

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. litonedis*) 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).

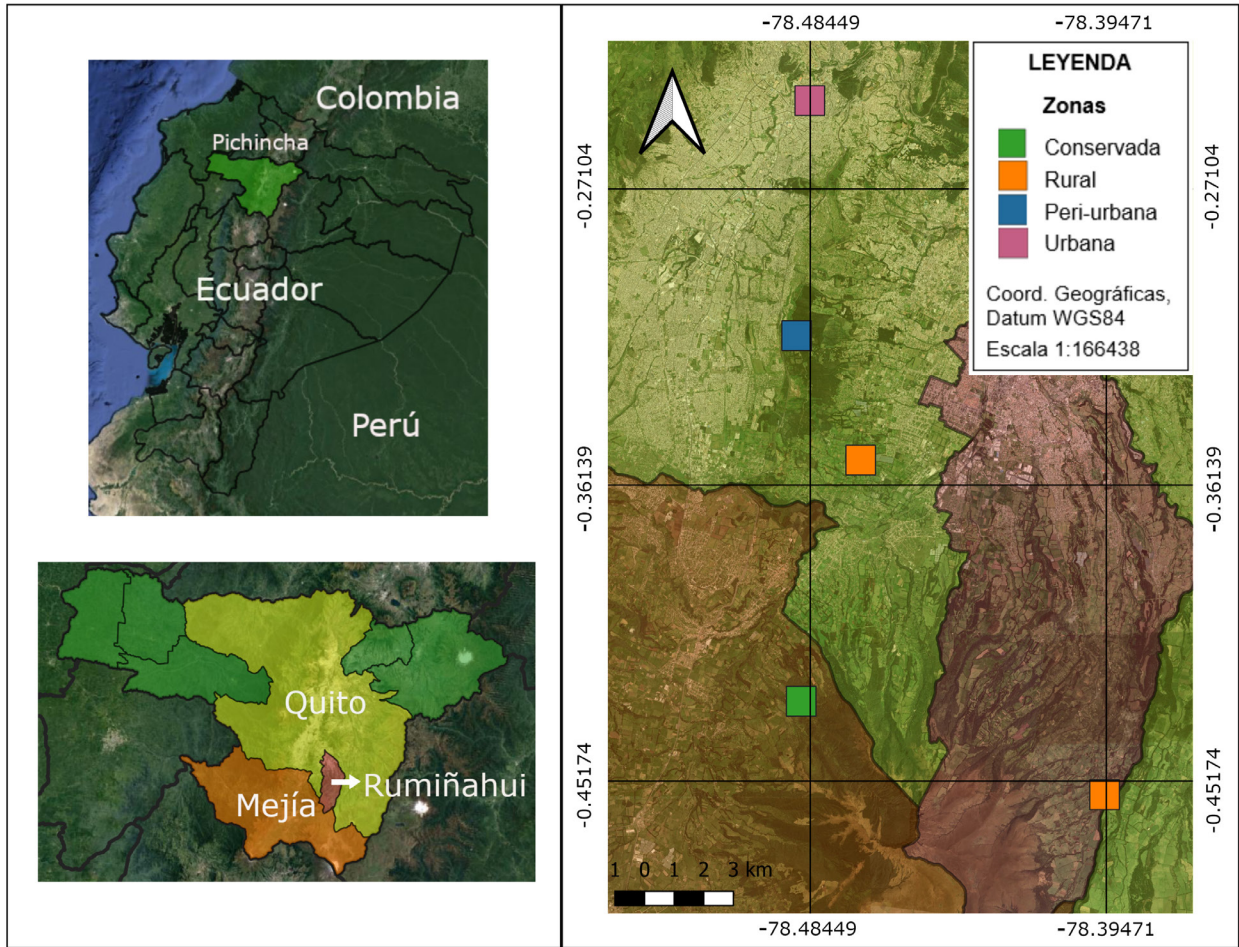


Figure 1. Map of the location of the study area in the cantons of Quito, Rumiñahui and Mejía, within the province of Pichincha, Ecuador.

