

Un modelo de detección imperfecta para conocer de forma rápida y participativa el estado poblacional de *Atelopus varius* en el territorio indígena Bribri, Costa Rica

*An imperfect detection model for quickly and participatively determining the population status of *Atelopus varius* in the Bribri Indigenous Territory, Costa Rica*

Diego A., Gómez-Hoyos (1, 2) | Oscar Iván, Ortiz Elizondo (3, 4) | José Adán, Ortiz Jiménez (4) | Jenni, Ortiz Figueroa (5) | Rocío, Seisdedos-de-Vergara (1)

Pertenencia institucional

(1) Fundación Soy Conservación, Caicedonia, Valle del Cauca, Colombia.
(2) Atelopus Survival Initiative and Atelopus Task Force, Amphibian Specialist Group, IUCN.
(3) Refugio Natural Örkö Bata, Salitre, Buenos Aires, Costa Rica.
(4) Brigada de Monitoreo Biológico Participativo Puliska, Buenos Aires, Costa Rica.
(5) Asociación de Desarrollo Integral Indígena de Salitre, Costa Rica.

Correspondencia

diegogomez@soyconservacion.org

ORCID

Gómez-Hoyos
0000-0002-2894-0403

Seisdedos-de-Vergara
0000-0003-2776-525X

Resumen

Se reporta por primera vez una población de la rana en Peligro Crítico *Atelopus varius* y se evalúa de manera participativa su estructura y densidad poblacional en el Refugio Natural Örkö Bata. Miembros de la comunidad de la localidad de Salitre, fueron entrenados para la inspección y registro de individuos de *A. varius*. Se inspeccionaron 350 m a lo largo de una quebrada la cual se dividió en siete transectos de 50 m. La densidad y estructura de la población se estimó con el método de muestreo por distancias usando el modelo Multinomial-Poisson Mixture. Se registraron un total de 64 individuos con una densidad que estuvo explicada por la edad. La mayor densidad fue para los adultos con 399,85 individuos/ha, seguidos por los juveniles con 225,21 individuos/ha y por último metamorfos y subadultos con 48,32 y 46,08 individuos/ha, respectivamente. Demostramos la viabilidad de usar modelos de detección imperfecta para las evaluaciones rápidas y participativas de la densidad y estructura poblacional de especies con urgencias de conservación como *A. varius*. Se sugiere hacer seguimientos de la población en varios periodos del año e incrementar el tamaño de muestra para disminuir la incertidumbre en las estimaciones de algunas de las categorías de edad (subadultos y metamorfos). También, recomendamos continuar con un enfoque participativo con el fin de mantener el monitoreo de la población a largo plazo por parte de las personas locales.

Palabras clave:

Especies amenazadas; Monitoreo; Muestreo por distancias

Abstract

A population of the critically endangered frog *Atelopus varius* is reported for the first time, and its population structure and density are assessed in a participatory manner in the Örkö Bata Nature Reserve. Members of the community in the locality of Salitre were trained to survey and record individuals of *A. varius*. A 350 m stretch along a stream was surveyed, which was divided into seven 50 m transects. Population density and structure were estimated using the distance sampling method and the Multinomial-Poisson Mixture model. A total of 64 individuals were recorded, with density explained by age. The highest density was for adults with 399.85 individuals/ha, followed by juveniles with 225.21 individuals/ha and finally metamorphs and subadults with 48.32 and 46.08 individuals/ha, respectively. We demonstrated the viability of using imperfect detection models for rapid and participatory assessments of the density and population structure of species with urgent conservation needs, such as *A. varius*. We suggest monitoring the population at several periods throughout the year and increasing the sample size to reduce uncertainty in the estimates of some age categories (subadults and metamorphs). We also recommend continuing with a participatory approach in order to maintain long-term population monitoring by local people.

Key words:

Distance sampling; Monitoring; Threatened species

Un modelo de detección imperfecta para conocer de forma rápida y participativa el estado poblacional de *Atelopus varius* en el territorio indígena Bribri, Costa Rica

*An imperfect detection model for quickly and participatively determining the population status of *Atelopus varius* in the Bribri Indigenous Territory, Costa Rica.*

Diego A. Gómez-Hoyos^{1, 2, *}, Oscar Iván Ortiz Elizondo^{3, 4}, José Adán Ortiz Jiménez⁴, Jenni Ortiz Figueroa⁵, Rocío Seisdedos-de-Vergara¹

¹ Fundación Soy Conservación, Caicedonia, Valle del Cauca, Colombia.

² Atelopus Survival Initiative and Atelopus Task Force, Amphibian Specialist Group, IUCN.

³ Refugio Natural Örkö Bata, Salitre, Buenos Aires, Costa Rica.

⁴ Brigada de Monitoreo Biológico Participativo Puliska, Buenos Aires, Costa Rica.

⁵ Asociación de Desarrollo Integral Indígena de Salitre, Costa Rica.

