

# Desarrollo larval de anfibios anuros en un río impactado por urbanización: efecto de factores ambientales

## Larval development of anuran amphibians in a river impacted by urbanization: The effect of environmental factors

María Alejandra Villegas Ojeda<sup>1</sup>  
alejandravillegas@live.com.ar

Bárbara Andrea Espeche<sup>1,2</sup>  
barbaraespeche@yahoo.com.ar

Mariana Beatriz Jofré<sup>1,3</sup>  
marianajofre@gmail.com

### Resumen

En este trabajo se estudió el efecto de variables ambientales sobre la abundancia y el desarrollo larval de anuros, en un río urbanizado de la provincia de San Luis, Argentina. Abundancia y riqueza de larvas, temperatura del agua y caudal fueron relevados, en siete sitios con diferente grado de urbanización del río Volcán, durante cuatro meses. Las larvas se identificaron a nivel de especie, y en una muestra se midió su longitud y se estimó su estadio; se encontraron larvas de tres especies: *Rhinella arenarum*, *Hypsiboas pulchellus* y *Odontophrynus occidentalis*. La abundancia y riqueza de larvas variaron entre sitios y, aunque no se correlacionaron significativamente con la urbanización, fue posible identificar eventos puntuales de impacto sobre la abundancia. Las larvas de anuros crecieron y se desarrollaron en sitios con diferentes grados de perturbación, y fue posible establecer efectos del caudal, la temperatura del agua y la antropización en el crecimiento y desarrollo. Este trabajo proporciona información básica relevante sobre el desarrollo de anuros en ambientes lóticos y los efectos de variables ambientales en sitios con impacto urbano. Los conocimientos generados son de utilidad para análisis integrados de calidad ambiental y como herramientas para medidas básicas de conservación de la anurofauna nativa.

**Palabras clave:** abundancia, larvas, impactos ambientales.

### Abstract

In this work we studied the effects of environmental variables on the abundance and larval development of anuran amphibians in a river impacted by urbanization in the province of San Luis, Argentina. Larval abundance and richness, water temperature and flow rate were assessed in seven sites with different degrees of urban impact along the Volcán river, during four months. Larvae were identified at the level of species, and their length was measured and their stage estimated based on a sample; larvae from three anuran species were recognized in the river: *Rhinella arenarum*, *Hypsiboas pulchellus* and *Odontophrynus occidentalis*. The abundance and richness of larvae varied between sites with different characteristics and, even though they were not significantly correlated with urban impact, it was possible to identify punctual events of impact on larval abundance. Anuran larvae grew and developed in sites with different degrees of perturbation. Effects of flow rate, water temperature and anthropization on growth and development were detected. This work provides basic relevant information on the development of anurans in lotic systems and on the effects of environmental variables in areas with urban impact. The generated knowledge is useful for integrated analyses of environmental quality and as a tool for basic conservation measures of the native anuran fauna.

**Keywords:** abundance, larvae, environmental impacts.

<sup>1</sup> Área de Biología, Depto. Bioquímica y Cs. Biológicas, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis. Chacabuco y Pedernera, 5700 San Luis Capital, San Luis, Argentina.

<sup>2</sup> Área de Zoología, Depto. Bioquímica y Cs. Biológicas, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis. Chacabuco y Pedernera, 5700 San Luis Capital, San Luis, Argentina.

<sup>3</sup> Unidad de Herpetología, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis. Ejército de los Andes 950, 5700 San Luis Capital, San Luis, Argentina.

## Introducción

La urbanización es un proceso complejo producido por un incremento en la densidad humana, que genera cambios significativos en las condiciones químicas, físicas y ecológicas en áreas donde los recursos son utilizados por la población, y específicamente se traduce en la creación de una nueva cubierta de la tierra y nuevos conjuntos bióticos de plantas y animales (McDonnell *et al.*, 1997; Kinzig y Grove, 2001). Este proceso ocurre a medida que crecen las grandes ciudades, pero también se da en las franjas de poblados rurales, ciudades pequeñas y pueblos. Los censos en países de todo el mundo comúnmente utilizan una densidad de 400 individuos/km<sup>2</sup> para definir una zona urbana (Demographia, 2014), pero hay diversos factores como la densidad de edificios, carreteras y otros tipos de infraestructura que favorecen la creación de entornos urbanos (McDonnell *et al.*, 1997). McIntyre *et al.* (2000) y Hahs y McDonnell (2006) identificaron un conjunto estándar de medidas para caracterizar un gradiente rural-urbano, pero hasta el momento no existe una definición universal. La urbanización es actualmente una de las causas más generalizadas de perturbación de los ecosistemas naturales y de cambio en todo el mundo y, por lo tanto, representa una importante amenaza para la biota (Czech *et al.*, 2000; Miller y Hobbs, 2002).

La ecología y distribución geográfica de los anfibios, y principalmente la de los anuros, están determinadas por factores ambientales como la temperatura, precipitaciones y humedad relativa (Crump, 1994; Duellman y Thomas, 1996; Zimmerman y Simberloff, 1996). Los anuros, además de presentar un ciclo de vida complejo, con estadios larvales que habitan cuerpos de agua y adultos principalmente terrestres, poseen características particulares, como la permeabilidad de los huevos y de la piel, que les facilita la absorción de distintos agentes ambientales. Estos, y otros aspectos biológicos y ecológicos, los ubican como indicadores potenciales de estrés ambiental (Barinaga, 1990; Blaustein y Wake, 1990; Wyman, 1990; Pechmann y Wilbur, 1994; Stebbins y Cohen, 1995). La pérdida de hábitat ocupa un lugar destacado en la lista de agentes que favorecen la disminución de especies de anfibios (Cushman, 2006), y la urbanización, en particular, ha sido citada como una amenaza clave para este grupo (Hamer y McDonnell, 2008).

Los anuros generalmente presentan plasticidad en su desarrollo larval hasta completar la metamorfosis (Travis, 1984), proceso que es influenciado por la disponibilidad y temperatura del agua (Merila *et al.*, 2002; Loman, 2002), la disponibilidad de alimento (Alford y Harris, 1988), la densidad y la presión de predadores (Wilbur y Collins, 1973). Además de la disponibilidad de recursos y la calidad del hábitat, la temperatura ambiente es un factor clave para los anfibios, en particular su efecto en el crecimiento

y desarrollo de las larvas (Newman, 1998; Alvarez y Nicieza, 2002; Gillooly *et al.*, 2002).

En los ecosistemas lóticos urbanizados hay mayores flujos de escorrentía debido a la gran cantidad de superficies pavimentadas, lo que produce un aumento en la magnitud y frecuencia de las crecidas (Paul y Meyer, 2001; Allan, 2004). Otro factor relevante en hábitats urbanos es la variación de la temperatura producida por pulsos de calor de escorrentía durante eventos de lluvia (Pluhowski, 1970) y por la disminución de la vegetación ribereña, factores que pueden elevar las temperaturas de los cursos de agua por encima de los valores normales regionales (Pluhowski, 1970; Paul y Meyer, 2001). Temperaturas de corrientes más cálidas en hábitats urbanizados podrían conducir a un crecimiento larval acelerado (Voss, 1993). Por el contrario, las temperaturas bajas desacelerarían el desarrollo embrionario y larval, lo que tendría como resultado metamorfosis de mayor tamaño (Harkey y Semlitsch, 1988). Cualquiera de estos efectos tiene consecuencias *a posteriori*, por ejemplo en el éxito reproductivo (Semlitsch *et al.*, 1988).

En general, la riqueza de especies de anfibios y/o la abundancia de las especies disminuye en áreas con creciente urbanización (Estupiñán y Galatti, 1999; Willson y Dorcas, 2003; Miller *et al.*, 2007; Barrett y Guyer, 2008; Barrett *et al.*, 2010b). Se ha determinado además que las larvas de anfibios que se desarrollan en agua proveniente de ambientes urbanizados son más pequeñas y metamorfosean más rápido que las larvas que se desarrollan en agua de arroyos forestados no urbanos (Barrett *et al.*, 2010b).

La variación en el caudal de los ríos tiene efectos directos e indirectos en los anfibios que los utilizan como hábitats de reproducción, cuando estos cambios no están sincronizados con los períodos reproductivos. Por ejemplo, la reducción en la magnitud del caudal produce efectos abrasivos, varamiento de puestas y reducción en la supervivencia de larvas (Kupferberg *et al.*, 2011); aumentos repentinos de caudal pueden llevar a la pérdida de refugios y sitios de reproducción, la reducción en la abundancia de presas y el arrastre de individuos adultos y principalmente de larvas hacia sitios localizados río abajo (Willson y Dorcas, 2003).

