNOSOMA ORBICULARE (SQUAMATA: PHRYNOSOMATIDAE)

Efraín Payan-Cazares¹, Edgar Alberto Gamez-Duarte², José David Jacobo-González³ & Héctor Alexis Castro-Bastidas^{4*}

¹Investigador independiente, Sinaloa, México.

²Posgrado en Ciencias Biológicas, Facultad de Biología 80013, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México.

³Reserva Ecológica del Mineral de Nuestra Señora Mundo Natural, Universidad Autónoma de Sinaloa, Cosalá 80780, Sinaloa, México.

⁴Posgrado en Ciencias Aplicadas al Aprovechamiento de los Recursos Naturales, Centro de Estudios “Justo Sierra” (CEJUS), Badiraguato 80600, Sinaloa, México.

*Correspondence: alexizbastidas@gmail.com

Received: 2023-05-04. Accepted: 2023-05-23. Published: 2023-06-06.

Editor: Norberto Martínez-Méndez, México.

México: Sinaloa: Municipio de Badiraguato: 1 km sobre línea aérea (25.667778° N; 107.020278° O; WGS 84, 2,516 m s.n.m.) al S de la localidad de Santa Gertrudis, 4 de noviembre de 2020; colectado por EPC. El ejemplar fue verificado por el Dr. Rafael Alejandro

Lara Reséndiz (Instituto Tecnológico de Sonora, ITSON). Los comprobantes fotográficos del individuo de *Phrynosoma orbiculare* (Fig. 1A) fueron depositados en el Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Universidad Nacional Autónoma de

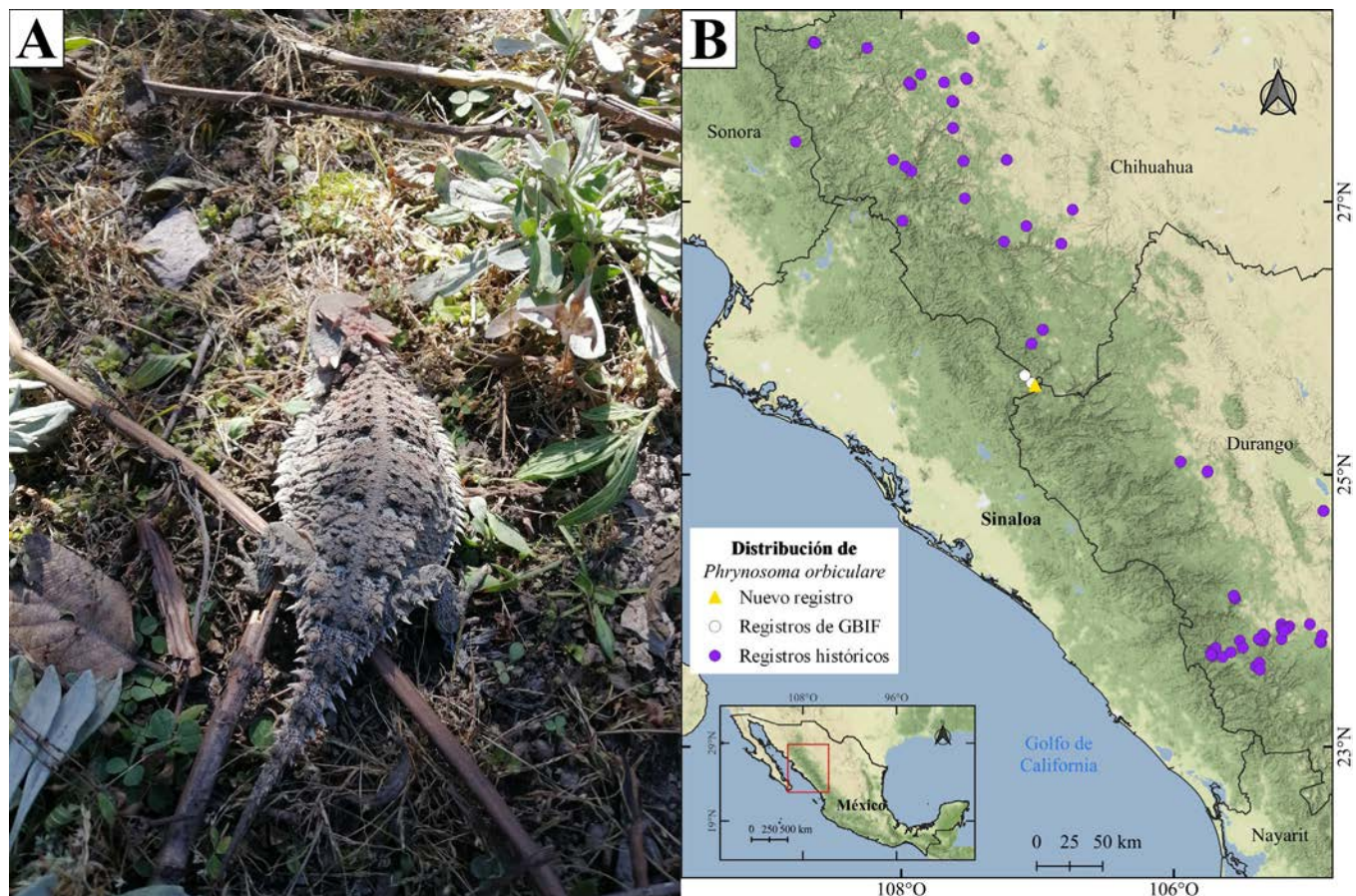


Figure 1. A) First record of *Phrynosoma orbiculare* for Sinaloa (photograph by EPC) and B) map of distribution in points of the species.

Figura 1. A) Primer registro *Phrynosoma orbiculare* para Sinaloa (fotografía tomada por EPC) y B) mapa de distribución en puntos de la especie.

México (MZFC 80-3). Es importante mencionar que existen observaciones ciudadanas adicionales de esta especie previas a este reporte cerca de la localidad de Santa Gertrudis (GBIF, 2023; *iNaturalist*: 156530552), no obstante, este es el primer registro verificado de la especie en Sinaloa.

Por lo tanto, se extiende su rango de distribución a 32 km sobre línea aérea al SO de la localidad de Cerro Mohinora perteneciente al municipio de Guadalupe y Calvo, Chihuahua (Lemos-Espinal et al., 2015, 2019) (Fig. 1B). El lagarto midió 120 mm de longitud total, no se pudo determinar el sexo, pero se trata de un ejemplar adulto y se encontró a las 11:38 h sobre sustrato de hojarasca a la sombra de una cupresácea (*Juniperus* sp.). Este nuevo registro aumenta el número de especies de reptiles presentes en Sinaloa a un total de 123 (Aguirre-Zazueta et al., 2023).

LITERATURA CITADA

- Aguirre-Zazueta, M., J.D. Jacobo-González & H.A. Castro-Bastidas. 2023. Los reptiles de Sinaloa: nuevos registros municipales y listado de especies raras. *Revista Latinoamericana de Herpetología* 6:85-91.
- GBIF. 2023. GBIF Occurrence Download: *Phrynosoma orbiculare*, Sinaloa; México. <https://doi.org/10.15468/dl.jt7mxy> [Consultado en mayo 2023].
- Lemos-Espinal, J.A., H.M. Smith, J.R. Dixon & A. Cruz. 2015. *Amphibians and Reptiles of Sonora, Chihuahua, and Coahuila, Mexico*. CONABIO, México.
- Lemos-Espinal, J.A., G.R. Smith & R. Valdez-Lares. 2019. *Amphibians and Reptiles of Durango, Mexico*. ECO-Herpetological Publishing and Distribution, Rodeo New Mexico, USA.



LIBRO: "MUSEOS: UNA HISTORIA"

BOOK: "MUSEUMS: A HISTORY"

OSCAR ALBERTO FLORES-VILLELA^{1*}

¹Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX, 04510 México.

*Correspondence: sapovf@gmail.com

Received: 2023-04-20. Accepted: 2023-05-25. Published: 2023-06-06.

Editor: Irene Goyenechea Mayer Goyenechea, México.

John E. Simmons, 2022. Museums: A history. Rowman & Littlefield, Lanham, Boulder, New York, London. 304 pp. Edición en pasta blanda. ISBN 978-1-5381-7151-6.

Este libro presenta una historia resumida y muy interesante de una gran variedad de museos en el mundo. Conociendo a John Simmons como el técnico de la colección de anfibios y reptiles de Kansas University, yo esperaba una historia de los museos de historia natural. Me ha sorprendido gratamente la lectura de este libro, ya que presenta el desarrollo de los museos con una visión mucho más amplia. Simmons relata cómo a partir de los coleccionistas de objetos y las colecciones que se ensamblaron a lo largo del tiempo, se formaron los primeros museos hasta llegar a los museos más modernos de nuestro tiempo.

El libro (Fig. 1) está organizado en 9 capítulos; el primer capítulo, "¿Qué es una colección? ¿Qué es un museo?", define lo que son los coleccionistas y las colecciones. Introduce un término para referirse a los objetos que pueden ser coleccionables, o como él los nombra, objetos susceptibles de ser "musealizados" (musealization); el resto de los capítulos está organizado cronológicamente.

En el capítulo 2, "Tesoros y tumbas—colecciones en el mundo antiguo", hace un recuento de las actividades del hombre que lo hicieron un acumulador, por decirlo de alguna forma, de los primeros objetos que se recolectaron y de quiénes, en la antigüedad, hicieron las primeras colecciones. Este periodo llega, según Simmons, hasta el 700 a. e. c. (antes de la era común).

En el capítulo 3, "El Templo y las Musas—la conjunción de objetos y conocimiento", nos explica, entre otras cosas, lo que fue el Templo de las Musas en Alejandría y la derivación de éste hacia la palabra Museo, que en la actualidad es de uso universal. Nos relata cómo funcionaba el "mouseium", la influencia de las instituciones griegas y cómo los romanos siguieron esa tradición de coleccionar objetos. Este periodo va del 700 a. e. c. al 400 e. c. (era común).

El capítulo 4, intitulado "El poder de los objetos—colecciones medievales", el autor nos explica cómo eran las colecciones en el Medievo (400 al 1400), la influencia de Las Cruzadas y el significado de las reliquias religiosas, en particular aquellas supuestamente de personajes bíblicos, que se utilizaron para decorar iglesias. Ya que en esta época las iglesias eran los centros del conocimiento, previos a la creación de las universidades y eran usadas como depositarias de diversas colecciones. En este capítulo, Simmons nos explica, cómo se iniciaron las primeras colecciones privadas de objetos raros y poco comunes, incluyendo las quimeras o más bien objetos fantásticos ensamblados a propósito para representar objetos y seres estrambóticos, pero que en la realidad eran inexistentes.

El capítulo 5, habla "De gabinetes y reyes —las colecciones del Renacimiento (1400-1600)". Nos relata la creación de los gabinetes reales y los gabinetes de curiosidades pertenecientes a reyes y hombres económicamente poderosos. Dichos establecimientos proliferaron en Europa durante esta época. En este capítulo, el autor nos narra sobre el nacimiento de los catálogos de las colecciones y cómo estos sirvieron para organizar y clasificar los objetos en las colecciones. En esta época también surgieron los herbarios.

En el capítulo 6, "Los museos de la Iluminación (1600-1800)", el autor nos lleva por la transformación de los gabinetes de curiosidades hacia la creación de los primeros museos, más parecidos a como los conocemos ahora, así como su diversificación. Nos hace una descripción de varios gabinetes de curiosidades, quizá los más famosos, así como de los poseedores de dichos gabinetes. El autor nos revela cómo se crearon los museos en el siglo XIX, conocido como la "época de oro de los museos" y cómo los museos se convirtieron en instituciones culturales. Además, Simmons explica cómo se empezó a imponer

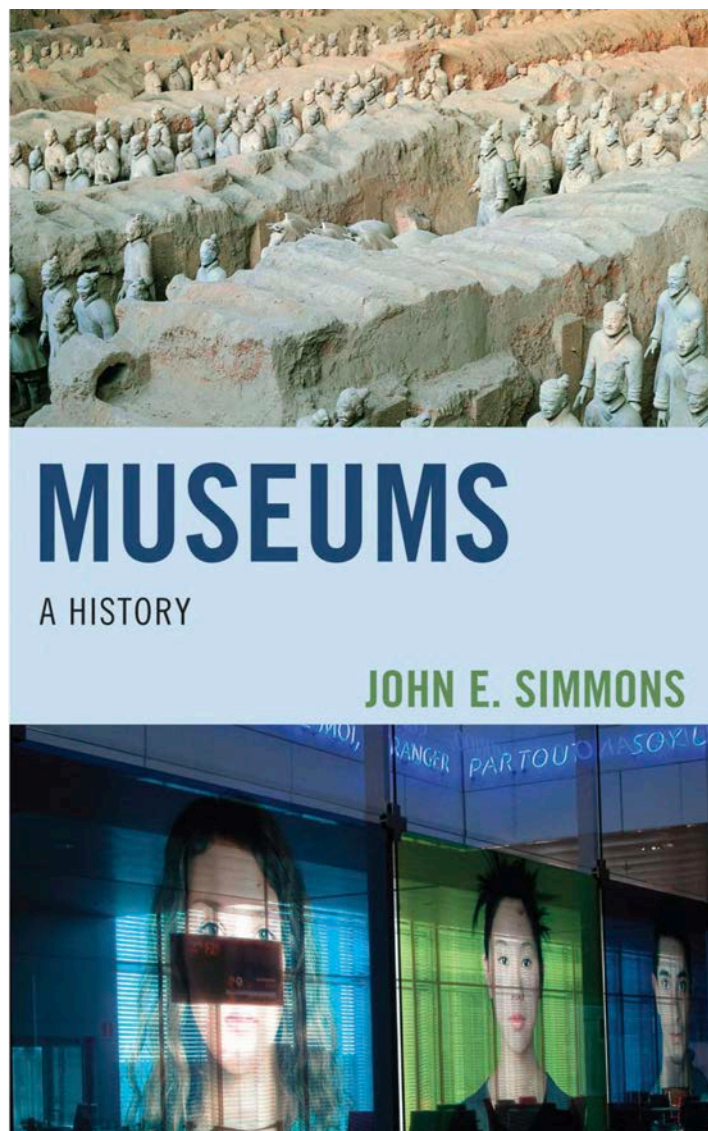


Figure 1. Book cover *Museums: A history*.

Figura 1. Portada del libro *Museums: A history*.

un orden en los museos para no ser solo colecciones azarasas de objetos regidos por el gusto de su poseedor. Esto queda ilustrado de manera crucial al explicar la importancia del sistema binomial de Linneo en la organización de los museos de historia natural. Además, resalta como parte esencial del concepto moderno de estas instituciones, cómo los museos empezaron a ser entidades públicas y cómo empezó la disciplina de la Museología.

En el capítulo 7, “El surgimiento de los museos modernos, 1800 a 1900”, Simmons continúa con su resumen de la transformación de los museos, incluyendo el desarrollo de actividades de investigación en los mismos. Con relación a los museos de historia natural, nos relata sobre la influencia de la teoría de la Selección Natural de Darwin (yo agregaría que

de Wallace también), en la organización de estos. Un efecto colateral del desarrollo de los museos de historia natural fue el aumento del comercio de especímenes biológicos.

El capítulo 8 habla de los “Museos en un mundo agobiado, 1900-1970”. El siglo XX fue muy importante para los museos, pero más importantes fueron los avances tecnológicos que favorecieron el desarrollo de los museos a principios del siglo, por ejemplo, la máquina de escribir que a pesar de haberse inventado el siglo anterior, ayudó al desarrollo de los museos en el siglo XX.

Muy importante fue también la multiplicación de los museos y el uso que se les dio a los mismos, en diferentes regímenes

políticos. Simmons menciona cómo los regímenes fascistas y los autollamados democráticos (socialistas) de ese siglo, utilizaron los museos para adoctrinar a la gente y justificar los excesos que cometieron. También nos muestra cómo los museos fueron una herramienta para crear identidad nacional en otros países.

Siendo Europa la cuna de los museos, Simmons explica cómo este modelo se exportó a las colonias europeas y al resto del mundo. Nos describe la organización de la Museología como disciplina y como evolucionó en sus orígenes durante el siglo XX.

En el último capítulo, “Aprendiendo a leer objetos (de nuevo) —el museo post-postmoderno”, el autor nos da un panorama general de cómo han evolucionado los museos y cómo se han diversificado los enfoques de estos para mantenerse al día con las formas en que las personas perciben los objetos depositados en ellos, haciéndolos instituciones inclusivas. El autor entra en algunos detalles para describir las modalidades de los museos modernos, tales como los museos de memoria, comunales o indígenas, los ecomuseos y los museos virtuales. Así mismo, presenta algunas de las controversias causadas por la forma y las reglas bajo las que operan algunos de estos museos.

Simmons lamenta que, a pesar de los importantes avances en museología, las instituciones académicas no hayan instituido un programa de estudio a nivel de posgrado en esta materia. El autor nos relata cómo es posible que en los últimos años hayan ocurrido los mayores avances en la conservación de objetos en los museos. También nos lleva al mundo de la fantasía relacionada con los museos y la literatura de ficción alrededor de ellos. Algunas de estas novelas se han llevado al cine: no olvidemos la famosa saga de películas con Ben Stiller, “Una noche en el museo”.

El libro incluye una amplia literatura relacionada con museos y colecciones. Cada capítulo tiene insertos con información sobre algún tema relacionado, algunos muy largos, pero muy informativos.

Termino llegando a la conclusión de que vale mucho la pena leer este libro. Tiene una narración concisa sobre los museos y su evolución, haciendo referencias frecuentes a los museos de historia natural. Sitúa el desarrollo de los museos en un contexto histórico y nos lleva de la mano por la historia de la humanidad y su gusto por coleccionar objetos. Simmons nos enseña cómo los museos han sido compañeros inseparables de nuestra educación y entendimiento del mundo, la naturaleza, la sociedad y la historia, así como del arte y sus diferentes manifestaciones. La lectura de este libro aumentará, sin duda, nuestra cultura acerca de los museos, mismos que en México han sido muy importantes, en particular los de historia y antropología, que han sido parte de nuestra cultura e identidad. Sin embargo, aun siendo uno de los 10 países megadiversos del planeta, en México todavía carecemos de un Museo Nacional de Historia Natural, a pesar de que Simmons menciona (p. 140) que en 1790 se creó dicho museo en la Ciudad de México, siendo todavía la Nueva España. Ese museo, todavía nos hace falta.

Agradecimientos.— El autor agradece a J. E. Simmons por haberle enviado una copia de su libro, a R. Castiglia y M. Benabib por su apoyo y a la DGAPA-PASPA, de la UNAM, por el apoyo recibido durante una estancia sabática en la Università di Roma, La Sapienza.



DECIPHERING AN ENIGMA: FIRST RECORD OF *ERYTHROLAMPRUS AENIGMA* (SQUAMATA: DIPSADIDAE) IN COLOMBIA

DECIFRANDO UN ENIGMA: PRIMER REGISTRO DE *ERYTHROLAMPRUS AENIGMA* (SQUAMATA: DIPSADIDAE) EN COLOMBIA

Ronald A. Díaz-Flórez^{1*}

¹Museo de La Salle, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia.

*Correspondence: ronalddias_10@hotmail.com

Received: 2022-12-26. Accepted: 2023-05-23. Published: 2023-06-06.

Editor: Vivian Patricia Páez, Colombia.

Resumen.– La culebra guardacamino de sabana *Erythrolamprus aenigma* se distribuye en el norte de Brasil, Guyana y Venezuela. Aquí presento los primeros registros de esta especie en el este de Colombia, extendiendo la distribución conocida más de 1000 km al este de su área de distribución más cercana conocida.

Palabras claves.– Nuevo registro de país, distribución geográfica, Orinoquía, Guardacamino de sabana.

Abstract.– The Savanna Racer snake *Erythrolamprus aenigma* is found in northern Brazil, Guyana and Venezuela. Here I present the first records of this species in eastern Colombia, extending the known distribution more than 1000 km east of its nearest range.

Keywords.– New country record, geographic distribution, Orinoco region, Savannah Racer Snake.

Erythrolamprus is one of the most diverse snake genera both in Central and South America, with 55 currently recognized species (Ascenso et al., 2019; Nogueira et al., 2019; Torres-Carvajal & Hinojosa, 2020; Entiauspe-Neto et al., 2021; Uetz et al., 2022). In Colombia, this genus comprises 16 species distributed throughout the country (Dunn, 1944; Wallach et al., 2014; Ascenso et al., 2019; Uetz et al., 2022): *Erythrolamprus aesculapii* (Linnaeus, 1758), *Erythrolamprus albiventris* (Jan, 1863), *Erythrolamprus bizona* Jan, 1863, *Erythrolamprus breviceps* (Cope, 1860), *Erythrolamprus epinephelus* (Cope, 1862), *Erythrolamprus lamona* (Dunn, 1944), *Erythrolamprus melanotus* (Shaw, 1802), *Erythrolamprus miliaris* (Linnaeus, 1758), *Erythrolamprus mimus* (Cope, 1868), *Erythrolamprus pseudocorallus* Roze, 1959, *Erythrolamprus pyburni* (Markezich & Dixon, 1979), *Erythrolamprus pygmaeus* (Cope, 1868), *Erythrolamprus reginae* (Linnaeus, 1758), *Erythrolamprus taeniogaster* (Jan, 1863), *Erythrolamprus typhlus* (Linnaeus, 1758) and *Erythrolamprus vitt* (Dixon, 2000).

The Savanna Racer Snake *Erythrolamprus aenigma* Entiauspe-Neto, Abegg, Koch, Nuñez, Azevedo, Moraes, Tiutenko, Bialves & Loebmann, 2021, was recently described for the open savanna-like areas in Brazil, Guyana and Venezuela, between 90 and 900 m asl (Entiauspe-Neto et al., 2021). This species was initially

hidden within the *E. poecilogyrus* complex, mainly based on shared dorsal scale counts, and *E. reginae* complex based on its geographic location and colorations. However, the recent molecular evidence allocates this species as a close relative of *E. almadensis* and *E. taeniogaster* (Entiauspe-Neto et al., 2021). Here, I report the first known occurrences of *E. aenigma* in Colombia, for the Orinoco region.

I explored the databases of the collection of Museo de la Salle (Bogotá, Colombia), the Instituto de Ciencias Naturales of the National University of Colombia (Bogotá, Colombia), and of the Alexander von Humboldt Institute (Villa de Leyva, Colombia) looking for misidentified specimens, following the same filtering criteria previously defined (specimens registered as *Erythrolamprus* or *Liophis*, especially those with similar distribution such as *E. reginae* and *E. melanotus*, or similar morphological characters as *E. typhlus*). Only two specimens described here were found.

I examined two specimens of the genus *Erythrolamprus* deposited in the reptile collection of the Alexander von Humboldt Institute (IAvH), previously identified as *E. typhlus*. Specimen identification was performed following the original



Figura 1. *Erythrolamprus aenigma* de Colombia. A-C: Vista general del dorso y el vientre, y vista lateral de la cabeza de IAvH-R-5764. D-E: Vista general del dorso y el vientre de IAvH-R-03158..

Figure 1. *Erythrolamprus aenigma* from Colombia. A-C: General dorsal and ventral view, and lateral view of head of IAvH-R-5764. D-E: General dorsal and ventral view of IAvH-R-03158.

description of Entiauspe-Neto et al. (2021) and previous records were mapped from the same source. As none of the new specimens for Colombia had associated coordinates with the locality information, I used coordinates of other specimens recorded in the same localities where they were collected. Scales were counted according to Dowling (1951). A flexible ruler to the nearest 1.0 mm was used to measure total, snout-vent and tail length. Sex was determined by the presence/absence of hemipenes (individuals were sexed prior to examination).

Record 1: IAvH-R-5764, 24th May 1982, Yopal, Casanare, Colombia (5.3134° N, 72.3796° W; WGS84; 302 m a.s.l.), collected by the group “Guías del Casanare”. One adult female (Figs. 1A-1C).

Record 2: IAvH-R-03158, 31th December 1983, Estación biológica El Guafal, Puerto Rondón, Arauca, Colombia (6,2812° N, 71.1048° W; WGS84; 137 m a.s.l.), collected by José Clavijo Bustos. One adult female (Fig. 1D-1E).

Specimens IAvH-R-5764 and IAvH-R-03158 are identified as *Erythrolamprus aenigma* according to the following characteristics, respectively: total length 504 mm and 419 mm, snout-vent length 430 mm and 326 mm, tail length 74 mm and 93 mm; dorsal scales in 19-19-15, all scales smooth, preocular present, in contact with loreal, temporals 1+2; supralabials eight, 4th and 5th in contact with ocular orbit; infralabials ten, first pair in contact behind

mental, 1st to 5th in contact with anterior chinshields; ventral scales 148 and 150, anal plate divided, subcaudal pairs 41 (tail incomplete) and 50. Cephalic dorsal coloration light gray with black borders and ventrally white, with black and light gray-white nuchal collar; supralabials white with black upper borders, infralabials white; dorsum gray with black borders and bluish gray on scales; ventral and subcaudal scales white (with small dots in IAvH-R-03158). Specimens can be differentiated from other closely distributed *Erythrolamprus* species by the scales counts (Table 1) and coloration (Fig. 3).

Entiauspe et al. (2021) mention that this species probably lives in open environments in northern Brazil, Guyana and Venezuela, however they mention that it is also possible that it is distributed in nearby countries. These new records extend the known geographic distribution by more than 1000 km from the nearest known locality in Venezuela, being the first records of the species for Colombia (Fig. 2). The distribution of *Erythrolamprus aenigma* in the savannas of northern South America is similar to that recorded for other snake species such as *Leptophis coeruleodorsus* (Albuquerque & Fernandes 2022), *Epicrates maurus* (Passos & Fernandes, 2008), *Leptodeira ashmeadii* (Costa et al., 2022), *Phimophis guianensis* (Entiauspe-Neto et al., 2018), and for some of its genus such as *E. reginae* (Ascenso et al., 2019). However, there is a gap of records in northern and western Venezuela.

Tabla 1. Comparación de conteos entre IAvH-R-5764, IAvH-R-03158 y otras especies de *Erythrolamprus*. Sc: subcaudales, Slb: supralabiales; llb: infralabiales; T: temporales; Po0c: postoculares; Poc: preoculares.

Table 1. Meristic comparison of IAvH-R-5764, IAvH-R-03158 and other *Erythrolamprus* species. Sc: subcaudals, Slb: supralabials; llb: infralabials; T: temporales; Po0c: postoculares; Poc: preoculares.

Character	Dorsals	Ventrals	Sc	Slb	llb	T	Po0c	Poc	Reference
IAvH-R-5764	19-19-15	148	41	8	10	1+2	2	1	Present study
IAvH-R-03158	19-19-15	150	50	8	10	1+2	2	1	Present study
<i>E. aenigma</i>	19-19-15	149-154	45-50	8	10	1+2	2	1	Entiauspe-Neto et al., 2021
<i>E. typhlus</i>	19-19-15	133-172	41-61	7-9	8-11	1+2	1-3	1	Dixon, 1987
<i>E. reginae</i>	17-17-15	125-164	54-96	7-8	8-11	1+2	1-2	1-2	Ascenso et al., 2019; Esqueda et al., 2005
<i>E. dorsocorallinus</i>	17-17-15	147-153	69-80	8	8-9	1+2	2	1-2	Esqueda et al., 2005
<i>E. melanotus</i>	17-17-15	144-155	56-62	7-9	7-10	1+2	2	1	Dixon & Michaud 1992; Murphy et al., 2019
<i>E. taeniogaster</i>	17-17-15	128-162	46-57	7-9	8-11	1+2	2	1	Fernandes et al., 2022
<i>E. pygmaeus</i>	17-17-15	122-133	29-38	6-7	8-9	1+2	1-1	1	Markezich & Dixon, 1979

These new records increase to 17 the number of species of the genus *Erythrolamprus* for Colombia. Pérez-Santos & Moreno (1988) and Uetz et al. (2022) mention the presence of *E. taeniurus* in Colombia, however there are currently no known records of the species for the country. In fact, Dunn (1944) mentions that this species is not found in Colombia and that the specimens previously cited for the country by Niceforo-Maria (1942) are

probably *Erythrolamprus epinephelus bimaculatus*. Subsequently, Dixon & Markezich, based on Dunn's mention, restrict the species to Peru in their work on the redescription of *E. taeniurus*.

Reviews of collected material and field work in the Orinoco region may be of great importance for the study of lowland snakes associated with savannas and plains, not only to fill

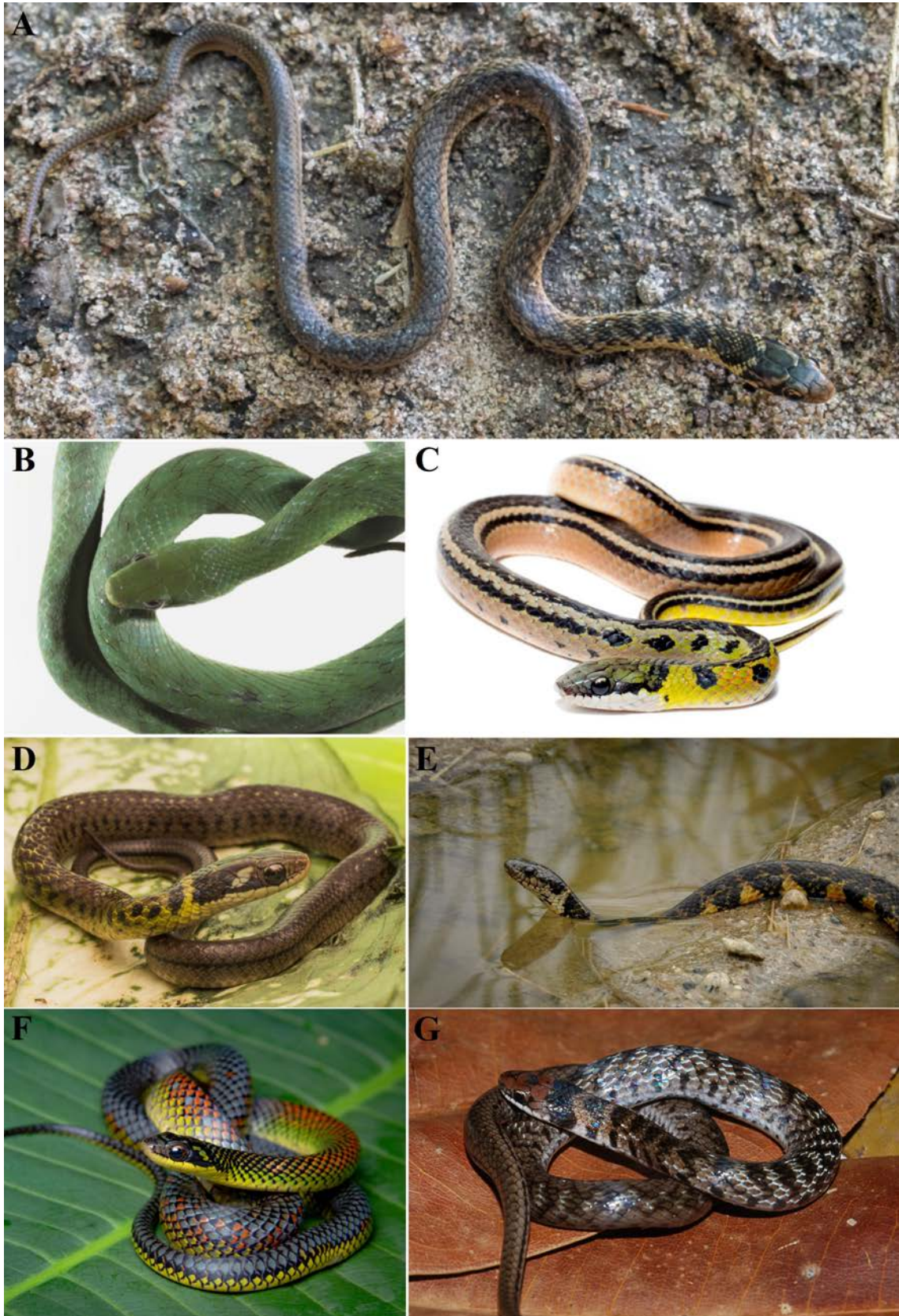


Figura 2. Mapa de distribución de *Erythrolamprus aenigma*. Los puntos rojos indican los registros previos en Brasil, Guyana y Venezuela (Entiauspe et al., 2021). La estrella roja indica la localidad tipo. Los triángulos amarillos indican las nuevas localidades en Arauca y Casanare, Colombia. Fotos: A. Walter N.; B. Luis Alejandro Rodríguez; C. Whaldener Endo.

Figure 2. Distribution map of *Erythrolamprus aenigma*. Red dots indicate previous records of the species in Brazil, Guyana and Venezuela (Entiauspe et al., 1982). The red star indicates the type locality. Yellow triangles indicate new localities in the departments of Arauca and Casanare, Colombia. Photos: A. Walter N.; B. Luis Alejandro Rodríguez; C. Whaldener Endo.

Figura 3 (página siguiente) . Comparación de especies de *Erythrolamprus* presentes en la Orinoquía colombiana. A) *E. aenigma*, B) *E. typhlus*. C) *E. melanotus*. D) *E. reginae*. E) *E. taeniogaster*. F) *E. dorsocorallinus*. G) *E. pygmaeus*. Fotos: A. Whaldener Endo; B. María José Quiroz-BIOWEB, <https://bioweb.bio>; C-D. Andrés Montes-Correa; E. Fernanda Hernández; F. Henrique Nogueira; G. Yeny López.

Figure 3 (next page). Comparison of *Erythrolamprus* species present in the Orinoco region of Colombia. A) *E. aenigma*, B) *E. typhlus*. C) *E. melanotus*. D) *E. reginae*. E) *E. taeniogaster*. F) *E. dorsocorallinus*. G) *E. pygmaeus*. Photos: A. Whaldener Endo; B. María José Quiroz-BIOWEB, <https://bioweb.bio>; C-D. Andrés Montes-Correa; E. Fernanda Hernández; F. Henrique Nogueira; G. Yeny López.



distribution gaps, but also for the knowledge of the life history of the snake species present in the region. In the case of *E. aenigma*, it has been described from female individuals only (as in this work), so it is important to be able to record male specimens since the characteristics of this sex are not currently known for the species. The specimens presented here have been collected in open areas of the plains in the Orinoco region, with anthropogenic intervention at present.

Acknowledgements.— I thank Sandra Galeano and Yeny Rocío López of the Instituto Alexander von Humboldt, as well as Julieth Cárdenas of the Museo de La Salle, for allowing and providing me with access to the material in the collections. I thank Duván Zambrano for his help in taking photographs of the material reviewed, and Andrés Montes-Correa, Fernanda Hernández, Henrique Nogueira, Luis Alejandro Rodríguez, Walter N. María José Quiroz-BIOWEB, Whaldener Endo for allowing me to use their photographs. Finally, I thank Daniel Vásquez and the reviewers of the journal for their corrections, suggestions and comments that greatly contributed to enrich this publication.