* correspondencia: diegogomez@soyconservacion.org

Resumen

Se reporta por primera vez una población de la rana en Peligro Crítico *Atelopus varius* y se evalúa de manera participativa su estructura y densidad poblacional en el Refugio Natural Örkö Bata. Miembros de la comunidad de la localidad de Salitre, fueron entrenados para la inspección y registro de individuos de *A. varius*. Se inspeccionaron 350 m a lo largo de una quebrada la cual se dividió en siete transectos de 50 m. La densidad y estructura de la población se estimó con el método de muestreo por distancias usando el modelo Multinomial-Poisson Mixture. Se registraron un total de 64 individuos con una densidad que estuvo explicada por la edad. La mayor densidad fue para los adultos con 399,85 individuos/ha, seguidos por los juveniles con 225,21 individuos/ha y por último metamorfos y subadultos con 48,32 y 46,08 individuos/ha, respectivamente. Demostramos la viabilidad de usar modelos de detección imperfecta para las evaluaciones rápidas y participativas de la densidad y estructura poblacional de especies con urgencias de conservación como *A. varius*. Se sugiere hacer seguimientos de la población en varios periodos del año e incrementar el tamaño de muestra para disminuir la incertidumbre en las estimaciones de algunas de las categorías de edad (subadultos y metamorfos). También, recomendamos continuar con un enfoque participativo con el fin de mantener el monitoreo de la población a largo plazo por parte de las personas locales.

Palabras clave: especies amenazadas; monitoreo; muestreo por distancias

Abstract

A population of the critically endangered frog *Atelopus varius* is reported for the first time, and its population structure and density are assessed in a participatory manner in the Örkö Bata Nature Reserve. Members of the community in the locality of Salitre were trained to survey and record individuals of *A. varius*. A 350 m stretch along a stream was surveyed, which was divided into seven 50 m transects. Population density and structure were estimated using the distance sampling method and the Multinomial-Poisson Mixture model. A total of 64 individuals were recorded, with density explained by age. The highest density was for adults with 399.85 individuals/ha, followed by juveniles with 225.21 individuals/ha and finally metamorphs and subadults with 48.32 and 46.08 individuals/ha, respectively. We demonstrated the viability of using imperfect detection models for rapid and participatory assessments of the density and population structure of species with urgent conservation needs, such as *A. varius*. We suggest monitoring the population at several periods throughout the year and increasing the sample size to reduce uncertainty in the estimates of some age categories (subadults and metamorphs). We also recommend continuing with a participatory approach in order to maintain long-term population monitoring by local people.

Keywords: distance sampling; monitoring; threatened species

Introducción

Las ranas arlequín del género *Atelopus* son anfibios neotropicales que se distribuyen desde Costa Rica hasta Bolivia y en el escudo Guayanés al este (Valencia y Fonte 2021). Se reconocen aproximadamente 130 especies de las cuales 27 presentaron procesos de declive a finales del siglo XX (Valencia y Fonte 2021, Lötters et al. 2023), y por lo menos el 90% de las especies evaluadas en las listas rojas de la UICN se encuentran en alguna categoría de amenaza o extintas (IUCN 2025). Más de la mitad de las especies de *Atelopus* no han sido observadas recientemente y muchas de ellas se presumen extintas (Lötters et al. 2023). Sin embargo, para algunas especies como la rana arlequín variable (*Atelopus varius*) en Costa Rica, se han redescubierto poblaciones desde el año 2005 hasta la actualidad (Ryan et al. 2005, Barrio-Amorós et al. 2021).

Estas poblaciones remanentes no solo ofrecen una esperanza para la supervivencia de la especie y el género, sino también una oportunidad para la investigación y la implementación de acciones de conservación. Iniciar el seguimiento de estas poblaciones remanentes es importante para redirigir los esfuerzos de conservación, de manera que se identifiquen los factores de amenaza y las acciones de manejo más adecuadas para asegurar su persistencia (Perez et al. 2014, Gómez-Hoyos et al. 2020). Para *A. varius*, se conocen los efectos del disturbio del hábitat en su reproducción (Gómez-Hoyos et al. 2020), así como la prevalencia del hongo patógeno *Bd* y las características de los individuos infectados (Seisdedos-de-Vergara et al. 2022).

En la Zona Protectora Las Tablas (ZPLT) en Costa Rica, en el año 2013, existieron esfuerzos por conocer el estado poblacional de *A. varius* a través de modelos de captura-recaptura, pero con importantes problemas de detectabilidad (González-Maya et al. 2018). Estos problemas fueron superados con más experiencia y mayores esfuerzos de campo (Seisdedos de Vergara 2017). Sin embargo, los métodos de monitoreo a menudo son costosos, requieren mucho tiempo y personal especializado, lo que dificulta su aplicación en comunidades rurales o en áreas de difícil acceso. Existe entonces una brecha importante entre la necesidad de datos urgentes y la capacidad de obtenerlos de manera rápida y eficiente, así como a largo plazo.

Las evaluaciones y seguimientos poblacionales usualmente utilizan índices de abundancia a pesar de que se ha demostrado que son inadecuados (Anderson 2001, Kéry y Schmidt 2008). Para abordar este desafío, es fundamental explorar y validar enfoques alternativos, como los modelos de detección imperfecta. Estos modelos tienen la ventaja de estimar parámetros poblacionales como la densidad o la abundancia corregidos por la detectabilidad. Además se puede integrar a enfoques participativos de investigación (e.g. Melo-Beltrán et al. 2020), que integran el conocimiento y la capacidad de las comunidades locales. Este escenario puede transformar el monitoreo de una tarea técnica en un proceso sostenible y empoderador, garantizando la efectividad y continuidad de los esfuerzos de conservación a largo plazo (Gómez-Hoyos et al. 2022). Aquí, presentamos los resultados del uso de un modelo de detección imperfecta para conocer de forma rápida y participativa la estructura y densidad poblacional de *Atelopus varius* en una localidad del territorio indígena Bribri en Costa Rica.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Refugio Natural Örkö Bata se encuentra ubicado en el territorio indígena Bribri, en la localidad de Salitre, Buenos Aires, Costa Rica. El territorio Bribri de Salitre se encuentra localizado entre 9.14° - 9.32° de latitud y -83.31° y -83.17° de longitud. Corresponde a un área de 12700 ha que limita al norte con el Parque Internacional La Amistad, al oeste y este con el territorio indígena Cabécar de Ujarrás y Bribri de Cabagra, respectivamente, y al suroeste con el casco urbano de Buenos Aires (Figura 1).