Los estudios sobre plasticidad en el crecimiento y desarrollo de anuros se han focalizado en especies que se reproducen en ambientes lénticos, por lo que la información sobre los efectos de variables ambientales en el crecimiento y desarrollo de anuros en ambientes lóticos es escasa (Wheeler *et al.*, 2013). Algunos estudios previos en la región central de San Luis, Argentina, han indagado sobre la abundancia y riqueza de anuros en ambientes perturbados por urbanización. Calderón *et al.* (2014) determinaron la presencia de cinco especies de anuros en el río Chorrillos, que se encuentra impactado por la urbanización de la ciudad capital de San Luis, pero no encontraron relaciones

significativas entre abundancia y riqueza de anuros adultos y el impacto urbano. En cuerpos de agua urbanos de la ciudad de San Luis, se registró la abundancia y riqueza de anuros adultos y la abundancia de larvas, la que fluctuó durante el período de reproducción, pero no se evidenció una relación significativa con variables ambientales (Agüero *et al.*, 2010). A lo largo del curso del río Volcán se han registrado cuatro especies de anfibios: *Rhinella arenarum* (HENSEL 1867), *Hypsiboas pulchellus* (DUMERIL Y BIBRON 1841), *Odontophrynus occidentalis* (BERG 1896) y *Leptodactylus mystacinus* (BURMEISTER 1861) (Villegas Ojeda *et al.*, 2014).

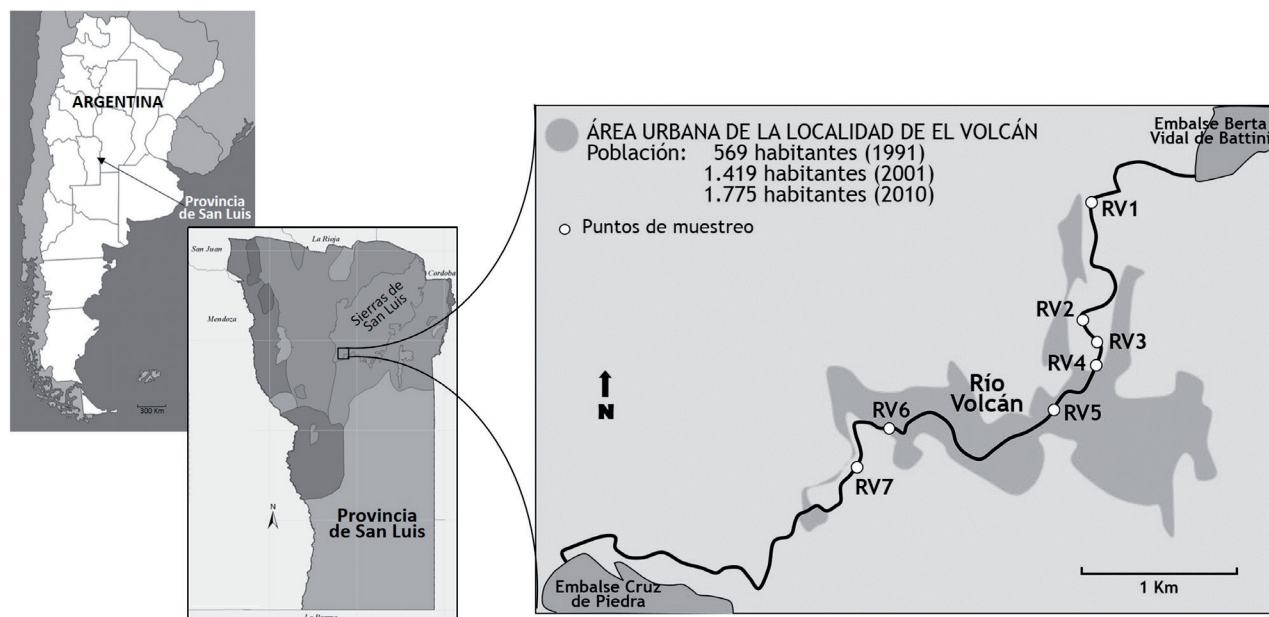
Los objetivos de este estudio en el río Volcán fueron: (a) caracterizar las variaciones de temperatura del agua y caudal que ocurren durante el período reproductivo de los anuros, como así también diferencias que podrían existir en estas variables entre sitios con diferente grado de perturbación y (b) estimar variaciones temporales y espaciales en la abundancia y riqueza, crecimiento y desarrollo de las larvas de anuros y su relación con el grado de impacto antrópico y variables ambientales (temperatura del agua y caudal). Esperamos encontrar que la abundancia y riqueza de larvas varíen temporalmente, con un pico de abundancia, seguido de una disminución progresiva hacia el final de la época reproductiva y, espacialmente, en relación con el grado de perturbación o variación en temperatura y caudal de los sitios; aquellos más impactados tendrán menor abundancia y riqueza. También se espera que el crecimiento y desarrollo de las larvas varíe temporal y espacialmente; con larvas que crecen y se desarrollan progresivamente

a lo largo de los meses estudiados, pero en relación con el grado de perturbación o variables ambientales (temperatura del agua y caudal) de los sitios.

## Materiales y métodos

### Sitio de estudio y puntos de muestreo

Las características morfológicas de las sierras de San Luis, Argentina, con una suave y extendida pendiente oriental, favorece el desarrollo de una red hidrográfica de importancia (Ceci y Cruz Coronado, 1981). El río Volcán se encuentra en la subcuenca del río Volcán que forma parte de la cuenca de drenaje interno del Bebedero, situada al sudoeste de las sierras de San Luis, fitogeográficamente en la Provincia del Chaco, distrito Serrano (Cabrera, 1976; Cabrera y Willink, 1980). Para esta zona, la vegetación dominante es el algarrobal, jarillal y pastizales (Peña Zubiati *et al.*, 1998). La localidad de El Volcán se encuentra a 20 km de la Ciudad de San Luis y es una de las villas turísticas más antiguas de la provincia. Esta localidad se ha desarrollado siguiendo el curso del río Volcán que cuenta con balnearios naturales, donde en la época estival se concentran las actividades turísticas; además ha experimentado en las últimas décadas un acelerado crecimiento poblacional (INDEC, 2010): de 769 habitantes en 1991, pasó a 1419 en 2001 (85% de crecimiento en una década) y a 1775 en 2010 (25% en una década). A su vez en los meses de verano se incrementa la cantidad de gente. El agua del río Volcán fue caracterizada como “no conta-



**Figura 1.** Localización de los sitios de muestreo en el río Volcán, San Luis, Argentina.

**Figure 1.** Location of sampling sites in the Volcán River, San Luis, Argentina.

minada” mediante la aplicación de índices bióticos de calidad en sitios aguas arriba y aguas abajo de la villa turística (Vallania *et al.*, 2000). Un estudio reciente (Colombetti *et al.*, 2014) determinó que, si bien las aguas del río Volcán poseen buena calidad, se evidencia una alteración del hábitat y situación de stress en sitios aguas abajo del impacto urbano-turístico.

Los muestreos se realizaron en el tramo del río Volcán comprendido entre el embalse Berta Vidal de Battini de Estancia Grande y su desembocadura en el embalse Cruz de Piedra. Se establecieron siete sitios de muestreo ubicados sobre la ribera del río (Figura 1), RV1: 33° 14' 22.95”S/66° 10' 46.33”O, RV2: 33° 14' 42.97”S/66° 10' 49.36”O, RV3: 33° 14' 51.70”S/66° 10' 45.19”O RV4: 33° 14' 56.72”S/66° 10' 48.59”O, RV5: 33° 15' 01.46”S/66° 10' 56.07”O, RV6: 33° 15' 02.85”S/66° 11' 36.03”O, RV7: 33° 15' 12.44”S/66° 11' 49.66”O.

### VARIABLES AMBIENTALES

En cada uno de los sitios y en cada muestreo (siete en total) se registró la temperatura del agua, la temperatura ambiente y la humedad relativa ambiente, utilizando un termohigrómetro digital; también se calculó el caudal del río, multiplicando el área de la sección transversal del río por la velocidad del agua. El área de la sección transversal se calculó midiendo la profundidad a intervalos de 30 cm, en una transecta transversal a la corriente. La velocidad se estimó midiendo el tiempo que emplea un flotador en recorrer una distancia fija de 5 metros; este procedimiento se realizó cinco veces.

Se utilizó el índice de antropización (IA) de Arribas *et al.* (2002), adaptado por Nievas (2010), que incluye un total de 23 perturbaciones antrópicas a las que se les asignan valores, según la siguiente escala: 0 (nulo), 1 (bajo), 2 (medio) y 3 (alto), que son finalmente sumados para la obtención del índice de cada sitio. Las perturbaciones antrópicas fueron estimadas en un área de ribera que abarcó 25 metros aguas abajo y arriba del punto de muestreo; esta distancia se estableció considerando el alcance que podrían tener los diferentes impactos producidos en las márgenes del río sobre las larvas acuáticas.

### MUESTREO DE ANUROS

En cada punto y con una periodicidad quincenal (entre el 25 de septiembre y el 11 de diciembre de 2015) se muestrearon las larvas de anuros, para determinar su abundancia, (estimada como el número promedio de larvas en 3 barridas de red). La recolección se realizó mediante una red de arrastre con boca semicircular de 15 cm de radio y 15 cm de profundidad, realizando un arrastre en sentido perpendicular al eje longitudinal del río (Kehr y Adema, 1990). Una vez contabilizadas fueron devueltas al río, excepto una

de las muestras, cuyas larvas fueron anestesiadas en una solución de Lidocaína al 0,75% y luego fijadas en solución de formol al 10%, para análisis posteriores de laboratorio. En un muestreo adicional nocturno (17 de diciembre) se cuantificó la presencia de metamorfos en las riberas por conteo visual. A los mismos se le tomaron medidas de longitud del cuerpo y se identificaron a nivel de especie.