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 `mgvc`. 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).

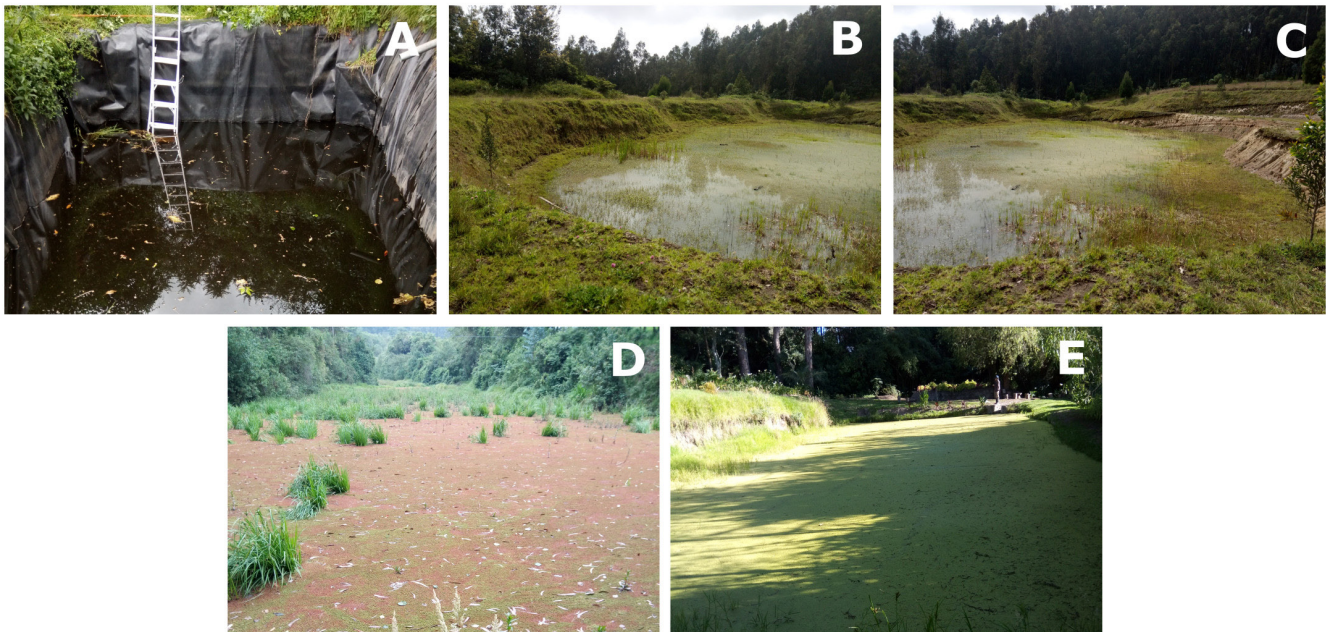


Figure 2. Urbanization gradient water bodies. A) conserved area; B) and C) peri-urban area; and D) and E) covered by emergent vegetation.