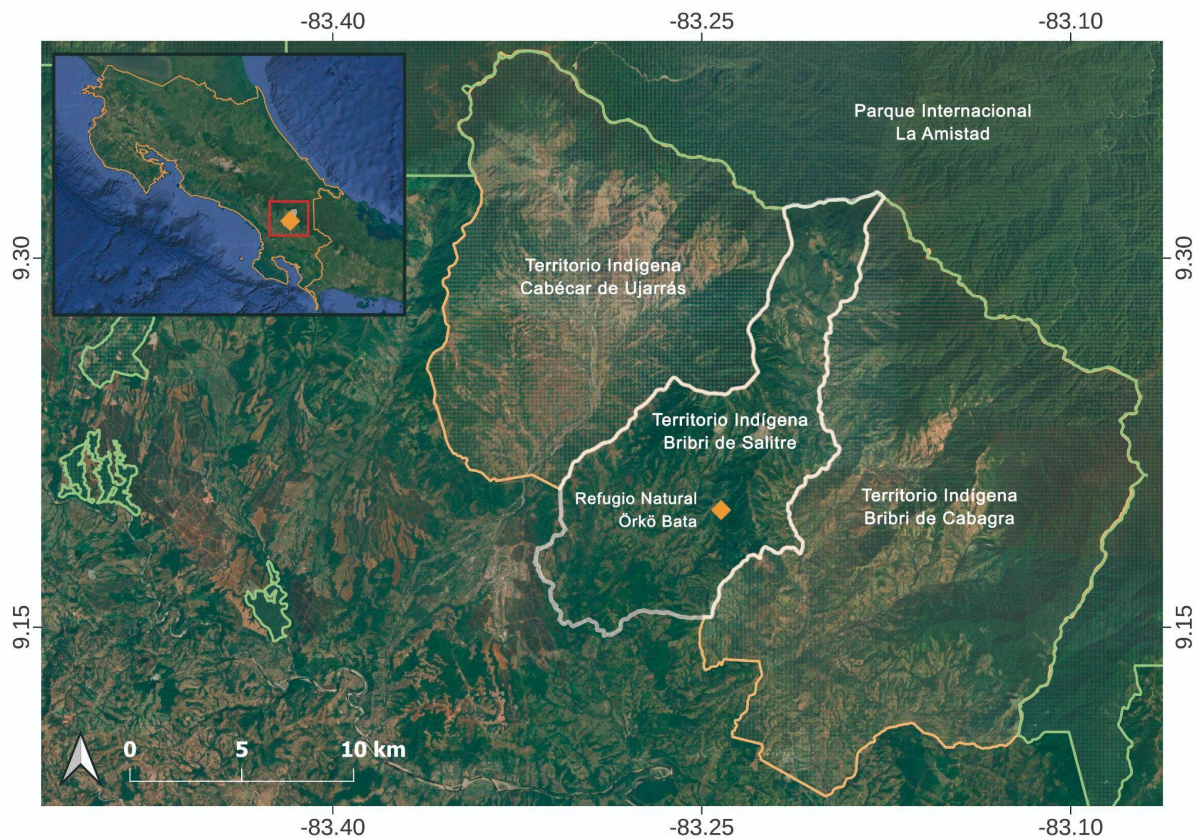


Figura 1. Área para el estudio poblacional de *Atelopus varius* en el Refugio Natural Örkö Bata (rombo naranja) del Territorio Indígena Bribri de Salitre, Buenos Aires, Costa Rica.

Diseño de muestreo

Se realizaron recorridos nocturnos de duración variable durante el estudio (entre las 18:21 y las 23:11 horas) en octubre y noviembre de 2023, así como marzo y noviembre de 2024, de acuerdo a la disposición de las personas locales y buscando la mayor variación temporal posible. Los recorridos se realizaron en 350 metros de longitud de la quebrada Mlusik Di, representando siete transectos de 50 m de longitud. Los transectos fueron definidos espacialmente dividiendo el recorrido completo en tramos de 50 m con la función “dividir líneas por longitud máxima” implementada en programa QGIS 3.28 (QGIS 2025).

Las observaciones de individuos de *A. varius* se asignaron a cada transecto con su ubicación geográfica, obtenida con el GPS integrado de los celulares de cada observador y haciendo uso de formularios construidos en la plataforma Open Data Kit. Además de la ubicación geográfica, los formularios incluyeron el registro de la fecha, la hora, el grupo de edad (definido por rangos de longitud rostro-cloaca medida en campo) y la distancia perpendicular a la quebrada, para cada individuo observado. La distancia perpendicular se midió con una cinta métrica desde el lugar de la observación hasta la orilla de la quebrada, como ha sido descrito en estudios previos (Gómez-Hoyos et al. 2014, 2017, Melo-Beltrán et al. 2020). Las categorías discretas de edad siguieron la propuesta de Savage (1972) para la especie, desde la cual se pueden definir cuatro: metamorfos (7 mm); juveniles (<21.5 mm); subadultos (21.5–27 mm); adultos (27–43 mm).