CITED LITERATURE

- Albuquerque, N.R. & D.S. Fernandes. 2022. Taxonomic revision of the parrot snake *Leptophis ahaetulla* (Serpentes, Colubridae). *Zootaxa* 5153:1-69.
- Ascenso, A.C., J.C.L. Costa & A.L.C. Prudente. 2019. Taxonomic revision of the *Erythrolamprus reginae* species group, with description of a new species from Guiana Shield (Serpentes: Xenodontinae). *Zootaxa* 4586:65-97.
- Costa, J.C.L., R. Graboski, F.G. Grazziotin, H. Zaher, M.T. Rodrigues & A.L.C. Prudente. 2022. Reassessing the systematics of *Leptodeira* (Serpentes, Dipsadidae) with emphasis in the South American species. *Zoologica Scripta* 51:1-19.
- Cunha, O.R. & F.P. Nascimento. 1993. Ofidios da Amazônia. As cobras da região leste do Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia* 9:1-191.
- Dixon, J.R. 1987. Taxonomy and geographic variation of *Liophis typhlus* and related "green" species of South America (Serpentes: Colubridae). *Annals of Carnegie Museum* 56:173-191.
- Dixon, J.R. & E.J. Michaud. 1992. Shaw's Black-Backed Snake (*Liophis melanotus*) (Serpentes: Colubridae) of Northern South America. *Journal of Herpetology* 26:250-259.
- Dixon, J.R. & A.L. Markezich. 1979. Rediscovery of *Liophis taeniurus tschudi* (Reptilia, Serpentes Colubridae) and its relationship to other Andean colubrid snakes. *Journal of Herpetology* 13:317-320.
- Dowling, H.G. 1951. A proposed standard system of counting ventrals in snakes. *British Journal of Herpetology* 1:97-99.
- Dunn, E.R. 1944. A revision of the Colombian snakes of the genera *Leimadophis*, *Lygophis*, *Liophis*, *Rhadinaea*, and *Pliocercus*, with a note on Colombian *Coniophanes*. *Caldasia* 2:479-495.
- Entiauspe-Neto, O.M., A.D. Abegg, C. Koch, L.P. Nuñez, W.S. Azevedo, L.J.C.L. Moraes, A. Tiutenko, T.S. Bialves & D. Loebmann. 2021. A new species of *Erythrolamprus* (Serpentes: Dipsadidae: Xenodontini) from the savannas of northern South America. *Salamandra* 57:196-218.
- Entiauspe-Neto, O.M., W.S. Azevedo, V.O. Pereira, A.D. Abegg, A.M. Rocha & D. Loebmann. 2018. New records of the rare Troschel's Pampas Snake, *Phimophis guianensis* (Serpentes: Dipsadidae) in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 90:3023-3029.
- Esqueda, L.F., M. Natera, E. La Marca & M. Elija-Fistar. 2005. Nueva especie de serpiente (Reptilia: Colubridae: *Liophis*) de un bosque tropical relictual en el estado Barinas, Venezuela. *Herpetotropicos* 2:95-103.
- Fernandes, D.S., V.J. Germano, R. Fernandes & F.L. Franco. 2002. Taxonomic status and geographic distribution of the lowland species of the *Liophis cobella* group with comments on the species from the Venezuelan tepuis (Serpentes, Colubridae). *Boletim do Museu Nacional de Rio de Janeiro* 481:1-14.
- Markezich, A.L. & J.R. Dixon. 1979. A new South American species of snake and comments on the genus *Umbrivaga*. *Copeia* 1979:698-701.
- Murphy, J.C., A.L. Braswell, S.P. Charles, R.J. Auguste, G.A. Rivas, A. Borzée, R.M. Lehtinen & M. Jowers. 2019. A new species of *Erythrolamprus* from the oceanic island of Tobago (Squamata, Dipsadidae). *ZooKeys* 817:131-157.
- Niceforo-Maria, H. 1942. Los ofidios de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas* 5:84-101.
- Nogueira, C.C., A.J.S. Argôlo, V. Arzamendia, J.A. Azevedo, F.E. Barbo, R.S. Bérnils, B.E. Bolochio, M. Borges-Martins, M. Brasil-Godinho, H. Braz, H., M.A. Buononato, D.F. Cisneros-Heredia, G.R. Colli, H.C. Costa, F.L. Franco, A. Giraudo, R.C. Gonzalez,

- T. Guedes, M.S. Hoogmoed, O.A.V. Marques, G.G. Montingelli, P. Passos, A.L.C. Prudente, G.A. Rivas, P.M. Sanchez, F.C. Serrano, N.J. Jr. Silva, C. Strüssmann, J.P.S. Vieira-Alencar, H. Zaher, R.J. Sawaya & M. Martins. 2019. Atlas of Brazilian snakes: verified point-locality maps to mitigate the Wallacean shortfall in a megadiverse snake fauna. *South American Journal of Herpetology* 14:1-274.
- Passos, P. & R. Fernandes. 2008. Revision of the *Epicrates cenchria* complex (Serpentes: Boidae). *Herpetological Monographs* 22:1-30.
- Pérez-Santos, C. & A.G. Moreno. 1988. Ofidios de Colombia. Torino, Italia. Museo Regionale di Scienze Naturali, Monograph 6:1-517.
- Torres-Carvajal, O. & K.C. Hinojosa. 2020. Hidden diversity in two widespread snake species (Serpentes: Xenodontini: *Erythrolamprus*) from South America. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 146:106772.
- Uetz, P., P. Freed & J. Hosek (Eds.). 2022. The reptile database. <http://www.reptile-database.org>, [Accessed on December 11, 2022].
- Wallach, V., K.L. Williams & J. Boundy. 2014. Snakes of the world: A catalogue of living and extinct species. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton.



RESUMEN Y PERSPECTIVAS DEL SIMPOSIO SOBRE TORTUGAS DULCEACUÍCOLAS Y TERRESTRES DE MÉXICO EN LA XVI REUNIÓN NACIONAL DE HERPETOLOGÍA EN ENSENADA, BAJA CALIFORNIA

SUMMARY AND PERSPECTIVES OF THE SYMPOSIUM ON TURTLES AND TORTOISES OF MEXICO AT THE XVI NATIONAL HERPETOLOGY MEETING IN ENSENADA, BAJA CALIFORNIA

Rafael A. Lara-Resendiz^{1*}, Taggert Butterfield², Jorge H. Valdez-Villavicencio³, Julia Joos⁴, Fernando D. Antelo-Barbosa^{2,5} & Andrew Gluesenkamp⁶

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, 85000, Sonora, México

²Estudiantes Conservando la Naturaleza A.C., Flor de Dalia 137, Simpanio Norte II, Morelia, 58341, Michoacán, México

³Conservación de Fauna del Noroeste, A.C., Ensenada, 22897, Baja California, México.

⁴Ohio University, Athens, Ohio, USA

⁵Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. Gral. Francisco J. Múgica S/NA-1, Felicitas del Río, 58030 Morelia Michoacán, México

⁶Center for Conservation and Research, San Antonio Zoo, 3093 N St. Mary's Street, San Antonio, Texas 78212, USA

*Correspondence: rafas.lara@gmail.com

Received: 2023-05-21. **Accepted:** 2023-05-25. **Published:** 2023-06-09.

Editor: Rodrigo Macip Ríos, México.

La conservación de las tortugas dulceacuícolas y terrestres en México es de gran importancia ecológica y cultural, especialmente en el contexto actual de crecientes amenazas debido a la actividad humana y el cambio climático. La biodiversidad global de tortugas está en crisis, ya que, 171 especies de tortugas (esto es ~47% del total de especies reconocidas [363]) están consideradas como globalmente amenazadas (Stanford et al., 2020; Rhodin et al., 2021). México es uno de los países con mayor diversidad de tortugas, muchas de las cuales enfrentan amenazas significativas por diferentes actividades humanas (Berriozabal-Islas et al., 2023). Con este contexto, en el marco del XVI Congreso Nacional de Herpetología celebrado en Ensenada, Baja California, en enero del 2023, se organizó el simposio "Estudios sobre tortugas dulceacuícolas y terrestres de México". En este simposio, se presentaron siete trabajos que abordaron diversos aspectos de la biología y conservación de este grupo. En este artículo de perspectivas, resumimos los principales resultados, conclusiones y perspectivas derivadas de las investigaciones presentadas en el simposio, con el objetivo

de destacar la importancia de estos estudios para el manejo y conservación de las tortugas en México.

El estudio de las tortugas dulceacuícolas y terrestres en México es relevante tanto desde un punto de vista ecológico como cultural, ya que, estas especies desempeñan un papel fundamental en la regulación de la calidad del agua y del suelo, el control de la vegetación y como presas importantes para otros animales (Van Devender, 2002; Legler & Vogt, 2013; Lovich et al., 2018). Además, muchas comunidades locales las utilizan para la alimentación, la medicina tradicional y otros fines culturales (Nabhan 2002, 2003). Sin embargo, estas especies enfrentan amenazas significativas como la actividad humana (Lara-Resendiz, 2018), especies invasoras (Lara-Resendiz et al., 2022b) y el cambio climático (Sinervo et al., 2017; Berriozabal-Islas et al., 2020; Lara-Resendiz et al., 2022a), lo que ha llevado a una disminución de muchas poblaciones. Por lo tanto, es crucial llevar a cabo estudios que permitan entender mejor su biología y ecología, así como desarrollar estrategias efectivas

de conservación. El simposio "Estudios sobre tortugas dulceacuícolas y terrestres de México" buscó proporcionar un espacio para que los investigadores y estudiantes intercambiaran resultados y conclusiones, analizar y sintetizar la información sobre las principales amenazas que enfrentan estas especies, así como clarificar estudios futuros. Todos los resultados recopilados se presentan en este documento de manera resumida.

El simposio se centró en siete presentaciones que incluyeron el mismo número de especies de tortugas. Cada presentación estuvo enfocada en aspectos particulares de su biología, ecología y conservación. Los trabajos presentados fueron multidisciplinarios, integrando diferentes perspectivas de investigación para describir las principales amenazas a las que se enfrentan estas especies. En particular, tres presentaciones se enfocaron en la ecología térmica de las especies, describiendo sus requerimientos térmicos, los límites críticos de tolerancia y la variabilidad de las temperaturas ambientales (*Gopherus evgoodei*, *G. morafkai* y *G. flavomarginatus*). Dos presentaciones describieron escenarios futuros de cambio climático para tres especies (*G. evgoodei*, *G. morafkai* y *Kinosternon hirtipes*). Además, dos presentaciones abordaron la ecología poblacional de las especies (*K. alamosae* y *Rhinoclemmys rubida*), proporcionando información sobre su tamaño y tendencias poblacionales. Sólo una presentación incluyó una evaluación del estado genético y de conservación (*K. hirtipes*) a lo largo de su distribución. Algunos datos han sido publicados y presentados en otros documentos, por ejemplo: *A. pallida* (Valdez-Villavicencio et al., 2016a; Valdez-Villavicencio et al., 2016b; Valdez-Villavicencio et al., en prensa), *R. rubida* (Butterfield et al., 2018; Butterfield et al., 2020), *G. evgoodei* (Lara-Resendiz et al., 2022a, 2022b; Lara-Resendiz, en prensa), *G. morafkai* (Sinervo et al., 2017), y *K. hirtipes* (Weaver, 2022; Weaver et al., 2022).

***Actinemys pallida*.** La tortuga de poza del noroeste se encuentra como "Vulnerable" según la UICN y se enfrenta a varias amenazas. La principal amenaza para esta especie es la pérdida y degradación de su hábitat natural, incluyendo la eliminación de la vegetación riparia, la construcción de presas y sobreexplotación del agua para uso agrícola (Peralta-García et al., 2016). Además, la introducción de especies exóticas como el langostino americano (*Procambarus clarkii*), la carpa común (*Cyprinus carpio*), el pez sol (*Lepomis cyanellus*) y la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) también compiten por alimento, e incluso pueden depredar a individuos jóvenes (Valdez-Villavicencio et al., en prensa). Además, la recolección ilegal de estas tortugas como mascotas está aumentando significativamente.

Para abordar las amenazas de *A. pallida* y conservar la especie se están llevando a cabo diversos esfuerzos en la región mediterránea de Baja California. Se están implementando programas de restauración de hábitats que incluyen la creación de pozas artificiales y la eliminación de especies exóticas invasoras para mejorar las condiciones de vida de las tortugas de poza y otras especies. Además, se están realizando estudios para conocer su estado poblacional en 22 localidades pertenecientes a ocho cuencas en el noroeste de Baja California (Valdez-Villavicencio et al., en prensa). También se están implementando medidas de conservación en lugares donde se sabe que se encuentra esta especie, incluyendo la promoción de la divulgación científica para fomentar la conservación y la protección de estas tortugas y su hábitat (www.faunadelnoroeste.org).

***Kinosternon alamosae*.** También conocida como tortuga casquito de Álamos, es una especie de tortuga acuática endémica de la región de Álamos en Sonora, México. Se dispone de escasa información sobre su biología y la UICN la incluye como "Datos Insuficientes" (Data Deficient). Esta especie se caracteriza por su tamaño pequeño a mediano, una cabeza verde, una concha de forma ovalada ligeramente abovedada y la ausencia de escudo axilar. Su dieta consiste principalmente en insectos, pequeños crustáceos, moluscos y materia vegetal.

Esta especie enfrenta varias amenazas y en el simposio se presentaron resultados de un trabajo que demostró que la sequía prolongada puede ser una de las principales amenazas para la especie, ya que, puede causar una mortalidad masiva. Además, la pérdida y la degradación de su hábitat natural debido a la actividad humana, como la extracción de agua para el uso humano, la agricultura y la ganadería, la urbanización y la construcción de infraestructuras, son también preocupantes.

En el trabajo presentado en el simposio, se evaluó el impacto de una sequía prolongada ocurrida entre 2019 y 2021. Durante este período, no hubo suficiente agua para llenar las represas de *K. alamosae* en 2020. Durante la sequía, se registró la muerte de 2/5 de las tortugas monitoreadas con radiotelemetría sin evidencia de depredación. Además, se encontraron siete tortugas adicionales en condiciones similares. En 2021, se requirió el doble de esfuerzo de muestreo en comparación con 2019. Estos hallazgos indican que las sequías prolongadas representan la mayor amenaza actual para la especie *K. alamosae*. En este sentido, los estudios de ecología poblacional a largo plazo son fundamentales para comprender su estado de conservación y diseñar medidas efectivas para su protección.

***Kinosternon hirtipes*.** También conocida como la tortuga casquito de pata rugosa, es una especie ampliamente distribuida, aunque en poblaciones aisladas desde el suroeste de Texas hasta el centro de México. A pesar de que la UICN la clasifica como “Preocupación Menor” (Least Concern) se han observado disminuciones en sus poblaciones. Se sabe que dentro de esta distribución puede contener múltiples linajes evolutivamente distintos, los cuales podrían constituir especies no reconocidas.

El estudio presentado reveló que las poblaciones de Texas y Chihuahua tienen una diversidad genética muy baja y pueden requerir medidas de gestión para garantizar su supervivencia. Esto puede ser una señal de un problema más amplio, ya que, la falta de variabilidad genética en una población puede disminuir su capacidad para adaptarse a cambios ambientales y aumentar su vulnerabilidad a enfermedades y otros factores estresantes. Además, las poblaciones al norte de la Faja Volcánica Transmexicana (FVTM) tienen una diversidad genética limitada, niveles extremadamente altos de endogamia y consisten en pequeñas poblaciones en parches aislados de hábitat dentro del desierto Chihuahuense. Esto puede estar relacionado con la pérdida y degradación del hábitat preferido por la especie, como manantiales, estanques permanentes y arroyos perennes. También se han registrado huecos en la distribución de *K. hirtipes* al norte de la FVTM. Por lo tanto, es importante realizar estudios exhaustivos desde Texas hasta Jalisco para llenar las lagunas en la distribución de muestreo y recopilar otros datos.

Además, es importante tomar medidas para garantizar la supervivencia de las poblaciones aisladas. Esto podría incluir la creación de corredores ecológicos para conectar hábitats fragmentados, la protección y restauración de áreas de reproducción y alimentación y la implementación de programas de cría en cautiverio y reintroducción para aumentar la diversidad genética en estas poblaciones. Es importante tener en cuenta que las evaluaciones de conservación a nivel nacional y estatal que se centran en especies individuales pueden no reflejar el verdadero estado de conservación de linajes infraespecíficos. Estos linajes pueden estar desprotegidos simplemente debido a la falta de resolución taxonómica.

***Gopherus evgoodei*.** Es una especie vulnerable que habita en los bosques tropicales secos del noroeste de México y enfrenta múltiples amenazas antropogénicas. La IUCN cataloga a esta especie como “Vulnerable”. Una de las amenazas más preocupantes, discutida en el simposio, fue la introducción de plantas invasoras, como el pasto buffel (*Cenchrus ciliaris*). Esta planta desplaza a la flora y fauna nativa, altera el paisaje termal disponible y disminuye la calidad del hábitat de la tortuga.

Además, el pasto buffel puede generar cambios térmicos hasta en 25 °C, afectando su capacidad de termorregulación, poniendo en riesgo su supervivencia, metabolismo y reproducción. La especie también es altamente vulnerable a los efectos del calentamiento global, ya que, el incremento de la temperatura limitará el tiempo de actividad de la tortuga en el escenario pesimista de cambio climático para 2070. Además de las amenazas mencionadas, la tortuga enfrenta la pérdida y degradación de su hábitat debido a la deforestación, la urbanización y la expansión agrícola. También se enfrenta a la destrucción del hábitat, la introducción de especies invasoras y depredadoras, el consumo humano y el tráfico ilegal y la caza para fuente de comida.

Para proteger a esta especie se deben tomar medidas como la eliminación de plantas invasoras y la implementación de estrategias de conservación y restauración de su hábitat natural. Además, se necesitan estudios demográficos a largo plazo y estudios que evalúen los posibles efectos de la alteración del hábitat debido a los campos solares montados sobre sus hábitats en el desierto.

***Gopherus flavomarginatus*.** Es una de las seis especies del género que habitan en el sur de Estados Unidos y norte de México. Esta tortuga es endémica de México y es el reptil terrestre más grande de Norteamérica. *Gopherus flavomarginatus* está catalogada por la UICN como “En Peligro Crítico” (Critically Endangered) y enfrenta a varias amenazas, incluyendo su baja capacidad de dispersión, baja variabilidad genética y la fragmentación y pérdida de pastizales, su principal fuente de alimento (Becerra-López et al., 2017). Estas amenazas aumentan el aislamiento de las poblaciones de la tortuga, intensificando su baja variabilidad genética y disminuyendo su resistencia a las temperaturas extremas, sequías, cambios en la disponibilidad de alimentos, enfermedades emergentes y otros factores que pueden llevar a la extirpación de sus poblaciones.

En el simposio se discutió la importancia de comprender los requerimientos térmicos específicos y las propiedades fisiológicas de esta especie de tortuga para permitir inferencias para evaluar su capacidad de adaptación a los cambios climáticos y alteraciones del hábitat.

***Gopherus morafskai*.** También conocida como la tortuga del Desierto de Sonora, es una especie típica de este desierto y habita en el noroeste de Sonora y suroeste de Arizona. Esta especie está clasificada como “Vulnerable” por la UICN debido a varias amenazas (= *G. agassizii*). Una de las principales amenazas es la pérdida de su hábitat natural debido a la urbanización, la agricultura, la ganadería y la expansión de carreteras y caminos,

lo que ha degradado y fragmentado su hábitat y aumentado la mortalidad. Además, es vulnerable a la perturbación humana debido a su baja vagilidad y capacidad de movimiento rápido, lo que la hace fácil de capturar como mascota. Otras amenazas incluyen la competencia con ganado y especies invasoras, la caza ilegal, el tráfico de especies y la introducción de enfermedades. La especie es sensible a los cambios climáticos, como el aumento de temperatura y la disminución de la precipitación, lo que puede afectar la disponibilidad de agua y alimento, y reducir la calidad del hábitat (Sinervo et al., 2017). La información científica es limitada, especialmente para las poblaciones de México, y por lo tanto, es importante implementar estudios y programas de monitoreo para implementar medidas de conservación y restauración del hábitat, reducir la competencia con especies invasoras y la caza ilegal. Además, es crucial aumentar la conciencia y educación sobre la importancia de proteger a esta especie vulnerable.

Se recomienda realizar estudios futuros para evaluar el posible impacto de los parques fotovoltaicos en las poblaciones de tortugas. Es importante investigar y comprender cómo estas instalaciones pueden afectar el hábitat, los patrones de reproducción y el movimiento de las tortugas. Esto permitirá tomar medidas de manejo adecuadas y garantizar la conservación de estas especies en el contexto de la energía renovable.

***Rhinoclemmys rubida*.** Esta tortuga conocida como casquito rojo mexicana es una especie que se encuentra en la costa sur del Pacífico de México y es una de las tres especies de su género presentes en el país. Es una tortuga terrestre, habita en las lomas y faldas de lomeríos cubiertos por bosque tropical seco. Son omnívoras y está catalogada por la UICN como "Casi Amenazada" (Near Threatened), es decir, no se encuentra en peligro inminente de extinción, pero enfrenta ciertos riesgos y sus poblaciones están disminuyendo. Enfrenta diversas amenazas, como la pérdida de su hábitat debido a la urbanización, la ganadería y la expansión agrícola (Butterfield et al., 2018, 2020). Además, existe escasa información sobre su ecología, biología e historia de vida (Butterfield et al., en prensa). A través de observaciones directas y diversas técnicas de campo, se proporcionó información sobre la ecología de la subespecie nortea, *R. r. perixantha*, en Jalisco, así como datos poblacionales básicos de la subespecie sureña, *R. r. rubida*, en Oaxaca. Se demostró que *R. rubida* es una tortuga terrestre omnívora que tiene una estrecha asociación con los nopales (*Opuntia* sp.). Además, se encontró que las poblaciones de *R. rubida* pueden alcanzar altas densidades y tienen el potencial de dispersar semillas de varias especies de plantas. Esto resalta el impacto que la ausencia de las poblaciones de *R. rubida* podría tener en el ecosistema del bosque tropical seco.

Durante el trabajo de investigación con esta especie ocurrió el paso de un huracán de categoría cuatro en Jalisco, lo que permitió documentar las respuestas de *R. r. perixantha* ante el cambio de paisaje inducido por el fenómeno. Se descubrió que esta subespecie es resiliente ante los daños drásticos del huracán y continúa utilizando los mismos microhábitats que antes, aunque con frecuencias diferentes. No obstante, aún queda mucho por estudiar acerca de esta especie. Por lo tanto, es prioritario llevar a cabo censos a lo largo de su distribución en el norte y sur del país para comprender mejor su estado de conservación.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

En conclusión, la conservación de las tortugas dulceacuícolas y terrestres en México es de vital importancia debido a su relevancia ecológica y cultural. El país alberga una amplia diversidad de especies de tortugas, muchas de las cuales enfrentan amenazas significativas debido a la actividad humana y el cambio climático. El simposio "Estudios sobre tortugas dulceacuícolas y terrestres de México" ha brindado un espacio invaluable para presentar investigaciones recientes sobre estos animales, generando conocimiento que contribuye al manejo y conservación de las tortugas en el país.

A través del simposio se han destacado diversas perspectivas que resultan fundamentales para futuras investigaciones y acciones de conservación. Es esencial continuar estudiando la biología y ecología de las tortugas dulceacuícolas y terrestres, así como comprender mejor las amenazas que enfrentan. Se requieren investigaciones más detalladas sobre su ecología térmica, especialmente en relación con los cambios climáticos y la introducción de especies invasoras. Asimismo, es necesario llevar a cabo estudios demográficos a largo plazo para evaluar el estado y las tendencias de las poblaciones de tortugas. Además, se deben realizar esfuerzos para evaluar el estado genético y de conservación de las diferentes especies, garantizando la diversidad genética y la supervivencia de las poblaciones aisladas. Para lograrlo, es imprescindible una estrecha colaboración entre investigadores, comunidades locales, organizaciones no gubernamentales y tomadores de decisiones, a fin de implementar estrategias efectivas de conservación y promover la divulgación científica para concienciar sobre la protección de estas especies y su hábitat.

Finalmente, sería altamente beneficioso establecer un grupo de especialistas que fomente la colaboración y el intercambio constante de conocimientos. En este sentido, sería recomendable considerar la creación de un foro exclusivo

con diversas formas, tales como conferencias, cursos/talleres especializados, redes de colaboración, publicaciones y eventos de capacitación y formación de profesionales para trabajar con este grupo. El propósito principal de este foro sería fortalecer las relaciones profesionales y estimular la investigación colaborativa y desarrollo en el campo la biología y conservación de las tortugas dulceacuícolas y terrestres, involucrando activamente a las comunidades locales. Esto permitiría avanzar en el conocimiento de las tortugas dulceacuícolas y terrestres, así como en la implementación de acciones concretas para su conservación.

Agradecimientos.– Agradecemos a la Sociedad Herpetológica Mexicana por proporcionar el espacio durante el congreso. También agradecemos a los asistentes por sus contribuciones enriquecedoras. Rafael Lara agradece al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) e Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) por el apoyo de repatriación y el apoyo PROFAPI-ITSON-2023-033RALR.

LITERATURA CITADA

- Becerra-López, J.L., A. Ramírez-Bautista, U. Romero-Méndez, N.P. Pavón & G. Sánchez-Rojas. 2017. Effect of climate change on halophytic grasslands loss and its impact in the viability of *Gopherus flavomarginatus*. *Nature Conservation* 21:39-55.
- Berriozabal-Islas, C., A. Ramírez-Bautista, A.I. Nava-Jiménez, M. Rojas-Domínguez, E. Reyes-Grajales & J.A. Loc-Barragán. 2023. Ni conocidas, ni carismáticas: estado de conservación de las tortugas del género *Kinosternon* (Spix, 1824) (Testudines: Kinosternidae) y sus factores de amenaza. *Cuadernos de Biodiversidad* 64:6-18.
- Berriozabal-Islas, C., A. Ramírez-Bautista, F. Torres-Ángeles, J.F. Mota-Rodrigues, R. Macip-Ríos & P. Octavio-Aguilar. 2020. Climate change effects on turtles of the genus *Kinosternon* (Testudines: Kinosternidae): an assessment of habitat suitability and climate niche conservatism. *Hydrobiologia* 847:4091-4110.
- Butterfield, T., D. Beck & R. Macip-Ríos. 2020. Population characteristics of the Mexican spotted wood turtle (*Rhinoclemmys rubida perixantha*) along the Pacific Coast of Mexico. *Herpetological Conservation and Biology* 15:79-86.
- Butterfield, T., A. Monsiváis-Molina, J. Garrido, N. Dehollander, C. Cupp, J. Luna, E. Reyes-Grajales, R. Macip-Ríos & B. D. En prensa. Estudios sobre la ecología de *Rhinoclemmys rubida*. En R. Macip-Ríos (Ed.). *Estudios Sobre la Biología y Conservación de las Tortugas en México*. Sociedad Herpetológica Mexicana, México.
- Butterfield, T., A. Scoville, A. García & D. Beck. 2018. Habitat use and activity patterns of a terrestrial turtle (*Rhinoclemmys rubida perixantha*) in a tropical dry forest. *Herpetologica* 74:226-235.
- IUCN. 2022. The International Union for Conservation of Nature, Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org>. [Consultado en mayo 2022].
- Lara-Resendiz, R.A. 2018. Tortugas del desierto, en peligro. *Biodiversitas* 136:8-12.
- Lara-Resendiz, R.A. En prensa. Temperaturas operativas para la tortuga *Gopherus evgoodei* en un bosque tropical caducifolio al sur de Sonora. En R. Macip-Ríos (Ed.). *Estudios Sobre la Biología y Conservación de las Tortugas en México*. Sociedad Herpetológica Mexicana, México.
- Lara-Resendiz, R.A., D. Miles, P. Rosen & B. Sinervo. 2022a. Micro and macroclimatic constraints on the activity of a vulnerable tortoise: a mechanistic approach under a thermal niche view. *Functional Ecology* 36:2227-2239.
- Lara-Resendiz, R.A., P. Rosen, B. Sinervo, D.B. Miles & F.R. Méndez-De la Cruz. 2022b. Habitat thermal quality for *Gopherus evgoodei* in tropical deciduous forest and consequences of habitat modification by buffelgrass. *Journal of Thermal Biology* 104:103192.
- Legler, J.M. & R.C. Vogt. 2013. *Turtles of Mexico: Land and Freshwater Forms*. University of California Press, USA.
- Lovich, J., J. Ennen, M. Agha & J. Gibbons. 2018. Where have all the turtles gone, and why does it matter? *Bioscience* 68
- Nabhan, G.P. 2002. Cultural dispersal of plants and reptiles. Pp. 407-416. En T.J. Case, C.M.L. & E. Ezcurra (Eds.). *A New Island Biogeography of the Sea of Cortés*. Oxford University Press, New York.
- Nabhan, G.P. 2003. *Singing the Turtles to Sea: the Comcaac (Seri) Art and Science of Reptiles*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.
- Peralta-García, A., B.D. Hollingsworth, J.Q. Richmond, J.H. Valdez-Villavicencio, G. Ruiz-Campos, R.N. Fisher, P. Cruz-Hernandez & P. Galina-Tessaro. 2016. Status of the california red-legged



- frog (*Rana draytonii*) in the state of Baja California, México. *Herpetological Conservation and Biology* 11:168-180.
- Rhodin, A.G.J., J.B. Iverson, R. Bour, U. Fritz, A. Georges, H.B. Shaffer & P.P. van Dijk. 2021. Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status (9th Ed.). Turtle Taxonomy Working Group. Pp. 1–472. En A.G. J. Rhodin, Iverson, J.B., van Dijk, P.P., Stanford, C.B., Goode, E.V., Buhlmann, K.A., and Mittermeier, R.A. (Ed.). *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. Chelonian Research Monographs.
- Sinervo, B., R.A. Lara-Reséndiz, D.B. Miles, J.E. Lovich, J.R. Ennen, J. Müller, R.D. Cooper, P.C. Rosen, J.A.E. Stewart, J.C. Santos, J.W. Sites Jr, P.M. Gibbons, E.V. Goode, L.S. Hillard, L. Welton, M. Agha, G. Caetano, M. Vaughn, C. Meléndez-Torres, H. Gadsden, G. Casteñada-Gaytán, P. Galina-Tessaro, F.I. Valle-Jiménez, J. Valdez-Villavicencio, N. Martínez-Méndez, G. Woolrich-Piña, V. Luja, A. Díaz de la Vega-Pérez, D.M. Arenas-Moreno, S. Dominguez-Guerrero, N. Fierro, S. Butterfield, M. Westph, R.B. Huey, W. Mautz, V. Sánchez-Cordero & F.R. Méndez-De la Cruz, 2017. Climate change and collapsing thermal niches of Mexican endemic reptiles. White paper for the environmental working group of the UC-Mexico initiative. <http://escholarship.org/uc/item/4xko77hp> University of California. [Consultado en mayo 2022].
- Stanford, C.B., J.B. Iverson, A.G.J. Rhodin, P. Paul van Dijk, R.A. Mittermeier, G. Kuchling, K.H. Berry, A. Bertolero, K.A. Bjorndal, T.E.G. Blanck, K.A. Buhlmann, R.L. Burke, J.D. Congdon, T. Diagne, T. Edwards, C.C. Eiseberg, J.R. Ennen, G. Forero-Medina, M. Frankel, U. Fritz, N. Gallego-García, A. Georges, J.W. Gibbons, S. Gong, E.V. Goode, H.T. Shi, H. Hoang, M.D. Hofmeyr, B.D. Horne, R. Hudson, J.O. Juvik, R.A. Kiester, P. Koval, M. Le, P.V. Lindeman, J.E. Lovich, L. Luiselli, T.E.M. McCormack, G.A. Meyer, V.P. Páez, K. Platt, S.G. Platt, P.C.H. Pritchard, H.R. Quinn, W.M. Roosenburg, J.A. Seminoff, H.B. Shaffer, R. Spencer, J.U. Van Dyke, R.C. Vogt & A.D. Walde. 2020. Turtles and tortoises are in trouble. *Current Biology* 30:R721-R735.
- Valdez-Villavecencio, J.H., A. Peralta-García, P. Galina-Tessaro, B.D. Hollingsworth & R.N. Fisher. En prensa. Distribution and conservation of the Southwestern pond turtle *Actinemys pallida* in Baja California, México. En R. Macip-Ríos (Ed.). *Estudios Sobre la Biología y Conservación de las Tortugas en México*. Sociedad Herpetológica Mexicana, México.
- Valdez-Villavicencio, J.H., A. Peralta-García, P. Galina-Tessaro & B.D. Hollingsworth. 2016a. Notes on the reproduction of the southwestern pond turtle *Emys pallida* in Baja California, México. *Revista Mexicana de Herpetología* 2:36-39.
- Valdez-Villavicencio, J.H., A. Peralta-García & J.Á. Guillen-González. 2016b. Nueva población de la tortuga de poza del suroeste *Emys pallida* en el Desierto Central de Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:264-266.
- Van Devender, T.R. 2002. *The Sonoran Desert Tortoise. Natural History, Biology, and Conservation*. The University of Arizona Press and The Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, USA.
- Weaver, S. 2022. Evolution and the Climatic Niche: Using Genomics and Niche Modeling to Explore How Climate Impacts Evolutionary Processes. Ph.D. Thesis, University of Minnesota. USA.
- Weaver, S., S.E. McGaugh, T.J.Y. Kono, R. Macip-Rios & A.G. Gluesenkamp. 2022. Assessing genomic and ecological differentiation among subspecies of the rough-footed mud turtle, *Kinosternon hirtipes*. *Journal of Heredity* 113:538-551.



PREDATION OF *ENYALIOIDES PRAESTABILIS* (HOPLOCERCIDAE) BY *IMANTODES CENCHOA* (COLUBRIDAE) IN SAN MIGUEL DE CONCHAY, MORONA SANTIAGO PROVINCE, ECUADOR

DEPREDAÇÃO DE *ENYALIOIDES PRAESTABILIS* (HOPLOCERCIDAE) POR *IMANTODES CENCHOA* (COLUBRIDAE) EN SAN MIGUEL DE CONCHAY, PROVINCIA DE MORONA SANTIAGO, ECUADOR

KEYKO CRUZ-GARCÍA^{1,2*}, NADIA CHAUCA^{1,3} & NATALIA ZAPATA¹

¹Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s/n Av. Juan Tanca Marengo, Guayaquil, Ecuador.

²Universidad San Francisco de Quito USFQ, Instituto de Biodiversidad Tropical IBIOTROP, Laboratorio de Zoología Terrestre, Museo de Zoología, Quito, Ecuador.

³Fundación para la Conservación e Investigación JaPu, Garzota, Av. Agustín Freire y Av. Hermano Miguel, Guayaquil, Ecuador.

* Correspondence: fherkey@hotmail.com

Received: 2022-11-11. Accepted: 2023-05-26. Published: 2023-06-13.

Editor: Pier Cacciali, Paraguay.

Abstract. – Here we report an unusual record of predation on *Enyalioides praestabilis* by *Imantodes cenchoa*. Other genera of small lizards have been recorded as prey for these snakes, but this is the first report for the genus *Enyalioides*. This report is unusual due to the size and thickness of the prey, which exceeds the thickness of the predator (*Imantodes cenchoa*). The data were obtained in a forest near San Miguel de Conchay, Morona Santiago province, Ecuador.

Key words. – Predation, Hoplocercidae, Colubridae, ecological interaction, behavioral ecology.

Resumen. - Reportamos un inusual registro de depredación de *Enyalioides praestabilis* por parte de *Imantodes cenchoa*. Se han registrado otros géneros de lagartijas pequeñas que son presas de estas serpientes, pero no del género *Enyalioides*. Esto es poco común por el tamaño y el grosor que presentan este género que supera al depredador (*Imantodes cenchoa*). Los datos se obtuvieron en un bosque aldeaño San Miguel de Conchay, Morona Santiago, Ecuador.

Palabras claves. – Depredación, Hoplocercidae, Colubridae, interacción ecológica, ecología del comportamiento.

Predation is part of the ecological dynamics of living organisms, and it is based on the effort that an animal uses to find prey and feed on it (Curio, 1976). Feeding habits of snakes are of great interest because the mechanism varies considerably between and within the different taxa due to differences in ontogeny and evolutionary history (Rojas-Morales et al., 2021), and also because snakes are among the less known reptiles regarding their biology.

Imantodes cenchoa is an arboreal species that can be found foraging and feeding at night (Henderson & Nickerson, 1976; Bartlett & Bartlett, 2003). Records of its diet include four frogs species, of the genera *Eleutherodactylus* and *Craugastor*, and 12 lizards species, predominantly *Anolis*, *Gonatodes*, *Baliscus*, and their eggs (Myers, 1982; Martins & Olivera, 1998; Campbell, 1999;

Savage, 2002; Gutiérrez-Cárdenas & Arredondo, 2005; de Sousa et al., 2014; Clause & Clause, 2016; González-Acosta et al., 2023).

Rojas-Morales et al. (2021) performed a small experiment on the feeding behavior of *I. cenchoa* where authors offered an *Anolis antonii* to the snake and compared with a natural observation of predation on an individual of *Craugastor metriosistus*. In both cases the prey was considerably wider than the snake, however, once the event began, both snakes did not give up until they swallowed their preys completely (Rojas-Morales et al., 2021).

In this contribution we present an event in which an *I. cenchoa* preyed on an *Enyalioides praestabilis*. This lizard is a terrestrial to semi-arboreal diurnal species with a snout-vent length (SVL) measurement ranging from 117 mm to 128 mm. Found in primary and secondary evergreen forests on Amazonian slopes

of Colombia and Ecuador, may sleep within tree cavities or perch on leaves, stems, branches, and tree trunks less than 1.7 m above the ground, usually near ponds and streams (Torres-Carvajal et al., 2011; Cisneros-Heredia et al., 2016; Pazmiño-Otamendi, 2018; Arteaga & Aguiar, 2023).

This depredation case was recorded near San Miguel de Conchay (3.123022° S; 78.433633° W, WGS84, 1,175 m a.s.l.), in the Limón Indanza canton, Morona Santiago province, Ecuador. The environment was a wooded area with tropical humid forest vegetation with a closed canopy. We observed an individual of

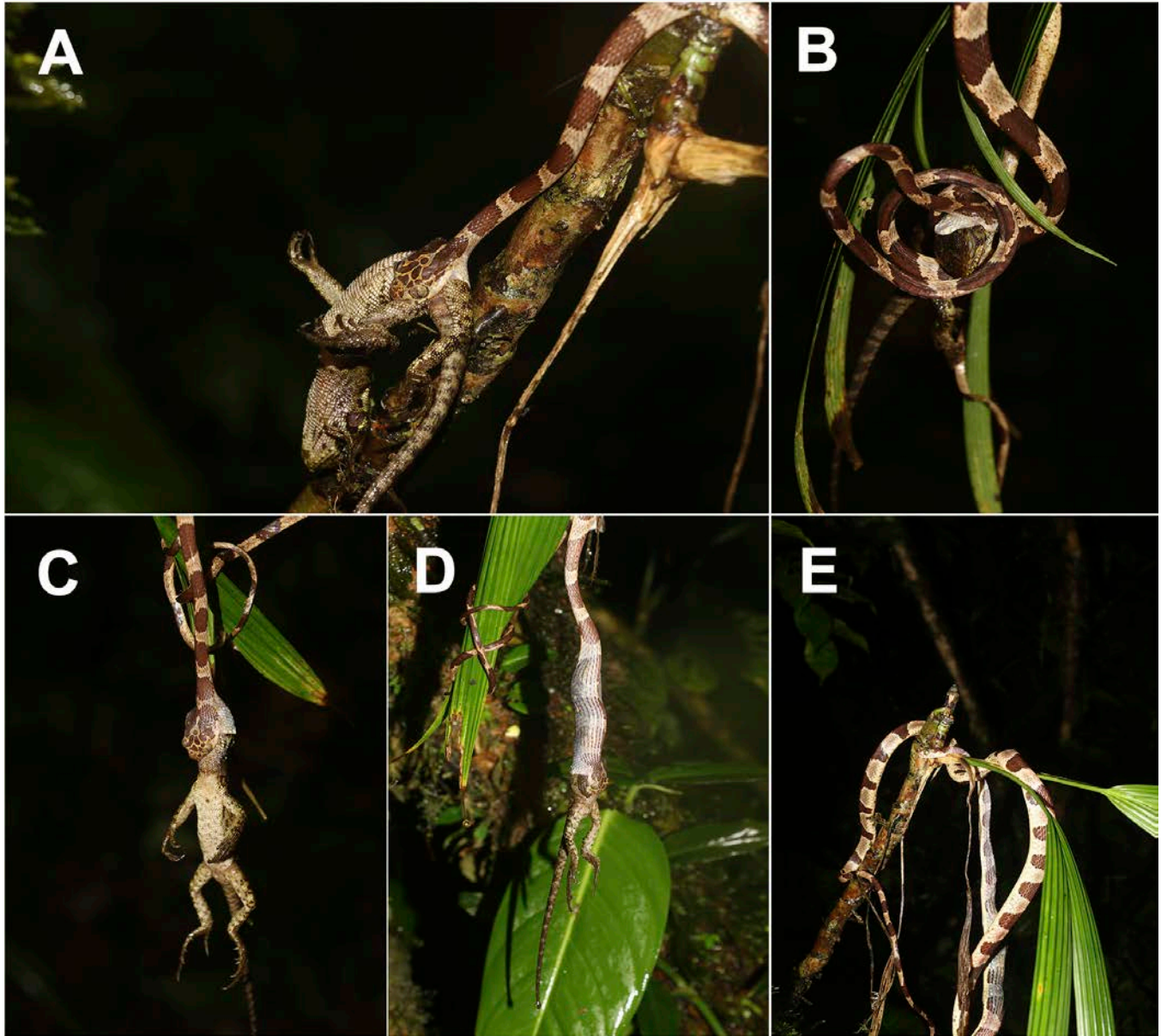


Figura 1. Interacción del evento de depredación de *Imantodes cenchoa* a un juvenil de *Enyalioides praestabilis* en San Miguel de Conchay, cantón Limón Indaza, Morona Santiago. A) *Imantodes cenchoa* mordiendo a *Enyalioides praestabilis* por la cintura. B) *I. cenchoa* acomoda la presa para ingerirla por el extremo anteroposterior. C) La presa inmóvil empieza a ser tragada desde la cabeza. D) Después de 59 minutos de que el evento empezara, medio cuerpo de la presa ha sido ingerido. E) Finalmente, después de 83 minutos, *I. cenchoa* ha devorado completamente su presa.