### ANÁLISIS EN LABORATORIO

Para cada larva de la muestra conservada se midió con un calibre la longitud total y la longitud hocico-cloaca, y se definió el estadio, según Gosner (1960). Se determinó la especie bajo microscopio estereoscópico Meopta DM23, siguiendo la clave dicotómica de Kehr y Williams (1990).

### ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Las medidas de humedad relativa ambiente, temperatura del agua, temperatura del aire y caudal del río fueron comparadas entre los sitios de muestreo (variación espacial) y entre muestreos (variación temporal) utilizando Análisis de la Varianza (ANOVA). El objetivo de comparar estas variables entre sitios, en algunos casos, muy cercanos entre sí, fue detectar posibles alteraciones producidas por efectos de los impactos urbanos particulares en cada uno de ellos (construcciones, superficies pavimentadas). Se analizó la relación entre la temperatura del agua y el caudal con el IA mediante análisis de correlación de Pearson.

La abundancia de larvas fue comparada entre sitios y muestreos empleando ANOVA de mediciones repetidas. En las muestras de larvas conservadas, se estimó riqueza y se la comparó entre sitios y fechas utilizando ANOVA. Se analizó la relación entre temperatura del agua, caudal e IA con la abundancia y riqueza de larvas, para un set de datos completo, incluidos aquellas fechas y sitios donde no se registraron larvas y para un set de datos reducido que sólo incluyó fechas y sitios con larvas presentes, de manera a detectar si en los sitios con larvas y una vez iniciada la actividad de deposición de huevos y la eclosión hubo alguna diferencia que podría ser explicada por los impactos particulares de cada sitio.

Se colectaron y analizaron en laboratorio 248 larvas, las cuales fueron conservadas y depositadas en la Unidad de Herpetología de la Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. Los análisis para estadios y tamaño (LHC) se realizaron sólo para larvas de *Hypsiboas pulchellus*, ya que fueron las más abundantes (n = 195) y fue la única especie encontrada en todos los sitios y en todos los muestreos. Los valores de LHC medidos en la muestra de larvas de *H. pulchellus* fijadas fueron convertidos en 10 clases de tamaño y 8 clases de estadios, siguiendo la metodología propuesta por Kehr y Adema (1990). Se aplicó Chi cuadrado para comparar frecuencias de clases de estadios y

clases de tamaño (LHC). Para estimar los efectos de temperatura del agua, caudal e índice de antropización sobre el crecimiento y desarrollo de las larvas se utilizó regresión lineal. Para estas regresiones se calculó la variación en crecimiento/desarrollo como la diferencia entre cualquier tamaño/estadio y el tamaño/estadio mayor alcanzado en cada sitio, siguiendo la metodología especificada por Barrett *et al.* (2010c).

Se empleó Análisis de Componentes Principales (Morrison, 1990) para integrar las variables biológicas y ambientales y visualizar de qué manera se agrupan los sitios en función de ellas.

## Resultados

### VARIABLES AMBIENTALES

No se encontraron diferencias significativas entre sitios para las variables temperatura ambiente, humedad relativa ambiente, temperatura del agua y caudal ( $p > 0,05$ ). Se encontraron diferencias significativas de temperatura del agua, temperatura ambiente, humedad y caudal del río entre fechas de muestreo ( $p < 0,05$ ).

Las medias más bajas de temperatura ambiente ( $19,9 \pm 2,8^\circ\text{C}$ ) y del agua ( $18,8 \pm 0,7^\circ\text{C}$ ) se registraron en el primer muestreo, en tanto las medias máximas se visualizaron en diferentes fechas durante el tiempo de muestreo: para temperatura ambiente la media máxima ( $27,5 \pm 2,3^\circ\text{C}$ ) se detectó el 27-nov, mientras que la temperatura del agua ascendió de manera constante en los muestreos hasta un valor medio máximo ( $21,4 \pm 1,4^\circ\text{C}$ ) el 30-oct.

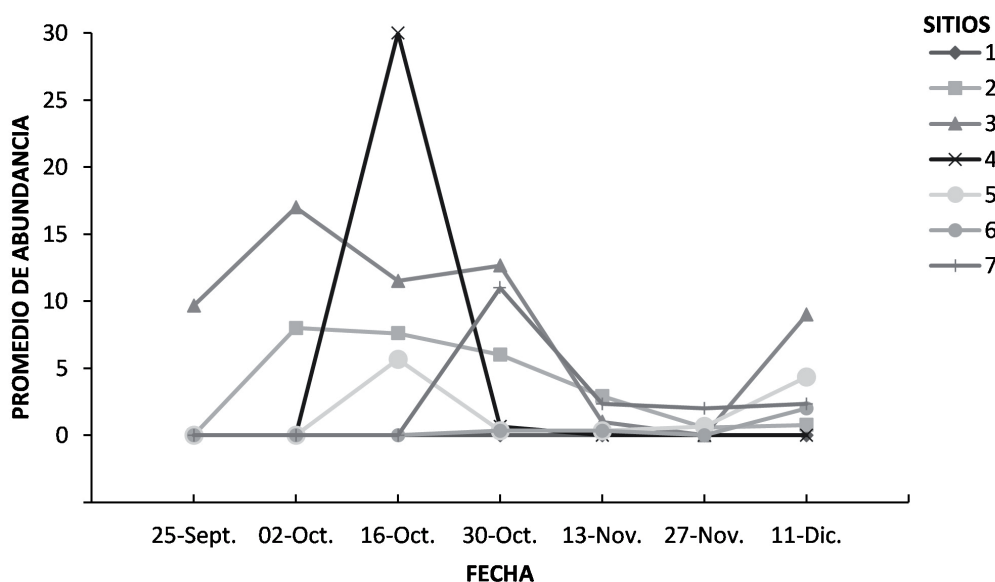
En el siguiente muestreo se registró una caída en la temperatura del agua ( $19 \pm 0,7^\circ\text{C}$ ), posiblemente debida a las bajas temperaturas ambiente registradas en la zona los días 10, 11 y 12 del mes de noviembre (medias entre  $10,1$  y  $17^\circ\text{C}$ ) (REM, ULP, 2015). Cabe destacar que la media de temperatura ambiente del mes de noviembre fue menor ( $17,6^\circ\text{C}$ ) que la media de temperatura ambiente del mes de octubre ( $18,1^\circ\text{C}$ ), lo mismo se registró para las temperaturas máximas (temperatura máxima de octubre:  $34,6^\circ\text{C}$ ; temperatura máxima de noviembre:  $33^\circ\text{C}$ ). El caudal mostró la media máxima ( $0,56 \pm 0,28 \text{ m}^2/\text{s}$ ) el 2-oct y luego tuvo un descenso relativamente constante hasta su valor mínimo ( $0,16 \text{ m}^2/\text{s}$ ) el 11 de diciembre. Si bien las precipitaciones mensuales fueron en aumento (de octubre a diciembre), el descenso del caudal pudo deberse a la apertura regular de compuertas ubicadas en el curso del río, que se realiza regularmente para condicionar los balnearios.

El IA no se correlacionó ni con el caudal y ni con la temperatura del agua ( $r = -0,489$ ,  $p = 0,265$ ;  $r = 0,368$ ,  $p = 0,416$ , respectivamente).

### Abundancia y riqueza de larvas

Se recolectaron en total 248 larvas pertenecientes a tres especies de anfibios anuros, *Rhinella arenarum*, *Hypsiobas pulchellus* y *Odontophrynus occidentalis*. El número de larvas capturadas para cada una de las especies fue de 43, 195 y 10, respectivamente.

Se encontraron diferencias significativas entre fechas ( $F_{6,14} = 47,27$ ;  $p < 0,05$ ) y entre sitios en la abundancia de larvas ( $F_{6,14} = 86,58$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 2). El sitio RV3



**Figura 2.** Abundancia promedio de larvas de anfibios, por fecha de muestreo y por sitio, en el río Volcán, San Luis, Argentina.  
**Figure 2.** Abundance (average) of amphibian larvae, for each date and sampling site, in the Volcán River, San Luis, Argentina.

mostró una abundancia significativamente mayor que los demás sitios. Los sitios RV2, RV4 y RV7 mostraron abundancias intermedias, que no difirieron significativamente entre sí, y los sitios RV1, RV5 y RV6 mostraron las menores abundancias, no diferentes entre sí, pero significativamente más bajas que los demás sitios. El pico de abundancia se registró el día 16 de octubre y fue significativamente mayor que para todas las demás fechas, excepto el 2 de octubre. La riqueza máxima varió entre 1 y 3 para los diferentes sitios y fechas analizados; no se encontraron diferencias temporales significativas de la riqueza de especies ( $F_{6,48} = 1,302$ ;  $p > 0,05$ ), pero si diferencias espaciales significativas ( $F_{5,48} = 2,653$ ;  $p < 0,05$ ), la riqueza del sitio 3 fue significativamente mayor que la del sitio 4.