Análisis de datos

Para estimar las densidades de *A. varius* en cada quebrada utilizamos el método de muestreo por distancias ajustado al modelo Multinomial-Poisson mixture (M-Pm) (Royle et al. 2004). Ajustamos el modelo M-Pm a transectos y distancias perpendiculares en intervalos discretos usando la función *distsamp* del paquete *Unmarked* (Kellner et al. 2023) en el lenguaje R (R Core Team, 2024). Los intervalos de distancias fueron asignados cada metro hasta 5 m de distancia. El uso de intervalos discretos de distancia, reduce los errores asociados a la medición o la definición exacta de la referencia del transecto. Los modelos a los cuales se evaluó su ajuste a los datos, incluyeron las funciones de detección *Half normal*, *Uniform*, *Hazard rate* y *Negative exponential* en combinación con un modelo nulo para detección y abundancia (constantes), el cual se comparó con modelos en los que la detección estuviera explicada por variaciones espaciales (transecto) o la categoría de edad de los individuos. El modelo que mejor explicara la detección, fue utilizado como base para parametrizar la abundancia y evaluar el ajuste de un modelo nulo (constante) y otros en los que la abundancia estuviera explicada por la variación espacial (transecto) o la edad. Los resultados fueron representados en gráficas construidas con el paquete *ggplot2* (Wickham 2016). Los modelos con mejor ajuste fueron seleccionados con base en el Criterio de Información de Akaike ajustado para muestras pequeñas (AICc en inglés) (Burnham y Anderson 2002). Los modelos con delta AICc menor a 2, fueron promediados y la selección de los modelos se realizó con el paquete *AICcmodavg* (Mazerolle 2023). Los datos y el código de su análisis están disponibles en Gómez-Hoyos (2025).

Resultados

Presentamos una nueva población reproductiva de *A. varius*, sin registros previos para Costa Rica, ubicada en el territorio Indígena Bribri de Salitre. Durante las inspecciones de campo encontramos un total de 64 individuos, incluyendo diferentes categorías de edad (Figura 2). De los individuos observados 33 fueron adultos, 7 fueron subadultos, 18 juveniles y 6 metamorfos.

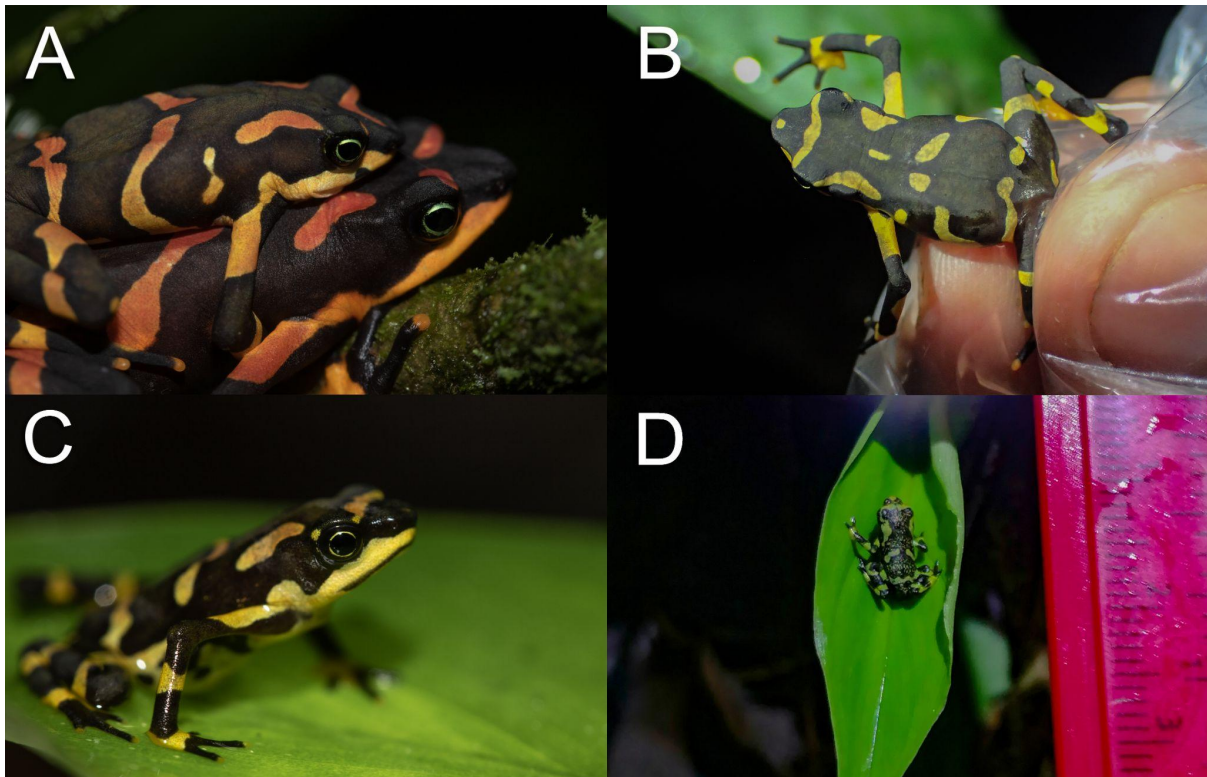


Figura 2. Individuos de *Atelopus varius* observados durante las inspecciones en el Refugio Natural Örkö Bata, Territorio Indígena Bribri de Salitre, Costa Rica. A) Pareja amplectante de adultos; B) subadulto; C) juvenil; D) metamorfo.