Figure 1. Interaction of the predation event of *Imantodes cenchoa* on a juvenile of *Enyalioides praestabilis* in San Miguel de Conchay, Limón Indaza canton, Morona Santiago. A) *Imantodes cenchoa* biting *Enyalioides praestabilis* by the waist. B) *I. cenchoa* accommodates the prey to ingest it anteroposteriorly. C) The immobile prey begins to be swallowed from the head. D) After 59 minutes of the event starting, half of the prey's body has been ingested. E) Finally, after 83 minutes, *I. cenchoa* has completely devoured its prey.

I. cenchoa (SVL: ~700 mm) preying a juvenile of *E. praestabilis* (SVL: ~90 mm) on September 29, 2021 at 23:41 h. The interaction occurred near a bush (125 cm tall) while it was drizzling.

We found a specimen of *I. cenchoa* biting the lizard by the waist, which was already motionless when we found it. Then slowly with its jaw and body it began to accommodate the prey to be able to ingest it by the head (Figure 1A,B). Anteroposterior (head first) ingestion is the most common way to swallow prey by snakes according to de Sousa et al. (2014), in which 77% of the individuals of *I. cenchoa* analyzed showed this feeding behavior. This also seems to be related to a decrease in the probability of injuries during feeding (Palmuti et al., 2009). The prey did not move while being swallowed, so it was presumably dead because *I. cenchoa* saliva has been reported to be cytotoxic (Pazmiño-Otamendi & Rodríguez-Guerra, 2022). After 22 minutes *I. cenchoa* had positioned its prey and began to swallow it vertically while hanging in the bush (Figure 1C); At 59 minutes, half of the prey's body had been ingested (Figure 1D). After 83 minutes, *I. cenchoa* had completely consumed its prey (Figure 1E), then climbed up some branches to a tree at a height of 3 m and the event was no longer observed.

This type of information helps to better understand the ecological interactions of this species with potential prey, and the effort involved during ingestion. Additionally, diet observations for snakes in nature are valuable because predation events are rare to observe (Dias-Silva et al., 2021), for which there are few records. Such as in the works of Myers (1982) and González-Acosta et al. (2023), in which they report individuals of *I. cenchoa* preying on an *Anolis frenatus* and a juvenile *Basiliscus galeritus* respectively. Our observation represents the first documented record of interaction between *I. cenchoa* and *E. praestabilis*, adding this snake species to the list of predators of this lizard. This helps to better understand the ecological interactions of this genus of lizards that does not have much ecological information even though it is in the category of Least Concern according to the IUCN (2023).

CITED LITERATURE

- Arteaga, A. & G. Aguiar. 2023. Blue-spotted Dwarf-Iguana (*Enyalioides praestabilis*). Retrieved from https://www.reptilesfecuador.com/enyalioides_praestabilis.html. [Accessed on 28 October 2022]
- Bartlett, R.D. & P.P. Bartlett. 2003. Reptiles and Amphibians of the Amazon: an Ecotourist's Guide. University of Florida Press. Gainesville.
- Campbell, J.A. 1999. Amphibians and Reptiles of Northern Guatemala, the Yucatán, and Belize. Vol. 4. University of Oklahoma Press.
- Cisneros-Heredia, D.F., G. Gagliardi, J. Moravec, J. Aparicio & J. Perez. 2016. *Enyalioides praestabilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T44578980A44578997. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T44578980A44578997.en>. [Accessed on 28 October 2022].
- Clause, J.K. & A.G. Clause. 2016. *Imantodes cenchoa* (Blunt-headed Tree Snake) Diet. Herpetological Review 47:312-313.
- Curio, E. 1976. The Ethology of Predation. New York: Springer Science & Business Media.
- de Sousa, K.R., A.L.C. Prudente & G.F. Maschio. 2014. Reproduction and diet of *Imantodes cenchoa* (Dipsadidae: Dipsadinae) from the Brazilian Amazon. Zoologia (Curitiba) 31:8-19.
- Dias-Silva, F., C. Mattedi, R.C. Pontes & E.A. Pereira. 2021. Predation on the treefrog *Trachycephalus typhonius* (Linnaeus, 1758) by a vine snake (genus *Chironius*) in the Amazon rainforest of northern Brazil. Herpetology Notes 14:379-382.
- González-Acosta, C., E. Erb, & J. Culebras. 2023. First report of predation of *Imantodes cenchoa* (Colubridae) on *Basiliscus galeritus* (Corytophanidae) in a tropical humid forest in Colombia. Revista Latinoamericana de Herpetología 6:127-130.
- Gutierrez Cárdenas, P.D. & J.C. Arredondo. 2005. *Imantodes cenchoa* (Chunk-headed snake, Bejuquilla). Diet. Herpetological Review 36:324.
- Henderson, R.W. & M.A. Nickerson. 1976. Observations on the behavioral ecology of three species of *Imantodes* (Reptilia, Serpentes, Colubridae). Journal of Herpetology 10:205-210.
- IUCN. 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org> [Accessed on 28 March 2023]
- Martins, M. & M.E. Olivera. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia. Herpetological Natural History, 6 (2): 78-150.
- Myers, C.W. 1982. Blunt-headed vine snakes (*Imantodes*) in Panama, including a new species and other revisionary notes. American Museum Novitates 2738:1-50.

- Palmuti, C.F.S., J. Cassimiro & J. Bertoluci. 2009. Food habits of snakes from the RPPN Feliciano Miguel Abdala, an Atlantic Forest fragment of Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 9:263–270.
- Pazmiño-Otamendi, G. 2018. *Enyalioides praestabilis*. In O. Torres-Carvajal, G. Pazmiño-Otamendi, F. Ayala-Varela & D. Salazar-Valenzuela (Eds.). 2021. *Reptiles del Ecuador*. Version 2022.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/reptiliaweb/FichaEspecie/Enyalioides%20praestabilis>, [Accessed on 26 March 2022]
- Pazmiño-Otamendi, G. & A. Rodríguez-Guerra. 2022. *Imantodes cenchoa*. In O. Torres-Carvajal, G. Pazmiño-Otamendi, F. Ayala-Varela & D. Salazar-Valenzuela (Eds.). *Reptiles del Ecuador*. Version 2021.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/reptiliaweb/FichaEspecie/Imantodes%20cenchoa>, [Accessed on 28 October 2022].
- Rojas-Morales, J., J. González, J. Cepeda-Duque, M. Marín-Martínez, R. Díaz-Ayala & T. Guedes. 2021. On delicate night hunters: observations of the feeding behaviour of *Imantodes cenchoa* (Linnaeus, 1758) and *Sibon nebulatus* (Linnaeus, 1758) through staged and natural encounters (Serpentes: Dipsadidae: Dipsadinae). *Herpetology Notes* 14:717–723.
- Savage, J.M. 2002. *The amphibians and reptiles of Costa Rica: a herpetofauna between two continents, between two seas*. University of Chicago press.
- Torres-Carvajal, O., R. Etheridge & K. de Queiroz. 2011. A systematic revision of neotropical lizards in the clade Hoplocercinae (Squamata: Iguania). *Zootaxa* 2752:1–44.



AMELANISMO EN *TRACHEMYS VENUSTA* EN CUATIVERIO

AMELANISM IN *TRACHEMYS VENUSTA* IN CAPTIVITY

CARLOS SANTIAGO ROSALES-MARTÍNEZ¹, FRANCISCO JAVIER SILVA-MOLINA², ARMANDO H. ESCOBEDO-GALVÁN³ & FABIO G. CUPUL-MAGAÑA^{3*}

¹Justo Sierra 2807, Colonia Vallarta Norte, Guadalajara 44690, Jalisco, México.

²Investigador independiente, Las Ranas 43, Colonia Laguna Real, Veracruz 91790, Veracruz.

³Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, C.P. 48280, Puerto Vallarta, Jalisco, México.

*Correspondence: fabiocupul@gmail.com

Received: 2023-05-17. Accepted: 2023-05-24. Published: 2023-06-13.

Editor: Rodrigo Macip Ríos, México.

Resumen.— El amelanismo puede definirse como la falta de melanina (pigmentos negro-marrones) de toda o parte de la piel, incluidos los ojos, como resultado de la falla congénita y hereditaria de las células productoras de pigmento durante el desarrollo embrionario. Los reptiles amelanísticos (y también los albinos) pueden producir el pigmento xantina (rojo amarillo) y conservar así este tipo de coloración. Hasta donde sabemos, no hay registros de amelanismo en tortugas dulceacuícolas *Trachemys venusta* criadas en cautiverio. Aquí describimos el color aberrante de tres especímenes (dos adultos y un juvenil): pigmentación roja del iris del ojo y resto del cuerpo con tonos blanco ahumado, amarillo, verde y naranja. Este tipo de aberración de color es bastante rara en la naturaleza, pues los individuos afectados son conspicuos y generalmente tienen una menor sobrevivencia.

Palabras clave.— jicotea, pigmentación, variante de color.

Abstract.— Amelanism can be defined as the lack of melanin (black-brown pigments) from all or parts of the skin, including eyes, as a result of the congenital and heritable failure of the pigment-producing cells during embryonic development. Amelanistic (or albino) reptiles can produce the red-yellow pigment xanthin thus retaining these colorations. To our knowledge, there are no records of amelanism on captive-reared freshwater turtles *Trachemys venusta*. Herein, we describe the aberrant color of three specimens (two adults and one juvenile): red pigmentation of the iris of the eye, and the rest of the body with smoky white, yellow, green and orange shades. This kind of color aberration is quite rare in nature because the affected individuals may be disadvantaged in their environment (low survivorship).

Key words.— color variant, Mesoamerican Slider, pigmentation.

Trachemys venusta (Gray, 1855) es una tortuga dulceacuícola distribuida en la cuenca del Golfo de México, incluidos los estados de Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí, Veracruz y Tabasco; además, se le encuentra en el norte de Oaxaca y Chiapas (introducida en Guerrero), así como en la Península de Yucatán y la vertiente del Atlántico de Centroamérica, desde Belice hasta Panamá (Legler & Vogt, 2013; Turtle Taxonomy Working Group, 2021). La talla máxima de longitud de caparazón (LC) reportada es de 302 mm en machos y 311 mm en hembras (Legler & Vogt, 2013). Asimismo, no está en ninguna categoría de riesgo de la Norma Oficial Mexicana 059, ni de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

En los adultos el color base del caparazón es parduzco a marrón o gris oscuro, los ocelos son negruzcos en su centro con

un primer borde amarillo oscuro pálido y otro más externo de tono naranja oscuro (rojizo naranja en los escudos marginales); por su parte, el color base del plastrón es intenso, algunas veces naranja, oscuro o amarillo dorado, con la figura plastral negra o gris oscura que es estrecha, pero más distintiva en machos y difusa en hembras; en la cabeza tienen una línea orbitocervical naranja amarilla brillante y otra posorbital marrón amarilla oscura (Fig. 1; McCord et al., 2010; Legler & Vogt, 2013).

Las fotografías que presentamos en este trabajo corresponden a dos machos con LC de 145 mm (Fig. 2) y 140 mm (Figs. 1 y 3) y un ejemplar juvenil de sexo no determinado de LC de 95 mm (Fig. 4) de *T. venusta* criados en cautiverio por un particular en el estado de Veracruz. En ellos percibimos visualmente un patrón de coloración diferente al normal descrito anteriormente.

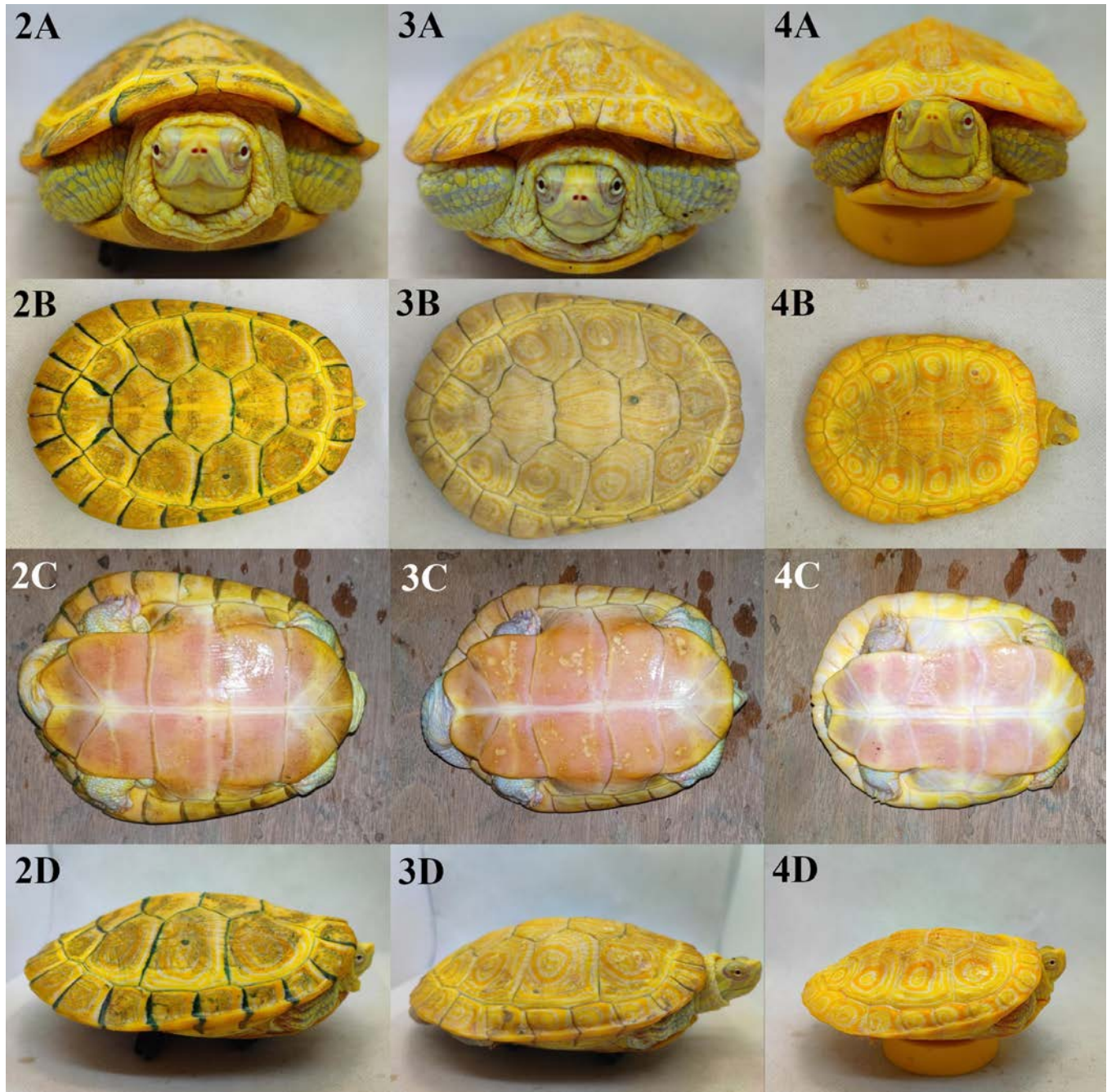


Figure 1. *Trachemys venusta*. Top: aberrant color. Bottom: normal color.

Figura 1. *Trachemys venusta*. Arriba: color aberrante. Abajo: color normal.

Las imágenes se capturaron el 1 de junio, 15 de agosto y 5 de septiembre del 2021, respectivamente. La coloración de las tortugas se analizó tomando como referencia el catálogo de

colores de Köhler (2012), el cual se muestra entre parentesis después de describir cada zona del cuerpo revisada.



Figures 2-4. Amelanism in three captive-bred specimens of *Trachemys venusta*. Images from top to the bottom: anterodorsal, dorsal, ventral, and right side view. 2. Male, LC = 145 mm. 3. Male, LC = 140 mm. 4. Juvenil not sexed, LC = 95 mm. LC = carapace length.

Figuras 2-4. Amelanismo en tres ejemplares de *Trachemys venusta* criados en cautiverio. Imágenes de arriba abajo: vista anterodorsal, dorsal, ventral y lateral derecha. 2. Macho, LC = 145 mm. 3. Macho, LC = 140 mm. 4. Juvenil de sexo no determinado, LC = 95 mm. LC = longitud de caparazón.

Al examinar las fotografías, observamos pupilas enrojecidas (Figs. 2A, 4A y 4B; en las Figs. 2D, 3D y 4D, las pupilas se aprecian oscuras por la iluminación, pero también son rojas), iris verdoso blanco pálido (86), líneas del iris azul lino (196), párpados móviles verdoso amarillo medio (88) y párpados fijos blanco ahumado (261). El patrón de las líneas en la cabeza, cuello y patas se ajustó al descrito para la especie (Legler & Vogt, 2013), pero con delgadas líneas blanco ahumado en la frente, mandíbulas, cuello y patas, intercaladas con líneas de color verdoso amarillo de tonos claros y parduzcos (86 y 87) (Figs. 2A, 2D, 3A, 3C, 3D, 4A y 4B). La cola y las patas traseras fueron similares al patrón de líneas y colores de las patas delanteras; sólo que, en la parte ventral de la cola el color base que destaca es el blanco ahumado (Figs. 2C, 3C y 4C).

La mayor parte de la superficie del plastrón de los tres ejemplares presentó un color blanco rosado (216), resultado del desgaste por abrasión. Esta misma coloración la poseen las garras de las patas traseras y delanteras. Así, a pesar del desgaste del plastrón, observamos trazas de amarillo azufrado (80) en su parte anterior, posterior y márgenes laterales. Este mismo color, pero entremezclado con tonos de blanco ahumado y amarillo espectro (79), se presentó en los escudos marginales (parte ventral, donde además es posible apreciar el diseño en forma de ocelo de color blanco ahumado) e inframarginales (Figs. 2C, 3C y 4C).

De manera general, en el caparazón observamos tres tonos cromáticos para cada uno de los ejemplares: oscuro (Figs. 2B y 2D), pálido o claro (Figs. 3B y 3D) y brillante (Figs. 4B y 4D). En el ejemplar oscuro los márgenes de los escudos son amarillo azufrado y blanco ahumado, estos colores forman anillos en la parte externa de algunos escudos; asimismo, la mayoría de los escudos ostentan ocelos de borde amarillo naranja claro (77) y tanto al centro como al exterior del borde el color predominante es amarillo espectro. Los puntos de contacto entre los escudos son verde hoja (122), tal vez como resultado de la acumulación de algas (Figs. 2B y 2D).

Por su parte, en el caparazón pálido o claro el color base es blanco ahumado y en la mayoría de los escudos se destacan ocelos amarillo naranja claro (77); además, tanto al exterior como al interior de los ocelos se dibujan círculos amarillo espectro (Figs. 3B y 3D). En el caparazón brillante el color base es el amarillo azufrado, los ocelos son amarillo naranja claro y con el centro amarillo azufrado bordeado por un tono blanco ahumado; también, por fuera de los ocelos se tienen anillos de color blanco ahumado y amarillo azufrado (Figs. 4B y 4D). Tanto en este ejemplar como en los otros dos anteriores, los escudos vertebrales presentan un par de líneas longitudinales del mismo color que los ocelos (Figs. 2B, 3B y 4B).

La pigmentación descrita para los tres ejemplares en cautiverio de *T. venusta* correspondió a la aberración cromática conocida comúnmente como amelanismo. En esta condición, la falta de melanina, el pigmento responsable del color normal del individuo, es resultado de la ausencia congénita y hereditaria de células de melanina en parte o en toda la piel; de hecho, si están presentes pigmentos carotenoides en la coloración normal, como es el caso de los ejemplares descritos, estos permanecen (Bechtel, 1995; Virens et al., 2017; Borteiro et al., 2021; van Grouw, 2021).

Este es el primer registro publicado de amelanismo en *T. venusta* en cautiverio. Asimismo, otro tipo de aberración cromática documentada para la especie, en ejemplares cautivos y de vida silvestre, es el melanismo, una alteración de la distribución de la melanina (incremento de pigmentos oscuros) en el tegumento (Soria Guzmán, 2016; Legler & Vogt, 2013).

Agradecimientos. – A los revisores por sus comentarios.

LITERATURA CITADA

- Bechtel, H.B. 1995. Reptile and Amphibian Variants: Colors, Patterns, and Scales. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, USA.
- Borteiro, C., A.D. Abegg, F.H. Oda, D. Cardozo, F. Kolenc, I. Etchandy, I. Bizaiz, C. Prigioni & D. Baldo. 2021. Aberrant colourations in wild snakes: case study in Neotropical taxa and a review of terminology. *Salamandra* 57:124-138.
- Köhler, G. 2012. Color Catalogue for Field Biologists. Herpeton, Offenbach, Germany.
- Legler, J.M. & R.C. Vogt. 2013. The Turtles of Mexico: Land and Freshwater Forms. University of California Press, Berkeley, California, USA.
- McCord, W.P., M. Joseph-Ouni, C. Hagen & T. Blanck. 2010. Three new subspecies of *Trachemys venusta* (Testudines: Emydidae) from Honduras, Northern Yucatán (Mexico), and Pacific Coastal Panama. *Reptilia* 71:39-49.
- Soria Guzmán, L.F. 2016. Determinación e Inventario de Tortugas del Género *Trachemys* (Emydidae) del Laboratorio de Herpetología de la FES Iztacala UNAM y Elaboración de Una Clave Dicotómica. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Turtle Taxonomy Working Group [Rhodin, A.G.J., J.B. Iverson, R. Bour, U. Fritz, A. Georges, H.B. Shaffer & P.P. van Dijk]. 2021.

Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status (9th Ed.). En: A.G.J. Rhodin, J.B. Iverson, P.P. van Dijk, C.B. Stanford, C.B. Goode, K.A. Buhlmann & R.A. Mittermeier (Eds.), Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs 8:1-472.

van Grouw, H. 2021. What's in a name? Nomenclature for colour aberrations in birds reviewed. Bulletin of the British Ornithologists' Club 141:276-299.

Virens, J., R.A. Davis & T.S. Doherty. 2017. Two records of amelanism in the Australian skink *Ctenotus fallens* (Storr, 1974). Herpetology Notes 10:453-455.



NUEVOS APORTES ACERCA DE LA REPRODUCCIÓN DE *LEPTOPHIS DILOTROPIS* (GÜNTHER, 1872) (SQUAMATA: COLUBRIDAE) EN LA COSTA DE OAXACA, MÉXICO

NEW CONTRIBUTIONS ON THE REPRODUCTION OF *LEPTOPHIS DILOTROPIS* (GÜNTHER, 1872) (SQUAMATA: COLUBRIDAE) FROM THE COAST OF OAXACA, MEXICO

Ismael Espinosa-Poblano^{1*}, Miguel Ángel Salinas-Cruz² & Cristel Analí Galindo-Flores³

¹Jardín Botánico Chepilme, Universidad del Mar, Oaxaca, México. C.P. 70904.

²Laboratorio de Biología. Universidad del Mar campus Puerto Escondido, Oaxaca, México. C.P. 71980.

³Licenciatura en Biología. Universidad del Mar campus Puerto Escondido, Oaxaca, México. C.P. 71980.

*Correspondence: 7maelespinosa@gmail.com

Received: 2022-11-13. Accepted: 2023-06-26. Published: 2023-06-14.

Editors: Carlos Alberto Hernández Jiménez, México; Adriana Manzano, Argentina.

Resumen. — La culebra perico del Pacífico *Leptophis diplotropis* es una especie endémica de México de la cual aún se desconocen muchos aspectos de su ciclo de vida. El objetivo de este trabajo es contribuir al conocimiento acerca de su reproducción a través del monitoreo no sistemático de un nido observado en un ambiente semiurbano en la ciudad de Puerto Escondido, Oaxaca. Se reporta el tiempo de eclosión de los huevos y la longitud total de las crías de esta especie.

Palabras claves. — Crías, Culebra Perico del Pacífico, huevos, nidada, sitio de anidación, tiempo de eclosión.

Abstract. — The Pacific Coast Parrot Snake *Leptophis diplotropis* is an endemic species of Mexico with many aspects of its life cycle still unknown. The objective of this work is to contribute to the knowledge about its reproduction through the non-systematic monitoring of a nest observed in a semi-urban environment in the city of Puerto Escondido, Oaxaca. The hatching time of the eggs and the total length of the hatchlings of this species are reported.

Keywords. — Clutch, eggs, hatching time, hatchlings, nest site, Pacific Coast Parrot Snake.

El estado de Oaxaca cuenta con la mayor biodiversidad de herpetofauna a nivel nacional (Mata-Silva et al., 2020), sin embargo, el conocimiento que se tiene acerca de la historia natural de sus especies, es aún escaso. Particularmente, la especie aquí reportada no es la excepción. *Leptophis diplotropis* es endémica de México; se distribuye en la vertiente del Pacífico, desde el sur de Sonora, pasando por Sinaloa, Nayarit, Islas Tres Marías, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca hasta Chiapas; también se ha reportado para los estados de Chihuahua, Hidalgo, Estado de México, Morelos y Puebla (Pérez-Higareda & Smith, 1989; Canseco-Márquez et al., 2000; Berriozabal-Islas et al., 2012; Reynoso et al., 2011; Espinal & Dixon, 2016; Torres-Carvajal et al., 2019). Su rango altitudinal va desde el nivel del mar hasta los 2,575 m de altura (Canseco-Márquez & Gutiérrez-Mayén, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2016). Esta especie habita la selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia, palmar, bosque de

pino-encino, bosque boreal-tropical mixto, matorral espinoso, bosque tropical perennifolio y bosque de niebla (Webb, 1984; García & Ceballos, 1994; Ramírez-Bautista, 1994; Canseco-Márquez & Gutiérrez-Mayén, 2010; Berriozabal-Islas et al., 2012; Lemos-Espinal & Dixon, 2016) y su distribución coincide en su mayoría con áreas de selva baja caducifolia, aunque sus requerimientos de hábitat se extienden hasta los profundos cañones de los ríos que desembocan en la costa del Pacífico (Pérez-Higareda & Smith, 1989). Es una especie principalmente arborícola; sin embargo, puede ser encontrada sobre arbustos o la hojarasca (Hardy & McDiarmid, 1969; Ramírez-Bautista, 1994; Canseco-Márquez & Gutiérrez-Mayén, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2016).

Es una serpiente de cuerpo muy delgado y alargado, con una longitud total máxima reportada de 140.9 cm. Se caracteriza por tener hileras de escamas paravertebrales fuertemente aquilladas

y el resto de escamas lisas (Lemos-Espinal & Dixon, 2016). Los hábitos alimenticios de *L. diplotropis* incluyen principalmente ranas. Oliver (1984) revisó el contenido estomacal de algunos ejemplares, encontrando restos pertenecientes a *Agalychnis dacnicolor*, *Rana pipiens* y una rana de la familia Hylidae que no pudo ser identificada. Hardy & McDiarmid (1969) reportaron a *Agalychnis dacnicolor* y *Tlalocohyla smithii*. Posteriormente, Hernández-Ríos & Cruzado-Cortés (2011) y Calderón-Patrón et al. (2014) agregaron a la lista a *Phyllodactylus tuberculosis* y *Smilisca baudinii*, respectivamente. González-Solórzano & Escobedo-Galván (2015) reportaron la ingesta de un cadáver de *S. fodiens*. Finalmente, Escalante-Pasos et al. (2017) y García-Mata et al. (2020) reportaron la ingesta de *Trachycephalus typhonius*.

De acuerdo con Berriozabal-Islas et al. (2012), la reproducción en este género de serpientes ovíparas (Oliver, 1948) ocurre durante la temporada de lluvias. Hardy & McDiarmid (1969) mencionan que ejemplares colectados en Sinaloa el 1° de agosto y dos más el 10 de agosto exhibían cicatriz umbilical, por lo que estos autores las consideraron crías de esta especie. Ramírez-Bautista (1994) reporta un tamaño de nidada de seis a ocho huevos. Sin embargo, los datos acerca de la reproducción de esta

especie son muy escasos. Por tanto, el objetivo de esta nota es contribuir al conocimiento de la reproducción de *L. diplotropis* en la costa central de Oaxaca.

El 28 de octubre de 2019 a las 15:03 h se observó un individuo de *L. diplotropis* hembra, que se encontraba merodeando sobre una escalera de metal (Fig. 1) de uno de los laboratorios de la Universidad del Mar en Puerto Escondido, Oaxaca (15.888610° N, 97.075286° W, 87 m s.n.m., WGS 84). Al percatarse de nuestra presencia la serpiente intentó ocultarse en uno de los orificios de los tubos de metal. Ingresó la mitad de su cuerpo, permaneció así por unos minutos y después salió para internarse en la vegetación circundante. Este proceso duro aproximadamente 12 min. Al día siguiente, por la mañana, la serpiente fue observada en el fondo de uno de los orificios de la estructura, en esta ocasión con la totalidad de su cuerpo en el interior. En una revisión posterior nos percatamos que la serpiente ya no se encontraba en el orificio y que en su lugar había 12 huevos, los cuales no fueron medidos debido al difícil acceso al nido.

El sitio de anidación fue uno de los tubos verticales de la escalera metálica de acceso al Laboratorio de Paleobiología de la



Figure 1. Adult specimen of *Leptophis diplotropis* prowling through the holes of a metal staircase at the Universidad del Mar, Puerto Escondido campus, Oaxaca.

Figura 1. Ejemplar adulto de *Leptophis diplotropis* merodeando por los orificios de una escalera metálica en la Universidad del Mar, campus Puerto Escondido, Oaxaca.

Universidad del Mar, con apertura de 2.5 cm por 2.5 cm. La nidada estaba a una profundidad de 52 cm sobre una capa húmeda de hojarasca fina en descomposición. En los días siguientes se realizó un monitoreo no sistemático hasta el momento de la eclosión de los huevos. El 29 de enero de 2020 (tres meses después) a las 15:30 h logramos la primera observación de una

cría. El 30 y 31 de enero observamos la emergencia de dos crías por día. El 4 de febrero a las 14:49 h procedimos a revisar el nido para contabilizar el número de huevos, en esa fecha observamos una cría más (Fig. 2) y todos los huevos habían eclosionado (Fig. 3). En total registramos y medimos a seis crías, todas ellas fueron liberadas en el mismo sitio inmediatamente después de



Figure 2. (a-b). *Leptophis diplotropis* hatchlings observed at Universidad del Mar, Puerto Escondido campus, Oaxaca, Mexico.

Figura 2. (a-b). Crías de *Leptophis diplotropis* observadas en la Universidad del Mar, campus Puerto Escondido, Oaxaca, México.



Figure 3. (a) Clutch observed after checking the nesting site. (b) Hatching marks.

Figura 3. (a) Nidada observada después de revisar el sitio de anidación. (b) Marcas de eclosión.

la manipulación. La longitud total promedio de las serpientes eclosionadas fue de 27.02 cm, registrando una longitud mínima de 25 cm y una máxima de 28.6 cm (Tabla 1).

Table 1. Total length recorded for hatchlings of *Leptophis diplotropis*.

Tabla 1. Longitud total registrada para las crías de *Leptophis diplotropis*.

Número de cría	Longitud total (cm)
1	27.5
2	26.5
3	28.6
4	28.0
5	25.0
6	26.5

Hasta el momento, esta información representa el primer reporte respecto al tiempo de eclosión y las características del sitio de anidación de esta especie. Desde la observación de los huevos hasta el primer avistamiento de una cría, pasaron 92 días, este dato es similar a los 89 días reportados para una de sus congéneres (*L. ahaetulla marginatus*; Solórzano, 2002 en Cruz-Lizano, 2013). No existen reportes acerca de las características de los sitios de anidación en un medio natural; sin embargo, aquí reportamos un sitio de anidación en un ambiente semiurbano como el que posee el campus Puerto Escondido de la Universidad del Mar (García-Grajales et al., 2018). Esta información indica que la especie es capaz de reproducirse en ambientes de este tipo. Un factor que favorece la reproducción de esta especie en este lugar es la disponibilidad de algunas de sus presas dentro del campus (*Agalychnis dacnicolor*, *S. baudinnii* y *T. typhoni*; García-Grajales et al., 2018).

De acuerdo con los datos registrados, el tamaño de nidada de esta especie va de 6 a 12 huevos y la temporada de eclosión ocurre entre los meses de agosto y enero. Nuestras observaciones difieren de las reportadas por Ramírez-Bautista (1994) y Hardy & McDiarmid (1969), lo que nos indica que la reproducción de esta especie puede variar según el área geográfica; sin embargo, estudios posteriores podrán dilucidar esta hipótesis.

Leptophis diplotropis ha sido clasificada en alguna categoría de riesgo de extinción por diferentes autores e instituciones. Se encuentra en la categoría de amenazada en México por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2019). Según la IUCN se encuentra en la categoría de preocupación menor (Ponce-Campos & García-Aguayo, 2007). De acuerdo con Wilson et al. (2013) basado en el

Cálculo de Vulnerabilidad Ambiental (EVS), *L. diplotropis* tiene un puntaje de 14 que la coloca en la categoría de alta vulnerabilidad. Por lo tanto, toda la información disponible respecto a la reproducción de esta especie amenazada, y endémica de México, permitirá realizar estrategias de conservación adecuadas para cada región.

Agradecimientos.– Deseamos agradecer al Dr. Jesús García Grajales por sus valiosos comentarios a la primera versión del manuscrito. A los revisores anónimos por sus acertadas sugerencias que ayudaron a mejorar este escrito. A la Universidad del Mar por las facilidades otorgadas. Los individuos aquí reportados fueron manipulados siguiendo las normas éticas vigentes en México.

LITERATURA CITADA

- Berriozabal-Islas, C., A. Ramírez-Bautista, L.M. Badillo-Saldaña & R. Cruz-Elizalde. 2012. New records of the snake *Leptophis diplotropis* (Günther, 1872) (Squamata: Colubridae) from Hidalgo State, Mexico. Check List 8:1370-1372.
- Calderón-Patrón, J.M., O.M. Jacinto-Jiménez & M. Cruz-García. 2014. Natural History Notes. *Leptophis diplotropis* Pacific Coast Parrot Snake. Diet. Herpetological Review 45:517-518.
- Canseco-Márquez, L. & M.G. Gutiérrez-Mayén. 2010. Anfíbios y Reptiles de Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Canseco-Márquez, L., G. Gutiérrez-Mayén & J. Salazar-Arenas. 2000. New Records and Range Extensions for Amphibians and Reptiles from Puebla, México. Herpetological Review 31:259-263.
- Cruz-Lizano, I., J.F. González-Maya & A.H. Escobedo-Galván. 2013. *Leptophis ahaetulla* (giant parrotsnake) reproduction. Herpetological Review 44:332.
- DOF. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la 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, publicada el 30 de diciembre de 2010. Diario Oficial de la Federación.