La riqueza máxima por sitio no se correlacionó significativamente ni con la temperatura del agua ( $r = 0,628$ ,  $p = 0,131$ ), ni con el caudal ( $r = -0,318$ ,  $p = 0,487$ ), ni con el IA ( $r = 0,199$ ,  $p = 0,669$ ). La abundancia por sitios, calculada a partir del set de datos completo (incluyendo fechas y sitios sin larvas presentes) tampoco mostró correlaciones significativas con las variables ambientales ( $r = 0,553$ ,  $p = 0,198$  para temperatura del agua;  $r = 0,329$ ,  $p = 0,472$  para caudal y  $r = -0,194$ ,  $p = 0,677$  para IA). Para el set de datos donde sólo se consideraron los sitios y fechas donde se encontraron larvas, la riqueza y la abundancia no se correlacionaron con el índice antrópico ( $r = 0,211$ ,  $p = 0,649$  y  $r = 0,132$ ,  $p = 0,778$ , respectivamente); el caudal tampoco ( $r = -0,084$ ,  $p = 0,859$  para riqueza;  $r = 0,216$ ,  $p = 0,642$  para abundancia). Por último, la riqueza no se correlacionó con la temperatura del agua ( $r = 0,411$ ,  $p = 0,359$ ), pero sí se encontró una correlación positiva significativa de la abun-

dancia de larvas con la temperatura del agua ( $r = 0,79$ ,  $p = 0,035$ ) (Figura 3).

Por conteo visual se cuantificó la presencia de siete metamorfos en el último estadio del clímax metamórfico (estadio 46) de la especie *H. pulchellus* en las riberas del sitio 6 el día 17 de diciembre, cuyas longitudes corporales oscilaron entre 24 mm y 28 mm (Figura 4).

### Tamaño corporal, estadio, crecimiento y desarrollo de larvas de anuros

Los análisis de laboratorio determinaron que durante el período de muestreo se colectaron larvas que variaron desde el estadio 23 al 46. Como resultado de los análisis realizados en particular para datos de LHC y estadio de las 195 larvas de *H. pulchellus* colectadas, las más abundantes y las únicas presentes en todos los sitios, se encontró que las frecuencias de clases de estadios fueron significativamente diferentes entre sitios (Chi cuadrado: 74,93, GL: 35,  $p < 0,001$ ) y entre fechas (Chi cuadrado: 66,61, GL: 35,  $p < 0,001$ ) (Tabla 1). Las frecuencias de clases de tamaño (LHC) fueron también significativamente diferentes entre sitios (Chi cuadrado: 89,07, GL: 45,  $p < 0,001$ ) y entre fechas (Chi cuadrado: 80,08, GL: 35,  $p < 0,001$ ) (Tabla 2).

Las medias de las 10 clases de tamaño (LHC) fueron significativamente diferentes entre sitios ( $F_{3,196} = 10,84$ ,  $p < 0,001$ ). Las medias de LHC de larvas de los sitios 2, 3, 4 y 7 fueron significativamente menores que las de los sitios 5 y 6. Las medias de las 8 clases de estadio mostraron el mismo patrón de variación, fueron significativamente

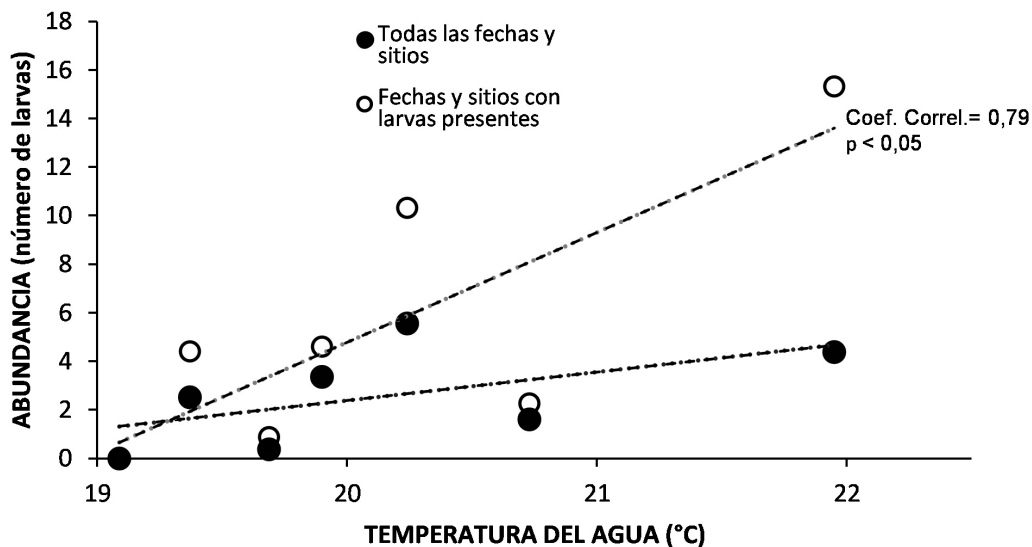
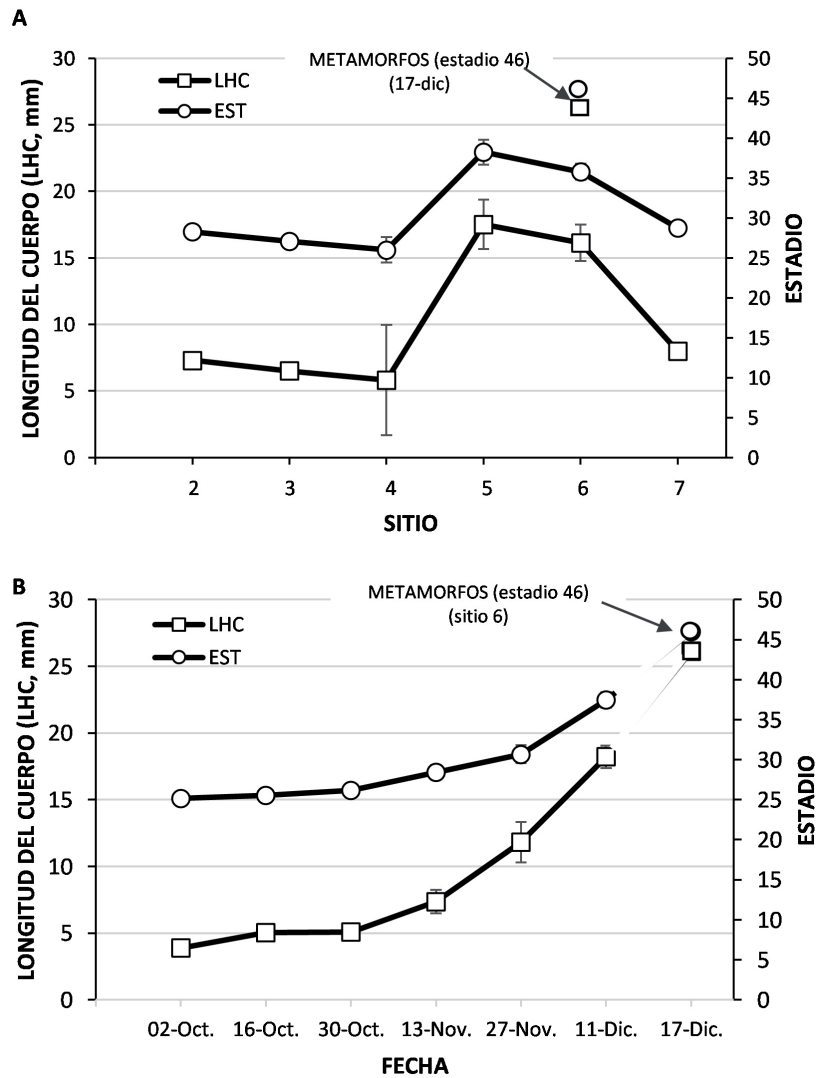


Figura 3. Correlación de la temperatura del agua y la abundancia de las larvas por sitios en el río Volcán, San Luis, Argentina.

Figure 3. Correlation between water temperature and larvae abundance for each sampling site of the Volcán River, San Luis, Argentina.



**Figura 4.** Variación espacial (A) y temporal (B) de longitud corporal y estadio para larvas de *Hypsiboas pulchellus* en el río Volcán, San Luis, Argentina.

**Figure 4.** Spatial (A) and temporal (B) variation of body length and stage of *Hypsiboas pulchellus* larvae from the Volcán River, San Luis, Argentina.