El modelo con mejor ajuste a los datos para el parámetro de detección estuvo representado por la función de detección *Hazard rate* y explicado por la categoría de edad (Anexo 1). Por su parte, los modelos con la detección explicada por la categoría de edad y que tuvieron mejor ajuste a los datos de abundancia fueron aquellos representados por las funciones *Negative exponential* y *Half normal* con la abundancia explicada por la categoría de edad (Anexo 2). De acuerdo al promedio de estos modelos, la densidad de *A. varius* depende de la edad (Figura 3) con 399,85 individuos/ha (error estándar: 142,98; Intervalo de Confianza 95%: 265,46-602,87) para adultos, 225,21 individuos/ha (ee: 86,93; IC 95%: 129,68-391,86) para juveniles, 48,32 (ee: 35,3; IC 95%: 14,87-158,84) y 46,08 individuos/ha (ee: 26,48; IC 95%: 19,44-109,84) para metamorfos y subadultos, respectivamente.

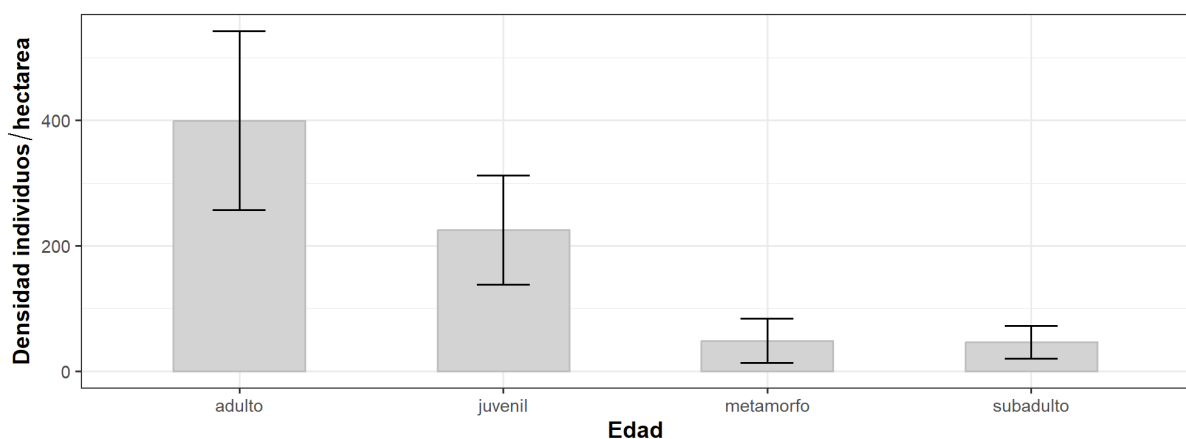


Figura 3. Densidad poblacional estimada para *Atelopus varius* en el Refugio Natural Örkö Bata, Territorio Indígena Bribri de Salitre, Costa Rica. Las estimaciones se basaron en el promedio de los modelos con las funciones *Negative exponential* y *Half normal*, así como la detección y la abundancia explicadas por la edad. Barras de error: intervalos de confianza 95%.

Aunque existe variación aparente en la detectabilidad de los individuos por categoría de edad, las estimaciones para metamorfos y subadultos tuvieron baja precisión (Figura 4). Por su parte, la detectabilidad para adultos y juveniles fue más precisa, pero no existe certidumbre de diferencias significativas con las otras categorías de edad, dado el solapamiento de los intervalos de confianza (Figura 4).

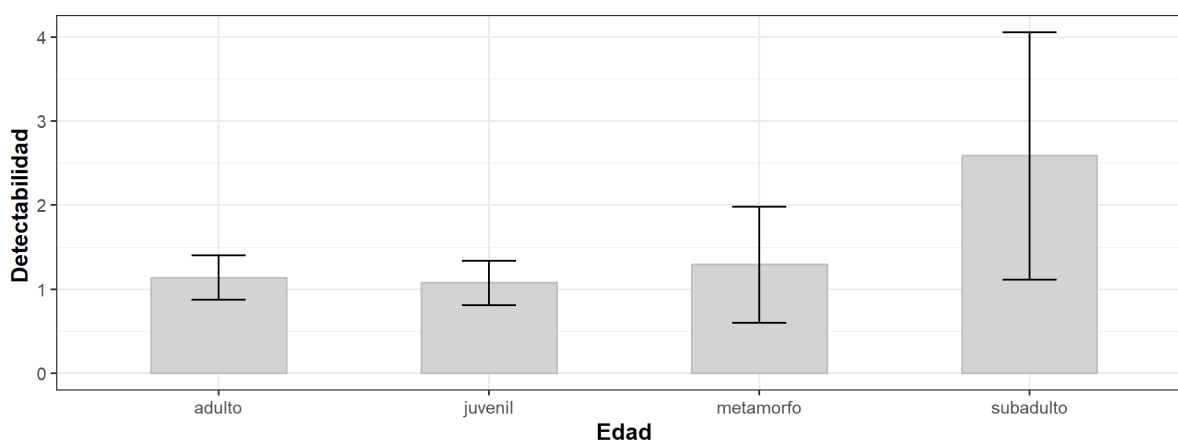


Figura 4. Detectabilidad estimada para *Atelopus varius* en el Refugio Natural Örkö Bata, Territorio Indígena Bribri de Salitre, Costa Rica. Las estimaciones se basaron en el promedio de los modelos con las funciones *Negative exponential* y *Half normal*, así como la detección y la abundancia explicadas por la edad. Barras de error: intervalos de confianza 95%.