- Escalante-Pasos, J.A., L. Olguín-Hernández, A. Vernouillet, J.E. Verdugo-Molina & J.R. López-Castillo. 2017. *Leptophis diplotropis* (Günther, 1872). Diet. Mesoamerican Herpetology 4:433-435.
- García, A. & G. Ceballos. 1994. Guía de Campo de Anfibios y Reptiles de la Costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C. Instituto de Biología, U.N.A.M. México.
- García-Grajales, J., B. Pineda-Ramos & A. Buenrostro-Silva. 2018. Diversidad herpetofaunística en un ambiente urbano de la ciudad de Puerto Escondido, Oaxaca, México. Revista Biodiversidad Neotropical 8:108-118.
- García-Mata, E.S., D. Cruz-Sáenz, A. Rodríguez-López, J.O. Ríos-Martínez, L.A. Hernández-Dávila, D. Lazcano & L.D. Wilson. 2020. Predation by a Pacific Coast Parrot Snake (*Leptophis diplotropis*) on a Milky Treefrog (*Trachycephalus typhonius*) in the municipality Huejutla de Reyes, Hidalgo, Mexico. Bulletin of the Chicago Herpetological Society 55:101-105.
- González-Solórzano, M. & A.H. Escobedo-Galván. 2015. *Leptophis diplotropis*. Diet. Mesoamerican Herpetology 2:524-525.
- Hardy, L.M. & R.W. McDiarmid. 1969. The amphibians and reptiles of Sinaloa, México. University of Kansas Publications, Museum of Natural History 18:39-252.
- Hernández-Ríos, A., & J. Cruzado-Cortéz. 2011. Natural History Notes. *Leptophis diplotropis* (Pacific Coast Parrot Snake). Diet. Herpetological Review 42:292-293.
- Lemos-Espinal, J.A. & J.R. Dixon. 2016. Anfibios y Reptiles de Hidalgo, México/ Amphibians and Reptiles of Hidalgo, Mexico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Mata-Silva, V., E. García-Padilla, A. Rocha, D. L. Desantis, J. D. Johnson, A. Ramírez-Bautista & L.D. Wilson. 2021. A reexamination of the herpetofauna of Oaxaca, Mexico: composition update, physiographic distribution, and conservation commentary. Zootaxa 4996:201-252.
- Oliver, J.A. 1948. The relationships and zoogeography of the genus *Thalerophis* Oliver. Bulletin of the American Museum of Natural History 92:157-280.
- Pérez-Higareda, G. & H.M. Smith. 1989. The Distribution of *Leptophis diplotropis* (Serpentes: Colubridae). Bulletin Marylan Herpetological Society 25:73-76.
- Ramírez-Bautista, A. 1994. Manual y Claves Ilustradas de los Anfibios y Reptiles de la Región de Chamela, Jalisco, México. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Reynoso, V.H., R. Paredes-León & A. González-Hernández. 2011. Anfibios y reptiles de Chiapas con comentarios sobre los reportes y estudios de diversidad herpetofaunística en la región, su endemismo y conservación. Pp. 459-509. En: F.Á. Noguera (Ed.). Chiapas: Estudios Sobre su Diversidad Biológica. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Torres-Carvajal, O., L.Y. Echevarría, E. Simón, P.J.V. Lobos & P.J.R. Kok. 2019. Phylogeny, diversity and biogeography of Neotropical sipo snakes (Serpentes: Colubrinae: *Chironius*). Molecular Phylogenetics and Evolution 130:315-329.
- Ponce-Campos, P. & A. García-Aguayo. 2007. *Leptophis diplotropis*, in: IUCN Red List of Threatened Species 2007: <http://www.iucnredlist.org> [Consultado en mayo 2020]
- Webb, R.G. 1984. Herpetogeography in the Mazatlan-Durango Region of the Sierra Madre Occidental, Mexico. University of Kansas Museum of Natural History Special Publication 10:217-241.
- Wilson L.D., V. Mata-Silva & J.D. Johnson. 2013. A conservation reassessment of the reptiles of Mexico base on the EVS measure. Amphibian and Reptile Conservation 7:1-47.



OBSERVACIÓN DE MELANISMO EN *CROTALUS INTERMEDIUS GLOYDI* (SQUAMATA: VIPERIDAE)

OBSERVATION OF MELANISM IN *CROTALUS INTERMEDIUS GLOYDI* (SQUAMATA: VIPERIDAE)

Daniel Rueda Hernández^{1*} & Juan Trujano Dolores²

¹Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente 1150, Colonia Lajas Maciel C. P 2903, México.

²Tortuguero Huatulco Protección Ecológica, Sector A. Dársena de Santa Cruz, Bahías de Huatulco, Santa María Huatulco, Oaxaca C.P 70989, México.

*Correspondence: ruedadanielo8@gmail.com

Received: 2023-01-08. Accepted: 2023-05-29. Published: 2022-06-14.

Editor: Leticia M. Ochoa-Ochoa, México.

Abstract.— In this work, we record the case of melanism in *Crotalus intermedius gloydi* was recorded in the Sierra de Miahuatlán, Oaxaca. This species is endemic to Mexico and is distributed in the center and the south of the country.

Keywords.— Genetic condition, Oaxaca, Sierra de Miahuatlán, pattern reduction, thermoregulation.

Resumen.— En este trabajo reportamos el primer caso de melanismo en *Crotalus intermedius gloydi* en la Sierra de Miahuatlán, Oaxaca. Esta especie es endémica de México que se distribuye en el centro y sur del país.

Palabras clave.— Condición genética, Oaxaca, Sierra de Miahuatlán, reducción de patrón, termorregulación.

En ocasiones algunos organismos presentan una condición atípica en el patrón de pigmentación de sus tejidos, conocida como melanismo, que es, una mutación genética que incrementa la producción de pigmentos oscuros, expresando, por ende, modificaciones en los patrones del tejido del organismo que exprese este fenómeno, esta condición genética, ha sido reportada para varias especies de vertebrados (Medina, 2019). Alrededor del mundo en diferentes continentes se han reportado algunos casos en vida silvestre con presencia de melanismo en diferentes familias de serpientes (Viperidae, Colubridae) (Bittner & King, 2002; Barbosa et al., 2019).

Por otra parte, en otros estudios mencionan los efectos directos del melanismo en la termorregulación como consecuencia de su alta dependencia de la temperatura ambiental y en las interacciones presa-depredador (mimetismo, crípsis y aposematismo) que les puede brindar el melanismo algunos grupos de vertebrados ectotermos como los reptiles que habitan en zonas templadas, al poseer una tonalidad oscura obtienen una menor reflectancia, por consecuencia les confiere una ventaja a la velocidad en la ganancia de calor (Castella et al., 2013), se espera que este acontecimiento sea más evidente en serpientes vivíparas a las cuales les sea favorecido ecológicamente en hábitats de

clima templado, como las del género *Crotalus*. Sin embargo, por otro lado, se postula que esta mutación genética también abre las posibilidades de efectos negativos para la supervivencia de los organismos, debido al compromiso en la capacidad de crípsis al sufrir modificaciones en las manchas del tejido como antes mencionado, estudios basados en una población de la víbora europea (*Vipera berus*) demuestran a partir de experimentos que hubo un incremento de alta tasa de ataque de depredadores en modelos del morfo negro. Lo que indica una mayor presión en el riesgo de depredación en el morfo negro que los individuos de color normal (Andrén & Nilson, 1981). Adicionalmente, estudios realizados en ofidios demuestran que dichos efectos pueden diferir entre los sexos como resultado de los costos diferenciales del auto mantenimiento y la reproducción, registros tomados en la culebra europea (*Natrix natrix*), en culebras melanísticas de ambos sexos parecían ser más pequeñas que el fenotipo típico, lo que indica una mayor presión de depredación y beneficios térmicos mínimos para los individuos negros, se observa una proporción de sexos con sesgo femenino en el fenotipo típico, pero no en las serpientes con presencia de melanismo, lo que sugiere que las necesidades para las hembras y/o los beneficios para los machos son mayores en los individuos melanísticos (Bury et al., 2020).

Aunado a lo anterior, se han registrado observaciones dentro del territorio mexicano sobre casos con la presencia de coloración atípica (melanismo) en individuos pertenecientes a la familia Viperidae del género *Crotalus*, *Crotalus ravus* (Klauber, 1952), *Crotalus aquilus* (Taylor, 1949), *Crotalus viridis* (Grismer, 2002), *Crotalus ravus* y *Crotalus intermedius omiltemanus* (Armstrong & Murphy, 1979).

Crotalus intermedius es una serpiente de cascabel de talla pequeña que presenta una coloración base gris con una serie de manchas mediodorsales (3-7 parches usualmente 5) de tonalidad café grisáceo con una distancia de 1.5 a 2 escamas cada mancha, una banda característica de color oscuro recorre desde el margen posterior del ojo hasta la mandíbula junto con una franja color crema naranja que abarca parte de las escamas supralabiales, la región ventral generalmente es de color oscuro con tonos grises las infralabiales y escama mental en ocasiones presentan puntos pálidos sobre una base oscura, pero generalmente es sólo el color base; la región ventral generalmente es oscura (tonos grises a negros), aunque puede llegar a presentar un color salmón. La mayor parte de su distribución de esta especie está rodeada por bosques de pino-encino y bosques nubosos en las altas montañas a más de 2000 m.s.n.m, dentro de la República Mexicana, en los estados de Puebla, Hidalgo, Veracruz, Guerrero, Oaxaca y Tlaxcala; Actualmente la especie está dividida en 3 subespecies:

C. i. intermedius, *C. i. gloydi* y *C. i. omiltemanus* (SEMARNAT, 2018), el cual su estado de conservación está considerado en preocupación menor (LC) por la UICN y (A) amenazada por la NOM-059-SEMARNAT-2010.

En este trabajo se examinaron las características de un ejemplar de *C. i. gloydi* (Fig. 1). Parece ser el primer caso reportado de melanismo en serpiente de cascabel enana oaxaqueña *C. i. gloydi*, en el estado de Oaxaca esta especie tiene una distribución en zonas del Cerro de San Felipe, Sierra de Juárez, Sierra de Cuatro Venados, Sierra de Miahuatlán y en la Sierra Madre del Sur (Semarnat, 2018). En este sentido, el 26 de noviembre de 2021 se registró un ejemplar hembra adulta de *C. i. gloydi* (Davis & Dixon, 1957), con una coloración inusual oscura y una reducción notoria de las manchas típicas de la especie en la región Sierra Sur en el municipio de Santo Domingo Ozolotepec, Oaxaca, México (16.1547538° N - 96.3120522° W; Datum: WGS84; 2,539 m s.n.m). Se encontró a orillas de un sendero boscoso, formado en su mayoría por árboles de pino-encino, área que está rodeada de pastizales de alta montaña con zonas rocosas y escombros generados debido a la tala ilegal (Fig. 3), las fotografías tomadas del ejemplar forman parte de la colección digital de la Universidad de Texas Arlington con número de registro UTADC 9752a y UTADC 99752b. La identificación de la especie se hizo con base en los caracteres propuestos (McCrane, 1991; Fig. 2).

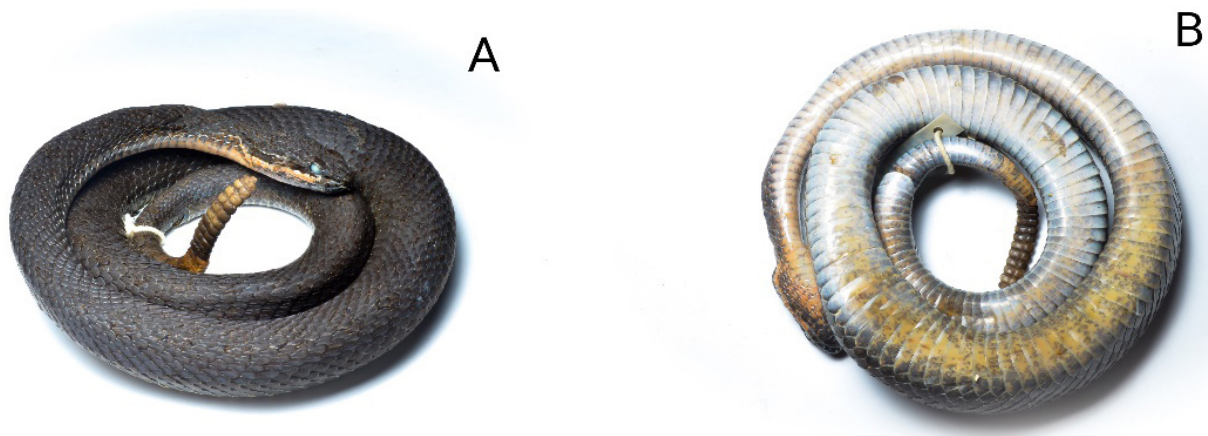


Figure 1. Dorsal (A) and ventral (B) view of *Crotalus intermedius gloydi* with melanism from the Sierra de Miahuatlán, total length 510 mm.

Figura 1. Vista dorsal (A) y ventral (B) de *Crotalus intermedius gloydi* con melanismo de la Sierra de Miahutlán, longitud total 510 mm.

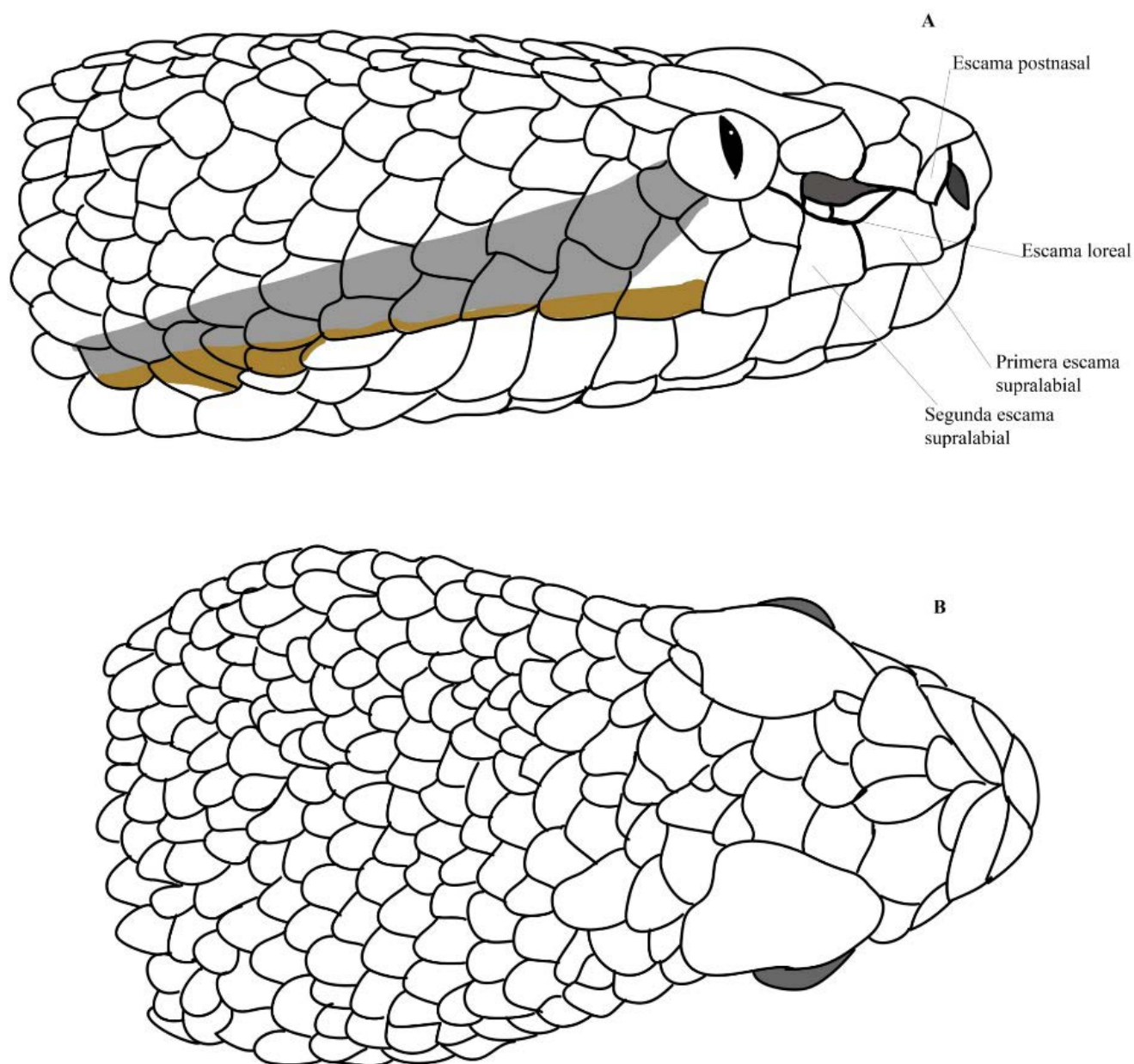


Figure 2. *Crotalus intermedius gloydi* lateral (A) and dorsal (B) view of head, postnasal scale in contact with first supralabial; the loreal scale is in contact with the first and second supralabials; scheme made by the authors.

Figura 2. *Crotalus intermedius gloydi* aspecto lateral (A) y dorsal (B) de la cabeza, la escama postnasal está en contacto con la primera supralabial; la escama loreal está en contacto con la primera y segunda supralabial; esquema realizado por los autores.



Figure 3. Habitat formed mostly by pine-oak trees, an area that is surrounded by high mountain grasslands with rocky areas and rubble generated by anthropogenic activities.

Figura 3. Hábitat formado en su mayoría por árboles de pino-encino, área que está rodeada de pastizales de alta montaña con zonas rocosas y escombros generados por las actividades antropogénicas.

El ejemplar (longitud total de 510 mm) presentó 170 escamas ventrales, 20 escamas subcaudales completas y 4 escamas subcaudales divididas al final de la cola, la escama postnasal hace contacto sólo con la primera supralabial; la escama loreal está en contacto con la primera y segunda supralabial, la escama anal no está dividida. La parte dorsal presenta manchas difusas casi totalmente reducidas de una tonalidad café grisáceo con un color fondo negro oscuro, poseía la banda característica color negro oscuro que recorre desde el margen posterior del ojo hasta la mandíbula junto con la franja color salmón anaranjada que abarca parte de las escamas supralabiales que recorre parte de las escamas ventrales y mandíbula inferior, en la región ventral inicia con la coloración salmón y tomó tonalidades gris azuladas al estar preservada en alcohol al 96% donde es resguardada por la gente de la zona para pláticas de concientización, el color ventral naturalmente era de tono amarillento junto con pecas oscuras grisáceas.

Agradecimientos.— Agradecemos a Marco Antonio Pascual Fabián por la invitación a la Sierra de Miahuatlán, el apoyo en campo para la recolección de datos de la localidad y permitirnos sacar evidencia fotográfica del ejemplar.

LITERATURA CITADA

- Armstrong, B.L., J.B. Murphy & J.B. Murphy. 1979. The Natural History of Mexican Rattlesnakes. Natural History Museum, University of Kansas.
- Andrén, C. & G. Nilson. 1981. Reproductive success and risk of predation in normal and melanistic colour morphs of the adder, *Vipera berus*. Biological Journal of the Linnean Society 15:235-246.
- Bittner, T. D. & R. B. King. 2003. Gene flow and melanism in garter snakes revisited: a comparison of molecular markers and island vs. coalescent models. Biological Journal of the Linnean Society. 79:389-399.
- Barbosa, V.N., M.J. Amaral, F. L. Lima, C.R. Francia, G.F. Francia & M.E. Santos. 2019. A case of melanism in *Dendrophidion atlantica* Freire (Colubridae) from Northeastern Brazil. Herpetology Notes 12:109-111.

- Bury, S., T.D. Mazgajski, B. Najbar, B. Zając & K. Kurek. 2020. Melanism, body size, and sex ratio in snakes—new data on the grass snake (*Natrix natrix*) and synthesis. *The Science of Nature* 107:1-7.
- Castella, B., J. Golay, C. Dinero, P. Golay, K. Mebert & S. Dubey. 2013. Melanism, body condition and elevational distribution in the asp viper. *The Zoological Society of London* 290:273-280.
- Grismer, L.L. 2002. *Amphibians and Reptiles of Baja California, Including its Pacific Islands and the Islands in the Sea of Cortés*. University of California Press, Berkeley, California. USA.
- Klauber, M.L. 1952. Taxonomic Studies of the Rattlesnakes of Mainland Mexico. *Zoological Society of San Diego* 26:113-114.
- McCranie, J.R. 1991. *Crotalus intermedius* Troschel Mexican Small-headed Wesnake. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles* 519:1-4.
- Medina Y.K. & C.E. Medina. 2019. Primer registro de melanismo en *Phyllotis limatus* (Rodentia: Cricetidae), con una lista actualizada de mamíferos silvestres melánicos del mundo. *Revista Peruana de Biología* 26:509-520.
- SEMARNAT. 2018. Programa de Acción para la Conservación de las Especies: Serpientes de Cascabel (*Crotalus spp.*). Semarnat/Conanp, México.
- Taylor, E. H. 1949. A preliminary account of the herpetology of the state of San Luis Potosí, Mexico. *The University of Kansas* 33:169-215.



RHINELLA MAJOR MULLER & HELMICH, 1936 (ANURA: BUFONIDAE): NEW HOST OF AMBLYOMMA ARGENTINAE NEUMANN, 1905 (ACARI: IXODIDAE) IN THE DRY CHACO OF ARGENTINA

RHINELLA MAJOR MULLER & HELMICH, 1936 (ANURA: BUFONIDAE): NUEVO HOSPEDERO DE AMBLYOMMA ARGENTINAE NEUMANN, 1905 (ACARI: IXODIDAE) EN EL CHACO SECO DE ARGENTINA

José Augusto Ruiz García^{1*}, Valeria Natalia Debárbora² & Jorge Abel Céspedes¹

¹Laboratorio de Herpetología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (FaCENA), Universidad Nacional del Nordeste (UNNE), Campus Universitario Deodoro Roca Av. Libertad 5470, Corrientes, Argentina.

²Laboratorio de Biología de los Parásitos. FaCENA, UNNE. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

*Correspondence: ruizgarciaja@gmail.com

Received: 2023-03-21. Accepted: 2023-06-07. Published: 2023-06-21.

Editor: Irene Goyenechea Mayer Goyenechea, México.

Abstract.— During herpetofauna monitoring in Misión Nueva Pompeya locality, Chaco province, Argentina, an adult individual of the toad *Rhinella major* was captured. We examined the specimen and found a tick attached to the ventral surface of its body. The tick was identified as a nymph of *Amblyomma argentinae*, an ectoparasite considered specific to reptiles. This finding is the first record of this parasite-host association, and increases the host range of *A. argentinae* up to 16 species.

Key words.— Chaco, ticks, toad, parasite-host association.

Resumen.— Durante el monitoreo de la herpetofauna en la localidad de Misión Nueva Pompeya, provincia del Chaco, Argentina, se capturó un individuo adulto del sapo *Rhinella major*. Examinamos el espécimen y encontramos una garrapata adherida en la superficie ventral del cuerpo. La garrapata fue identificada como una ninfa de *Amblyomma argentinae*, un ectoparásito considerado específico de reptiles. Este hallazgo representa el primer registros de esta asociación parásito-hospedador y amplía el rango de hospederos de *A. argentinae* hasta 16 especies.

Palabras claves.— Chaco, garrapatas, sapo, asociación parásito-hospedador.

Currently, the genus *Rhinella* includes 92 species distributed in the Neotropical region (Pereyra et al., 2021), of which 18 are present in Argentina (Vaira et al., 2012). *Rhinella major* Müller & Helmich, 1936 occurs in the Chaco region, Argentina, Bolivia and Paraguay, and in open formations along the rivers Beni, Madeira, Amazonas, Tapajós, and Xingú, and in the Amapá state, Brazil (Narvaez & Rodrigues, 2009). Its distribution in Argentina includes the provinces of Chaco, Corrientes, Formosa, Jujuy, Salta, Santiago del Estero, and Santa Fe. This toad is categorized as a non-threatened species (Vaira et al., 2012). It is moderately sized, insectivorous and inhabits grasslands near water bodies (Zaracho et al., 2011).

The genus *Amblyomma* comprises a group of hard ticks distributed widely across Neotropical and Afrotropical regions (Nava et al., 2017). *Amblyomma* contains 136 species, 25 of which

have been recorded in Argentina (Guglielmone et al., 2021). *Amblyomma argentinae* Neumann, 1905 only has been reported in some Argentinean provinces, in the domain and province of Chaco with predominance in the Chaco and Serrano districts, and the province of Monte (Guglielmone & Nava, 2006; Guglielmone et al., 2021). This tick parasitizes a few species of turtles, lizards, snakes, and on single species of the Amphibia Class, the toad *Rhinella* sp. belonging to the family Bufonidae (see Guglielmone et al., 2021; Ruiz García et al., 2023). Herein, we report the first record of ectoparasitism of *R. major* by the tick *A. argentinae* in the Dry Chaco of Argentina.

On February 25, 2013, during a reptilian and amphibian survey in Misión Nueva Pompeya locality (24.9388°S, 61.4908°W, 158 m s.n.m.), General Güemes Department, Chaco province, Argentina, an adult male granulated toad *R. major* was collected

by JARG and JAC (70.93 mm SVL; Fig. 1A). According to Morello et al. (2012), this locality belongs to Dry Chaco Ecoregion (Semi-arid Chaco Subregion), complex Bermejito-Teuco-Bermejo. In this complex, the mean annual rainfall varies between 800 mm to the East and 600 mm to the West, concentrated in summer.

Annual mean temperatures varies between 21 °C to the East and 23 °C to the West.

We examined this specimen and found one tick attached to the ventral surface of the toad's body (Fig. 1B). The tick

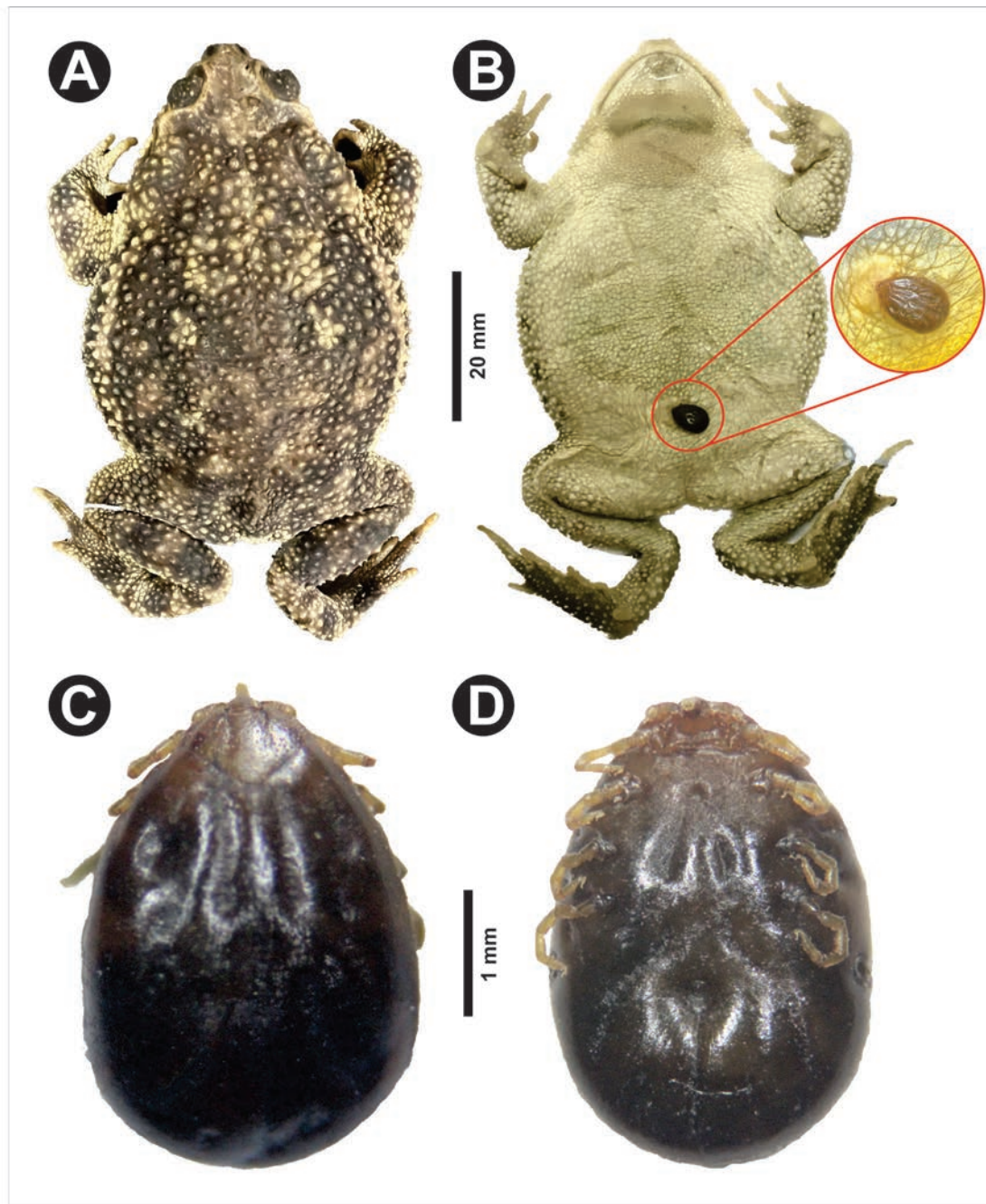


Figura 1. Macho adulto de *Rhinella major* (A) vista dorsal y (B) vista ventral (el círculo rojo indica el sitio donde se encontró la garrapata). Ninfa de *Amblyomma argentiniae* (C) vista dorsal and (D) vista ventral.

Figure 1. Adult male of *Rhinella major* (A) dorsal view and (B) ventral view (red circle indicates the site where the tick was found). Nymph of *Amblyomma argentiniae* (C) dorsal view and (D) ventral view.

Tabla 1. Lista de anfibios y reptiles parasitados por *Amblyomma argentiniae* y estado de conservación de sus hospedadores. M = machos, F = hembras, N = ninfas, y L = larva. * De acuerdo a Giraudo et al. (2012), Prado et al. (2012) y Vaira et al. (2012); NT = No amenazada, VU = Vulnerable, T = Amenazada.

Table 1. List of amphibian and reptiles parasitized by *Amblyomma argentiniae* and conservation status of their hosts. M = males, F = females, N = nymphs, and L = larvae. * According to Giraudo et al. (2012), Prado et al. (2012) and Vaira et al. (2012); NT = Not-threatened, VU = Vulnerable, T = Threatened.

Host species	Tick stage	Conservation status in Argentina*	Reference
Amphibia			
Anura			
Family Bufonidae			
<i>Rhinella</i> sp.	MF	?	Guglielmone et al. (2021)
<i>Rhinella major</i>	N	NT	This work
Reptilia			
Squamata			
Sauria			
Family Teiidae			
<i>Teius teyou</i>	NL	NT	Debárbora et al. (2015)
Family Tropiduridae			
<i>Tropidurus etheridgei</i>	N	NT	Debárbora et al. (2015)
<i>Tropidurus spinulosus</i>	N	NT	Debárbora et al. (2015)
Serpentes			
Family Boidae			
<i>Boa constrictor</i>	MFN	T	Guglielmone et al. (2021)
<i>Epicrates cenchria</i>	F	T	Guglielmone et al. (2021)
<i>Eunectes notaeus</i>	MF	V	Guglielmone et al. (2021)
Family Viperidae			
<i>Bothrops neuwiedi</i>	M	NT	Guglielmone et al. (2021)
<i>Crotalus durissus</i>	MFN	NT	Guglielmone et al. (2021)
Family Colubridae			
<i>Chironius maculoventris</i>	N	NT	Ruiz García et al. (2023)
Family Dipsadidae			
<i>Philodryas erlandi</i>	N	NT	Ruiz García et al. (2023)
<i>Philodryas psammophidea</i>	N	NT	Ruiz García et al. (2023)
Testudines			
Family Chelidae			
<i>Acanthochelys pallidipectori</i>	M	T	Ruiz García et al. (2023)
<i>Phrynops hilarii</i>	F	NT	Guglielmone et al. (2021)
Family Testudinidae			
<i>Chelonoidis chilensis</i>	MFNL	V	Guglielmone et al. (2021)

was removed using tweezers, preserved in 70% ethanol, and deposited in the Parasites Collection of Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina (UNNEP 173). The toad was fixed in 10% formalin, stored in 70% ethanol, and deposited in the Herpetological Collection Blanca Beatriz Álvarez de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina (UNNEC 13924).

The tick was identified as a nymph of *A. argentiniae* (Fig. 1C and 1D) according to Martins et al. (2014) and Nava et al. (2017). The characteristic morphological structures used to identify this immature stage are the presence of the coxa II with only one spur and the scutum with deep punctations evenly distributed, larger and deeper laterally. The length and breadth of the scutum are: 0.71 mm and 1.02 mm, respectively. The main host of the *A. argentiniae* is the Chaco tortoise *Chelonoidis chilensis*, with which it shares the distribution range and its abundance probably reflects the population dynamics of its principal host (Guglielmone et al., 2001; Nava et al., 2017).

Recent records mention the importance of lizards and snakes as the natural host of *A. argentiniae* (Debárbora et al., 2015; Ruiz García et al., 2023). In Brazil, *R. major* is a common and relevant host of *A. dissimile* and *A. rotundatum* (Guglielmone & Nava, 2010; Calvacante Torres et al., 2018; Alves Coêlho, et al., 2019; Pedroso-Santos et al., 2020). However, although *R. major* is a frequently recorded species in the dry Chaco of the Chaco province, we do not know the role of this species on the populations of *A. argentiniae* due to the little ecological information regarding this tick. In this sense, Guglielmone et al. (2001) mention that it is unclear whether amphibians have the potential to contribute to the maintenance of *A. argentiniae* populations or only represent spillover onto ecologically associated hosts.

Although the majority of records of *A. argentiniae* are associated with reptiles, in Neotropical hard ticks strict host specificity is not common (Nava & Guglielmone, 2013). Five species (33%) of *A. argentiniae* hosts are under some degree of threat (Table 1), therefore, although this report is based on an occasional finding, it is necessary to increase sampling efforts in the study area to obtain more ecological information on these association, and to update the hosts of this species.

Finally, our study reports for the first time *R. major* parasitized by *A. argentiniae*. Moreover, it represents the second record of an amphibian as a host for this species and extends the number of hosts up to 16 species (Table 1).

Acknowledgements.- We thanks to Dirección de Áreas Protegidas y Biodiversidad de la provincia del Chaco for research authorization and the collection permit. We thanks the Programa de Infraestructura Hídrica del Norte Grande (BIRF 7992/OC-AR), for financial support.

CITED LITERATURE.

- Alves Coêlho, T., D. Chagas De Souza & R.A. Kawashita-Ribeiro. 2019. *Amblyomma* ticks (Acari: Ixodidae) parasitizing *Rhinella major* in the eastern Amazon. *International Journal of Acarology* 45:416-419.
- Cavalcante Torres, A., A.H.H. Minervino, A.P. Santos Júnior, C. Sarturi, T. Fernandes Martins, W. Gomes Vale, A. Caroprezo Morini, A. Marcili, J. Machado Portela & S.M. Gennari. 2018. *Amblyomma* ticks infesting amphibians and Squamata reptiles from the lower Amazon region, Brazil. *Experimental and Applied Acarology* 75:399-407.
- Debárbora, V.N., J.L. Acosta & A.J. Mangold. 2015. Primer asociación parásito hospedador de *Amblyomma argentiniae* Neumann, 1904 (Acari: Ixodidae) con tres especies de saurios del Chaco Semiárido de Argentina. *Revista Argentina de Parasitología* 3:6-7.
- Giraud, A.R., V. Arzamendia, G.P. Bellini, C.A. Bessa, C.C. Calamante, G. Cardozo, M. Chiaraviglio, Ma.B. Constanzo, E.G. Etchepare, V. Di Cola, D.O. Di Pietro, S. Kretzschmar, S. Palomas, S.J. Nenda, P.C. Rivera, Ma.E. Rodríguez, G.J. Scorchi & J.D. Williams. 2012. Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. *Cuadernos de herpetología* 26:303-326.
- Guglielmone, A.A., C.A. Luciani & A.J. Mangold. 2001. Aspects of the ecology of *Amblyomma argentiniae* Neumann, 1904 [= *Amblyomma testudinis* (Conil, 1877)] (Acari: Ixodidae). *Systematic and Applied Acarology Special Publications* 8:1-12.
- Guglielmone, A.A. & S. Nava. 2006. Las garrapatas argentinas del género *Amblyomma* (Acari: Ixodidae): distribución y hospedadores. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 35:133-153.
- Guglielmone, A.A. & S. Nava. 2010. Hosts of *Amblyomma dissimile* Koch, 1844 and *Amblyomma rotundatum* Koch, 1844 (Acari: Ixodidae). *Zootaxa* 2541:27-49.
- Guglielmone, A.A., S. Nava & R.G. Robbins. 2021. Neotropical Hard Ticks (Acari: Ixodidae: Ixodidae). A Critical Analysis of Their Taxonomy, Distribution, and Host Relationships. Springer Nature Switzerland. 486p.