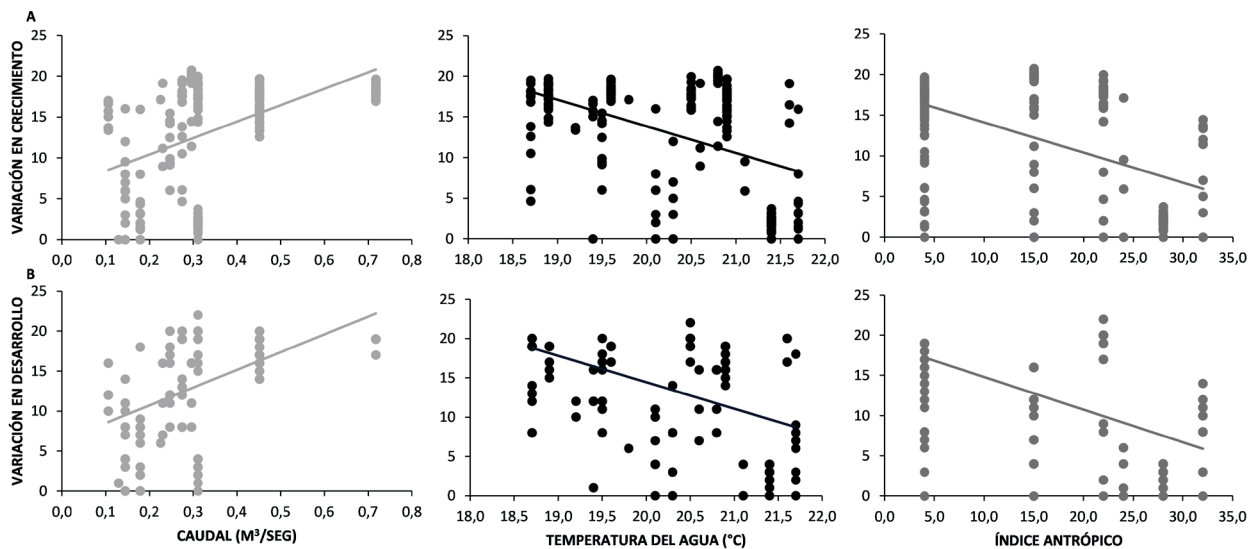
**Tabla 1.** Frecuencias de clases de estadios larvales de anfibios para las fechas y sitios muestreados en el río Volcán, San Luis, Argentina.

Clases estadio	FECHA							SITIO					
	02 oct	16 oct	30 oct	13 nov	27 nov	11 dic	2	3	4	5	6	7	
1	12	49	33	13	2	0	66	17	11	0	1	14	
2	1	23	12	0	3	1	18	4	18	0	0	0	
3	0	2	2	5	1	3	5	0	1	0	1	6	
4	0	0	1	1	4	1	4	0	0	0	1	2	
5	0	0	1	4	1	11	6	2	0	2	4	3	
6	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	
7	0	0	0	0	0	6	1	2	0	1	1	1	
8	0	0	0	0	0	3	1	1	0	0	1	0	

**Tabla 2.** Frecuencias de clases de tamaño de estadios larvales de anfibios para fechas y sitios muestreados en el río Volcán, San Luis, Argentina.

**Table 2.** Frequencies of size ranks of amphibian larvae for the dates and sites sampled in the Volcán River, San Luis, Argentina.

Clases tamaño	FECHA						SITIO					
	02 oct	16 oct	30 oct	13 nov	27 nov	11 dic	2	3	4	5	6	7
1	10	23	22	6	1	0	36	12	1	0	0	13
2	3	44	17	7	0	1	38	7	25	0	0	2
3	0	7	7	4	3	1	12	2	4	1	0	3
4	0	0	2	2	1	0	3	0	0	0	2	0
5	0	0	1	2	4	1	4	0	0	0	3	1
6	0	0	0	1	2	3	2	1	0	1	0	2
7	0	0	0	1	0	5	2	1	0	0	1	2
8	0	0	0	0	0	10	4	2	0	1	1	2
9	0	0	0	0	0	4	1	1	0	0	1	1
10	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0



**Figura 5.** Relación de la variación en crecimiento (variación en LCH) (A) y en desarrollo (variación en estadio) (B) de larvas de *H. pulchellus* con el caudal, la temperatura del agua y el índice de antropización en el río Volcán, San Luis, Argentina.

**Figure 5.** Relationship of growth variation (change in LCH) (A) and development variation (change in stage) (B) of *H. pulchellus* larvae with flow rate, water temperature and anthropic index in the Volcán River, San Luis, Argentina.

diferentes entre sitios ( $F_{5,196} = 13,12$ ,  $p < 0,001$ ) y fueron significativamente menores en los sitios RV2, RV3, RV4 y RV7 comparadas con los sitios RV5 y RV6 (Figura 4A). Con respecto a la variación temporal (Figura 4B) también se encontraron diferencias significativas en ambas variables tamaño y estadio ( $F_{5,196} = 98,71$ ,  $p < 0,001$  y  $F_{5,196} = 78,55$ ,  $p < 0,001$ , respectivamente), con el mismo patrón de variación: clases de tamaño/estadio mayores en diciembre comparadas con todas las demás fechas y clases de tamaño/estadio significativamente menores en los muestreos de octubre, comparados con los de noviembre.

La variación en crecimiento de las larvas de *H. pulchellus* mostró relaciones positivas significativas con el caudal ( $r^2 = 0,168$ ;  $p < 0,001$ ) y relaciones negativas significativas con la temperatura del agua ( $r^2 = 0,233$ ;  $p < 0,001$ ) y el índice de antropización ( $r^2 = 0,315$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 5A). El mismo patrón de relaciones se observó para los valores de variación en estadio: las regresiones fueron significativas y la relación positiva con el caudal ( $r^2 = 0,208$ ;  $p < 0,001$ ) y la temperatura ambiente ( $r^2 = 0,157$ ;  $p < 0,001$ ) y negativas con temperatura del agua ( $r^2 = 0,249$ ;  $p < 0,001$ ) e índice de antropización ( $r^2 = 0,385$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 5B).



### Influencia conjunta de variables biológicas y ambientales en la caracterización de los sitios

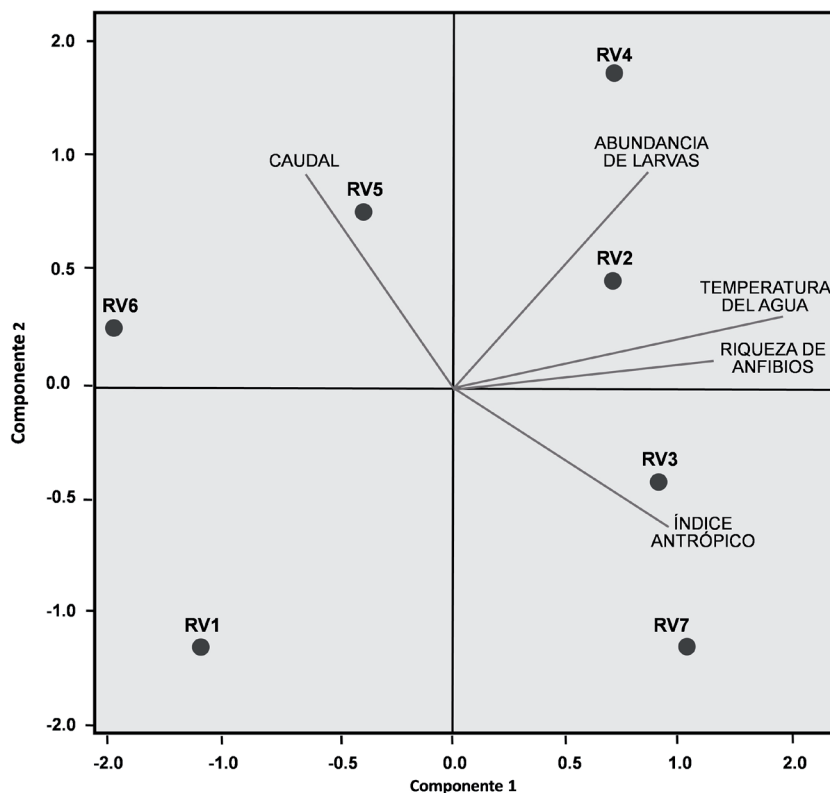
El análisis de componentes principales para evaluar el nivel de asociación de los sitios respecto a las variables evaluadas determinó que los dos primeros ejes del ACP

**Tabla 3.** Valores de correlación, autovalores y varianza explicada del Análisis de Componentes Principales con base en variables biológicas y ambientales estudiadas en el río Volcán, San Luis, Argentina.  
**Table 3.** Loadings from the Principal Component Analysis based on biological and environmental factors studied in the Volcán River, San Luis, Argentina.

Variables	Componentes	
	1	2
INDICE ANTRÓPICO	0,523	-0,632
RIQUEZA	0,831	0,096
ABUNDANCIA	0,468	0,797
TEMPERATURA DEL AGUA	0,891	0,230
CAUDAL	-0,434	0,756
Autovalor	2,441	1,361
Varianza explicada (%)	43,31	33,36
Varianza acumulativa (%)	43,31	76,67

explicaron el 76,67 % de la varianza total de la muestra (Tabla 3). El componente 1 apareció relacionado positivamente con la temperatura del agua (valor de correlación 0,89) y la riqueza de larvas (valor de correlación 0,83). El componente 2 se relacionó significativa y positivamente con el caudal (valor de correlación 0,76) y la abundancia de larvas (valor de correlación 0,79) y negativamente con el IA (valor de correlación -0,63) (Figura 6).