Discusión

Presentamos una nueva población de *Atelopus varius* sin reportes previos en Costa Rica, un hallazgo que se suma al redescubrimiento y nuevos reportes de al menos siete poblaciones que se consideraron extintas (Ryan et al. 2005, Barrio-Amorós et al. 2021). Estos casos se suman a las más de 30 especies redescubiertas del género (Jaynes et al. 2022), hallazgos que son cruciales para entender y manejar la crisis de los anfibios en general y de las ranas arlequín en particular (Lötters et al. 2023).

Esta nueva población es reproductiva, como lo evidencian las observaciones de parejas amplexantes y la presencia de individuos en todas las categorías de edad: metamorfos, juveniles, subadultos y adultos. La representatividad del muestreo en el estudio actual, contrasta con lo reportado por González-Maya et al. (2018) en la ZPLT, quienes no registraron individuos menores de 18 mm debido a la poca experiencia y baja detectabilidad. En la misma población se realizaron estudios de demografía que incluyeron todas las categorías de edad (Seisdedos de Vergara 2017) y se usaron lotes de renacuajos para explicar el efecto del disturbio del hábitat en la reproducción de la especie.

(Gómez-Hoyos et al. 2020). Si bien no se observaron renacuajos en el estudio actual, esto se puede atribuir a la limitada inspección subacuática y a que se trata de una fase de vida que intrínsecamente es difícil de detectar.

Las estimaciones de densidad para *A. varius* presentadas aquí refuerzan el uso de modelos de detección imperfecta para las evaluaciones poblacionales. Este estudio se suma a los esfuerzos realizados para otras especies del género como *A. spurrelli* (Gómez-Hoyos et al. 2014, Melo-Beltrán et al. 2020), *A. elegans* (Gómez-Hoyos et al. 2017), *A. cruciger* (Lampo et al. 2012), *A. spumarius* (Tarvin et al. 2014) y *A. zeteki* (McCaffery et al. 2015). Para *A. varius*, también se han utilizado modelos de captura-recaptura (McCaffery et al. 2015, González-Maya et al. 2018, Seisdedos de Vergara 2017) y de ocupación (Gómez-Hoyos et al. 2020).

Es fundamental incrementar el uso de modelos de detección imperfecta, porque el uso de índices de abundancia es inadecuado y puede tener consecuencias en las decisiones de manejo derivadas de las evaluaciones o seguimientos poblacionales (Anderson 2001, Kéry y Schmidt 2008). De hecho, estudios recientes del estado de conservación de los *Atelopus* en general aún recurren a estos índices y al criterio experto (Lötters et al. 2023), lo que demuestra la necesidad de adoptar metodologías más rigurosas.

Este estudio no sólo valida el uso de modelos de detección imperfecta para evaluar poblaciones de especies en peligro crítico como *A. varius*, sino que también demuestra la viabilidad y el potencial de un enfoque de monitoreo participativo para la planificación y ejecución de acciones de conservación de la especie a largo plazo. La colaboración con la comunidad indígena Bribri permite no solo acceder a una población previamente no documentada, sino también integrar el conocimiento local y las habilidades de los residentes en el proceso de investigación. Este modelo complementa la investigación convencional, especialmente en la planificación de la conservación de vertebrados amenazados, como ha sido destacado en otros estudios (Gómez-Hoyos et al., 2022).

A pesar del creciente interés en la ciencia ciudadana y los métodos participativos en la biología de la conservación, un problema persistente es la predominancia de enfoques meramente contributivos. Estos modelos a menudo se limitan a la recolección de datos por parte de la comunidad, sin una participación significativa en el diseño del estudio o en la interpretación de los resultados. Este "extractivismo" de datos y conocimiento es preocupante y contrasta con la visión de una ciencia verdaderamente transformadora. Un ejemplo claro se observa en los reportes de *A. varius* realizados por Barrio-Amorós et al. (2021) quienes utilizaron registros de iniciativas de ciencia ciudadana sin una aparente colaboración equitativa. Estas prácticas deben cambiar y los investigadores de la comunidad deben ser considerados como pares de los investigadores académicos, con roles activos en todas las fases del proyecto, incluyendo la coautoría de las publicaciones.

Conclusión

En este estudio, se reporta por primera vez la existencia de una población reproductiva de la rana arlequín variable (*A. varius*) en el Refugio Natural Örkö Bata, un área de importancia cultural y ambiental dentro del territorio indígena Bribri de Costa Rica. Se evaluó la

estructura y densidad poblacional de esta especie utilizando métodos participativos y modelos de detección imperfecta. Al combinar la experiencia local con una metodología robusta, demostramos la viabilidad de utilizar modelos de detección imperfecta para evaluaciones rápidas y participativas. Los resultados de este trabajo no solo proporcionan datos cruciales para la conservación de *A. varius* en la región, sino que también sientan un precedente para la colaboración entre investigadores convencionales e investigadores de las comunidades rurales, promoviendo una gestión de la biodiversidad más inclusiva y efectiva.