- Martins, T.F., M.B. Labruna, A.J. Mangold, M.M. Cafrune, A.A. Guglielmo & S. Nava. 2014. Taxonomic key to nymphs of the genus *Amblyomma* [Acari: Ixodidae] in Argentina, with description and redescription of the nymphal stage of four *Amblyomma* species. *Ticks and tick-borne Diseases* 5:753-770.
- Morello, J. 2012. Chaco Seco. Pp. 151-204. En J. Morello, S. Matteucci, A. Rodriguez, M. Silva & C. de Haro (Eds.). *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. 719p.
- Narvaes, P. & M.T. Rodrigues. 2009. Taxonomic revision of *Rhinella granulosa* species group (Amphibia, Anura, Bufonidae), with a description of a new species. *Arquivos de Zoologia* 40:1-73.
- Nava, S. & A.A. Guglielmo. 2013. A meta-analysis of host specificity in Neotropical hard ticks (Acari: Ixodidae). *Bulletin of Entomological Research* 103:216-224.
- Nava, S., J.M. Venzal, D. González-Acuña, T.F. Martins & A.A. Guglielmo. 2017. Ticks of the Southern Cone of America: Diagnosis, Distribution, and Host with Taxonomy, Ecology and Sanitary Importance. Elsevier Academic Press, London. 375p.
- Pedroso-Santos, F., E. da Silva Santos, P.R. Sanches, C.E. Costa-Campos, H.R. Luz & J.L.H. Faccini. 2020. First record of *Amblyomma dissimile* (Acari: Ixodidae) infesting the granular toad *Rhinella major* (Anura: Bufonidae) in the eastern Amazon region. *Herpetology Notes* 13:385-387.
- Pereyra, M.O., B.L. Blotto, D. Baldo, J.C. Chaparro, S.R. Ron, A.J. Elias-Costa & J. Faivovich. 2021. Evolution in the genus *Rhinella*: a total evidence phylogenetic analysis of Neotropical true toads (Anura: Bufonidae). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 447:1-156.
- Prado, W.S., T. Waller, D.A. Albareda, M.R. Cabrera, E. Etchepare, A.R. Giraudo, V. González Carman, L. Prosdocimi & E. Richard. 2012. Categorización del estado de conservación de las tortugas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26:375-388.
- Ruiz García, J.A., V.N. Debárbora, V.H. Zaracho & M.E. Tedesco. 2023. New hosts for *Amblyomma argentiniae* Neumann, 1905 (Acari: Ixodidae) in the Dry Chaco of Argentina. *Revista Argentina de Parasitología* 12:7-10.
- Vaira, M., M. Akmentins, M. Attademo, D. Baldo, D. Barrasso, S. Barrionuevo, N. Basso, B. Blotto, S. Cairo, R. Cajade, J. Céspedes, V. Corbalán, P. Chilote, M. Duré, C. Falcione, D. Ferraro, F.R., Gutierrez, M.R. Ingaramo, C. Junges, R. Lajmanovich, J.N. Lescano, F. Marangoni, L. Martinazzo, R. Marti, L. Moreno, G.S. Natale, J.M. Pérez Iglesias, P. Peltzer, L. Quiroga, S. Rosset, E. Sanabria, L. Sanchez, E. Schaefer, C. Úbeda & V. Zaracho. 2012. Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26:131-159.
- Zaracho, V.H., J.A. Céspedes, B.B. Álvarez & E.O. Lavilla. 2011. *Anfibios de Corrientes. Una Guía de Campo*. Fundación Miguel Lillo. Universidad Nacional del Nordeste, Tucumán, República Argentina. 181p.



HIGH ECTOPARASITIC LEECH LOAD IN THE MOUNTAIN TREE FROG *HYLA EXIMIA* (HYLIDAE) CAUSED BY ANTHROPIZATION

ELEVADA CARGA PARASITARIA DE SANGUIJUELAS EN LA RANA ARBORÍCOLA DE MONTAÑA *HYLA EXIMIA* (HYLIDAE) CAUSADA POR LA ANTROPIZACIÓN

Aldo Gómez Benítez^{1,2*}, Erika Adriana Reyes Velázquez^{1,2} & Oswaldo Hernández Gallegos¹

¹Laboratorio de Herpetología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto Literario No. 100, Colonia Centro, C.P. 50000, Toluca, Estado de México, México.

²Red de Investigación y Divulgación de Anfibios y Reptiles MX, Toluca de Lerdo, Estado de México, México.

*Corresponding author: gobeal940814@gmail.com

Received: 2023-04-13. Accepted: 2023-06-07. Published: 2023-06-22.

Editor: Ana Gatica Colima, México.

Resumen.— En Junio de 2021, observamos por vez primera el parasitismo por sanguijuelas del género *Helobdella* en *Hyla eximia* durante el monitoreo de canales de riego. Este evento ocurrió poco después de que los canales fueran abiertos para proveer agua al agroecosistema en el Cerrillo, Piedras Blancas, Toluca de Lerdo, Estado de México, México. La rana estaba atrapada en uno de los registros del canal, mismo que estaba completamente cubierto por lenteja de agua (*Lemna minor*). Analizamos la carga y la distribución de las sanguijuelas parasitas en el cuerpo de la rana. El individuo presentaba una evidente dificultad en su locomoción. La carga parasitaria observada es una de las más elevadas registradas en anfibios con 65 sanguijuelas. Nuestro descubrimiento demuestra la importancia de la carga parasitaria en la adecuación del hospedero y sugiere una potencial relación entre la antropización y la magnitud en que ocurren estas interacciones.

Palabras clave.— Hábitat antropizado, *Helobdella*, parasitismo, carga de sanguijuelas, rana arborícola.

Abstract.— In June 2021, parasitism by leeches of the genus *Helobdella* was observed for the first time in *Hyla eximia* during an irrigation canal monitoring. This event occurred shortly after the canals were opened to supply an agroecosystem in The Cerrillo, Piedras Blancas, Toluca de Lerdo, State of Mexico, Mexico. The frog was trapped in one of the canal beds, which had an abundant presence of duckweed (*Lemna minor*). We analyzed the load and distribution of the parasitic leeches on the frog's body. An obvious difficulty in individual locomotion was observed. The observed parasite load of 65 leeches is one of the highest ever recorded in anurans. Our findings highlight the importance of parasitic load in the host fitness and suggest a potential relationship between anthropization and the magnitude of these interactions.

Keywords.— Anthropized landscape, *Helobdella*, parasitism, leech load, tree frog.

Amphibians are among the most vulnerable vertebrate groups, with approximately 435 species considered threatened (Stuart et al., 2004). This group is threatened by multiple factors, including habitat fragmentation (Becker et al., 2007), pollution (Blaustein et al., 2011), interaction with invasive species (Falaschi et al., 2020), climate change with direct and indirect effects (Carey & Alexander, 2003), pathogens and parasites (Carey, 2000), as well as the different interaction levels of all these factors (Blaustein et al., 2011). Although fungus (e.g., *Batrachochytrium dendrobatidis*) and trematodes (e.g.,

Ribeiroia ondatrae and *Echinostoma* spp.) are the main parasites studied as a cause of amphibian decline, macroparasites species could also affect their survival (Koprivnikar et al., 2012). However, macroparasites have received less attention. Among macroparasites, leeches (Hirudinea) have been identified as possible contributors to amphibians decline (Stead & Pope, 2010). Leeches can affect amphibians at all developmental stages, directly killing adults (Merilä & Sterner, 2002), reducing growth rates in tadpoles (Schalk et al. 2002), or feeding on their eggs (Romano & Cerbo, 2007). Additionally, leeches could

transmit the unicellular parasite *Ichthyophonus* sp. (Raffel et al., 2006). Despite numerous documented cases of leech parasitism in amphibians, little is known about its effects on fitness. In this study, we report a sighting of several leeches attached to an individual of *Hyla eximia*, revealing a parasitic relationship, affectation to its locomotor performance, and the relationship of this interaction with anthropization.

On June 3, 2021, we conducted samplings in El Cerrillo, Piedras Blancas, Toluca de Lerdo, State of Mexico, in an anthropized habitat which is primarily used for agriculture. The herbaceous strata vegetation in the area consists mainly of grasslands and

encompasses up to 118 angiosperm species (Álvarez-Lopez et al., 2016). The study area is heavily impacted by anthropogenic activities, including not just agriculture but cattle raising, and permanent human presence (Fig. 1). During the sample collection of the local fauna, we monitored concrete irrigation structures, which are known to cause mortality among the local fauna when species get trapped in them, through desiccation or drowning. We observed several trapped species, including *Barisia imbricata*, *Thamnophis eques*, *T. scalaris*, *T. melanogaster*, *Crotalus triseriatus*, *Rana montezumae*, *Spea multiplicata*, *Ambystoma* sp., *Peromyscus* sp., *Cryptotis* sp., and *Anas platyrhynchos diazi*. Among the rescued organisms, only two presented leeches attached to their

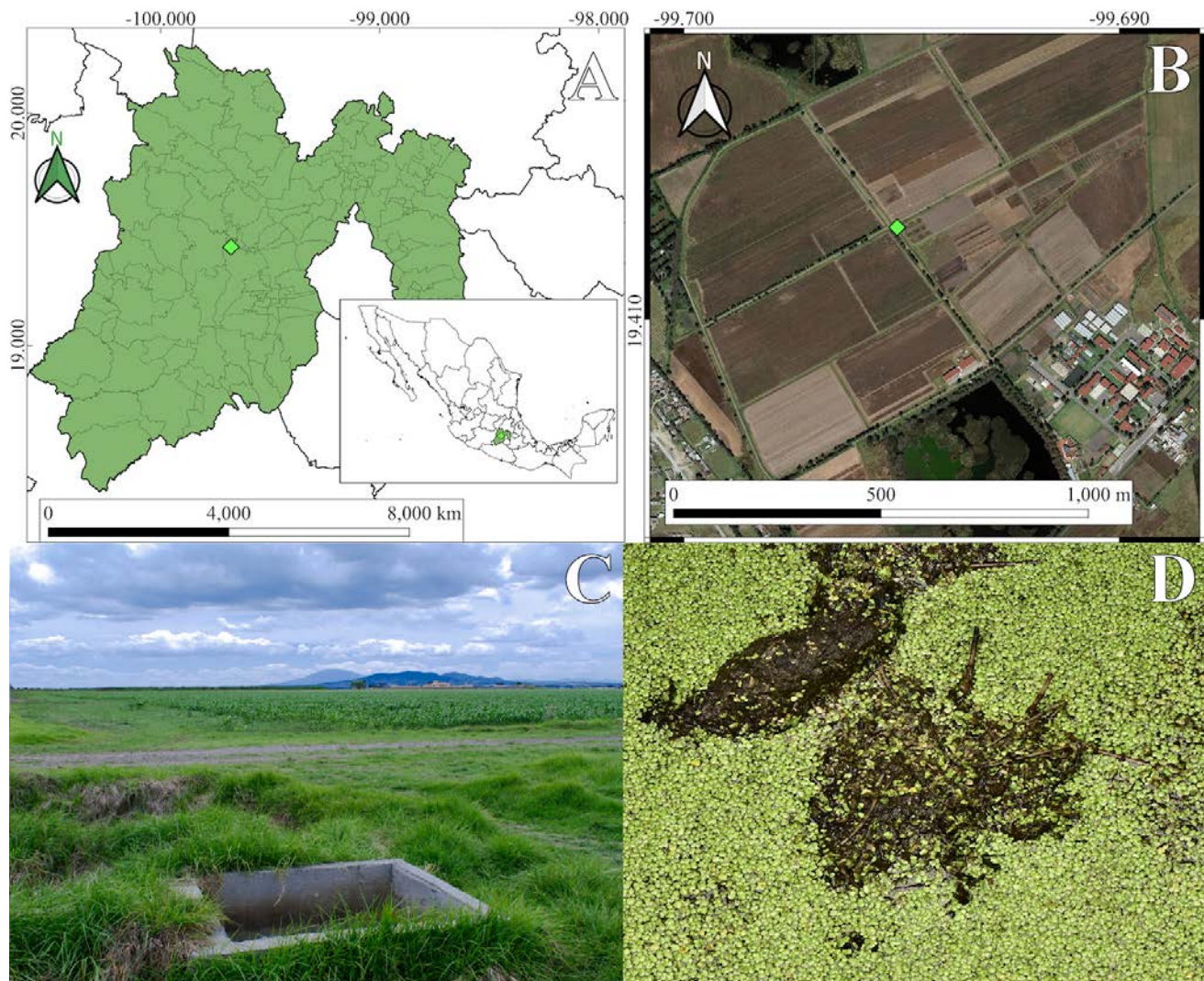


Figura 1. A) Ubicación del área de estudio en el Estado de México. B) La agricultura es el principal uso de suelo en el sitio, C) exterior del canal de riego, cultivo de maíz y casa de los pueblos aledaños, y D) roca en la que se encontró la rana dentro del canal, nótese que está rodeada por abundante Lenteja de agua.

Figure 1. A) Study area location in the State of Mexico. B) agriculture is the main land use, C) exterior of the canal bed, corn crop, and a house from the surrounding towns, and D) the rock on which the frog was found inside the canal, note that it is surrounded by abundant duckweed.

body, one living individual of *T. scalaris* (which was rescued in a good health status) and one deceased individual of *B. imbricata*. However, the leech load was low, with only three and five leeches attached respectively.

Here we present a sighting of *H. eximia*, identified by its dorsal coloration and length of hind limb webbing, following Méndez de la Cruz et al. (2018). The frog was discovered trapped in one of the canal beds (2.64 m³), completely covered by an abundant population of the common duckweed (*Lemna minor*). We observed a high ectoparasitic load (with respect to what was observed in *T. scalaris* and *B. imbricata*) on the individual, due to several leeches attached to its body.

After rescuing the *Hyla eximia* individual, we observed that it was an adult female with a snout-vent length of 30 mm. We noted a high number of leeches attached to its ventral side, specifically its belly and extremities (65 leeches), with a greater concentration on the left side (41 leeches; see Fig. 2A, B). Upon release, the frog exhibited an obvious difficulty in locomotion, moving in short, paused jumps (see Fig. 2C, D). Some leeches fell off the frog during handling and forced displacement. The leeches were identified by taking samples of the Hirudinea to the Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México for its identification, belonging to the *Helobdella* genus (Oceguera-Figueroa pers. comm.). In Mexico, there are seven recorded species of *Helobdella*, namely *H. atli*, *H. elongata*, *H. modesta*, *H. octatestisaca*, *H. socimulcensis*, *H. temiscoensis*, and *H. virginiae* (Oceguera-Figueroa & León Rêgagnon, 2014; Salas-



Figura 2. A y B) Sanguijuelas depredando a *Hyla eximia*, la mayor carga parasitaria se observa del lado izquierdo de la rana, C y D) rana liberada del canal aún con sanguijuelas adheridas, como el organismo no podía escapar, permaneció inmóvil por un largo período de tiempo.

Figure 2. A and B) Leeches predated *Hyla eximia*, the highest parasitic load is observed at the left side of the frog, C and D) frog released out of the canal still presenting leeches, as the organism could not escape, it remained motionless for a long time period.

Montiel et al., 2014). Based on the distribution of these species and the location of our observation in Toluca, we suggest that the leeches on the *H. eximia* individual are from the genus *Helobdella*, either *H. socimulcensis* or *H. octatestisaca*, since these species were already observed in the State of Mexico (Salas-Montiel et al., 2014) but further investigation is necessary to confirm the species identity.

In El Cerrillo, Piedras Blancas, our observations revealed the presence of four anuran species, including *H. eximia*, *H. plicata*, *R. montezumae*, and *S. multiplicata*. However, we did not find any other of these species with leeches attached in the area, even in water tanks that supply facilities, ponds, agricultural plots, and irrigation canals. This observation could suggest a potential relationship between the observed biological interaction and the anthropogenic conditions of the specific canal bed in which the affected *H. eximia* was observed. The stagnation of water in anthropogenic structures may have facilitated the presence of *Lemna minor* and made the canal bed suitable for *Helobdella* sp. to inhabit, since leeches on this genus prefers habitats in which aquatic vegetation is abundant (Mann, 1955). The arrival of *H. eximia* to the irrigation structure in which the frog got trapped could represent the unique source of food for leeches in a long time, due to the low abundance of invertebrates in the canal bed, leading to the leeches that commonly feeds on invertebrates to prey on the frog.

The *Helobdella* species are known to feed on a variety of organisms such as snails, crustaceans, dipterans, dragonflies, oligochaetes, planarians, plecopterans, and trichopterans (Young, 1980; Bradley & Reynolds, 1987; Lynggaard et al., 2021), but there is only one previous report on anurans (Tiberti & Gentilli, 2010). While the possibility of the observed interaction being phoresy cannot be ruled out since it has been recorded in the genus *Helobdella* before (Stark et al., 2017), the reddish coloration of the leeches stomachal content and abrasions in the frog's skin suggest parasitism (Tiberti & Gentilli, 2010). Nevertheless, if the observed event was indeed phoresy, it would challenge the current definition of phoresy from commensalism to an antagonistic interaction under certain circumstances, such as those resulting from anthropogenic pressures.

Phlegmatic movements and apathetic behavior, like to those observed in *H. eximia*, or even death due to leech parasitism, have been previously recorded in frogs when the parasitic load is high (Merilä & Sterner, 2002; Ayres & Comesaña Iglesias, 2008). On the other hand, low parasitic loads do not appear to affect amphibians (Rocha et al., 2012; Lunghi et al., 2018). Thus, in addition to the parasitic species, it is essential to focus on

the observations of leeches' parasitic load and possibly fitness affectation in further studies related to ectoparasitism.

Acknowledgments.– To Alejandro Ocegüera Figueroa for his help with the leech genus identification, To CONAHCYT for the doctoral Scholarship for Aldo Gómez Benitez and the master's degree scholarship for Erika A. Reyes Velázquez.

CITED LITERATURE

- Álvarez-Lopezello, J., I.V. Rivas-Manzano, L.I. Aguilera-Gómez & M. González-Ledesma. 2016. Diversidad y estructura de un pastizal en El Cerrillo, Piedras Blancas, Estado de México, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:980-989.
- Ayres, C. & J. Comesaña-Iglesias. 2008. Leech presence on Iberian Brown Frog, *Rana iberica*, (Amphibia: Anura: Ranidae) from north-western Spain. *Acta Herpetologica* 3:155-159.
- Becker, C.G., C.R. Fonseca, C.F. Baptista Haddad, R. Fernandes Batista & P.I. Prado. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318:1775-1777.
- Blaustein, A.R., B.A. Han, R.A. Relyea, P.T.J. Johnson, J.C. Buck, S.S. Gervasi & L.B. Kats. 2011. The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223:108-119.
- Bradley, M.D.K. & J.D. Reynolds. 1987. Diet of the leeches *Erpobdella octoculata* (L) and *Helobdella stagnalis* (L) in a lotic habitat subject to organic pollution. *Freshwater Biology* 18:267-275.
- Carey, C. 2000. Infectious disease and worldwide declines of amphibian populations, with comments on emerging diseases in coral reef organisms and in humans. *Environmental Health Perspectives* 108:143-150.
- Carey, C. & M.A. Alexander. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9:111-121.
- Falaschi, M., A. Melotto, R. Manenti & G.F. Ficetola. 2020. Invasive species and amphibian conservation. *Herpetologica* 76:216-227.
- Koprivnikar, J., D.J. Marcogliese, J.R. Rohr, S.A. Orlofske, T.R. Raffel & P.T.J. Johnson. 2012. Macroparasite infections of amphibians: what can they tell us? *EcoHealth* 9:342-360.

- Lunghi, E., G.F. Ficetola, M. Mulargia, R. Cogoni, M. Veith, C. Corti & R. Manenti. 2018. *Batracobdella* leeches, environmental features and *Hydromantes* salamanders. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 7:48-53.
- Lynggaard, C., A. Ocegüera-Figueroa, S. Kvist, M.T.P. Gilbert & K. Bohmann. 2021. The potential of aquatic bloodfeeding and nonbloodfeeding leeches as a tool for iDNA characterization. *Molecular Ecology Resources* 22:539-553.
- Mann, K.H. 1955. The ecology of the british freshwater leeches. *Journal of Animal Ecology* 24:98-119
- Méndez de la Cruz, F.R., A.H. Díaz de la Vega-Pérez, E. Centenero-Alcalá & V.H. Jiménez-Arcos. 2018. Anfibios y Reptiles del Parque Nacional la Malinche. Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala de Xicohténcatl, Tlaxcala, México.
- Merilä, J. & M. Sterner. 2002. Medicinal leeches (*Hirudo medicinalis*) attacking and killing adult amphibians. *Annales Zoologici Fennici* 39:343-346.
- Ocegüera-Figueroa, A. & V. León Rêgagnon. 2014. Biodiversidad de sanguijuelas (Annelida: Euhirudinea) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:183-189.
- Raffel, T.R., J.R. Dillard & P.J. Hudson. 2006. Field evidence for leech-borne transmission of amphibian *Ichthyophonus* sp. *Journal of Parasitology* 92:1256-1264.
- Rocha, R., E. Borda, F. Andreone & G.M. Rosa. 2012. Firsts reports of leech parasitism in Malagasy anurans. *Comparative Parasitology* 79:352-356.
- Romano, A. & A.R.D. Cerbo. 2007. Leech predation on amphibian eggs. *Acta Zoologica Sinica* 53:352-356.
- Salas-Montiel, R., A.J. Phillips, G. Perez-Ponce de Leon & A. Ocegüera-Figueroa. 2014. Description of a new leech species of *Helobdella* (Clitellata: Glossiphoniidae) from Mexico with a review of Mexican congeners and a taxonomic key. *Zootaxa* 3900:77-94.
- Schalk, G., M.R. Forbes & P.J. Weatherhead. 2002. Developmental plasticity and growth rates of green frog (*Rana clamitans*) Embryos and tadpoles in relation to a leech (*Macrobdella decora*) Predator. *Copeia* 2002:445-449.
- Stark, T., D. Brouwer, R. Ploeg & T. Lenders. 2017. First record of phoresy or possible parasitism by the freshwater leech *Helobdella stagnalis* (Glossiphoniidae) on *Lissotriton helveticus* (Caudata: Salamandridae) in the Netherlands. *Herpetology Notes* 10:717-719.
- Stead, J.E & K.L. Pope. 2010. Predatory leeches (Hirudinida) may contribute to amphibian declines in the Lassen region, California. *Northwestern Naturalist* 91:30-39.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman & R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Tiberti, R. & L. Gentili. 2010. First report of freshwater leech *Helobdella stagnalis* (Rhyncobdellida: Glossiphoniidae) as a parasite of an anuran amphibian. *Acta Herpetologica* 5:255-258.
- Young, J.O. 1980. A serological investigation of the diet of *Helobdella stagnalis* (Hirudinea: Glossiphoniidae) in British lakes. *Journal of Zoology* 192:467-488.



NUEVO REGISTRO DE *PHYSALAEMUS RIOGRANDENSIS* MILSTEAD, 1960 EN PARAGUAY Y COMENTARIOS SOBRE SU DISTRIBUCIÓN POTENCIAL EN EL PAÍS

NEW RECORD OF *PHYSALAEMUS RIOGRANDENSIS* MILSTEAD, 1960 IN PARAGUAY AND COMMENTS ON ITS POTENTIAL DISTRIBUTION IN THE COUNTRY

Diego Bueno-Villafañe^{1,2*}, Jimmy Emhart Vuletich³, Cristhian Baez³ & Oscar Feltes-González⁴.

¹Instituto de Investigación Biológica del Paraguay, Del Escudo 1607, Asunción, Paraguay.

²Departamento de Biodiversidade, Instituto de Biociências e Centro de Aquicultura (CAUNESP), UNESP - Universidade Estadual Paulista, Caixa Postal 199, 13506-900 Rio Claro, SP, Brasil.

³Fauna y Vida, Cruz Roja Paraguaya 1340, San Lorenzo, Paraguay.

⁴Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay, Sucursal 1, Ruta Mcal. Estigarribia, Km 11,5, Campus Universitario, San Lorenzo, Paraguay.

* Correspondence: diegobuenov@gmail.com

Received: 2022-11-01. Accepted: 2023-06-06. Published: 2023-06-22.

Editor: Pier Cacciali, Paraguay.

Abstract.– *Physalaemus riograndensis* is a species whose distribution extends from Uruguay to the Northeast of Argentina, Southeast of Brazil and in two localities in Paraguay, in the Departments of Presidente Hayes and Itapúa. In Paraguay, the species is categorized as data deficient due to few records and no information on its ecology. In this note we record a new locality where we found the species in an active assemblage in a flooded savanna after heavy rains. In addition, we modeled the distribution of the species using extensive use methods to determine areas of high probability of presence in the country. The new record is the first for the Department of Caazapá and is 130 km north and 182 km southeast of the closest records, respectively. Models estimate that the species is highly likely to occur in the southwestern Oriental region.

Key words.– Zoogeographic novelty, amphibians, South America, ecological niche modelling.

Resumen.– *Physalaemus riograndensis* es una especie cuya distribución se extiende desde Uruguay al Noreste de Argentina, Sureste de Brasil y en dos localidades en Paraguay, en los Departamentos de Presidente Hayes e Itapúa. En Paraguay, la especie está categorizada como datos insuficientes debido a los pocos registros y ninguna información sobre su ecología. En esta nota registramos una nueva localidad donde encontramos a la especie en un ensamble activo en una sabana inundable luego de fuertes lluvias. Además, modelamos la distribución de la especie utilizando métodos de uso extensivo para determinar áreas de alta probabilidad de presencia en el país. El nuevo registro es el primero para el Departamento de Caazapá y dista 130 km al norte y a 182 km al sureste de los registros más próximos, respectivamente. Los modelos estiman que la especie es altamente probable de ocurrir al sudoeste de la región Oriental.

Palabras clave.– Novedad zoogeográfica, anfibios, América del Sur, modelado de nicho ecológico.

La ranita de Río Grande *Physalaemus riograndensis* (Anura: Leptodactylidae) es una especie de anuro de alrededor 25 mm de longitud hocico-cloaca (Cei, 1980; Chebez et al., 1995; Céspedes 1996; Achaval & Olmos, 2003) miembro del grupo *P. bilogonigerus* (Lourenço et al., 2015) cuya distribución se extiende desde Uruguay hacia el sureste de Brasil en Rio Grande do Sul, noreste de Argentina en las provincias de Formosa, Chaco, Corrientes,

Entre Ríos, Misiones. En Paraguay se la conoce en dos localidades, una en camino a la ciudad de Falcón, Departamento de Presidente Hayes, Región Occidental (MNHNP 6500-4, 7496, 7508), y otra próxima al margen del Río Paraná en la ciudad de Carmen del Paraná, Departamento de Itapúa, Región Oriental del Paraguay (MNHNP 99) (Brusquetti & Lavilla, 2006; Weiler et al., 2013).

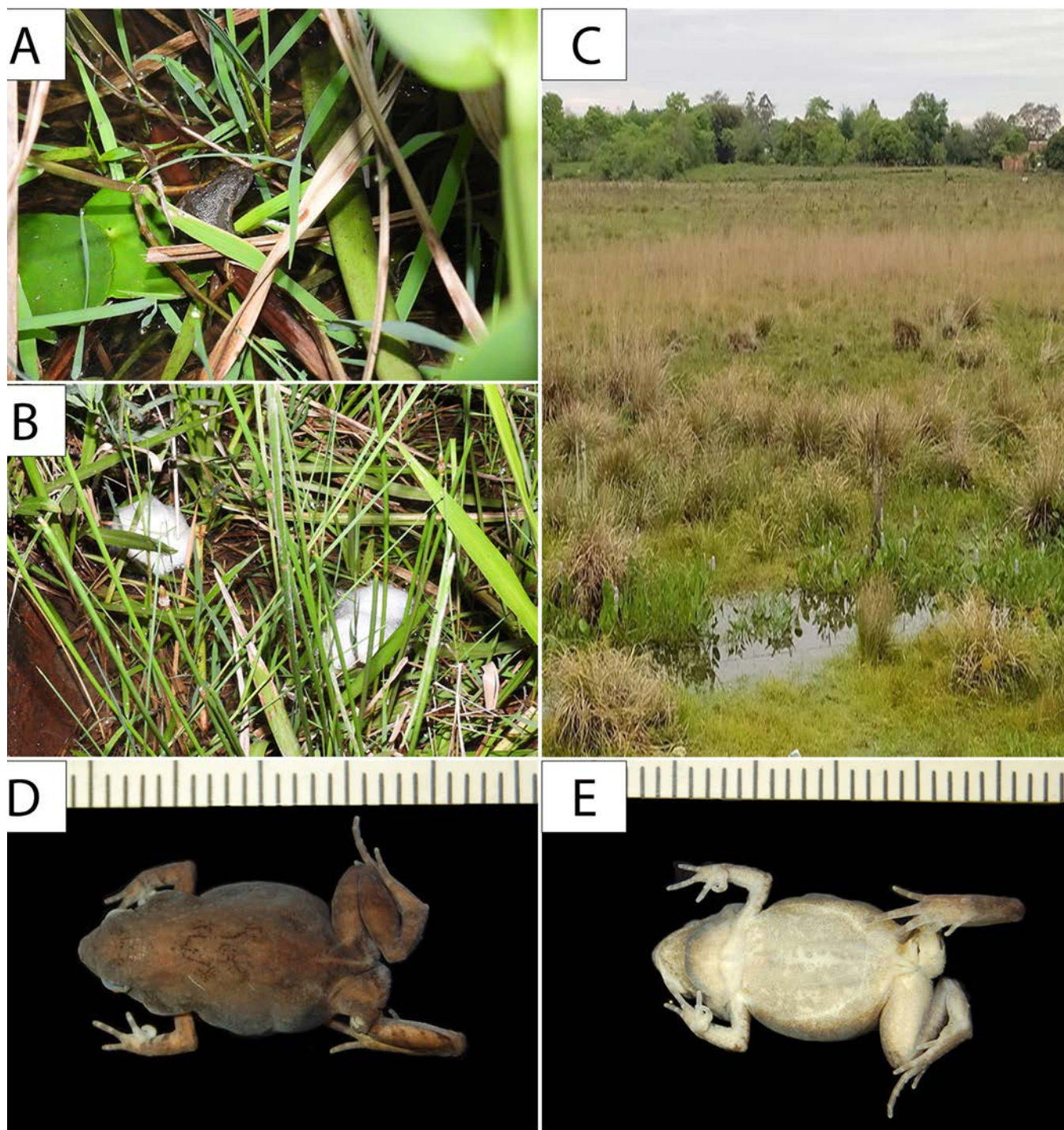


Figura 1. Individual of *Physalaemus riograndensis* and habitat. A) Active specimen in the flooded vegetation, B) foam nests of the species found at the site, and C) flooded grassland in which the assemblage was recorded. D) and E) Dorsal and ventral details of the deposited specimen and reference measurement (IIBP-H 5958, LHC male = 17.1 mm).

Figure 1. Individuo de *Physalaemus riograndensis* y hábitat. A) Ejemplar activo en la vegetación inundada, B) nidos de espumas de la especie encontrados en el sitio, y C) pastizal inundado en el cual el ensamble fue registrado. D) y E) Detalles dorsal y ventral del ejemplar depositado y medida de referencia (IIBP-H 5958, macho de LHC = 17.1 mm).

De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la especie tiene categoría de LC (Preocupación Menor) a escala global (Silvano et al., 2004). En Paraguay fue categorizada como especie con datos insuficientes (DD) para evaluar su estado de conservación (Motte et al., 2019) debido a que solo posee dos registros que además ya datan de hace 28 y 39 años atrás.

Durante un monitoreo de fauna y flora sobre la Ruta Nacional N° 6 entre los distritos de Ñumí (Departamento de Guairá) y San Juan Nepomuceno (Departamento de Caazapá), el 15 y 16 de setiembre del 2021, registramos a una población de *Physalaemus riograndensis* vocalizando al costado del camino en una sabana inundable (26.042133° S, 56.062644° O; Fig. 1A), tanto de noche como de día. También se encontraron puestas en la el área monitoreada (Fig. 1B). La vegetación corresponde

a una sabana inundable, en donde se registraron varias especies de plantas acuáticas y palustres, como: *Paspalum intermedium*, *Panicum trichanthum*, *Eleocharis montana*, *Rhynchospora albiceps*, *Rhynchospora corymbosa*, *Pontederia cordata* (aguape apo), *Echinodorus grandiflorus*, *Nymphoides indica*, *Commelina erecta* (Santa Lucía hovy), *Aeschynomene denticulata*, *Barrosoa candolleana*, *Lessingianthus rubricaulis*, *Hydrolea elatior*, *Hyptis brevipes*, *Cuphea lysimachioides* (ysypo pere), *Ludwigia hassleriana*, *Phyllanthus stipulatus*, *Oldenlandia salzmännii*, entre otras.

La zona se encontraba parcialmente inundada debido a fuertes lluvias en los días anteriores y cielo nublado en los días de registro (Fig. 1C). Fue fotografiado un ejemplar macho (Fig. 1D, E) de longitud hocico-cloaca (LHC) de 17.1 mm, colectado y depositado en el Instituto de Investigación Biológica del

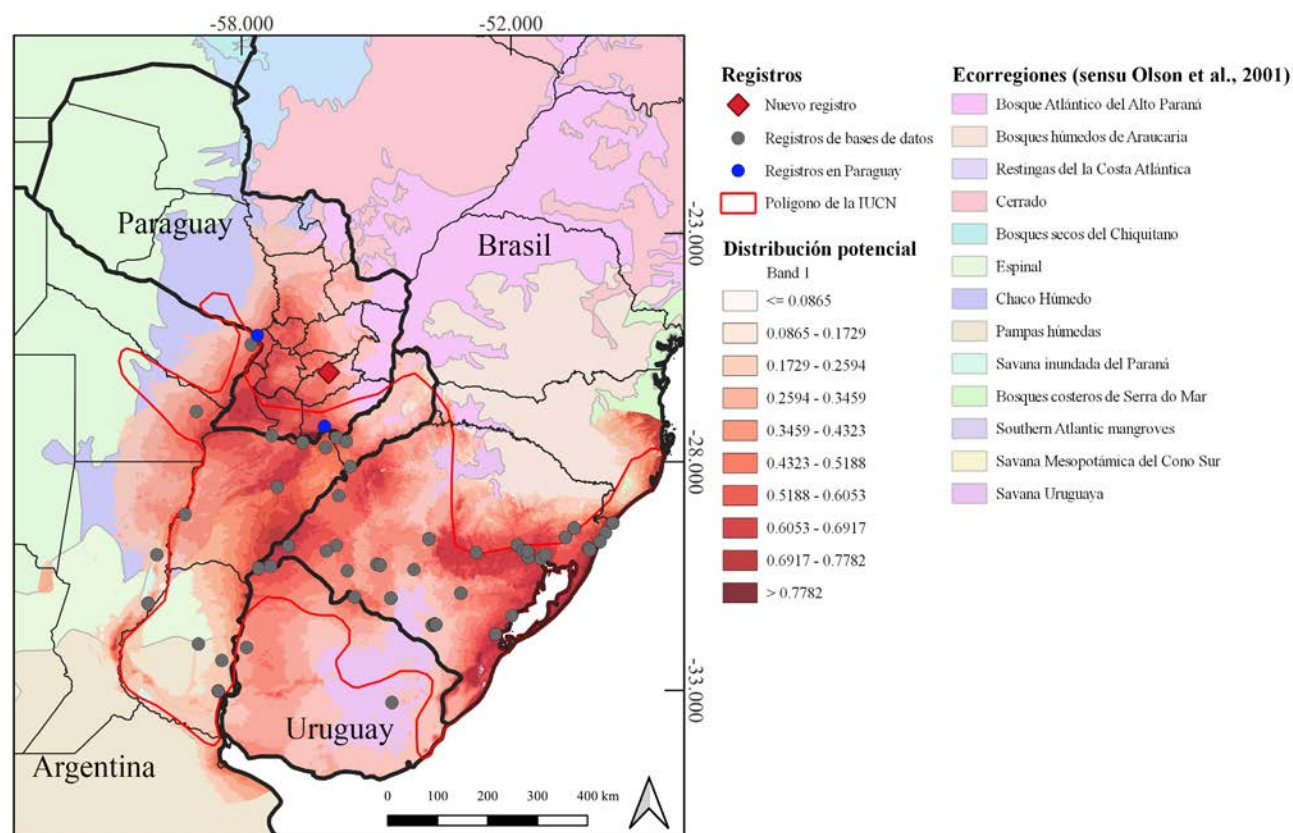


Figure 2. *Physalaemus riograndensis* record map. Gray circles = records in literature and collections from Argentina, Brazil and Uruguay from Brazil and Argentina. Blue circles = historical records in Paraguay. Red diamond = new record of the species in the Department of Cordillera. Result of the distribution model of *P. riograndensis* in gradient from red to white, where red represents the highest probability of occurrence and white the zero probability.

Figura 2. Mapa de registros de *Physalaemus riograndensis*. Círculos grises = registros en literatura y colecciones de Argentina, Brasil y Uruguay de Brasil y Argentina. Círculos azules = registros históricos en el Paraguay. Rombo rojo = nuevo registro de la especie en el Departamento de Cordillera. Resultado del modelo de distribución de *P. riograndensis* en gradiente de rojo a blanco, donde rojo representa la mayor probabilidad de ocurrir y blanco la probabilidad cero.

Paraguay (IIBP-H 5958) con el Permiso N° 189/2022 de colecta científica proveído por el Ministerio del Ambiente (MADES).

El nuevo registro es el primero para el Departamento de Caazapá y dista 130 km al norte del registro más próximo en Carmen del Paraná y a 182 km al sureste del registro de Presidente Hayes. La localidad se encuentra en los límites del Chaco Húmedo y Bosque Atlántico del Alto Paraná (*sensu* Olson et al., 2001), al igual que el registro de Carmen del Paraná (Fig. 2). El tipo de ambiente en que la especie fue registrada corresponde a lo consignado en la literatura (Maneyro & Carreira, 2012; Zaracho et al., 2010; Weiler et al., 2013; Ghirardi & López, 2017).

Para añadir más información al registro y determinar áreas potenciales donde la especie pueda ser encontrada en el país, realizamos modelados de distribución de la especie (Peterson & Soberón, 2012; Soberón & Peterson, 2005) utilizando puntos obtenidos en GBIF.org (23 Octubre 2022) Descarga de Registros <https://doi.org/10.15468/dl.fv62ux> y splink (<http://splink.cria.org.br>) (que tienen ejemplares de referencia depositados en colecciones) y en literatura (Brusquetti & Lavilla 2006; Zaracho & Lavilla, 2015). Para las capas ambientales seleccionamos las de la base de datos Worldclim (Hijmans et al., 2005), con resolución espacial de 30s (~1km²), que consisten en 19 variables bioclimáticas relacionadas con diferentes aspectos de la temperatura y la humedad. Las variables fueron correlacionadas (coeficiente de Spearman $r > 0.85$) y aquellas redundantes fueron descartadas para mejorar el rendimiento del modelo. Luego fueron recortadas para que las proyecciones de los modelos fueran sobre un rango de ~ 277 km (2.5° de longitud) de amortiguación de las localidades de la especie utilizadas para el análisis.