La aplicación del análisis de componentes principales a los datos permitió el análisis en conjunto de todas las variables medidas, permitiendo mostrar una diferenciación marcada entre los sitios más y menos urbanizados. El resultado del ACP ubicó al sitio 1 asociado a valores negativos de ambos componentes; este sitio presentó bajo grado de urbanización, poco caudal y bajas temperaturas del agua, por lo que la ausencia completa de larvas puede haberse debido a que perecieron en etapas muy tempranas de su desarrollo. Los sitios RV5 y RV6 se asociaron con valores altos de caudal, alta urbanización, baja riqueza y una abundancia de larvas moderadas. Los demás sitios (RV2, RV3, RV4 y RV7) aparecieron asociados a valores positivos del primer componente (alta riqueza y temperatura del agua), observándose además una separación entre ellos sobre el componente 2, derivada de diferencias en urbanización y abundancia de larvas.



**Figura 6.** Distribución de los sitios del río Volcán, San Luis, Argentina, según el Análisis de Componentes Principales.  
**Figure 6.** Distribution of sites studied at the Volcán river, San Luis, Argentina, based on the Principal Component Analysis.

## Discusión

En el tramo estudiado del río Volcán se observaron variaciones temporales significativas de las variables ambientales (temperatura del agua, temperatura ambiente y caudal), que se ajustan a lo esperado, ya que desde los meses de octubre en adelante comienzan las temporadas de lluvias y aumentos en la temperatura, correspondientes al inicio de la temporada primavera-verano (Agosta *et al.*, 1999; Colazo, 2014). Si bien hubo variaciones, los datos no indicaron diferencias significativas de caudal y temperatura ambiente y del agua entre los sitios muestreados. Si se verificaron diferencias en la antropización; el mayor IA se observó en el sitio RV6, donde las perturbaciones más relevantes fueron: presencia de plantas invasoras, densidad de urbanización, presencia de senderos, caminos y rutas asfaltadas, presencia de construcciones para recreación y presencia de puentes, azudes, vallas y represas, todos ellos representados con el valor más alto de la categorización (3). El menor índice lo presentó el sitio RV2, con sólo cuatro perturbaciones (plantas invasoras, senderos, caminos y rutas, y presencia de residuos), todos con el valor más bajo de la categorización (1).

Se encontraron larvas pertenecientes a tres de las cuatro especies registradas en actividad reproductiva para el río Volcán en un estudio previo (Villegas Ojeda *et al.*, 2014). La ausencia de larvas de *Leptodactylus mystacinus*, cuya época reproductiva es coincidente con la época de muestreo, puede deberse a que esta especie posee un modo reproductivo caracterizado por la construcción de nidos de espuma terrestres, en huecos subterráneos, que contienen los embriones y los primeros estadios larvales, los que llegan a los cuerpos de agua cuando los huecos se inundan (Haddad y Prado, 2005; Leynaud *et al.*, 2006).

Los datos reflejaron diferencias temporales y espaciales significativas de riqueza y abundancia de larvas. La mayor abundancia de larvas fue registrada a mediados del mes de octubre (16-oct.) y la mayor riqueza de especies a principios de diciembre (11-dic.); este patrón se ajusta a lo esperado. Un trabajo realizado en sitios urbanos de la ciudad de San Luis mostró resultados donde la máxima abundancia de larvas fue en el mes de enero (Agüero *et al.*, 2010). Si bien no hay superposición temporal del presente estudio con el realizado en ese trabajo, en general, no sería esperable un incremento de abundancia de larvas, asociado a nuevos eventos reproductivos, en meses posteriores a los estudiados para las especies del río Volcán, considerando la biología de las especies y el pico de actividades turísticas que ocurre entre diciembre y marzo. Sin embargo, en otros ambientes, se ha registrado para *H. pulchellus* una reproducción continua o prolongada durante el año (Basso y Kehr, 1992; Canavero *et al.*, 2008), por lo que sería la única especie para la que podría esperarse un período reproductivo más extendido.

En general, la riqueza y la abundancia de anfibios disminuyen en áreas con creciente urbanización o impactadas por actividades humanas (Estupiñán y Galatti, 1999; Willson y Dorcas, 2003; Miller *et al.*, 2007; Barrett y Guyer, 2008; Barret *et al.*, 2010b). En este estudio, el sitio con el segundo mayor índice antrópico (28), el sitio RV4, presentó la mayor abundancia, y el sitio RV3 presentó la mayor riqueza (promedio 1,43). El sitio RV6, con el máximo índice antrópico (32), mostró una riqueza similar al sitio RV5 (índice antrópico 24), pero tuvo la menor abundancia entre los sitios muestreados. Hay que destacar que el sitio RV4 se encuentra en el Camping municipal El Volcán y si bien presentó la máxima abundancia, sólo se registraron larvas en dos oportunidades: el 16-oct., donde la abundancia promedio fue de 30 larvas por red, y el 30-oct., donde ese valor bajó a 0,67 larvas por barrida de red. En este sitio sólo se recolectaron larvas para los estudios de laboratorio el día 16-oct., ya que al siguiente muestreo se pudo constatar que la gran mayoría de las larvas habían sido barridas por una máquina, que pasó por el lecho del río para extraer barro y acondicionar el lugar para las actividades turísticas. Otro evento que también afectó la abundancia de larvas en este sitio, y posiblemente también río abajo, fue la apertura regular de una compuerta ubicada en el balneario a la altura donde termina el camping. En cuanto al sitio RV1, en una charca de 13 centímetros de profundidad, se pudo observar el 30-oct. la presencia de seis grupos (puestas) diferenciados de larvas muertas, un total aproximado de 120 larvas, cuyos estadios se correspondían a los estadios 23 y 25 *sensu* Gosner (1960). La muerte de las larvas pudo deberse a las altas temperaturas alcanzadas en el cuerpo de agua como consecuencia de la poca profundidad, la falta de protección de la vegetación y la falta de conexión con el río, que pudo haber impedido que las larvas se desplazaran hacia zonas con condiciones más favorables.

Los análisis de correlación, para estimar grado de asociación entre las variables ambientales, mostraron que el índice antrópico no se correlacionó significativamente, ni con el caudal, ni con la temperatura del agua. Estudios anteriores (Paul y Meyer, 2001; Allan, 2004) indican que en los ambientes acuáticos urbanizados se incrementan los flujos de escorrentía por la cantidad de superficies pavimentadas, lo que produce un aumento en la magnitud y frecuencia de las crecidas. Además, los pulsos de escorrentía durante eventos de lluvia pueden incrementar la temperatura de los cursos de agua (Pluhowski, 1970), la que también se ve incrementada por la disminución de la vegetación de ribera (Pluhowski, 1970; Paul y Meyer, 2001). La ausencia de relación en nuestro estudio puede explicarse por la presencia de abundante vegetación, en gran parte de los sitios muestreados y, además, las zonas asfaltadas se encuentran alejadas de estos sitios, por lo que los incrementos de temperatura producidos por corrientes de agua sobre asfalto no llegarían a provocar un aumento

notorio en el curso del río. Se puede considerar también la periodicidad de las medidas de las variables ambientales; posiblemente tomadas diariamente reflejarían variaciones no detectadas en la periodicidad quincenal utilizada.

Las correlaciones de riqueza y abundancia con variables ambientales no indicaron relaciones significativas, excepto la correlación entre abundancia y temperatura del agua para el set de datos reducido (incluyendo sólo fechas y sitios con larvas presentes), que mostró que a bajas temperaturas del agua la abundancia disminuía. En general se relaciona la abundancia de larvas con factores como la distribución pluviométrica y el nivel hidrológico, mientras que la riqueza ha sido relacionada con la temperatura del agua (Both *et al.*, 2009; Lajmanovich, 2000). Nuestros resultados evidenciaron un efecto positivo de la temperatura en la abundancia de larvas, por lo que estudios más detallados permitirían estimar las causas de este efecto. Un seguimiento más detallado hasta el final de la temporada reproductiva en futuros estudios podría registrar cambios de abundancia independientes de la temperatura del agua.