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

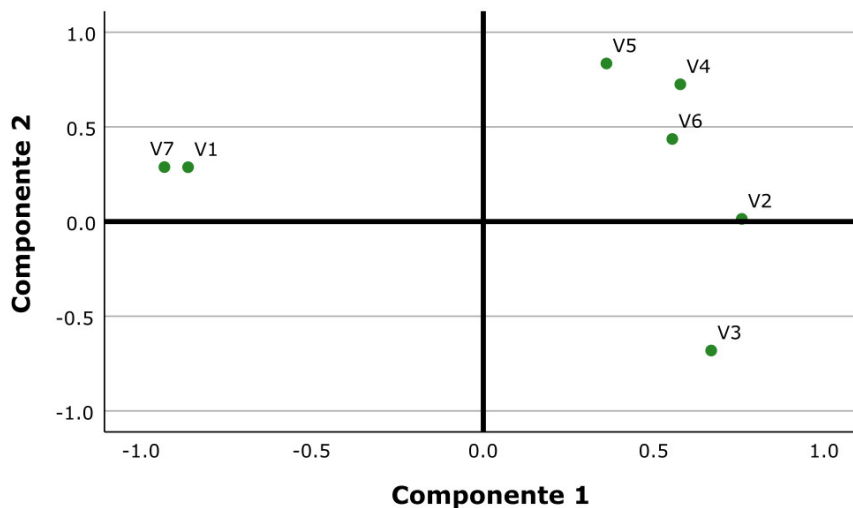


Figura 3. Análisis de Componentes Principales (ACP) de las variables de composición de paisaje. Variables: V1: Temperatura ambiental, V2: Humedad relativa, V3: Cobertura vegetal, V4: Pastizales, V5: Agricultura, V6: Cuerpos de agua, V7: Infraestructuras.

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 ± DE	Categoría de abundancia
Conservada	1	50.98	62	81	1.31	0.67 ± 0.92	Común
	2	0.36	50	0	0		
Rural 1	1	613.14	74	182	2.46	0.82 ± 1.42	Abundante
	2	9372.31	50	0	0		
	3	5.30	50	0	0		
Rural 2	1	0.25	50	0	0	-	-
	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 ± 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).

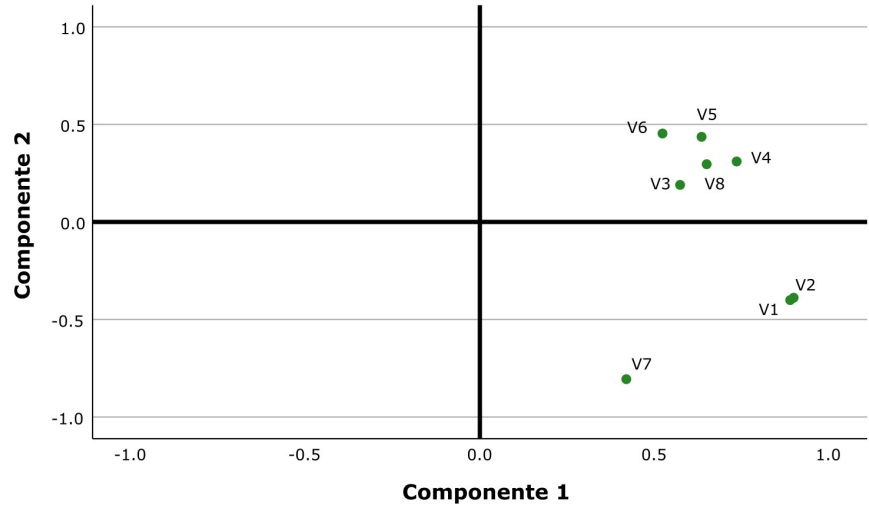
Abundancia de *Gastrotheca riobambae* y gradiente de urbanización

La regresión de Poisson - Modelo Aditivo Generalizado (GAM) determinó que el gradiente de urbanización tuvo un efecto altamente significativo en la abundancia de adultos, $X^2(2) = 20.63$, $p = 4.32e-05$, y renacuajos, $X^2(2) = 66.98$, $p < 2e-16$, 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)
% Agricultura	Volumen (m ³)
% Cuerpos de agua: pozas, ríos y riachuelos	Características hábitat circundante
% Infraestructuras: casas, edificios, vías y veredas	% Cobertura vegetal del dosel del cuerpo de agua
	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 (m ²)	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 (m ²)	-	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).