Utilizamos el algoritmo de máxima entropía Maxent 3.4.1 (Phillips et al., 2006; Phillips et al., 2017) a través del paquete *kuenm* (Cobos et al., 2019) del lenguaje R (R Core Team, 2022). El algoritmo emplea métodos de aprendizaje automático (“*machine learning*”) para simular la distribución de especies en función de sus puntos de presencia, capas ambientales y puntos de fondo. Para construir los modelos de distribución dividimos los datos de ocurrencia (con filtro de distancia de 1 km) en entrenamiento (60%) y datos de prueba (40%), para la evaluación del modelo.

Creamos 1160 modelos candidatos al combinar 40 valores del multiplicador de regularización (0.1–4.0 a intervalos de 0.1) y las 29 combinaciones posibles de 5 clases de características (lineal = l, cuadrático = q, producto = p, umbral = t, y bisagra = h). Evaluamos el rendimiento del modelo candidato en función de la importancia (ROC parcial, con 500 iteraciones y

el 50% de los datos para el arranque), las tasas de omisión ($E = 5\%$) y la complejidad del modelo (AICc). Los mejores modelos se seleccionaron de acuerdo con los siguientes criterios: (1) modelos significativos con (2) tasas de omisión $\leq 5\%$. Luego, de entre este conjunto de modelos, se eligieron modelos con valores delta AICc de ≤ 2 como modelos finales. Todos los cálculos se realizaron mediante funciones de *kuenm*. Finalmente se exportó el mapa de probabilidad media en formato logístico a QGIS versión 3.26.2-Buenos Aires, donde se categorizó la capa ráster continua en 10 categorías, para visualizar los sitios con mayor probabilidad de ocurrencia en el Paraguay (Fig. 2).

Respecto al hallazgo, este conecta un vacío de información de la especie de ~260 km en el país y aun así deja toda el área intermedia sin registros, lo cual indica una persistente deficiencia en el muestreo de la especie a nivel nacional. El modelo complementa esta información, pues estima que la especie tiene sus más altas probabilidades de ocurrir en Ñembucú, Misiones y marginalmente en Paraguari y Central, departamentos inmersos en la ecorregión del Chaco Húmedo, caracterizada por poseer paisajes de tierras bajas con inundaciones periódicas y condición anegada, y en donde predomina la vegetación de tipo “mosaico bosque sabana palmares-vegetación acuática” (Mereles et al., 2013).

Por otro lado, las fechas y características del registro obtenido coinciden con previas observaciones de la especie para otras localidades de su distribución (Ceí, 1980; Langone, 1994), coincidiendo con el período de actividad reproductiva para poblaciones de Uruguay (actividad reproductiva de tipo prolongada, entre setiembre y abril) (Pereira et al., 2015) y formaciones vegetales como pequeños estanques temporales, pastizales inundados, humedales de poca profundidad, entre otros, los cuales usan para su reproducción (Achaval & Olmos, 2007; Maneyro & Carreira, 2012; Iop et al., 2016). Consideramos que complementando la información presentada en este trabajo con información con abordajes de detección basados en funciones de favorabilidad (Real et al., 2006; Acevedo & Real, 2012) podrían resultar en un mayor número de registros de *P. riograndensis* en el Paraguay.

Agradecimientos.— A Martha Motte por la provisión de datos de los ejemplares almacenados en el Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay (MNHNP). Francisco Brusquetti por las fotografías del ejemplar colectado. El Permiso de colecta No. 240/2021 fue provisto por la autoridad local Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES).

LITERATURA CITADA

- Acevedo P. & R. Real. 2012. Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften* 99:515-22.
- Achaval, F. & Olmos, A. 2007. Anfibios y Reptiles del Uruguay. 3ra ed. Serie Fauna, 1. Barreiro y Ramos S.A. Montevideo, Uruguay, 160 pp.
- Brusquetti, F. & E.O. Lavilla. 2006. Lista comentada de los anfibios de Paraguay. *Cuadernos de Herpetología* 20:3-79.
- Cei, J.M. 1980. Amphibians of Argentina. *Monitore Zoologico Italiano* (n.s.). Monografia 2, 609 pp
- Céspedes, J.A. 1996. Primera cita de *Physalaemus riograndensis* Milstead, 1960, para la provincia de Formosa y comentarios sobre su distribución actual (Anura: Leptodactylidae). *Cuadernos de Herpetología* 10:75-77.
- Chebez, J.C., E.R. Krauczuk, and A. Bosso. 1995. Inclusión de *Physalaemus riograndensis* Milstead, 1960, en la batracofauna de Misiones, Argentina y otros aportes para el conocimiento de su distribución (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Cuadernos de Herpetología* 9:58-59.
- Cobos, M.E., A.T. Peterson, N. Barve & L. Osorio-Olvera. 2019. kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ* 7:e6281.
- Ghirardi, R. & J.A. López. 2017. Anfibios de Santa Fe. Universidad Nacional del Litoral. 217 pp.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones, A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978
- Iop, S., T. Gomes dos Santos & S.Z. Cechin, 2016. Anfibios anuros dos Campos Sulinos: espécies com ocorrência nas áreas campestres do Pampa e da Mata Atlântica/ Samanta Porto Alegre: UFRGS, 22 pp. Langone, J.A. 1994. Ranas y sapos del Uruguay (Reconocimiento y aspectos biológicos). Museo Damaso Antonio Larrañaga, Serie de Divulgación 5:1-123.
- Lourenço, L.B., C.P. Targueta, D. Baldo, J. Nascimento, P.C. de A. Garcia, G.V. de Andrade, C.F.B. Haddad, & S.M. Recco-Pimentel. 2015. Phylogeny of frogs from the genus *Physalaemus* (Anura, Leptodactylidae) inferred from mitochondrial and nuclear gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 92:204-216.
- Maneyro R., & S. Carreira. 2012. Guía de Anfibios del Uruguay. Montevideo. 207 pp.
- Mereles, F., J.L. Cartes, R.P. Clay, P. Cacciali, C. Paradedda, O. Rodas & A. Yanosky. 2013. Análisis cualitativo para la definición de las ecorregiones de Paraguay occidental. *Paraquaria Natural* 1:12-20.
- Motte, M., V. Zaracho, A. Caballero-Gini, M. Ferreira-riveros, L.R. Nardelli, D. Coronel-Bejarano, F. Netto, A. Carosini, V. Rojas, D. Bueno, H. Cabral, & N. Martínez. 2019. Estado de conservación y lista roja de los anfibios del Paraguay. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay* 23:1-62.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao, & K.R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience* 51:933-938.
- Pereira, G., M. Abadie & R. Maneyro. 2015. Reproductive pattern and dynamics of fat bodies in males of a Uruguayan population of *Physalaemus riograndensis* (Anura, Leptodactylidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 50:213-220.
- Peterson, A.T. & J.M. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza e Conservação* 10:102-107.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson & R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, M. Dudík, R.E. Schapire & M.E. Blair. 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* 40: 887-893.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Real, R.; Barbosa, A. M. & J. M. Vargas. 2006. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics* 12:237-245.



- Silvano, D., N. Scott, L. Aquino, A. Kwet, D. Baldo & J. Langone. 2004. *Physalaemus riograndensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T57274A11613288. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T57274A11613288.en>. Accessed on 11 November 2022
- Soberón J. & A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
- Weiler, A., K. Nuñez, K. Airaldi, E.O. Lavilla, S. Peris & D. Baldo. 2013. *Anfibios del Paraguay*. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Asunción – Universidad de Salamanca.
- Zaracho, V.H.; J.A. Céspedes, B.B., Álvarez, & E.O. Lavilla. 2010. *Anfibios de Corrientes. Guía de Campo para la Identificación de Anfibios de la Provincia de Corrientes (Argentina)*. Fundación Miguel Lillo & Universidad Nacional del Nordeste. 181 pp.
- Zaracho, V.H., & E.O. Lavilla. 2015. Diversidad, distribución espacio - temporal y turnos de vocalización de anuros (Amphibia, Anura) en un área ecotonal del noreste de Argentina *Iheringia, Série Zoologia* 105:199-208.



PARQUE NACIONAL CIERVO DE LOS PANTANOS: DIEZ AÑOS DE SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE ANFIBIOS ANUROS

CIERVO DE LOS PANTANOS NATIONAL PARK: TEN YEARS OF MONITORING ANURAN AMPHIBIAN COMMUNITIES MONITORING

Leonardo Raffo^{1*}, Roberto F. Bó² & Laura C. Sanchez^{3,4}

¹ Administración de Parques Nacionales (APN), Programa de Áreas Protegidas de la Región Centro Este, Dirección Nacional de Conservación, CABA, Bs As

² Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias. Exactas y Naturales (FCEyN-UBA), Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales, Departamento de Ecología, Genética y Evolución (EGE) e Instituto de Ecología, Genética y Evolución (IEGEB-CONICET).

³ Centro de Investigación Científica y de Transferencia Tecnológica a la Producción, CICYTTP (CONICET – Prov. de Entre Ríos - UADER), Laboratorio de Herpetología, España 149 (E3105BWA), Diamante, Entre Ríos, Argentina,

⁴ Universidad Autónoma de Entre Ríos, Facultad de Ciencia y Tecnología, Cátedra de Ecología de Comunidades y Ecosistemas, Tratado del Pilar 314 (E3105AUD), Diamante, Entre Ríos, Argentina.

*Correspondence: lraffo@apn.gob.ar

Received: 2022-12-28. Accepted: 2023-05-16. Published: 2023-06-27.

Editor: Felipe Rabanal, Chile.

Abstract.— The amphibian global decline is widely documented. However, in Argentina, the status of this group at the local level in several of its protected areas is unknown. In this context, we analyze the richness, relative abundance, diversity, evenness, and proportion of occupied sites in amphibian communities of the Cervo de los Pantanos National Park (PNCdLP), Buenos Aires Province, Argentina, and we evaluate the trends of these parameters over ten years. We performed visual and auditive nocturnal surveys using bands throughout transects during the spring-summer 2004/05-2014/15 seasons in three environments of the protected area: high grassland (HG), low grassland (LG) and low marsh (LM). We estimated Hill's diversity of zero, one, and two orders (No, N1, and N2), abundance (Ab), and evenness (E), as well as the proportion of occupied sites (PSO) for the different species. The temporal trends of the parameters analyzed were evaluated using the Cox-Stuart test. Sixteen anuran species were recorded. Community parameters were significantly different among environments. LM was the most diverse and equitable community. The wetland environments, with greater flooding and water permanence (LM and LG), showed significant differences with HG in almost all the estimated attributes. On the other hand, the analysis of temporal trends showed a significant increase for most of the parameters studied in wetland types. In HG that increase was observed only in Ab and in No. On the other hand, the PSO exhibited variable results (increases and/or decreases). The species most adapted to sites modified by humans (such as *Leptodactylus latinasus* and *Boana pulchella*) expressed increases in more than one type of environment. Except in particular cases, no negative population trends were observed. We conclude that the PNCdLP constitutes a site of great importance for amphibian conservation of the Pampeana and Deltaico-riberena regions of Argentina.

Key words.— Abundance, anurans, Argentina, diversity, protected area, temporary trends.

Resumen.— La declinación global de los anfibios está ampliamente documentada. Sin embargo, en Argentina no se conoce el estado de este grupo a nivel local en varias de sus áreas protegidas. En este contexto, analizamos la riqueza, abundancia relativa, diversidad, equitatividad y proporción de sitios ocupados por las comunidades de anuros del Parque Nacional Cervo de los Pantanos (PNCdLP), Provincia de Buenos Aires, Argentina, y evaluamos las tendencias de estos parámetros a lo largo de diez años. Se realizaron registros



visuales y auditivos nocturnos utilizando bandas a lo largo de transectas durante las temporadas primavera-verano 2004/05-2014/15 en tres ambientes del área protegida: pastizal de alto (PA), pastizal de bajo (PB) y bajo palustre (BP). Se estimaron la diversidad de Hill de orden cero, uno y dos (H_0 , H_1 y H_2), la abundancia (Ab) y la equitatividad (E), así como la proporción de sitios ocupados (PSO) para las distintas especies. Se evaluó la existencia de tendencias temporales en los parámetros analizados mediante la prueba de Cox-Stuart. Se registraron 16 especies de anuros. Los parámetros comunitarios difirieron significativamente entre ambientes. El BP fue el más diverso y equitativo. Los ambientes de humedal, con mayor inundabilidad y permanencia de agua (BP y PB), presentaron diferencias significativas con PA en casi todos los atributos estimados. Por otro lado, los análisis de tendencias temporales mostraron un aumento significativo para la mayoría de los parámetros estudiados en los ambientes de humedal. En PA dicho aumento se observó sólo en Ab y en H_0 . En cambio, la PSO exhibió resultados variables (aumentos y/o descensos). Las especies más adaptadas a sitios modificados por el hombre (como *Leptodactylus latinasus* y *Boana pulchella*) expresaron incrementos en más de un tipo de ambiente. Salvo en casos particulares, no se observaron tendencias poblacionales negativas. Se concluye que el PNCdLP constituye un sitio de gran importancia para la conservación de anfibios anuros de las regiones pampeana y deltaico-riberaña de Argentina.

Palabras clave.– Abundancia, anuros, área protegida, Argentina, diversidad, tendencias temporales.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento ecológico sobre las comunidades de anfibios resulta clave para establecer prioridades y aplicar medidas tendientes a su preservación. Existe una creciente preocupación sobre el estado de conservación de los anfibios debido a la declinación de sus poblaciones, así como sobre los factores que la producen (Campbell Grant et al., 2020; Green et al., 2020). De hecho, el grupo atraviesa una situación alarmante en la cual cerca del 41% de sus especies se encuentran incluidas en alguna categoría de amenaza (IUCN, 2022). En este contexto, en los últimos años y en diversas partes del mundo, se han concentrado esfuerzos para evaluar el grado de efectividad de las áreas protegidas en la protección de este grupo taxonómico de alta vulnerabilidad (Ochoa-Ochoa et al., 2009; Nori et al., 2015; Albornoz-Espinell et al., 2017; Chen et al., 2017).

La composición, diversidad y abundancia de anfibios son particularmente influenciadas por el clima, la altitud y la dinámica hidrológica (Cayuela et al., 2012; Ortiz-Yusty et al., 2013; Davis et al., 2017), así como por otros factores abióticos que limitan su reproducción y el uso de los recursos que satisfacen sus requerimientos de vida básicos (Duellman & Trueb, 1986; Stein et al., 2014). En este sentido, elementos estructurales, como el tipo y diversidad de hábitats, la presencia de sitios reproductivos de calidad y las dimensiones de los cuerpos de agua, resultan clave como condicionantes de la diversidad y abundancia de anfibios (Kopp & Eterovick, 2006; Silva et al., 2011; Gonçalves & Crivellar, 2015; Semlitsch et al., 2015).

Los mecanismos que producen la declinación global de los anfibios son variados y complejos (Kiesecker et al., 2001). Las modificaciones y daños ambientales inducidos por las

actividades humanas (tales como la agricultura, la ganadería, la explotación forestal y los fuegos prescritos) pueden afectar la diversidad y abundancia de este grupo taxonómico (Vallan, 2002; Cano & Leynaud, 2009; Jongsma et al., 2014; Kacoliris et al., 2022). Otros factores a tener en cuenta son aquellos vinculados a los efectos del cambio climático (Pounds et al., 2006; Ochoa-Ochoa et al., 2012; Walls et al., 2013), incluyendo el aumento de la incidencia de patógenos relacionado con el calentamiento global (Pounds, 2001; Pounds et al., 2006).

El Parque Nacional Cervo de los Pantanos (PNCdLP) se localiza al norte de la provincia de Buenos Aires, en la región centro-este de Argentina. El área incluye sectores pertenecientes a las ecorregiones “Pampa” y “Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay” (*sensu* Morello et al., 2012). En el parque se han registrado 20 especies de anuros (Haene & Pereira, 2003; Codugnello, 2008; Guzmán & Raffo, 2011; Administración de Parques Nacionales, 2020). La diversidad y abundancia de anuros en el área, así como el uso del hábitat por parte de las distintas especies, han sido analizados previamente mediante un estudio de dos años de duración (Codugnello, 2008). Los trabajos de monitoreo a mediano y largo plazo son escasos en la literatura debido al esfuerzo y tiempo que insumen, y al financiamiento y recursos sostenidos que requieren (Estes-Zumpff et al., 2022; Meek, 2022). No obstante, son necesarios para comprender las dinámicas complejas en las fluctuaciones de los diferentes parámetros comunitarios, evaluar sus respuestas a las condiciones climáticas cambiantes o a las prácticas antrópicas del uso de la tierra, analizar tendencias en grupos bioindicadores que sirvan como sistemas de alerta temprana para la disminución de la integridad ecológica, o informar los



Figure 1. Types of environments defined within the Cervo de los Pantanos National Park, Argentina. (A) PA is located in the upper zone, with little to no waterlogging. (B) PB presents a medium flooding, with semi-permanent and bathed watercourses. (C) BP is located in the lowest zone, its degree of flooding is medium to high, with semi-permanent and permanent water bodies.

Figura 1. Tipos de ambientes definidos dentro del Parque Nacional Cervo de los Pantanos, Argentina. (A) PA se localiza en la zona alta, con anegamiento escaso a nulo. (B) PB presenta un anegamiento medio, con cursos de agua semipermanentes y bañados. (C) BP se localiza en la zona más baja, su grado de anegamiento es medio a alto, con cuerpos de agua semipermanentes y permanentes.

impactos de actividades de gestión o estrategias de conservación (Estes-Zumpf et al., 2022).

Por todo lo expuesto, el presente trabajo tiene como objetivos: a) analizar la riqueza, abundancia relativa, diversidad, equitatividad y proporción de sitios ocupados de la comunidad de anfibios anuros, en los principales tipos de ambientes hallados en el PNCdLP, y b) evaluar las tendencias de estos parámetros a lo largo de diez años.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El PNCdLP se encuentra en el centro-este de la Argentina, a 65 km al oeste de la ciudad de Buenos Aires, en la localidad de Campana (34°14'20" S, 58°51'54" O). La temperatura media anual es de 15.8 °C con un coeficiente de variación (CV) relativamente bajo (0.09). La temperatura media del mes más cálido (enero) es de 22.4 °C y la del mes más frío (julio) de 9 °C. La precipitación total anual es de 999 mm (CV: 0.07) distribuyéndose a lo largo de todo el año (Codugnello, 2008). Si bien esta última tiende a incrementarse en primavera y verano, no existe una estación seca claramente marcada (Matteucci, 2012). Durante el período de duración de este estudio (2004-2015), el clima experimentó una variación interanual importante, sucediendo incluso eventos de sequía extremos en las temporadas 2008-2009 y 2011-2012 (Barros & Camilloni, 2016; Administración de Parques Nacionales, 2020; Bó et al., 2021).

El área contiene ambientes representativos de las ecorregiones "Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay" y "Pampa", con sus comunidades vegetales características (Burkart et al., 1999; Chichizola, 1993; Haene & Pereira, 2003; Morello et al., 2012).

A su vez, es claramente afectada por una particular dinámica hidrológica relacionada no sólo con las precipitaciones, sino con las crecientes y bajantes del río Paraná y del Río de la Plata (Bó & Malvárez, 1999). Dentro del PNCdLP se definieron tres grandes tipos de ambientes (Fig. 1) siguiendo el gradiente topográfico: el Pastizal de Alto (PA), el Pastizal de Bajo (PB) y el Bajo Palustre (BP), los cuales presentan diferencias en inundabilidad, drenaje y vegetación dominante (Graziani & Raffo, 2004; Codugnello, 2008; Administración de Parques Nacionales, 2020).

Muestreo

Los muestreos se realizaron entre los meses de octubre y marzo en 10 temporadas consecutivas (2004/5 a 2014/15), con al menos un relevamiento en primavera y otro en verano. Dichos meses se corresponden con la estación reproductiva de la mayoría de las especies de anuros presentes en el área según Haene & Pereira (2003), y las campañas se efectuaron con posterioridad a las precipitaciones. Se realizaron relevamientos nocturnos de anuros mediante detecciones visuales y auditivas a lo largo de bandas en transectas (Heyer et al., 1994; Sutherland, 1996) en los tres ambientes presentes (PA, PB y BP). Para ello, en cada uno se dispusieron al azar cuatro transectas de 300 metros. En ellas, se determinaron cinco bandas activas de 30 metros cada una, longitudinales a la transecta, e intercaladas por cinco "inter-bandas" (o bandas inactivas) de igual longitud, a fin de evitar el doble registro de los cantos (Fig. 2). Consecuentemente, se prospectaron sobre las cuatro transectas, 20 bandas activas por ambiente durante las primeras horas de la noche, recorriendo a pie cada banda durante dos minutos a fin de registrar por detección visual y auditiva los anuros presentes. En el entrenamiento auditivo se utilizó una técnica desarrollada en particular para este estudio, con procesadores de audio multi track o multipista de uso libre, que permiten simular

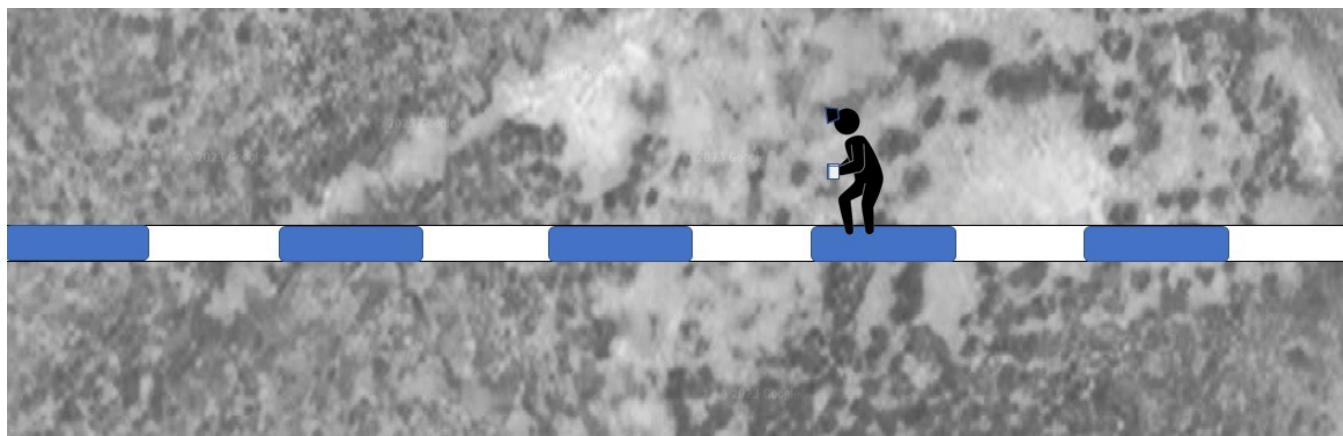


Figure 2. Scheme of bands in transects. The transect determines the line of march. The bands (sampling units) and interbands are interspersed and are longitudinal.

Figura 2. Esquema de bandas en transectas. La transecta determina la línea de marcha. Las bandas (unidades de muestreo) e inter bandas están intercaladas y son longitudinales.

coros replicando una grabación individual. De esta manera se determinó que a partir de cuatro individuos cantando al unísono no era posible discriminar el número, por lo cual un coro se contabilizaba como cinco individuos (Administración de Parques Nacionales, 2020). Los registros auditivos permitieron detectar mayor cantidad de individuos y de especies, por lo que finalmente los registros visuales no fueron utilizados en el análisis del presente trabajo.

Análisis de datos

En cada muestreo estacional se estimaron dos propiedades básicas para caracterizar la biota de anfibios anuros: la diversidad de Hill de orden cero (No) o riqueza de especies, y la abundancia relativa de cada una de ellas (Ab). Ambos resultan elementales para evaluar su estado tanto en el tiempo como en el espacio. Además, se estimaron la diversidad de Hill de orden 1 y 2 (N1 y N2) y la equitatividad (E), es decir la forma en que las abundancias se distribuyen entre las distintas especies, empleando la tasa modificada de Hill (Hill, 1973; Ludwig & Reynolds, 1988; Moreno et al., 2011; Jost, 2018).

La abundancia (Ab) de las especies de anuros se determinó en base al número total de individuos estimado en los registros auditivos. Asimismo, se evaluó la proporción de sitios ocupados (PSO) o frecuencia de ocurrencia por especie (Gaston et al., 2000; MacKenzie & Nichols, 2004), la que se estimó como el número de bandas donde la especie X fue detectada al tiempo t_i sobre el número total de estaciones de muestreo (bandas).

Se realizaron pruebas de Shapiro-Wilks (Sokal & Rohlf, 1979) a los fines de analizar si los valores de Ab, PSO, No, N1, N2 y E,

según distribuciones normales. Habiendo constatado la ausencia de normalidad en los sets de datos, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal Wallis para establecer eventuales diferencias significativas entre ambientes en los atributos comunitarios considerados (Kruskal & Wallis, 1952; Sprent & Smeeton, 2007). Posteriormente, se efectuaron comparaciones post hoc por pares, aplicando la corrección de Benjamini & Hochberg (1995). Las pruebas estadísticas fueron realizadas mediante la utilización del software R versión 4.2.0 (R Core Team, 2022).

Por último, para evaluar la posible existencia de alguna tendencia temporal significativa en los parámetros a lo largo de los diez años de muestreo, se aplicó la prueba de tendencias de Cox-Stuart ($p < 0.05$, con un intervalo de confianza de 95 %; Cox & Lewis, 1968; Lehtinen et al., 1997; Sprent & Smeeton, 2007). Para ello se compararon los primeros cinco años con los segundos cinco años para todas las medidas analizadas (Ab, PSO, No, N1, N2 y E). De la comparación de a pares entre los datos de la primera y segunda mitad de la serie se obtuvieron los valores k^- y k^+ , los que, junto con el N de los datos, permiten generar el estadístico del test y establecer la significancia de la tendencia observada (Administración de Parques Nacionales, 2020).

RESULTADOS

Presencia de especies

Durante los 10 años de muestreo se registraron 16 especies de anuros en las bandas en transectas, distribuidas en cinco familias (Tabla 1). La riqueza acumulada global durante el período prospectado fue mayor en PB.

Table 1. Global list of species recorded during the period 2004-2015 in the surveyed environments of the Cervo de los Pantanos National Park, Argentina. PA, high grassland; PB, low grassland; BP, low marsh.

Tabla 1. Listado global de las especies registradas durante el período 2004-2015 en los ambientes prospectados del Parque Nacional Cervo de los Pantanos, Argentina. PA, pastizal de alto; PB, pastizal de bajo; BP, bajo palustre.

ESPECIE	PA	PB	BP
BUFONIDAE			
<i>Rhinella arenarum</i> (Hensel, 1867)	X	X	
<i>Rhinella dorbignyi</i> (Duméril & Bibron, 1841)		X	X
HYLIDAE			
<i>Boana pulchella</i> (Duméril & Bibron, 1841)	X	X	X
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	X	X	X
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)		X	X
<i>Pseudis minuta</i> Günther, 1858		X	X
<i>Scinax berthae</i> (Barrio, 1962)		X	X
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)	X	X	X
<i>Scinax nasicus</i> (Cope, 1862)	X	X	
<i>Scinax squalirostris</i> (Lutz, 1925)		X	X
LEPTODACTYLIDAE			
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1840)	X	X	X
<i>Leptodactylus latinasus</i> Jiménez de la Espada, 1875	X	X	X
<i>Leptodactylus luctator</i> (Hudson, 1892)		X	X
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)		X	X
MICROHYLIDAE			
<i>Elachistocleis bicolor</i> (Guérin-Méneville, 1838)		X	
ODONTOPHRYNIDAE			
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	X		

Diferencias entre ambientes

Al comparar los parámetros comunitarios registrados estacionalmente, la abundancia (Ab), diversidad (No, N1 y N2) y equitatividad (E) de las comunidades de anuros difirieron significativamente entre ambientes. Todos los parámetros analizados resultaron significativamente mayores en BP y PB respecto de PA. Si bien no se encontraron diferencias significativas entre BP y PB, el primero presentó valores mayores en todos los casos (Fig. 3).

La proporción de sitios ocupados (PSO) reveló diferencias significativas entre ambientes en varias de las especies de anuros

analizadas (Fig. 4). *Boana pulchella*, *Pseudis minuta*, *Scinax berthae* y *S. squalirostris* presentaron una PSO significativamente más alta para los dos ambientes de humedal (PB y BP) con respecto a PA, sin diferencias estadísticas entre PB y BP. *Leptodactylus gracilis* y *L. latinasus* no mostraron diferencias significativas entre los dos tipos de pastizales (PA y PB) presentes pero sí en comparación con BP.

Por último, *S. granulatus* expuso una PSO significativamente más alta en PA con relación a BP, mientras PB no difirió significativamente ni de PA ni de BP. *Rhinella dorbignyi* y *S. nasicus*, por su parte, no mostraron diferencias estadísticas

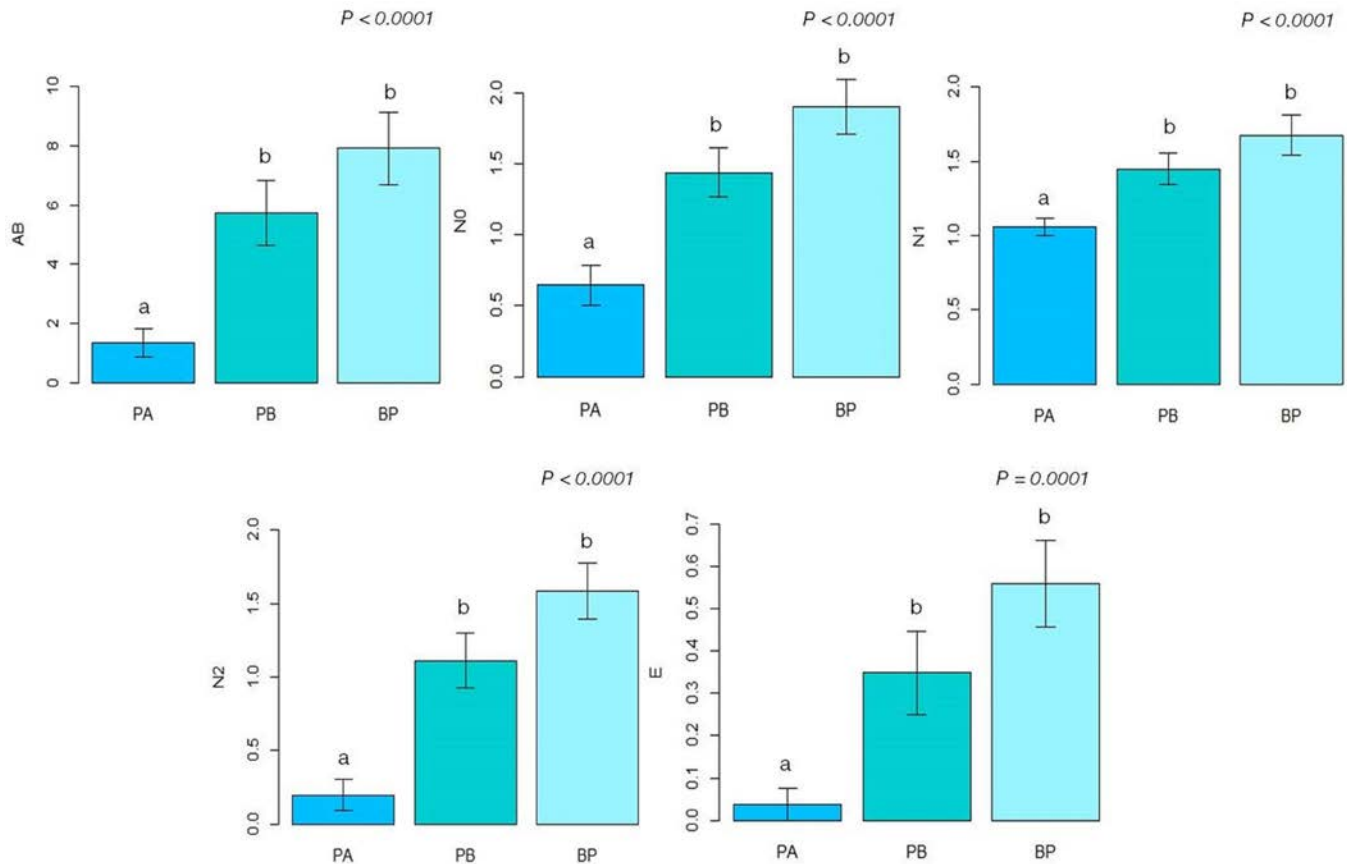


Figure 3. Comparison of community parameters of anuran amphibians recorded in each sampling between different environments of the Ciervo de los Pantanos National Park, Argentina. The P -values for the Kruskal-Wallis tests are shown in the upper right corner of each graph. The different letters above each bar show significant differences in the Kruskal-Wallis post-hoc pairwise tests. AB, abundance; NO, N1 and N2, Hill diversity of order 0, 1 and 2 respectively; E, evenness; PA, high grassland; PB, low grassland; BP, low marsh. The bars represent the standard error.

Figura 3. Comparación de los parámetros de la comunidad de anfibios anuros registrados en cada muestreo entre distintos ambientes del Parque Nacional Ciervo de los Pantanos, Argentina. Los valores P de las pruebas de Kruskal-Wallis se muestran en la esquina superior derecha de cada gráfico. Las diferentes letras sobre cada barra muestran diferencias significativas en las pruebas por pares post-hoc de Kruskal-Wallis. AB, abundancia; NO, N1 y N2, Diversidad de Hill de orden 0, 1 y 2 respectivamente; E, equitatividad; PA, pastizal de alto; PB, pastizal de bajo; BP, bajo palustre. Las barras representan el error estándar.

entre los ambientes (Fig. 4). El resto de las especies no han sido analizadas por carecer de datos suficientes para efectuar este análisis.

Variaciones y tendencias temporales

Se observó una alta variabilidad en los valores de los parámetros, Ab, No, N1, N2 y E a lo largo del período estudiado. Se destacan las variaciones registradas durante las temporadas reproductivas 2008/2009 y 2011/2012, durante las cuales los parámetros mostraron cambios diferentes al resto de los diez años, muy marcados para la abundancia en los ambientes inundables (Fig. 5).

El análisis de tendencias temporales reveló, para el ambiente PA, una propensión al incremento significativa tanto en Ab como en No ($P = 0.001$ en ambos casos). Por su parte, en PB y en BP, la totalidad de los atributos comunitarios presentaron una tendencia al aumento significativa (PB: $P_{N1} = 0.001$; $P_{N2} = 0.006$; $P_E = 0.006$; $P_{Ab} = 0.008$; $P_{No} = 0.006$; BP: $P = 0.001$ en todos los parámetros). Los valores de PSO también expusieron una alta variación a lo largo de los diez años de relevamientos. Durante este lapso de tiempo, todas las especies mostraron valores de cero en diferentes oportunidades. Esto ocurrió incluso en aquellas que exhibieron PSO relativamente altos, como *Boana pulchella* o *Pseudis minuta* en BP.

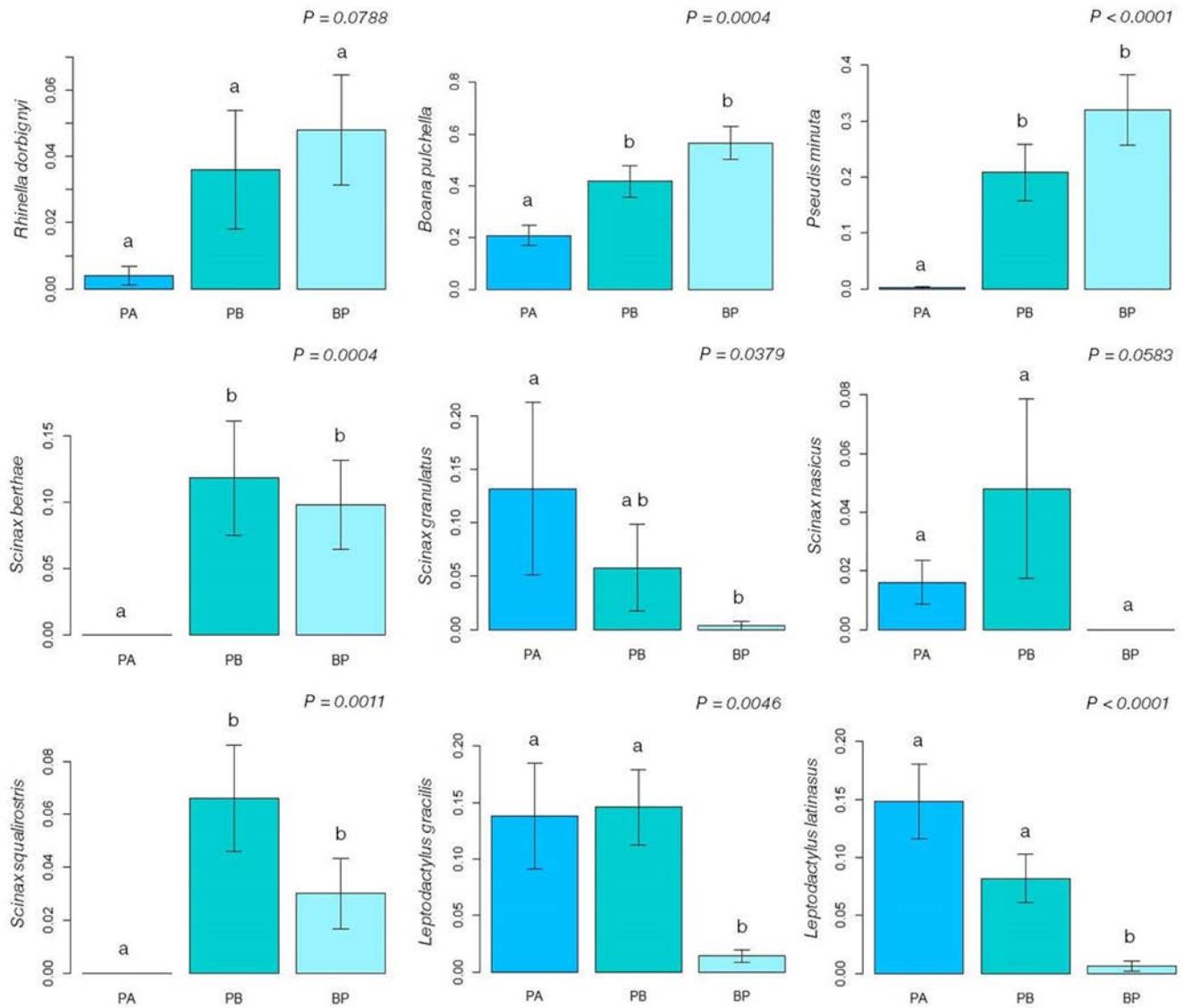


Figure 4. Comparison of the proportion of occupied sites of anuran amphibian species present in three environments of the Cervo de los Pantanos National Park, Argentina. PA, high grassland; PB, low grassland; BP, low marsh. The bars represent the standard error.