Los resultados de comparaciones de frecuencias de clases de tamaño corporal y estadio larval permiten concluir que las larvas de *H. pulchellus* crecen significativamente y se desarrollan entre octubre y diciembre, en los sitios estudiados del río Volcán. Para las otras especies no es posible asegurar la misma conclusión debido al bajo número de larvas colectadas. Las medias de las 10 clases de LHC fueron diferentes entre sitios. Los sitios RV2, RV3, RV4 y RV7 presentan índices antrópicos variados, siendo el sitio RV2 el que tiene el menor impacto antrópico y RV6 el de mayor índice antrópico. Las medias de LHC para estos sitios fueron significativamente menores que las medias de los sitios RV5 y RV6, los que presentan los índices antrópicos más altos. Este mismo patrón se mostró para las medias de las ocho clases de estadios: los sitios RV2, RV3, RV4 y RV7 presentaron individuos de estadios más tempranos del desarrollo larval, comparados con los sitios RV5 y RV6. Se debe considerar que estas diferencias pueden haber sido influenciadas por los valores de LHC y estadio de la única muestra de larvas colectadas en el sitio RV4, (estadios 25 a 29, tamaño corporal entre 4,12 y 7,95 mm) y además por las larvas colectadas en el sitio RV7, que recién fueron detectadas en los inicios del período larval el día 30 de octubre. Por lo tanto, estos resultados no reflejan un patrón claro sobre las variaciones de crecimiento y desarrollo de las larvas de anuros entre sitios, ya que no se logró realizar el seguimiento de grupos diferenciales presentes en todos los sitios y con la misma secuencia temporal. Otros estudios (Barrett *et al.*, 2010a) basados en métodos experimentales concluyen que las larvas de anuros que crecen y se desarrollan en agua de ambientes urbanos alcanzan un tamaño postmetamórfico significativamente similar al de larvas que crecen y se desarrollan en aguas de ambientes no contaminados, pero

son más pequeñas durante el tiempo de desarrollo larval y completan la metamorfosis más tempranamente.

La variación en crecimiento de las larvas de *H. pulchellus* mostró relaciones positivas significativas con el caudal y relaciones negativas significativas con la temperatura del agua y el índice de antropización. Lo mismo se observó para los valores de variación en desarrollo expresados en diferencia de estadio; las regresiones fueron significativas y la relación positiva con el caudal y negativas para temperatura del agua e índice de antropización. Las temperaturas del agua más elevadas y los índices antrópicos más altos se relacionaron con menor crecimiento de larvas. El mismo efecto se visualizó para el desarrollo. La relación positiva del caudal con el crecimiento de las larvas podría ser consecuencia de que las larvas más pequeñas fueron arrastradas por la corriente. Estos datos no presentan resultados similares a trabajos previos, donde se plantea que, en muchas especies, temperaturas más bajas desaceleran el desarrollo embrionario y larval, lo que resulta en tamaños corporales más grandes en la metamorfosis (Harkey y Semlitsch, 1988). Regímenes térmicos alterados pueden limitar el reclutamiento de juveniles a la población, al cambiar la sincronización de actividades reproductivas que afectarían el crecimiento y desarrollo de las primeras etapas de vida. En el presente trabajo, si bien se observó un menor crecimiento con el incremento de la temperatura, también se detectó un aumento de la abundancia con el aumento de la temperatura, lo que puede haber resultado de una situación de compromiso o efectos de la densidad. Algunas de las discrepancias entre estos resultados y otros de estudios realizados en ambientes lénticos con anterioridad (Wheeler *et al.*, 2013; Barrett *et al.*, 2010a; Harkey y Semlitsch, 1988) podrían explicarse por la mayor variabilidad que presentan los ambientes lóxicos.

La abundancia y riqueza de larvas variaron entre sitios con diferentes características, aunque no se correlacionaron significativamente con la urbanización. Fue posible identificar eventos puntuales de impacto sobre la abundancia de larvas en estos ambientes, relacionados principalmente con actividades de acondicionamiento para turismo y efectos de fluctuaciones del caudal del río; y efectos del caudal, de la temperatura del agua y de la antropización sobre el crecimiento y el desarrollo de las larvas. Este trabajo proporciona información básica relevante sobre el crecimiento y desarrollo de anuros en ambientes lóxicos y los efectos de variables ambientales en sitios con impacto urbano. La información generada puede ser de utilidad para el análisis integrado de la calidad ambiental y proporciona herramientas para medidas básicas de conservación de la anurofauna.

## Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por un subsidio de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Na-

cional de San Luis al Proyecto PROICO 2/1914. Agradecemos profundamente los comentarios y sugerencias de dos revisores anónimos que mejoraron sustancialmente el manuscrito.

## Referencias

- AGOSTA, E.A.; COMPAGNUCCI, R.H.; VARGAS, W.M. 1999. Cambios en el régimen interanual de la precipitación estival en la región Centro-Oeste Argentina. *Meteorologica*, **24**(1-2):63-84.
- AGÜERO, N.; MOGLIA, M.; JOFRÉ, M.B. 2010. Are the pattern of abundance and distribution of anuran related with the structure of plant communities in aquatic habitats of San Luis city (Argentina)? *Neotropical Biology and Conservation*, **5**(2):63-76. <https://doi.org/10.4013/nbc.2010.52.01>
- ALFORD, R.A.; HARRIS, R.N. 1988. Effects of larval growth history on anuran metamorphosis. *American Naturalist*, **131**(1):91-106. <https://doi.org/10.1086/284775>
- ALLAN, J.D. 2004. Landscapes and river scapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **35**:257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- ALVAREZ, D.; NICIEZA, A.G. 2002. Effects of temperature and food quality on anuran larval growth and metamorphosis. *Functional Ecology*, **16**(5):640-648. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00658.x>
- ARRIBAS, C.; GUARNIZO, P.; SALDAÑA, T.; FERNANDEZ-DELGADO, C. 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadamar y estado de conservación de su vegetación riparia. In: Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, III, Sevilla.
- BARINAGA, M. 1990. Where have all the froggies gone? *Science*, **247**(4946):1033-1034. <https://doi.org/10.1126/science.247.4946.1033>
- BARRETT, K.; GUYER, C. 2008. Differential responses of amphibians and reptiles in riparian and stream habitats to land use disturbances in western Georgia, USA. *Biological Conservation*, **141**(9):2290-2300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.019>
- BARRETT, K.; GUYER, C.; WATSON, D. 2010a. Water from urban streams slows growth and speeds metamorphosis in fowler's toad (*Bufo fowleri*) larvae. *Journal of Herpetology*, **44**(2):297-300. <https://doi.org/10.1670/08-315.1>
- BARRETT, K.; HELMS, B.S.; SAMORAY, S.T.; GUYER, C. 2010b. Growth patterns of a stream vertebrate differ between urban and forested catchments. *Freshwater Biology*, **55**(8):1628-1635. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02393.x>
- BARRETT, K.; HELMS, B.S.; GUYER, C.; SCHOONOVER, J.E. 2010c. Linking process to pattern: Causes of stream-breeding amphibian decline in urbanized watersheds. *Biological Conservation*, **143**(9):1998-2005. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.001>
- BASSO, N.G.; KEHR, A.I. 1992. Estructura poblacional y crecimiento de *Hyla pulchella pulchella* (Anura: Hylidae). *Acta Zoológica Lilloana*, **41**:143-148.
- BLAUSTEIN, A.R.; WAKE, D.B. 1990. Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*, **5**(7):205-204. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(90\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0169-5347(90)90129-2)
- BOTH, C.; SOLÉ, M.; SANTOS, T.G.; CECHIN, S.Z. 2009. The role spatial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. *Hydrobiologia*, **624**(1):125-138. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9685-5>
- CABRERA, A.L. 1976. *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Fascículo I. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Bs. As., Ed. ACME, Tomo II, fascículo 2(1), 85 p.
- CABRERA, A.L.; WILLINK, K. 1980. *Biogeografía de América Latina*. Secretaría de los Estados Americanos. Programa de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografía N° 13, Washington D.C., 122 p.
- CALDERÓN, M.R.; GONZÁLEZ, P.; MOGLIA, M.; OLIVA-GONZÁLEZ, S.; JOFRÉ, M.B. 2014. Use of multiple indicators to assess the environmental quality of urbanized aquatic environments in San Luis, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**(7):4411-4422. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3707-8>
- CANAVERO, A.; ARIM, M.; NAYA, D.E.; CAMARGO, A.; DA ROSA, I.; MANEYRO, R. 2008. Calling activity patterns in an anuran assemblage: The role of seasonal trends and weather determinants. *North-Western Journal of Zoology*, **4**(1):29-41.
- CECI, J.H.; CRUZ CORONADO, M.D. 1981. Geología de la Provincia de San Luis. In: Congreso Geológico Argentino, VII, 1981. Recursos Hídricos Subterráneos, Relatorio, p. 301-322.
- COLAZO, J.C. 2014. *Recursos físicos y ambientales de los territorios de la provincia de San Luis*. Documento base actualizado para el documento Propuesta de desarrollo regional y territorial para la provincia de San Luis. Plan tecnológico regional 2012-2019, 23 p.
- COLOMBETTI, P.; CALDERÓN, M.; GROSSELLI, M.; GONZALEZ, P.; JOFRÉ, M. 2014. Valoración de la calidad del agua del río Volcán (San Luis, Argentina) mediante indicadores fisicoquímicos y biológicos. In: Congreso de Limnología Agua, Ambiente y Sociedad, VI, La Plata, 2014. Resúmenes **47**.
- CRUMP, M. 1994. Climate and environment. In: W.R. HEYER; M.A. DONNELLY; R.W. McDIARMIND; L.C. HAYEK; M.S. FOSTER (eds.), *Measuring and monitoring biological standard methods for amphibians*. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press, **363**:84-92.
- CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, **128**(2):231-240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- CZECH, B.; KRAUSMAN, P.R.; DEVERS, P.K. 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience*, **50**(7):593-601. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0593:EAACOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0593:EAACOS]2.0.CO;2)
- DEMOGRAPHIA. 2014. World Urban Areas. Built-Up Urban Areas or Urban Agglomerations. 10<sup>th</sup> Annual Edition. Disponible en: <http://demographia.com/db-worldua.pdf>. Acceso el: 05/03/2014.
- DUELLMAN, W.E.; THOMAS, R. 1996. *Anuran amphibians from a seasonally dry forest in southeastern Peru and comparisons of the anurans among sites in the upper amazon basin*. Lawrence, KS, University of Kansas, Museum of Natural History, Occasional Papers, **180**:1-34.
- ESTUPIÑÁN, R.A.; GALATTI, U. 1999. La fauna anura en áreas con diferentes grados de intervención antrópica de la amazonia brasileña. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, **23**:275-286.
- GILLOOLY, J.F.; CHARNOV, E.L.; WEST, G.B.; SAVAGE, V.M.; BROWN, J.H. 2002. Effects of size and temperature on developmental time. *Nature*, **417**:70-73. <https://doi.org/10.1038/417070a>
- GOSNER, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, **16**:183-190.
- HADDAD, C.F.B.; PRADO C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bioscience*, **55**(3):207-217. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2)
- HAHS, A.K.; MCDONNELL, M.J. 2006. Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning*, **78**(4):435-448. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.005>
- HAMER, A.J.; MCDONNELL, M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanizing world: A review. *Biological Conservation*, **141**(10):2432-2449. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- HARKEY, G.A.; SEMLITSCH, R.D. 1988. Effects of temperature on growth, development, and color polymorphism in the Ornate Chorus Frog. *Copeia*, **1988**(4):1001-1007. <https://doi.org/10.2307/1445724>
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas del año 2010. Disponible en: <http://www.indec.gov.ar/>. Acceso el: 03/03/2016.
- KEHR, A.I.; ADEMA, E.O. 1990. Crecimiento corporal y análisis estadístico de la frecuencia por clases de edades de los estadios larvales de *Bufo arenarum* en condiciones naturales. *Neotrópica*, **36**(96):67-81.