Contribución de los autores

DAG-H - Diseño de muestreo, trabajo de campo, análisis de datos, redacción del manuscrito.

OIE - Diseño de muestreo, trabajo de campo, redacción del manuscrito.

AJO - Diseño de muestreo, trabajo de campo.

JOF - Diseño de muestreo, trabajo de campo.

RS-de-V - Diseño de muestreo, trabajo de campo, redacción del manuscrito.

Agradecimientos

Agradecemos a la Asociación de Desarrollo Integral Indígena (ADI) de Salitre y los líderes locales por otorgar los permisos de acceso al territorio Bribri. A la Brigada de Monitoreo Biológico Participativo Puliska por participar en las capacitaciones. Este proyecto fue posible gracias al apoyo financiero de Rufford Foundation bajo el proyecto 39590-2 y de Re:wild.

Literatura

Anderson, D. R. (2001). The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin*, 1294-1297.

Barrio-Amorós, C., Chaves, G., & Puschendorf, R. (2021). Current status and natural history of the critically endangered variable harlequin toad (*Atelopus varius*) in Costa Rica. *Reptiles & Amphibians*, 28(3): 374.

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (Eds.). (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York, NY: Springer New York.

Gómez Hoyos, D. A. (2025). Datos y código análisis: Un modelo de detección imperfecta para conocer de forma rápida y participativa el estado poblacional de *Atelopus varius* en el territorio indígena Bribri, Costa Rica. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16924105>

Gómez-Hoyos, D. A., Bolívar-G, W., Burbano-Yandi, C. E., & García, J. L. (2014). Evaluación poblacional y estrategia de monitoreo para *Atelopus spurrelli* en el Parque Nacional Natural Utría, Colombia. *Revista de Biodiversidad Neotropical* 4:104-112.

Gómez-Hoyos, D. A., Méndez, J., González, E., Jiménez-Corrales, K., Fallas, R., Méndez, A., Méndez, R., Camacho-Durán, M. J., Jiménez, R., Seisdedos-de-Vergara, R.,

Sandi-Amador, H., Rojas, J., Porras, J., Schipper, J., & González-Maya, J. F. (2022). Investigación participativa y conservación de especies amenazadas en dos áreas silvestres protegidas de la cuenca del río Cotón, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 14(S1): e3879.

Gómez-Hoyos, D. A., Seisdedos-de-Vergara, R., Schipper, J., Allard, R., & González-Maya, J. F. (2020). Potential effect of habitat disturbance on reproduction of the critically endangered harlequin frog *Atelopus varius* in Las Tablas, Costa Rica. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43(1): 1-7.

Gómez-Hoyos, D. A., Suarez-Joaqui, T., Bolívar, W., & García, J. L. (2017). Population assessment strategy for *Atelopus elegans* (Bufonidae) in the Gorgona National Natural Park, Colombia. *North-Western Journal of Zoology* 13:154-158.

González-Maya, J. F., Gómez-Hoyos, D. A., Cruz-Lizano, I., & Schipper, J. (2018). From hope to alert: demography of a remnant population of the Critically Endangered *Atelopus varius* from Costa Rica. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 53(3): 194-200.

IUCN. 2025. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on [21 agosto 2025].

Jaynes, K. E., Páez-Vacas, M. I., Salazar-Valenzuela, D., Guayasamin, J. M., Terán-Valdez, A., Siavichay, F. R., Fitzpatrick, S. W., & Coloma, L. A. (2022). Harlequin frog rediscoveries provide insights into species persistence in the face of drastic amphibian declines. *Biological Conservation*, 276: 109784.

Kellner, K. F., Smith, A. D., Royle, J. A., Kéry, M., Belant, J. L., & Chandler, R. B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(6): 1408-1415. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14123>

Kéry, M., & Schmidt, B. (2008). Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecology*, 9(2): 207-216.

Lampo, M., Celsa, S. J., Rodríguez-Contreras, A., Rojas-Runjaic, F., & García, C. Z. (2012). High turnover rates in remnant populations of the harlequin frog *Atelopus cruciger* (Bufonidae): low risk of extinction?. *Biotropica*, 44(3): 420-426.

Lötters, S., Plewnia, A., Catenazzi, A., Neam, K., Acosta-Galvis, A. R., Alarcon Vela, Y., ... & La Marca, E. (2023). Ongoing harlequin toad declines suggest the amphibian extinction crisis is still an emergency. *Communications Earth & Environment*, 4(1): 412.

Mazerolle, M. J. (2023). `_AICcmodavg`: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.3.3, <<https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>.

McCaffery, R., Richards-Zawacki, C. L., & Lips, K. R. (2015). The demography of *Atelopus* decline: Harlequin frog survival and abundance in central Panama prior to and during a disease outbreak. *Global Ecology and Conservation*, 4: 232-242.

Melo-Beltrán, A. M., Moya-Córdoba, L. de J., Vergara-Rosario, F. E., & Gómez-Hoyos, D. A. (2020). El sapo arlequín del Chocó (*Atelopus spurrelli* Boulenger, 1914) en el Parque Nacional Natural Utría, Colombia: densidad poblacional y recomendaciones para su monitoreo y conservación. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 3(2): 34–42.