Figura 4. Comparación de la proporción de sitios ocupados de las especies de anfibios anuros presentes en tres ambientes del Parque Nacional Cervo de los Pantanos, Argentina. PA, pastizal de alto; PB, pastizal de bajo; BP, bajo palustre. Las barras representan el error estándar

Las pruebas de tendencia realizadas revelaron la presencia tanto de especies con tendencias significativas crecientes como con trayectorias decrecientes. En el ambiente PA, *Boana pulchella* y *Leptodactylus latinasus* mostraron tendencias crecientes ($P = 0.001$ en ambos casos), mientras que *L. gracilis* registró una tendencia decreciente ($P = 0.006$). En PB, *B. pulchella*, *L. latinasus* y *L. gracilis* presentaron trayectorias crecientes significativas

($P = 0.008$, 0.006 y 0.002 , respectivamente), en tanto que con *Pseudis minuta* y *Scinax nasicus* ocurrió lo contrario ($P = 0.001$ y 0.011 , respectivamente). En BP, *P. minuta* y *S. berthae* exhibieron tendencias crecientes ($P = 0.001$ y 0.004 , respectivamente), mientras que en *Rhinella dorbignyi* y *L. gracilis* las trayectorias fueron decrecientes ($P = 0.001$ y 0.004 , respectivamente).

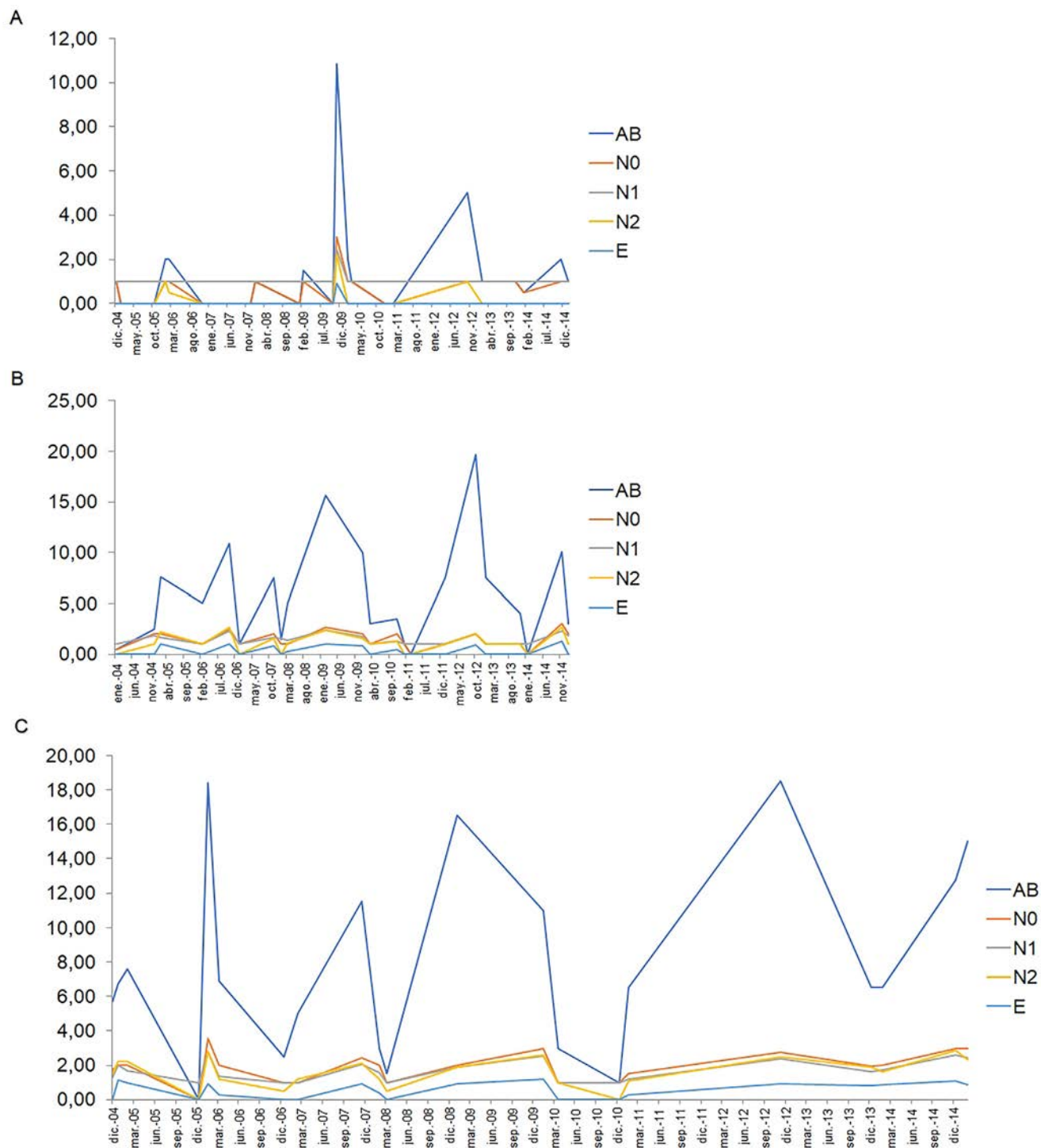


Figure 5. Variation of the parameters of the amphibian community structure throughout the period 2004-2015 in the Cervo de los Pantanos National Park, Argentina, for the environments (A) high grassland, (B) low grassland and (C) low marsh. AB, Abundance; N0, Diversity of order 0; N1, Diversity of order 1; N2, Diversity of order 2; E, Evenness.

Figura 5. Variación de los parámetros de la estructura comunitaria de anfibios a lo largo del período 2004-2015 en el Parque Nacional Cervo de los Pantanos, Argentina, para los ambientes (A) pastizal de alto, (B) pastizal de bajo y (C) bajo palustre. AB, Abundancia; N0, Diversidad de orden 0; N1, Diversidad de orden 1; N2, Diversidad de orden 2; E, Equitatividad.

DISCUSIÓN

Presencia de especies

Hasta la fecha se encuentran citadas para la provincia de Buenos Aires 29 especies de anfibios (Vaira et al., 2012), de las cuales en el presente estudio, y para un área de 5600 ha que constituye el PNCdLP, se registraron el 55,17 % ($n = 16$). Cuatro especies de presencia potencial no han sido observadas en los diez años de muestreo (*Nyctimantis siemersi*, *Ceratophrys ornata*, *Leptodactylus podicipinus* y *Lysapsus limellum*). En el caso de *C. ornata* se cuenta con un registro no confirmado en el año 1998 (Marcelo Zanello, com.pers.). Por su parte, *Odontophrynus americanus* y *Elachistocleis bicolor* exhibieron escasos registros durante el estudio, resultados que coinciden con lo informado por Haene & Pereira (2003) para el área. Debemos tener en cuenta que las especies eventualmente faltantes en los relevamientos pueden ser localmente raras, o bien estar representadas por individuos errantes y en proceso de dispersión (Moreno & Halffter, 2000). Por otra parte, algunas especies pueden variar su fenología de un año a otro y no ser detectables todos los años, mientras que otras pueden ampliar o reducir su distribución local debido a cambios ambientales (por ejemplo, climáticos o hidrológicos), factores que explican porqué con frecuencia los inventarios biológicos difícilmente llegan a completarse (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

Diferencias entre ambientes

Al comparar estacionalmente los parámetros comunitarios, los valores más altos en diversidad, equitatividad, abundancia y riqueza hallados en BP podrían explicarse, por un lado, por sus características físicas e hidrológicas, y por otro por presentar una significativa heterogeneidad en cuanto a su vegetación y hábitats. Su fisiografía es compleja, con presencia de madrejones, albardones, lagunas y charcas, y distintas asociaciones vegetales como pastizales, juncuales, totorales y plantas flotantes (Administración de Parques Nacionales, 2015). Al respecto, diversos autores señalan que una mayor superficie de los sistemas acuáticos, de mayor tamaño como los presentes en BP, se asocian a una mayor diversidad de anuros (Parris, 2006; Peltzer et al., 2006). Tanto el PB como el BP contienen humedales de distintas dimensiones, pero siempre de mayor tamaño y permanencia que el PA, por lo que la mayor diversidad y abundancia encontrada coincide con los resultados de estos autores.

El BP y el PB presentan, además, aportes de lluvias, aguas subterráneas, desbordes de ríos y arroyos pampeanos, así como de crecidas del Río Paraná, lo que genera una elevada heterogeneidad estructural y temporal. Silva et al. (2011) señalaron que una mayor heterogeneidad estructural de los

humedales en base a la vegetación, la disponibilidad de agua libre, costas vegetadas, entre otras características, permite conservar un mayor número de especies.

Por otro lado, BP presenta un menor grado de uso histórico y de modificación antrópica en relación con PB y PA, en los cuales se han desarrollado actividades ganaderas previo a la creación del área protegida (Administración de Parques Nacionales, 2015). En una comparación entre localidades con y sin ganadería en llanuras aluviales del sureste de Australia, Jansen & Healey (2003) encontraron que la intensidad de pastoreo por ganado afecta significativamente la diversidad de anfibios al modificar la vegetación y los cuerpos de agua. En la misma línea, Cano & Leynaud (2009), estudiando pastizales del noreste de Argentina, concluyeron que, en sitios con ganadería y fuego prescripto, la abundancia de especies del género *Leptodactylus* se reduce significativamente. Entonces, la mayor diversidad hallada en BP podría deberse no solo a su alta disponibilidad de agua y heterogeneidad estructural, sino también a factores vinculados a un menor uso histórico y un menor daño ambiental.

El PB, el ambiente con mayor riqueza acumulada en los 10 años prospectados en el presente estudio, y considerado también como el de mayor riqueza por Haene & Pereira (2003), se conforma mayormente de sistemas acuáticos con distinto grado de permanencia del agua y características estructurales. Exhibe una heterogeneidad apreciable, con presencia de pequeñas lagunas, charcas, paleocanales de marea, cordones litorales y canales artificiales, formas modeladas a su vez por acción fluvial y humana (Administración de Parques Nacionales, 2015). Según algunos autores (Skelly et al., 1999; Silva et al., 2011) la dinámica de cambios en la vegetación, la complejidad morfológica y la variedad florística asociada, favorece el uso del ambiente por una mayor variedad de anfibios con distintos requerimientos lo que podría explicar, en parte, los valores significativamente más altos de diversidad de anuros observados en PB. Por otra parte, el uso histórico y las modificaciones ambientales han sido más importantes en este último que en BP.

El PA ha sido el ambiente sometido al mayor uso y modificación antrópica, principalmente por ganadería, además de entrenamientos militares, asentamientos humanos e introducción de especies exóticas (Administración de Parques Nacionales, 2015). Si bien se trata de una unidad ambiental con menor disponibilidad de humedales, lo que explica mayormente los valores observados, factores vinculados al uso y pérdida de integridad ecológica podrían explicar secundariamente la baja diversidad observada, en coincidencia con Jansen & Healey (2003). La disponibilidad de humedales es reducida y, en general,



Figure 6. (A) *Boana pulchella*, (B) *Pseudis minuta* and (C) *Scinax nasicus*. / **Figura 6.** (A) *Boana pulchella*, (B) *Pseudis minuta* y (C) *Scinax nasicus*.

los cuerpos de agua son efímeros y de un tamaño relativamente pequeño, por lo que sólo en épocas de fuertes lluvias los anfibios cuentan con suficiente disponibilidad de hábitats reproductivos. *Leptodactylus latinasus* y *Rhinella arenarum* han sido especies frecuentes en este ambiente. Estos taxones suelen poseer una abundancia incrementada en sitios antropizados. En este sentido, *R. arenarum* es considerado un organismo habitual de zonas periurbanas con presencia de establecimientos rurales o urbanizaciones (Agostini, 2012), mientras que *L. latinasus*, ha sido propuesto como especie invasora de áreas alteradas (Sanchez et al., 2013). Estos resultados refuerzan lo expuesto previamente acerca del alto grado de disturbio antrópico que afectó al PA en el pasado. La fragmentación y aislamiento del pastizal pampeano a nivel regional (Baldi et al., 2006), podría ser

otro factor que explique la baja diversidad de anfibios observada en este ambiente.

Además de los factores ya mencionados, las historias de vida y modos reproductivos de cada especie podrían explicar las diferencias en la PSO. *Boana pulchella*, *Pseudis minuta* (Fig. 6 A y B, respectivamente), *Scinax berthae* y *S. squalirostris* mostraron una PSO significativamente mayor en los ambientes de humedal (PB y BP). Al respecto, *P. minuta* es considerada una especie acuática, muy asociada a cuerpos de agua permanentes y semipermanentes, mientras los restantes hílidos mencionados se consideran habitualmente arborícolas (Gallardo, 1980; Ghirardi & López, 2020). Pero todas poseen estrategias reproductivas que requieren una mayor disponibilidad de agua,

ya que implican depositar los huevos individualmente (*P. minuta*) o bien formando una masa globosa (*B. pulchella*, *S. berthae* y *S. squalirostris*) directamente en el agua (Lavilla & Rougés, 1992). Por su parte, *Leptodactylus latinasus* y *L. gracilis* son especies de hábitos más terrestres y subterráneos (Gallardo, 1980; Ghirardi & López, 2020), las cuales depositan sus huevos en nidos de espuma en la tierra, en grietas o estructuras especialmente construidas en el sedimento, y por lo general se ubican en áreas anegadizas o en las proximidades de cuerpos de agua. El desarrollo embrionario, eclosión y primeras etapas del desarrollo larval pueden llevarse a cabo en el lugar de la puesta o en el agua, dependiendo del momento en que las lluvias inundan el nido y lo arrastran hacia cuerpos de agua mayores (Gallardo, 1974; Lavilla & Rougés, 1992). Los nidos de espuma serían una adaptación que permitiría evitar la desecación de los huevos y de los primeros estadios de la etapa larval en casos de evaporación de dichos cuerpos de agua (Heyer, 1969; Duellman & Trueb, 1986), motivo por el cual es esperable registrar especies con estas características en ambientes con menor permanencia de agua. Concordantemente, tanto *L. latinasus* como *L. gracilis* mostraron una PSO más alta en los pastizales respecto del BP.

Variaciones y tendencias temporales

Se registraron amplias variaciones en los valores de los atributos analizados durante las sequías ocurridas en los períodos 2008/2009 y 2011/2012, las que coincidieron con fases frías del ENSO, conocidas como “La Niña” (Barros & Camilloni, 2016), pero también ocurrieron fases cálidas de “El Niño” que con frecuencia resultaron en importantes precipitaciones en la región, como en la primavera del año 2015. Al respecto, Ab, N1 y E mostraron los descensos más marcados durante a las sequías o con posterioridad a estas. No obstante, como se mencionó previamente, el área de estudio presenta distintas aportaciones de agua y una dinámica hidrológica compleja por lo cual conocer sus efectos sobre los parámetros monitoreados requiere de estudios específicos sobre la supervivencia y el reclutamiento de las especies presentes en el PNCdLP. La existencia de diferentes cuencas, como las de origen pampeano (Río Luján y Ao. Otamendi), deltense (Delta del Paraná) y de humedales artificiales (canales), genera una importante disponibilidad de hábitats reproductivos, con independencia de las precipitaciones locales. Según Jacob et al. (2003), la complejidad y variabilidad hidrológica favorecen el éxito reproductivo de las distintas especies con diferentes fenologías y estrategias.

En el caso de los humedales deltenses estos ofrecen un ambiente poco predecible y con altas tasas de cambio en el paisaje, ya que la regularidad de los eventos hidrológicos en el Paraguay-Paraná es decreciente desde el Pantanal hacia el Delta del Paraná (Neiff,

1999). Esto podría ser un factor clave para el mantenimiento de la riqueza y abundancia de anfibios anuros en el área a lo largo del tiempo.

En los ambientes con mayor inundabilidad y permanencia de agua, PB y BP, se observaron varias especies con tendencias temporales crecientes (*Boana pulchella*, *Leptodactylus latinasus*, *L. gracilis*, *Pseudis minuta* y *Scinax berthae*), cuatro con trayectorias decrecientes, y otras no mostraron tendencia alguna. Esta variabilidad en los resultados resalta la importancia que tienen las características particulares de cada especie al analizar los patrones obtenidos. *Boana pulchella* es un taxón abundante, que utiliza diferentes hábitats y sitios modificados, cuya reproducción es prolongada a lo largo del año, e incluso continua (Antoniazzi et al., 2019), lo que le permitiría mantener su elevada abundancia relativa. *Leptodactylus latinasus* es, por su parte, un representante habitual de áreas alteradas y peridomésticas por lo cual los cambios ambientales no afectarían tanto su abundancia como podría esperarse para otras especies. Los casos puntuales de tendencias decrecientes en el PNCdLP [*Scinax nasicus* (Fig. 6C), *Rhinella dorbignyi*, *Leptodactylus gracilis* y *Pseudis minuta* en algunos ambientes] deben ser tenidos en consideración en futuros monitoreos, a los fines de dilucidar si existe algún daño o pérdida de integridad ecológica en sus ecosistemas constituyentes (Estes-Zumpf et al., 2022).

Con respecto a los eventuales procesos de declinación local, Campbell Grant et al. (2020) concluyen que la disminución global de anfibios es real pero no ubicua, y que existen múltiples factores que conducen a dichos fenómenos, siendo su importancia relativa variable entre especies, poblaciones y regiones. Según Green et al. (2020), este fenómeno se ha vuelto más complejo de lo que originalmente se esperaba y dado las múltiples causas posibles, cada caso debería ser estudiado en particular. En este sentido, para aquellas especies que exhibieron tendencias decrecientes durante la presente investigación (*Scinax nasicus*, *Rhinella dorbignyi*, *Leptodactylus gracilis* y *Pseudis minuta*), se sugiere la realización de estudios específicos que permitan determinar los factores causales que están afectando puntualmente a estas poblaciones.

CONCLUSIONES

En el PNCdLP, salvo para los casos puntuales de tendencias decrecientes en algunas de las especies registradas, no se observa una trayectoria negativa generalizada que pueda indicar una declinación de las comunidades de anfibios anuros en su conjunto. La riqueza específica observada, exhibiendo en una acotada superficie más del 50% de las especies citadas para la

provincia de Buenos Aires, sumado a la estabilidad general de la diversidad y abundancia evaluadas a lo largo de 10 años, muestra que el PNCdLP es un área de importancia para la conservación de anfibios anuros de las regiones pampeana y deltaico-riberaña de Argentina, y en particular para la preservación de las especies de la provincia de Buenos Aires.

Agradecimientos.– Los autores manifiestan su agradecimiento a la Administración de Parques Nacionales de Argentina, así como a todos los colaboradores que aportaron su trabajo durante los diez años de relevamientos. En especial a Martín Izquierdo, Marcelo Zanella, Leonardo Juber, Mariana Méndez, Cynthia Bandurek, Nadia Codugnello, Laura Chazarreta, Gabriel Bilhé, y Gonzalo Alves.

LITERATURA CITADA

- Administración de Parques Nacionales. 2015. Plan de Gestión de la Reserva Natural Otamendi 2016-2021. https://sib.gob.ar/archivos/Plan_de_Gestion_de_la_RNO_2016_2021.pdf [Consultado en julio 2022]
- Administración de Parques Nacionales. 2020. Estudios Ecológicos de las Comunidades de Anfibios Anuros Del Parque Nacional Cervo de los Pantanos (Campana, Buenos Aires), Diez Años de Relevamientos. Informe técnico. https://sib.gob.ar/archivos/anf_ciervos_raffo.pdf [Consultado en marzo 2022]
- Agostini, M.G. 2012. Ranas y Sapos del Fondo de tu Casa: Anfibios de Agroecosistemas de La Plata y Alrededores. Editorial de la Universidad de La Plata, La Plata, Argentina.
- Albornoz-Espinel, M.M., C.H. Cáceres-Martínez & A.A. Acevedo-Rincón. 2017. Protected areas assessment for the conservation of threatened amphibians in the Cordillera Oriental of Colombia. *Herpetology Notes* 10:685-696.
- Antoniazzi, C.E., J.A. López, R. Ghirardi & A.P. Armando. 2019. Biología reproductiva de *Boana pulchella* y *Boana punctata* (Anura: Hylidae) en poblaciones simpátricas de humedales templados. *Caldasia* 41:245-256.
- Baldi, G., J.P. Guerschman & J.M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116:197-208.
- Barros, V. & I. Camilloni. 2016. La Argentina y el Cambio Climático, de la Física a la Política. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Benjamini, Y. & Y. Hochberg. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 57:289-300.
- Bó, R.F. & A.I. Malvárez. 1999. Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. Pp. 151-172. En A.I. Malvárez (Ed.), *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. MAB/UNESCO, Montevideo, Uruguay.
- Bó, R.F., M.C. Reeves & E.S. Massa. 2021. El Cambio Climático en el Delta del Río Paraná. Información Básica y Propuestas para Pobladores, Productores Ganaderos y Organismos De Gestión de la Región. Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Burkart, R.N., O. Bárbaro, R.O. Sánchez & D.A. Gómez. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- Campbell Grant, E.H., D.A.W. Miller & E. Muths. 2020. A synthesis of evidence of drivers of amphibian declines. *Herpetologica* 76:101-107.
- Cano, P.D. & G.C. Leynaud. 2009. Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *European Journal of Wildlife Research* 56:411-420.
- Cayuela, H., A. Besnard, A. Bechet, V. Devictor & A. Olivier. 2012. Reproductive dynamics of three amphibian species in Mediterranean wetlands: the role of local precipitation and hydrological regimes. *Freshwater Biology* 57:2629-2640.
- Chen, Y., J. Zhang, J. Jiang, S.E. Nielsen & F. He. 2017. Assessing the effectiveness of China's protected areas to conserve current and future amphibian diversity. *Diversity and Distributions* 23:146-157.
- Chichizola, S.E. 1993. Las comunidades vegetales de la Reserva Natural Estricta Otamendi y sus relaciones con el ambiente. *Parodiana* 8:227-263.
- Codugnello, N.B. 2008. Estudios de Diversidad y Uso de Hábitat de Anfibios Anuros en la Reserva Natural Otamendi (Campana, Provincia de Buenos Aires). Tesis de licenciatura. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Cox, D.R. & P.A.W. Lewis. 1968. The Statistical Analysis of Series of Events. Methuen & Co., Whitstable, Inglaterra.



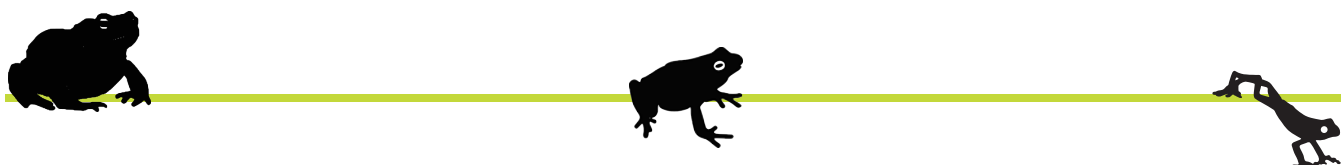
- Davis, C.L., D.A.W. Miller, S.C. Walls, W.J. Barichivich, J.W. Riley & M.E. Brown. 2017. Species interactions and the effects of climate variability on a wetland amphibian metacommunity. *Ecological Applications* 27:285-296.
- Duellman, W.E. & L. Trueb. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw Hill, New York, Estados Unidos.
- Estes-Zumpf, W., B. Addis, B. Marsicek, M. Lee, Z. Nelson & M. Murphy. 2022. Improving sustainability of long-term amphibian monitoring: the value of collaboration and community science for indicator species management. *Ecological Indicators* 134:108451.
- Gallardo, J.M. 1974. *Anfibios de los Alrededores de Buenos Aires*. EUDEBA Lectores, Buenos Aires, Argentina.
- Gallardo J.M. 1980. Estudio Ecológico Sobre los Anfibios y Reptiles del Noreste de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). I Reunión Iberoamericana de Zoología de Vertebrados, La Rábida 1977, España.
- Gaston, K., T. Blackburn, J. Greenwood, R. Gregory, R. Quinn & J. Lawton. 2000. Abundance–occupancy relationships. *Journal Applied Ecology* 37:39-59.
- Ghirardi, R. & J.A. López. 2020. *Anfibios de Santa Fe*. Ediciones UNL, Santa Fe, Argentina.
- Gonçalves, D.S. & L.V. Crivellar. 2015. Linking environmental drivers with amphibian species diversity in ponds from subtropical grasslands. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87:1751-1762.
- Graziani, M. & L. Raffo. 2004. Reserva Natural Otamendi. Pp. 112-113. En D. Bilenca & F. Miñarro (Eds.), *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Green, D.M., M.J. Lannoo, M. Lesbarreres & E. Muths. 2020. Amphibian population declines: 30 years of progress in confronting a complex problem. *Herpetologica* 76:97-100.
- Guzmán, A. & L. Raffo. 2011. *Guía de los Anfibios del Parque Nacional el Palmar y la Reserva Natural Otamendi*. Editorial APN, Buenos Aires, Argentina.
- Haene, E. & J. Pereira. 2003. *Fauna de Otamendi. Inventario de los Animales Vertebrados de la Reserva Natural Otamendi*. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Heyer, W.R. 1969. The adaptive ecology of the species groups of the genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). *Evolution* 23:421-428.
- Heyer, W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek & M.S. Foster (Eds.) 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, Estados Unidos.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54:427-432.
- IUCN. 2022. The IUCN red list of threatened species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org> [Consultado en junio 2022]
- Jacob, C., G. Poizat, M. Veith, A. Seitz & A.J. Crivelli. 2003. Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia* 499:51-61.
- Jansen, A. & M. Healey. 2003. Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biological Conservation* 109:207-219.
- Jiménez-Valverde, A. & J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Jongsma, G.F.M., R.W. Hedley, R. Durães & J. Karubian. 2014. Amphibian diversity and species composition in relation to habitat type and alteration in the Mache-Chindul Reserve, northwest Ecuador. *Herpetologica* 70:34-46.
- Jost, L. 2018. ¿Qué entendemos por diversidad? El camino hacia la cuantificación. *Mètode Science Studies Journal* 98:39-45.
- Kacolicis, F.P., I. Berkunsky, J.C. Acosta, R. Acosta, M.G. Agostini, M.S. Akmentins, M.L. Arellano, C. Azat, N.C. Bach, G.M. Blanco, R. Calvo, A. Charrier, V. Corbalán, C. Correa, M.E. Cuello, C. Deutsch, D. Di Pietro, S. Gastón, R. Gómez Alés, C. Kass, N. Kass, G. Lobos, T.A. Martínez, T. Martínez-Aguirre, M. Mora, R. Nieva-Cocilio, H. Pastore, J.M. Pérez-Iglesias, L. Piaggio Kokot,



- F. Rabanal, M.J. Rodríguez-Muñoz, L.C. Sanchez, C. Tala, C. Úbeda, M. Vaira, M.A. Velasco, M. Vidal & J. Williams. 2022. Current threats faced by amphibian populations in the southern cone of South America. *Journal for Nature Conservation* 69:126254.
- Kiesecker, J.M., A.R. Blaustein & L.K. Belden. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410:681-684.
- Kopp, K. & P.C. Eterovick. 2006. Factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at ponds in southeastern Brazil. *Journal of Natural History* 40:1813-1830.
- Kruskal, W.H. & W.A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47:583-621.
- Lavilla, E.O. & M. Rougés. 1992. Reproducción y desarrollo de anuros argentinos. *Serie de Divulgación, Asociación Herpetológica Argentina* 5:1-166.
- Lehtinen, E., U. Pulkkinen & K. Pom. 1997. Statistical trend analysis methods for temporal phenomena. Swedish Nuclear Power Inspectorate (SKI). <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/587858> [Consultado en abril 2022]
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing*. John Wiley & Sons, New York, Estados Unidos.
- MacKenzie, D.I. & J.D. Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27:461-467.
- Matteucci, S.D. 2012. Ecorregión delta e islas de los ríos Paraná y Uruguay. Pp. 447-488. En J. Morello, S.D. Matteucci, A.F. Rodríguez & M. Silva (Eds.), *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Meek, R. 2022. Long-term changes in four populations of the spiny toad, *Bufo spinosus*, in Western France; data from road mortalities. *Conservation* 2:248-261.
- Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodríguez & M.E. Silva. 2012. *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Moreno, C.E. & G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37:149-158.
- Moreno, C.E., F. Barragán, E. Pineda & N.P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Neiff, J.J. 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. Pp. 90-139. En A.I. Malvárez (Ed.), *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. MAB/UNESCO, Montevideo, Uruguay.
- Nori, J., P. Lemes, N. Urbina-Cardona, D. Baldo, J. Lescano & R. Loyola. 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: a global overview. *Biological Conservation* 191:367-374.
- Ochoa-Ochoa, L., J.N. Urbina-Cardona, L.B. Vázquez, O. Flores-Villela & J. Bezaury-Creel. 2009. The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of mexican amphibians. *PLoS ONE* 4:e6878.
- Ochoa-Ochoa, L.M., P. Rodríguez, F. Mora, O. Flores-Villela & R.J. Whittaker. 2012. Climate change and amphibian diversity patterns in Mexico. *Biological Conservation* 150:94-102.
- Ortiz-Yusty, C.A., V. Paez & F.A. Zapata. 2013. Temperature and precipitation as predictors of species richness in northern Andean amphibians from Colombia. *Caldasia* 35:65-80.
- Parris, K.M. 2006. Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75:757-764.
- Peltzer, P.M., R.C. Lajmanovich, A.M. Attademo & A.H. Beltzer. 2006. Diversity of anurans across agricultural ponds in Argentina. *Biodiversity and Conservation* 15:3499-3513.
- Pounds, J.A. 2001. Climate and amphibian declines. *Nature* 410:639-640.
- Pounds, J.A., M.R. Bustamante, L.A. Coloma, J.A. Consuegra, M.P.L. Fogden, P.N. Foster, E. La Marca, K.L. Masters, A. Merino-Viteri, R. Puschendorf, S.R. Ron, G.A. Sánchez-Azofeifa, C.J. Still & B.E. Young. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439:161-167.



- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL, <https://www.R-project.org/>.
- Sanchez, L.C., P.M. Peltzer, R.C. Lajmanovich, A.S. Manzano, C.M. Junges & A.M. Attademo. 2013. Reproductive activity of anurans in a dominant agricultural landscape from central-eastern Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:912-926.
- Semlitsch, R.D., W.E. Peterman, T.L. Anderson, D.L. Drake & B.H. Ousterhout. 2015. Intermediate pond sizes contain the highest density, richness, and diversity of pond-breeding amphibians. *PloS One* 10:e0123055.
- Silva, R.A., I.A. Martins & D. Rossa-Feres. 2011. Environmental heterogeneity: anuran diversity in homogeneous environments. *Zoologia* 28:610-618.
- Skelly, D.K., E.E. Werner & S.A. Cortwright. 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. *Ecology* 80:2326-2337.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1979. *Biometría. Principios y Métodos Estadísticos en la Investigación Biológica*. Blume Ediciones, Madrid, España.
- Sprent, P. & N. Smeeton. 2007. *Applied Nonparametric Statistical Methods*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, Estados Unidos.
- Stein, A., K. Gerstner & H. Kreft. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17:866-880.
- Sutherland, W.J. 1996. *Ecological Census Techniques. A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra.
- Vaira, M., M. Akmentins, M. Attademo, D. Baldo, D. Barrasso, S. Barrionuevo, N. Basso, B. Blotto, S. Cairo, R. Cajade, J. Céspedes, V. Corbalán, P. Chilote, M. Duré, C. Falcione, D. Ferraro, F.R. Gutierrez, M.R. Ingaramo, C. Junges, R. Lajmanovich, J.N. Lescano, F. Marangoni, L. Martinazzo, L. Marti, L. Moreno, G. Natale, J.M. Pérez Iglesias, P. Peltzer, L. Quiroga, S. Rosset, E. Sanabria, L.C. Sanchez, E. Schaefer, C. Úbeda & V. Zaracho. 2012. Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26:131-159.
- Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 18:725-742.
- Walls, S.C., W.J. Barichivich & M.E. Brown. 2013. Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. *Biology* 2:399-418.



ESFUERZO REPRODUCTOR Y ASPECTOS DEL CUIDADO PARENTAL DE LA LAGARTIJA CAIMÁN *GERRHONOTUS INFERNALIS* (SQUAMATA: ANGUIDAE)

REPRODUCTIVE EFFORT AND ASPECTS OF PARENTAL CARE OF THE ALLIGATOR LIZARD *GERRHONOTUS INFERNALIS* (SQUAMATA: ANGUIDAE)

Héctor A. Vargas-Ramírez^{1*}, Diego M. Arenas-Moreno² & David Lazcano^{1,3}

¹Laboratorio de Herpetología, Departamento de Zoología de Vertebrados, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. C.P. 66450, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México.

²Laboratorio Integral de Vida Silvestre, Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero, Av. Lázaro Cárdenas s/n. Ciudad Universitaria Sur, 39086 Chilpancingo de los Bravo, Guerrero, México.

³FALTAN DATOS

*Correspondence: alhmrz@outlook.es

Received: 2023-04-11. Accepted: 2023-06-07. Published: 2023-06-28.

Editor: Irene Goyenechea Mayer-Goyenechea, México.

Resumen.— La masa relativa de nidada (MRN) es utilizada como una medida del esfuerzo reproductor en lagartijas. Las especies que no presentan cuidado parental son las que tienden a tener una MRN mayor. En este trabajo, estimamos el esfuerzo reproductor de una lagartija ovípara con supuesto cuidado parental, para esto colectamos cuatro hembras grávidas de *Gerrhonotus infernalis* del Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México. Mantuvimos a los ejemplares en cautividad, hasta que depositaron sus huevos, posteriormente medimos la MRN y el porcentaje de peso perdido. Observamos que las hembras perdieron más del 60% de su peso después de ovopositar y la MRN alcanzó los 0.44 g, un esfuerzo reproductor igual o incluso mayor al de otras lagartijas ovíparas y vivíparas que no presentan cuidado parental. Así mismo, observamos variaciones en cuanto al cuidado parental debido a que dos de las cuatro hembras no exhibieron una respuesta defensiva en el cuidado de sus huevos.

Palabras clave.— Cuidado parental, huevos, nidada, oviparidad, reproducción.

Abstract.— Relative clutch mass (RCM) is used as a measure of reproductive effort in lizards. Species that do not show parental care tend to have higher RCM. In this study, we estimated the reproductive effort of an oviparous lizard with presumed parental care. As such, we collected four gravid females of *Gerrhonotus infernalis* from Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, Mexico. We kept the subjects in captivity until they laid eggs. We then measured RCM and the percentage of weight lost (Pw%). We observed that these females lost more than 60% of their weight after laying their eggs, and the RCM reached 0.44 g, a reproductive effort equal or even higher than that of other oviparous and viviparous lizards with lack of parental care. Likewise, we observed variations in parental care given that two of the four females did not exhibit a defensive response in caring for their eggs.

Key words.— Parental care, eggs, nest, oviparity, reproduction

En lagartijas, la etapa reproductora es influenciada por el clima y la disponibilidad de alimento; ya que estas variables definen la elección de sitios de anidamiento y la inversión de los recursos hacia el cuidado de las crías, lo que también es significativo para el desarrollo y supervivencia de éstas (Halliwell et al., 2016; Medina & Ibargüengoytía, 2010; Olson & Shine, 1997; Shine, 1999). El rol del ambiente se manifiesta en las estrategias reproductivas de las lagartijas; tanto de aquellas especies de

zonas tropicales, como aquellas de zonas frías (Tinkle et al., 1969), entre los que destaca la familia Anguidae, que es conocida por estar conformada por especies ovíparas y vivíparas (Greer, 1967; Greene et al., 2006).

Dentro de esta familia encontramos al género *Gerrhonotus*, precisamente a la lagartija caimán *Gerrhonotus infernalis* (Fig. 1), la cual es un lacértido con cuerpo largo y delgado (longitud

hocico cloaca, LHC: 204 mm), con una cola larga y extremidades cortas. En México se distribuye a través de la Sierra Madre Oriental, desde Chihuahua, Coahuila y Nuevo León, hasta Guanajuato y Querétaro (Cruz-Elizalde et al., 2022; Lazcano et al., 2019; Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Nevárez-de los Reyes et al., 2016; Ramírez-Bautista et al., 2014; Terán-Juárez et al., 2016; Villegas-Ruiz et al., 2014).