- KEHR, A.I.; WILLIAMS, J.D. 1990. *Larvas de anuros de la República Argentina*. La Plata, Argentina, Asociación Herpetológica Argentina. Cuadernos de Herpetología. Series Monográficas, **2**:1-44.
- KINZIG, A.P.; GROVE, J.M. 2001. Urban-suburban ecology. In: S.A. LEVIN (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego, Academic Press, p. 733-745. <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00278-9>
- KUPFERBERG, S.J.; LIND, A.J.; THILL, V.; YARNELL, S.M. 2011. Water velocity tolerance in tadpoles of the foothill yellow-legged frog (*Rana boylei*): Swimming performance, growth, and survival. *Copeia*, **2011**(1):141-152. <https://doi.org/10.1643/CH-10-035>
- LAJMANOVICH, R.C. 2000. Interpretación ecológica de una comunidad larvaria de anfibios anuros. *Interiencia*, **25**:71-79.
- LEYNAUD, G.C.; PELEGRIN, N.; LESCANO, J.N. 2006. Anfibios y reptiles. In: E.H. BUCHER (ed.), *Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina)*. Córdoba, Academia Nacional de Ciencias, p. 219-235.
- LOMAN, J. 2002. Temperature, genetic and hydroperiod effects on metamorphosis of brown frogs *Rana arvalis* and *R. temporaria* in the field. *Journal of Zoology*, London, **258**(1):115-129. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001255>
- McDONNELL, M.J.; PICKETT, S.T.A.; GROFFMAN, P.; BOHLEN, P.; POUYAT, R.V.; ZIPPERER, W.C.; PARMELEE, R.W.; CARREIRO, M.M.; MEDLEY, K. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, **1**(1):21-36. <https://doi.org/10.1023/A:1014359024275>
- McINTYRE, N.E.; KNOWLES-YANEZ, K.; HOPE, D. 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field: Differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems*, **4**(1):5-24. <https://doi.org/10.1023/A:1009540018553>
- MERILA, J.; LAURILA, A.; PAHKALA, M.; RASANEN, K.; TIMENES LAUGEN, A. 2002. Adaptive phenotypic plasticity in timing of metamorphosis in the common frog *Rana temporaria*. *Ecoscience*, **7**(1):18-24. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682566>
- MILLER, J.E.; HESS G.R.; MOORMAN, C.E. 2007. Southern two-lined salamanders in urbanizing watersheds. *Urban Ecosystems*, **10**(1):73-85. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-0012-5>
- MILLER, J.R.; HOBBS, R.J. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, **16**(2):330-337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00420.x>
- MORRISON, D. 1990. *Multivariate statistical methods*. 3<sup>rd</sup> ed. New York, McGraw-Hill, 85 p.
- NEWMAN, R.A. 1998. Ecological constraints on amphibian metamorphosis: Interactions of temperature and larval density with responses to changing food level. *Oecologia*, **115**(1):9-16. <https://doi.org/10.1007/s004420050485>
- NIEVAS, R. 2010. *Vegetación exótica de la localidad de Potrero de los Funes (San Luis-Argentina) y su relación con factores edáficos y de disturbio antrópico*. San Luis, San Luis. Trabajo Final de Licenciatura. Universidad Nacional de San Luis, 88 p.
- PAUL, M.L.; MEYER, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**:333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- PECHMANN, J.H.K.; WILBUR, H. 1994. Putting declining amphibian populations in perspective: Natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica*, **50**(1):65-84.
- PEÑA ZUBIATE, C.A.; ANDERSON, D.L.; DEMMI, M.A.; SAENZ, J.L.; D’HIRIART, A. 1998. *Carta de Suelos y Vegetación de la provincia de San Luis*. San Luis, Talleres Gráficos de Payne S.A. 115 p.
- PLUHOWSKI, E.J. 1970. Urbanization and its effect on the temperature of streams in Long Island, New York. *USGS Professional Paper*, **627-D**:1-110.
- REM, ULP. 2015. Red de Estaciones Meteorológicas, Universidad de La Punta. Disponible en: <http://www.clima.edu.ar/>. Acceso el: 17/06/2015.
- SEMLITSCH, R.D.; SCOTT, D.E.; PECHMANN, J.H. 1988. Time and size at metamorphosis related to adult fitness in *Ambystoma talpoideum*. *Ecology*, **69**(1):184-192. <https://doi.org/10.2307/1943173>
- STEBBINS, R.C.; COHEN, N.W. 1995. *A natural history of amphibians*. Princeton, Princeton University Press, 316 p.
- TRAVIS, J. 1984. Anuran size at metamorphosis: Experimental test of a model based on intraspecific competition. *Ecology*, **65**(4):1155-1160. <https://doi.org/10.2307/1938323>
- VALLANIA, E.A.; GARELIS, P.A.; GIL, M.A. 2000. Valoración de la calidad del agua por métodos biológicos en zonas semiáridas (San Luis). In: Congreso Nacional del Agua, XVIII, Santiago del Estero, 243 p.
- VILLEGAS OJEDA, M.A.; CALDERÓN, M.R.; ESPECHE, B.; JOFRÉ, M. 2014. Riqueza y abundancia de anfibios anuros en un río urbanizado de la región central de las sierras de San Luis, Argentina. In: Congreso Argentino de Herpetología, XV, Mendoza, 115 p.
- VOSS, S.R. 1993. Relationship between stream order and length of larval period in the salamander *Eurycea wilderae*. *Copeia*, **1993**(3):736-742. <https://doi.org/10.2307/1447235>
- WHEELER, C.A.; BETTASO, J.B.; ASHTON, D.T.; WELSH, H. 2013. Effects of water temperature on breeding phenology, growth and timing of metamorphosis of foothill yellow-legged frogs (*Rana boylei*) on the mainstream and selected tributaries of California’s Trinity River - 2004-2009. *Final Report to the Trinity River Restoration Program U.S. Forest Service, Redwood Sciences Laboratory, and U. S. Fish and Wildlife Service*, Arcata, CA., 37 p.
- WILBUR, H.M.; COLLINS, J.P. 1973. Ecological aspects of amphibian metamorphosis: Non-normal distributions of competitive ability reflect selection for facultative metamorphosis. *Science*, **182**(4119):1305-1314. <https://doi.org/10.1126/science.182.4119.1305>
- WILLSON, J.D.; DORCAS, M.E. 2003. Effects of habitat disturbance on stream salamanders: Implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology*, **17**(3):763-771. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02069.x>
- WYMAN, R.L. 1990. What’s happening to the amphibians? *Conservation Biology*, **4**(4):350-352. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00307.x>
- ZIMMERMAN, B.L.; SIMBERLOFF, D. 1996. An historical interpretation of habitat use frogs in a central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*, **23**(1):27-46. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1996.d01-218.x>

Submitted on May 7, 2016  
Accepted on August 31, 2016