<https://doi.org/10.22201/fc.25942158e.2020.2.153>

Perez, R., Richards-Zawacki, C. L., Krohn, A. R., Robak, M., Griffith, E. J., Ross, H., Gratwicke, B., Ibáñez, R., & Voyles, J. (2014). Field surveys in Western Panama indicate populations of *Atelopus varius* frogs are persisting in regions where *Batrachochytrium dendrobatidis* is now enzootic. *Amphibian & Reptile Conservation*, 8(2): 30-35.

QGIS.org, 2025. QGIS Geographic Information System. QGIS Association.

<http://www.qgis.org>

R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

Royle, J. A., Dawson, D. K., & Bates, S. (2004). Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology*, 85(6), 1591-1597.

Ryan, M., Berlin, E., & Gagliardo, R. (2005). Further exploration in search of *Atelopus varius* in Costa Rica. *FrogLog* 69: 1-2.

Savage, J. M. 1972. The Harlequin Frogs, Genus *Atelopus*, of Costa Rica and Western Panama. *Herpetologica*, 28(2): 77-94

Seisdedos de Vergara, R. (2017). Evaluación del estado poblacional del sapo arlequín (*Atelopus varius*) y la prevalencia del hongo quitridio (*Batrachochytrium dendrobatidis*) en una población de la zona protectora Las Tablas, Costa Rica. Tesis para optar al título de Magister Scientiae. Instituto de Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional de Costa Rica.

Seisdedos-de-Vergara, R., Gómez-Hoyos, D. A., Alvarado, G., Abarca, J. G., Estrella, J., Schipper, J., & González-Maya, J. F. (2022). Prevalencia del hongo quitridio en la “especie abanderada” *Atelopus varius* (Anura, Bufonidae), Zona Protectora las Tablas, Costa Rica. *UNED Research Journal/Cuadernos de Investigación UNED*, 14(S1): e3880.

Tarvin, R. D., Peña, P., & Ron, S. R. (2014). Changes in population size and survival in *Atelopus spumarius* (Anura: Bufonidae) are not correlated with chytrid prevalence. *Journal of Herpetology*, 48(3): 291-297.

Valencia, L. M., & Fonte, L. F. M. (2021). Plan de Acción para la Conservación de la Rana Arlequín (*Atelopus*) (2021-2041). *Iniciativa de Supervivencia Atelopus*, 52 pp.

Wickham, R. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Anexo 1

Modelos Multinomial-Poisson mixture generados para identificar el modelo con mejor ajuste para explicar la detectabilidad en las inspecciones de campo para estimar la densidad de *Atelopus varius* en el Territorio Indígena Bribri de Salitre. K: Parámetros; AICc: Criterio de Información de Akaike corregido.

Modelo	Función	K	AICc	Delta AICc	Peso AICc	Peso acumulado	LL
y(Nulo) p(edad)	Hazard rate	6	216.49	0	0.92	0.92	-100.24
y(Nulo) p(edad)	Negative exponential	5	222.09	5.6	0.06	0.98	-104.68
y(Nulo) p(Nulo)	Negative exponential	2	225.23	8.74	0.01	0.99	-110.37
y(Nulo) p(Nulo)	Hazard rate	3	226.38	9.89	0.01	1	-109.69
y(Nulo) p(edad)	Half normal	5	229.86	13.38	0	1	-108.57
y(Nulo) p(Nulo)	Half normal	2	230.78	14.29	0	1	-113.15
y(Nulo) p(transecto)	Negative exponential	8	234.95	18.46	0	1	-105.68
y(Nulo) p(transecto)	Half normal	8	236.55	20.06	0	1	-106.48
y(Nulo) p(transecto)	Hazard rate	9	239.08	22.59	0	1	-105.54
y(Nulo) p(Nulo)	Uniform	1	288	71.51	0	1	-142.92
y(Nulo) p(transecto)	Uniform	1	288	71.51	0	1	-142.92
y(Nulo) p(edad)	Uniform	1	288	71.51	0	1	-142.92

Anexo 2

Modelos Multinomial-Poisson mixture generados para identificar el modelo con mejor ajuste a los datos de abundancia en las inspecciones de campo para estimar la densidad de *Atelopus varius* en el Territorio Indígena Bribri de Salitre. K: Parámetros; AICc: Criterio de Información de Akaike corregido.

Modelo	Función	K	AICc	Delta AICc	Peso AICc	Peso acumulado	LL
y(edad) p(edad)	Negative exponential	8	211.68	0	0.55	0.55	-94.05
y(edad) p(edad)	Half normal	8	212.66	0.98	0.33	0.88	-94.54
y(edad) p(edad)	Hazard rate	9	215.93	4.25	0.07	0.95	-93.96
y(Nulo) p(edad)	Hazard rate	6	216.49	4.81	0.05	1	-100.24
y(Nulo) p(edad)	Negative exponential	5	222.09	10.41	0	1	-104.68
y(Nulo) p(edad)	Half normal	5	229.86	18.18	0	1	-108.57
y(edad) p(edad)	Uniform	4	266.18	54.5	0	1	-128.22
y(transecto) p(transecto)	Half normal	14	267.52	55.84	0	1	-103.61
y(transecto) p(transecto)	Negative exponential	14	267.58	55.9	0	1	-103.64
y(transecto) p(transecto)	Hazard rate	15	276.89	65.21	0	1	-103.45
y(Nulo) p(edad)	Uniform	1	288	76.32	0	1	-142.92
y(transecto) p(transecto)	Uniform	7	296.63	84.95	0	1	-138.52