La información existente sobre *G. infernalis* cubre aspectos sobre su ecología y su dimorfismo sexual (García-Bastida, 2013; García-Bastida et al., 2013), además del cuidado de sus crías en cautividad (Greene et al., 2006). Recientemente se documentó la capacidad de *G. infernalis* de compartir sitios para anidar con otros individuos de su misma especie; donde además se registró la depredación de las nidadas por la culebra *Salvadora grahamiae* (Felder et al., 2022).

Colectamos cuatro hembras gravídas de *G. infernalis* del Parque Ecológico Chipinque, en San Pedro Garza García, Nuevo León, México (25.60114°N, 100.34433° W; WGS 84, 1,280 m s.n.m.), en las cuales determinamos preñez al observar y palpar la expansión de los costados del cuerpo (García-Bastida, 2013; Greene et al., 2009). Al coleccionar, encontramos a los ejemplares sobre paredes rocosas adyacentes al camino que comprende la vereda Don Toño, donde predomina el bosque de encino, al que

se le atribuye la mayor presencia de ejemplares silvestres (Pérez-González, 2019). La captura se realizó manualmente y mediante lazo para luego trasladarlos al Laboratorio de Herpetología de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, donde fueron pesados los organismos.

A los ejemplares se les asignó una clave (Gih1, Gih2, Gih3 y Gih4) y se aislaron como medida preventiva (Arias-Ortega et al., 2016). Posteriormente se acondicionaron en unidades experimentales de 41.5 x 70.5 x 91 cm en las que, posteriormente, instalamos madrigueras artificiales de 14 x 29 x 25 cm. Se tomaron las medidas de masa inicial (Mi) y longitud hocico cloaca (LHC). Tras ovopositar, pesamos a los organismos nuevamente y pesamos cada puesta de huevos. Calculamos la masa relativa de nidada (MRN) mediante la división del peso total de cada nidada entre el peso post ovoposición de la madre (PPOVP), con lo que definimos el esfuerzo reproductor de cada hembra (Muñoz-Nolasco et al., 2023; Vitt & Price, 1982). El cuidado parental se observó con un boroscópio marca EXTECH modelo BR200, el cual utilizamos diariamente en periodos de observación matutino (10:00 a.m. – 12:00 p.m.) y vespertino (13:00 p.m. – 15:00 p.m.). La lente se introdujo dentro de las madrigueras artificiales en un espacio circular de 19 cm de diámetro donde depositaron sus huevos. Dentro de las madrigueras obtuvimos una temperatura promedio de 23°C y una humedad promedio del 53%.



Figure 1. Gravid female of *Gerrhonotus infernalis* in captivity. See the expansion of the granular scale fold on the sides of the body.

Figura 1. Hembra grávida de *Gerrhonotus infernalis* en cautiverio. Véase la expansión del pliegue de escamas granulares a los costados del cuerpo.

Obtuvimos un total de 56 huevos con un promedio de 14 huevos por nidada, y una pérdida de peso en promedio de 16 g tras ovopositar (Tabla 1), lo que significó un porcentaje de pérdida promedio del 61.3% de su peso, con una masa relativa promedio de nidada de 0.44 g. La ovoposición de los ejemplares ocurrió entre los días 20 y 23 de mayo de 2022. El ejemplar Gih4 obtuvo la mayor MRN (0.58 g); aunque su porcentaje de peso perdido no fue el más alto, lo contrario al ejemplar Gih3, quien obtuvo la menor MRN (0.33g) pero tuvo un porcentaje de pérdida de peso mayor que resto de los ejemplares cautivos.

Los ejemplares presentaron cuidado parental (Figura 2), aunque éste tuvo ciertas variaciones. Las hembras Gih1 y Gih2 enrollaron el cuerpo alrededor de sus huevos y exhibieron una respuesta defensiva en la que abrían la boca e inflaban su cuerpo, además de producir un leve siseo al momento de acercar la lente del boroscópio. Por el contrario, Gih4 no mostró alguna respuesta defensiva (no inflaba su cuerpo ni abría la boca) aunque sí tenía su cuerpo enrollado alrededor de los huevos, y, por otro lado, Gih3 no estuvo cerca de su nidada, ya que exhibió un comportamiento huidizo alejándose de la lente del boroscópio y escondiéndose entre la vegetación.

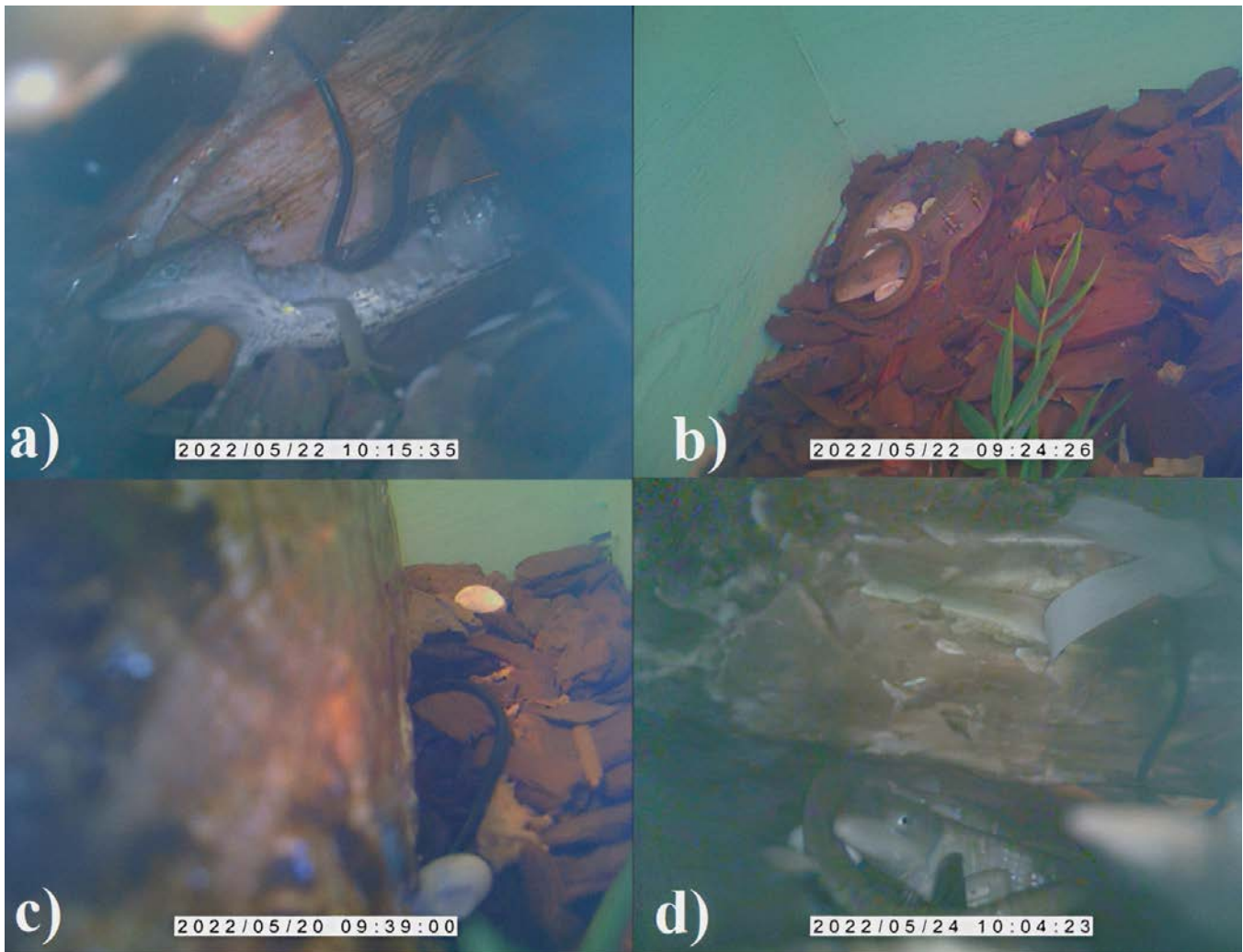


Figure 2. Parental care of the specimens of *Gerrhonotus infernalis*. a) Specimen Gih1 on her nest, b) Specimen Gih2 out of the burrow and coiled around their eggs, c) Scattered eggs of the specimen Gih3 over the substrate and out of the burrow, d) Specimen Gih4 coiled around their eggs.

Figura 2. Cuidado parental de los ejemplares de *Gerrhonotus infernalis*. a) Ejemplar Gih1 sobre su nidada, b) Ejemplar Gih2 fuera de la madriguera y enrollada alrededor de sus huevos, c) Huevos dispersos del ejemplar Gih3 sobre el sustrato y fuera de la madriguera, d) Ejemplar Gih4 enrollada alrededor de sus huevos.

Table 1. Data obtained during the reproductive event. LCH (Snout Vent-Length), Mi (Initial mass before laying), PPOVP (Post oviposition weight), #H (Number of eggs), Ppm (Mother's weight loss), Pnd (Clutch's weight), MRN (Relative clutch mass), %Pp (Percentage of weight loss). Averages and standard deviations are shown on the bottom row.

Tabla 1. Datos obtenidos durante el evento reproductivo. LHC (Longitud hocico-cloaca), Mi (Masa inicial-antes de ovopositar), PPOVP (Peso post-ovoposición), #H (Número de huevos), Ppm (Peso perdido de la madre), Pnd (Peso de la nidada), MRN (Masa relativa de la nidada), %Pp (Porcentaje de peso perdido). Al final promedios y desviación estándar.

ID	LHC (mm)	Mi(g)	PPOVP(g)	#H	Ppm(g)	Pnd (g)	MRN(g)	%Pp
Gih1	131.7	44.02	25.15	15	18.8	12.4	0.48	57.1
Gih2	143.4	43.2	27.35	14	15.9	10	0.37	63.3
Gih3	124.59	32.34	20.59	10	11.75	6.8	0.33	63.7
Gih4	144.4	45.16	27.6	17	17.56	15.95	0.58	61.1
$\bar{X}=136 \pm 9.6$ $\bar{X}=41.2 \pm 5.9$ $\bar{X}=25.2 \pm 3.2$ $\bar{X}=14 \pm 2.6$ $\bar{X}=16 \pm 3.1$ $\bar{X}=11.2 \pm 3.8$ $\bar{X}=0.44 \pm 0.1$ $\bar{X}=61.3 \pm 3.0$								

Anteriormente se identificó una relación positiva entre las dimensiones de ánguidos y el tamaño de sus nidadas, como fue el caso de *Elgaria multicarinata* (Goldberg, 1972); aunque esta relación puede no ser proporcional, ya que el número de huevos por nidadas puede disminuir o verse sin cambios independientemente del crecimiento de los ejemplares (Vitt & Congdon, 1978). Para las puestas de *G. infernalis* se reportaron de 11 a 19 huevos, aunque en estudios previos sobre su ecología se determinó una relación no significativa entre las dimensiones de las hembras y el tamaño de sus nidadas (García-Bastida, 2013; Greene et al., 2006).

El tamaño de las nidadas está relacionado con las características del entorno (Abel, 1999; Muñoz-Nolasco et al., 2023). Debido a que la estacionalidad incrementa las oportunidades de reproducción, los lacértidos de zonas de gran altitud pueden no completar su ciclo reproductor (Meiri et al., 2011; Meiri et al., 2020; Tinkle et al., 1969; Wilkinson & Gibbons, 2005), y en el caso de especies de tamaño grande, éstas pueden disminuir su esfuerzo reproductor en comparación con especies pequeñas, lo que beneficia la expectativa de vida, incrementa la longevidad en adultos y mejora la oportunidad de reproducirse (Tinkle et al., 1969). La pérdida de peso o las condiciones corporales de las hembras recaen en su dieta; y ésta a su vez afecta a la ovoposición. Por ejemplo, dependiendo de la calidad del alimento las hembras dejan huevos más grandes o nidadas más numerosas (Warner et al., 2007).

Observamos el cuidado parental en el que las hembras Gih1 y Gih2 se encontraban enrolladas alrededor de sus huevos y con una respuesta defensiva activa, similar a lo observado por Greene et al. (2006). No obstante, los ejemplares Gih4 y Gih3

no exhibieron alguna respuesta defensiva. La agresividad en el cuidado parental es asociada con la agresividad durante el apareamiento y llega a durar hasta la gestación (Sinn et al., 2008). Así mismo, esta agresividad se relaciona con el tamaño de las puestas y mecanismos neurohormonales (Huang, 2006). Durante el evento reproductor hubo la ausencia de una de las hembras en su nidada, y el desacomodo de los huevos en el nido sugiere diferentes movimientos durante la noche/madrugada (fuera de nuestro periodo de observación). Estos movimientos de entrada y salida de las nidadas se documentaron en vida libre por Fielder et al. (2022).

Gerrhonotus infernalis es una lagartija de tamaño relativamente grande cuyas hembras invierten más del 60% de su peso en la ovoposición con nidos con un peso de 15g y donde su MRN es incluso el doble de lo que invierten lagartijas vivíparas como es el caso de especies del género *Plestiodon* y *Lepidophyma*, pero similar al documentado para varias especies de lagartijas vivíparas del género *Sceloporus* que no presenta cuidado parental (Arenas-Moreno et al., 2021; Muñoz et al., 2023; Rodríguez-Romero et al., 2005). No obstante, observamos ciertas diferencias en cuanto al cuidado parental, y cabe recalcar que Green y colaboradores (2006) registraron observaciones de cuidado parental en una sola hembra de *G. infernalis*, en condiciones de laboratorio, sin compararlo con algún otro ejemplar cautivo de la misma especie. Por lo tanto, es necesario invertir mayores esfuerzos en la investigación sobre aspectos reproductores de esta especie; ya que, a pesar de su amplia distribución en México, conocemos increíblemente poco sobre ésta.

Agradecimientos.– Agradecemos la colaboración del personal del Parque Ecológico Chipinque, a la Dra. Emma

Patricia Gómez-Ruiz y el Biol. Jonathan Morales-Esqueda, hasta los guardabosques en las veredas del parque; así como el apoyo de la Sociedad Herpetológica del Noreste, a sus miembros Manuel de Luna y Roberto García-Barrios. Agradecemos su apoyo para la colecta de los ejemplares, la asistencia y consejos para el cuidado de estos. Extendemos nuestro agradecimiento a nuestros compañeros de laboratorio: Adán Bautista-del Moral, Andrea Alaníz-Tamez, Carlos Moreira-Campos, Camila Maldonado-González, Hanny Salazar-Ibarra, Marco Martínez-Duarte, Néstor Saucedo-Delgado, Sarahí Figueroa-Ojeda, al Sr. Mike Zulla y a su familia; así como al Dr. Alejandro Carbajal-Saucedo por su apoyo en la elaboración del escrito del proyecto con *G. infernalis*. Por último, agradecemos a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por su disposición para la realización de los procedimientos legales de colecta y reubicación de los ejemplares, bajo el permiso con número de oficio SGPA/DGV/S/05273/21.

LITERATURA CITADA

- Abell, A.J. 1999. Variation in clutch size and offspring size relative to environmental conditions in the lizards *Sceloporus virgatus*. *Journal of Herpetology* 33:173-180.
- Arias-Ortega, J., F. Bonilla-Murillo & M. Sada. 2016. Desarrollo de la herpetocultura en Costa Rica: situación actual de los herpetarios y manejo *ex situ* de reptiles y anfibios. *Revista de Ciencias Ambientales* 50:1-23.
- Arenas-Moreno, D. M., F.J. Muñoz-Nolasco, A. Bautista-del Moral, L.A. Rodríguez-Miranda, S. Domínguez-Guerrero & F.R. Méndez-de la Cruz. 2021. A new species of *Lepidophyma* (Squamata: Xantusiidae) from San Luis Potosí, México, with notes on its physiological ecology. *Zootaxa* 4949:115-130.
- Cruz-Elizalde, R., A. Ramírez-Bautista, R. Pineda-López, V. Mata-Silva, D.L. DeSantis, E. García-Padilla, J.D. Johnson, A. Rocha, L.A. Fucsko & L.D. Wilson. 2022. The herpetofauna of Queretaro, Mexico: composition, distribution, and conservation status. *Amphibian & Reptile Conservation* 16:148-192.
- Fielder, C., J. Holmes & T. Hibbits. 2022. *Gerrhonotus infernalis* nesting behavior. *Herpetological Review* 53:132-133.
- Greer, A.E. 1967. Notes on the mode of reproduction in Anguid lizards. *Herpetologica* 23:94-99.
- Goldberg, S.R. 1972. Reproduction in the southern alligator lizard *Gerrhonotus multicarinatus*. *Herpetologica* 28:267-273.
- Greene, H.W., J.J. Sígala-Rodríguez & B.J. Powell. 2006. Parental behavior in anguid lizards. *South American Journal of Herpetology* 1:9-19.
- Greene, H.W., P.M. Ralidis & E.W. Acuña. 2009. Texas Alligator lizard. Pp. 492-493. En J.C. Jones & R.E. Lovich (Eds.), *Lizards of the American Southwest: A photographic Field Guide*. Rio Nuevo Publishers, California, USA.
- García-Bastida, M. 2013. Aspectos Ecológicos de *Gerrhonotus infernalis* en el Parque Ecológico Chipinque, San Pedro Garza García, Nuevo León, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. México.
- García-Bastida, M., Lazcano, D., McBrayer, L.D. & Mercado-Hernández, R. 2013. Sexual dimorphism in the alligator lizard *Gerrhonotus infernalis* (Sauria: Anguidae): implications for sexual selection. *The Southeastern Naturalist* 58:202-208.
- Huang, W.S. 2006. Parental care in the long-tailed skink, *Mabuya longicaudata*, on a tropical Asian island. *Animal Behaviour* 72:791-795.
- Halliwell, B., T. Uller, E. Wapstra & G.M. While. 2016. Resource distribution mediates social and mating behavior in a family of living lizards. *Behavioral Ecology* 28:145-153.
- Lazcano, D., M. Nevárez-de los Reyes, E. García-Padilla, J.D. Johnson, V. Mata-Silva, D.L. DeSantis & L.D. Wilson. 2019. The herpetofauna of Coahuila, Mexico: composition, distribution, and conservation status. *Amphibian & Reptile Conservation* 13: 31-94.
- Medina, E. & N.R. Ibargüengoytia 2010. How do viviparous and oviparous lizards reproduce in Patagonia? A comparative study of three species of *Liolaemus*. *Journal of Arid Environments* 74:1024-1032.
- Meiri, S., J.H. Brown & R.M. Sibly 2011. The ecology of lizard output. *Global Ecology and Biogeography* 21:592-602.
- Meiri, S., L. Avila, A.M. Bauer, D.G. Chapple, I. Das, T.M. Doan, P. Doughty, R. Ellis, L. Grismer, F. Kraus, M. Morando, P. Oliver, D. Pincheira-Donoso, M.A. Ribeiro-Junior, G. Shea, O. Torres-Carvajal, A. Slavenko & U. Roll. 2020. The global diversity and distribution of lizard clutch sizes. *Global Ecology and Biogeography* 29:1515-1530.
- Muñoz-Nolasco, F. J., D.M. Arenas-Moreno, D. Cruz-Sáenz & F.R. Méndez-de la Cruz. 2023. Reproductive effort in two viviparous

- species of blue-tailed skinks (Squamata: Scincidae: *Plestiodon*) from Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 94:e943999.
- Nevárez-de los Reyes, M., D. Lazcano, E. García-Padilla, V. Mata-Silva, J.D. Johnson & L.D. Wilson. 2016. The herpetofauna of Nuevo León, Mexico: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 3:558-638.
- Olson, M. & R. Shine. 1997. The seasonal timing of oviposition in sand lizards (*Lacerta agilis*): why early clutches are better. *Journal of Evolutionary Biology* 10:369-381.
- Pérez-González, B.R. 2019. Inventario Actualizado de la Herpetofauna del Parque Ecológico Chipinque, Ubicado en los Municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. México
- Rodríguez-Romero, F., F.R. Méndez & L. López-González. 2005. Análisis comparado del esfuerzo reproductor en algunos lacertilios mexicanos de ambientes tropical y templado. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 2:168-177.
- Shine, R. 1999. Egg-laying reptiles in cold climates: determinants and consequences of nest temperatures in montane lizards. *Journal of Evolutionary Biology* 12:918-926.
- Sinn, D.L., G.M. While & E. Wapstra. 2008. Maternal care in a social lizard: links between female aggression and offspring fitness. *Animal Behaviour* 76:1249-1257.
- Tinkle, D.W., H.M. Wilbur & S.G. Tilley. 1969. Evolutionary strategies in lizard reproduction. *Evolution* 24:55-74.
- Terán-Juárez, S.A., E. García-Padilla, V. Mata-Silva, J.D. Johnson & L.D. Wilson. 2016. The herpetofauna of Tamaulipas, México: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 3: 42-113.
- Vitt, L.J. & J.D. Congdon. 1978. Body shape, reproductive effort, and relative clutch mass in lizards: resolution of a paradox. *The American Naturalist* 112:595-608.
- Vitt, L.J. & H.J. Price. 1982. Ecological and evolutionary determinants of relative clutch mass in lizards. *Herpetologica* 38:237-255.
- Villegas-Ruiz, J., R. Hernández-Árciga, J.C. López-Vidal & C. Elizalde-Arellano. 2014. Ampliación de la distribución de *Gerrhonotus infernalis* (Squamata: Anguillidae) para la región noroeste del estado de Guanajuato. *Acta Zoológica Mexicana* 31:135-137.
- Wilkinson, L.R., J.W. & Gibbons. 2005. Patterns of reproductive allocation: clutch size and egg size variation in three freshwater turtles. *Copeia* 2005:868-879.
- Warner, D.A., X. Bonnet, K.A. Hobson & R. Shine. 2007. Lizards combine stored energy and recently acquire nutrients flexibly to fuel reproduction. *Journal of Animal Ecology* 77:1242-1249.
- Wilson, L.D., V. Mata-Silva & D. Johnson. 2013. A conservation assessment of reptiles of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian & Reptile Conservation* 7:1-47.



RANGE EXTENSION OF *ECNOMIOHYLA SUKIA* (HYLIDAE) IN GUANACASTE, COSTA RICA

EXTENSIÓN DE ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DE *ECNOMIOHYLA SUKIA* (HYLIDAE) EN GUANACASTE, COSTA RICA

Michiel van Noppen¹, Freddy Quesada², Robert Puschendorf³, Donald Varela-Soto⁴, Magdalia Campobasso¹, David Vela¹, Valeria Aspinall¹ & Juan G. Abarca^{1-5*}

¹Costa Rica Wildlife Foundation, San José, Costa Rica.

²Fundación de Parques Nacionales.

³School of Biological and Marine Sciences, University of Plymouth, U.K.

⁴Tapir Valley Nature Reserve & Costa Rica Wildlife Foundation.

⁵Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

*Correspondence: barcajuan@gmail.com

Received: 2023-05-11. Accepted: 2023-06-08. Published: 2023-06-28.

Editor: Adrian García-Rodríguez, Costa Rica.

Frogs of the genus *Ecnomiohyla* (Faivovich et al., 2005) are inhabitants of the tropical and humid forests of southeastern Mexico, Middle America, the northwest of Colombia, and the Amazonian upper basin of Brazil, Peru, Ecuador, and Colombia (Frost, 2023). Currently, this genus is composed of 12 species: *E. bailarina* Batista et al., 2014; *E. echinata* Duellman, 1961; *E. fimbrimembra* Taylor, 1948; *E. miliaria* Cope, 1886; *E. minera* Wilson, McCranie & Williams, 1985; *E. phantasmagoria* Dunn, 1943; *E. rabborum* Mendelson et al., 2008; *E. salvaje* Wilson, McCranie & Williams, 1985; *E. sukia* Savage & Kubicki, 2010; *E. thysanota* Duellman, 1966; *E. valancifer* Firschein & Smith, 1956; *E. veraguensis* Batista et al., 2014 (Frost, 2023).

Frogs of this genus are canopy-dwelling species that are rarely seen, and little is known about their reproduction, vocalizations, and conservation status (Salazar et al., 2021a, b; Zumbado et al., 2021). Furthermore, the distribution of some species within the genus is poorly understood because they are difficult to detect in the forest, however, it is possible that these species are relatively abundant in suitable habitats (Salazar et al., 2021a).

In Costa Rica, five species of this genus have been reported: *E. bailarina*, *E. fimbrimembra*, *E. miliaria*, *E. sukia*, and *E. veraguensis* (Savage & Kubicki, 2010; Kubicki & Salazar, 2015; Salazar et al., 2019). The Shaman Fringe-limbed Treefrog (*E. sukia*) is a nocturnal frog that inhabits lowland and montane humid tropical rainforests. It inhabits the canopy of primary and secondary forests and is usually found on the surface of vegetation, or on tree branches and uses water-filled cavities on trees to reproduce. Males call from high in the canopy at night,

3 to 20 m above the ground (Savage & Kubicki 2010; Stanley Salazar pers. comm).

To date, *E. sukia* has only been found in the Caribbean low and midlands in Costa Rica (Savage & Kubicki, 2010). The current distribution range of *E. sukia* is the Atlantic slope of central Costa Rica, in Limón, Heredia, and Alajuela Provinces, between 400-1,300 m a.s.l. (Fig. 3). According to the IUCN red list (IUCN, 2020) and Zumbado et al., (2021), the northernmost report of the species was from the Arenal Volcano Lake. The most northern confirmed record for this species was Sky Adventures at Arenal Volcano (10.425° N, 84.736° W, 800 m a.s.l.) (Wilbert Lazo, pers. comm). This paper presents two new records of *E. sukia* in the northernmost sector of the country, in the Guanacaste Mountain range.

On June 6th, 2017, F.Q. encountered an individual of *E. sukia* sleeping on a mossy branch (Fig. 1) in the Pitilla Biological Station (Sector Pitilla), a Tropical Wet Forest, transition to Premontane on the Caribbean side of the Área de Conservación Guanacaste (ACG) (10.989° N, 85.425° W, 675 m a.s.l.) (Fig. 3). During a walk on a trail, they spotted a frog of the genus *Ecnomiohyla* sleeping a meter above the ground, hidden among the moss, which made it difficult to detect. Some photographs were taken, and the individual remained in the same place after the observation.

A second observation was made on March 1st, 2023, at 13:01 h, while M.V.N., D.V.-S., M.C. and D. V., were searching for the endangered Jícaro Danto tree (*Parmentiera valerii*). Right after encountering a tree specimen, a frog of the genus *Ecnomiohyla*

was spotted sleeping on a fallen branch at ground level (Fig. 2), at the Cabro Muco sector on the Pacific side of Miravalles National Park, a Premontane Rain Forest part of the Arenal Tempisque Conservation Area in the Guanacaste Province (10.718 °N, 85.142 °W, 115 m a.s.l.) (Fig. 3). It appeared that the arboreal frog had

fallen with the branch, as the leaves were still fresh, and there had been a lot of wind that week. The frog was photographed and then released in the same place.



Figura 1. Individuo de *Ecnomiohyla sukia* encontrado en la estación Pitilla del Área de Conservación Guanacaste en 2017. Foto: F. Quesada.

Figure 1. Individual of *Ecnomiohyla sukia* found at the Pitilla station of the Área de Conservación Guanacaste in 2017. Photo: F. Quesada.



Figura 2. Individuo de *Ecnomiohyla sukia* encontrado en la localidad de Cabro Muco, en el Parque Nacional Miravalles-Jorge Manuel Dengo en 2023. Foto: M. van Noppen.

Figure 2. Individual of *Ecnomiohyla sukia* found in the town of Cabro Muco, in the Miravalles-Jorge Manuel Dengo National Park in 2023. Photo: M. van Noppen.

In both cases, the species identification was based on the dorsum tuberculate; absence of humeral projection; absence of keratin tipped tubercles on the dorsum; the presence of low and non-pointed tubercles on the eyes, and the absence of scattered black tubercles in the lower parts of the body with a scalloped fringe (Savage & Kubicki, 2010; Batista et al., 2014; Valencia-Zuleta et al., 2016). In both cases, the species was also corroborated by Stanley Salazar as *E. sukia*. These new records increase the known range of *E. sukia* from the northernmost report in Arenal Volcano by 54 km to the north in the Volcán Miravalles location and 97 km to the north in the Pitilla Biological Station. It is important to mention the record of the species *E. miliaria* in the Pacific (Barrio-Amorós & Torres, 2017), which recent observations suggest may belong to *E. aff.*

sukia (Zumbado et al., 2021). However, these arguments still need to be corroborated and published to confirm a correct taxonomic identification and the subsequent correction of the geographic distribution.

Frogs of the genus *Ecnomiohyla* are found mainly in primary or little-disturbed humid tropical rainforests, where the trunks of the trees are extremely important for their reproduction, as they lay their eggs in water-filled cavities (Savage & Kubicki, 2010; Salazar et al., 2021b). The presence of this species in protected forests demonstrates the importance of national parks' function of preserving whole ecosystems and buffer zones, especially when not all flora and fauna residing in them are known.

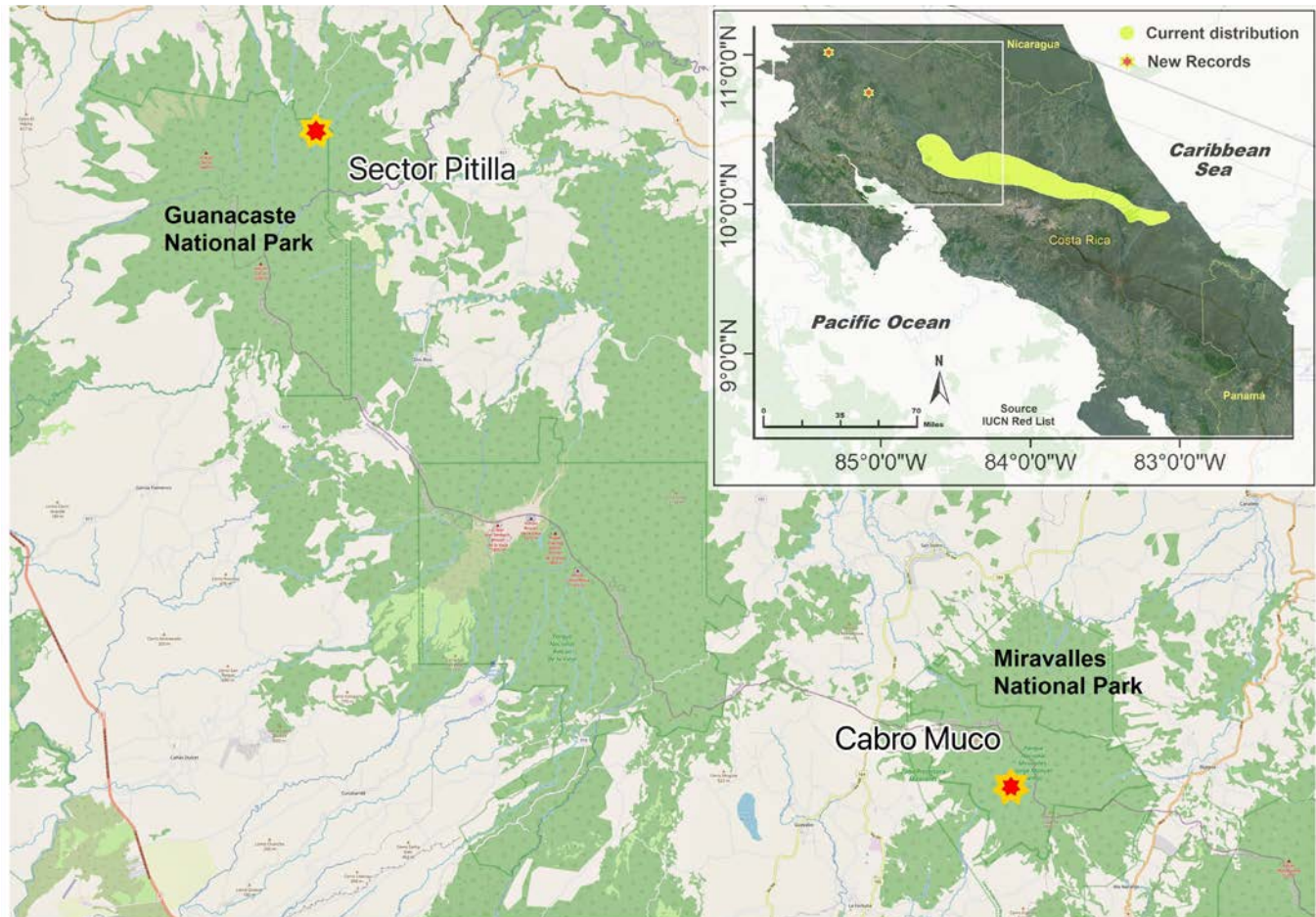


Figura 3. Mapa de Costa Rica que muestra la distribución actual de *Ecnomiohyla sukia* (Recuadro pequeño) y avistamiento de cerca de nuevos registros (estrellas rojas) de *Ecnomiohyla sukia* en el sector Pitilla de Área de Conservación Guanacaste (Parque Nacional Guanacaste) y Cabro Muco en el Parque Nacional Miravalles-Jorge Manuel Dengo (Parque Nacional Miravalles).

Figure 3. Map of Costa Rica showing the current distribution of *Ecnomiohyla sukia* (Small box) and close view sighting of new records (red stars) of *Ecnomiohyla sukia* in Pitilla sector of Área de Conservación Guanacaste (Guanacaste National Park) and Cabro Muco in Miravalles-Jorge Manuel Dengo National Park (Miravalles National Park).

This range extension was possible due to naturalists' curiosity and scientists' support. This collaboration inspired the individuals involved to reflect on the importance of being attentive to the previous observations of local naturalists. Anyone's discoveries can play an important role in scientific research, and a clear example of this attitude is the recent discovery of *Tlalocohyla celeste* by a Bijagua local naturalist who said: "It's about being curious, wanting to know what is in your backyard, being observant and attentive to the natural world" (Varela-Soto et al., 2022). After this experience with *E. sukia*, his words resonate even more in our group, we hope that this note inspires others to continue their work in conservation.

Acknowledgements.— We thank Stanley Salazar for his help with identifying the images of *E. sukia* and Wilbert Lazo for sharing some observations of the species. We also want to thank the Costa

Rica Wildlife Foundation staff for working together and helping realize this note. Moreover, we especially want to thank the team of Saving Jicaro Danto and Tlaloc Conservation in the Costa Rica Wildlife Foundation for creating opportunities to go out in the forest to look for trees and frogs.

CITED LITERATURE

- Barrio-Amorós, C. & H. Torres. 2017. *Ecnomiohyla miliaria*. Distribution in Pacific Costa Rica. *Mesoamerican Herpetology* 4:660-661.
- Batista, A., Hertz, K. Merbert, G. Köhler, S. Lotzkat, M. Ponce & M. Vesely. 2014. Two new fringe-limbed frogs of the genus *Ecnomiohyla* (Anura: Hylidae) from Panama. *Zootaxa* 826:449-474.

- Faivovich, J., C.F.B. Haddad, P.C.A. Garcia, D.R. Frost, J.A. Campbell & W.C. Wheeler. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylineae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 294:1-240.
- Frost, D.R. 2023. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.1. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/Amphibia/Anura/Hylidae/Hylineae/Ecnomiohyla>. American Museum of Natural History, New York, USA. [Consulted in April 2023]
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020. *Ecnomiohyla sukia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T50925252A50925708. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T50925252A50925708.en>. [Consulted in April 2023]
- Kubicki, B. and S. Salazar. 2015. Discovery of the Golden-eyed Fringe-limbed Treefrog, *Ecnomiohyla bailarina* (Anura: Hylidae), in the Caribbean foothills of southeastern Costa Rica. *Mesoamerican Herpetology* 2:76-86.
- Salazar, S., A.C. Montes-Correa & C. Barrio-Amorós. 2021a. Description of two previously unknown anuran vocalizations from the Caribbean rainforests of Costa Rica. *Anartia* 32:67-70.
- Salazar, S., R. González & C. Barrio-Amorós. 2021b. New data on reproduction of the Shaman Fringe-limbed Treefrog, *Ecnomiohyla sukia* Savage and Kubicki 2010 (Anura: Hylidae). *Reptiles & Amphibians* 28:525-526.
- Salazar-Zúñiga, J.A., W. Chaves-Acuña, G. Chaves, A. Acuña, J.I. Abarca-Odio, J. Lobón-Rovira, E. Gómez-Méndez, A.C. Gutiérrez-Vannucchi & F. Bolaños. 2019. The most frog-diverse place in Middle America, with notes on the conservation status of eight threatened species of amphibians. *Amphibian & Reptile Conservation* 13:304-322.
- Savage, J.M. & B. Kubicki. 2010. A new species of fringe-limb frog, genus *Ecnomiohyla* (Anura: Hylidae), from the Atlantic slope of Costa Rica, Central America. *Zootaxa* 2719:21-34.
- Valencia-Zuleta, A., A.F. Jaramillo-Martínez, V.E. Cardona-Botero & F. Castro-Herrera. 2016. Geographic extension of *Ecnomiohyla miliaria* (Cope, 1886) (Anura: Hylidae) for Colombia. *Herpetology Notes* 9:23-26.
- Varela-Soto, D., J.G. Abarca, E. Brenes-Mora, V. Aspinall, T. Leenders & A. Shepack. 2022. A new species of brilliant green frog of the genus *Tlalocohyla* (Anura, Hylidae) hiding between two volcanoes of northern Costa Rica. *Zootaxa* 5178:501-531.
- Zumbado-Ulate, H., C.L. Searle, G. Chaves, V. Acosta-Chaves, A. Shepack, S. Salazar & A. García-Rodríguez. 2021. Assessing suitable habitats for treefrog species after previous declines in Costa Rica. *Diversity* 13:577.