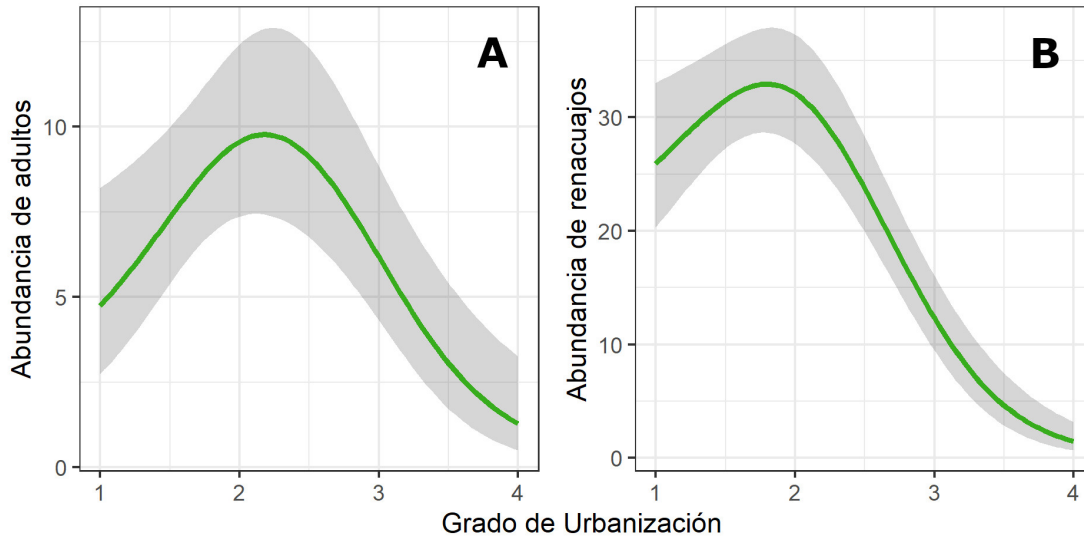


Figure 5. Relationship of the abundance of *Gastrotheca riobambae* with the degree of urbanization of the gradient, represented by numbers, from less to more urban (1-4). 1: preserved; 2: rural; 3: peri-urban; 4: urban. A) Adults and B) tadpoles.

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 Albero 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. Jeliaskov 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. Maníto. 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 Pasochoa. 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 Pasochoa. Fundación Natura. Mimeo.
- Donoso-Carrera, M.E. & F.O. Sarmineto. 2020. 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.
- Henoa 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 Anfibios. 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]
- Jeliakov, 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. Hagyari, 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. Estupiñan-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.
- RStudio Team. 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 Itchimbía (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	<p>Cantón: Mejía</p> <p>Parroquia: Uyumbicho</p> <p>Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP): Sendero principal, canal de agua Valdés hasta río Sambache</p> <p>0.42372° S, 78.51784° W</p> <p>2,830 m s.n.m.</p>	<p>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</i> arborea, <i>Solanum nigrescens</i> y <i>Oreopanax ecuadorense</i> (Josse et al., 2013). Presenta grandes extensiones de pastizales ocupadas por ganado vacuno, bebederos de agua y pozas artificiales cercanas a los arbustos.</p>
	<p>Hacienda la Rinconada, en la zona de amortiguamiento del RVSP</p> <p>0.42669° S, 78.51656° W</p> <p>2,900 m s.n.m.</p>	
Rural 1	<p>Cantón: Rumiñahui</p> <p>Parroquia: Rumipamba</p> <p>Hostería El Cucayo</p> <p>0.45368° S, 78.42327° W</p> <p>3,100 m s.n.m.</p>	<p>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.</p>
	<p>Potrillo del Cotopaxi</p> <p>0.44975° S, 78.42271° W</p> <p>3,070 m s.n.m.</p>	
Rural 2	<p>Cantón: Quito</p> <p>Parroquia: Amaguaña</p> <p>Hacienda San Antonio</p> <p>0.35096° S, 78.49385° W</p> <p>2,630 m s.n.m.</p>	<p>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 ecuadorense</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 briófitos. Estos riachuelos se encuentran bajo árboles grandes de eucalipto y arbustos nativos, creando un microhábitat húmedo (de Juana, 2015).</p>
Peri-urbana	<p>Cantón: Quito</p> <p>Parroquia: Quitumbe</p> <p>Parque Metropolitano del Sur</p> <p>0.31549° S, 78.51688° W</p> <p>2,970 m s.n.m.</p>	<p>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 ecuadorense</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 briófitos, con agua estancada en mal estado. Cuenta con pozas artificiales y un reservorio cercano a los matorrales (Caisapanta, 2018).</p>

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

