

# Diversidad de herpetofauna en una reserva en recuperación en Comandante Andresito, Misiones, Argentina

Alfredo Sabaliauskas<sup>1</sup>, Tomás Carranza Perales<sup>2</sup>, Morgan Sebastian Miller<sup>1</sup>, Matías Romano<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Av. Intendente Cantilo, C1428 Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 299, X5000 JJC, Córdoba, Argentina.

<sup>3</sup> Reserva Privada San Sebastián de la Selva, Comandante Andresito, Misiones, Argentina.

Recibido: 20 Febrero 2025

Revisado: 20 Agosto 2025

Aceptado: 17 Febrero 2026

Editor Asociado: G. Agostini

doi: 10.31017/CdH.2026.(2025-006)

## ABSTRACT

In this study, we report the herpetofauna of San Sebastian de la Selva Private Reserve, previously used as a fishing complex and cattle farm. We identified 4 sites based on plant communities, where species richness, abundance and other indexes were analyzed to determine alpha and beta diversity. Sampling was conducted actively by visual encounter surveys and acoustic surveys and passively by drift fence pitfall traps and artificial coverage, using a stratified random sampling design. We collected photographic records and calculated a rarefaction curve to assess sampling effort. As a result, we identified 38 species, including 21 species of anurans, 12 snakes, 3 lizards, 1 turtle and 1 amphisbaena. Alpha diversity was lowest on exotic grasslands and presented significant differences from the three other sites. There was low similarity among sites, with the exotic grassland showing the lowest values for both beta-diversity indices. We discussed the relationship between low alpha and beta diversity in the exotic grassland and the loss of biodiversity resulting from the destruction and replacement of native environments. We recommend a more thorough analysis of human impact on sites for a better correlation between habitat modification and biodiversity.

Key words: Community Ecology; Atlantic Forest; Pitfall Traps; San Sebastián de la Selva; Inventory.

## RESUMEN

Estudiamos la herpetofauna de la Reserva Privada San Sebastián de la Selva (Misiones, Argentina), anteriormente utilizada como complejo de pesca y finca ganadera. Identificamos cuatro sitios en función de las comunidades vegetales presentes, donde se analizaron la riqueza de especies, la abundancia y distintos índices para determinar la diversidad alfa y beta. El muestreo se realizó de forma activa mediante búsqueda directa y transectas auditivas y de forma pasiva mediante trampas de caída y coberturas artificiales, utilizando un diseño de muestreo aleatorio estratificado. Se recopilaron registros fotográficos y se calculó una curva de rarefacción para evaluar el esfuerzo de muestreo. Como resultado, identificamos 38 taxones, incluidos 21 anuros, 12 serpientes, 3 lagartijas, 1 tortuga y 1 anfisbena. La diversidad alfa fue más baja en el pastizal exótico, con diferencias significativas respecto de los otros tres sitios. La similitud entre los sitios fue baja, siendo el pastizal exótico el que mostró los valores más bajos para ambos índices de diversidad beta. Discutimos la existencia de una relación entre la baja diversidad alfa y beta del pastizal exótico y la pérdida de biodiversidad derivada de la destrucción y el reemplazo de ambientes nativos. Recomendamos un análisis más detallado del impacto humano en los sitios para mejorar la correlación entre la modificación del hábitat y la biodiversidad.

Palabras claves: Ecología de comunidades; Selva Paranaense; Trampas de Caída; San Sebastián de la Selva; Relevamiento.

## Introducción

La Selva Paranaense es la eco-región más biodiversa de Argentina, presente únicamente en la provincia de Misiones donde ocupa 3 millones de hectáreas (Placi y Di Bitetti, 2006). En la región la temperatura media anual es de 20° C y la precipitación ronda los 2000 mm (Burkart *et al.*, 1999). Comprende selvas tropicales en su extremo norte y subtropicales en latitudes menores (Cuchietti *et al.*, 2021). La selva misionera ha sufrido una gran pérdida de biomasa debido a la actividad humana (Placi y Di Bitetti, 2006). La fragmentación de hábitat tiene efectos negativos sobre las poblaciones remanentes, especialmente para reptiles y anfibios (Cushman, 2006; Lopez-Bedoya *et al.*, 2022; Iglesias-Carrasco *et al.*, 2023), afectando disponibilidad de recursos, temperatura, flujos de agua y composición de suelo (Saunders *et al.*, 1991). La exclusión de prácticas dañinas como pesca y ganadería permiten la recuperación de ecosistemas y la renovación y sucesión de especies, aunque los efectos están poco estudiados (Fredericksen y Fredericksen, 2002; Leynaud y Bucher, 2005; Dobkin *et al.*, 2008).

Los relevamientos de fauna constituyen una gran fuente de información para conocer el estado de conservación y la densidad poblacional de especies, además de ser una herramienta útil en la mejora de estrategias de conservación para animales con riesgo de extinción (Heyer *et al.*, 1994; McCallum, 2007). La herpetofauna enfrenta un declive poblacional a nivel mundial, principalmente debido a la fragmentación y pérdida de hábitat, contaminación y otras causas tanto directas como indirectas relacionadas a actividades antrópicas (Alford y Richards, 1999; Gibbons *et al.*, 2000; Cano y Leynaud, 2009). Debido a esto, los estudios que abordan la riqueza, abundancia y diversidad de reptiles y anfibios adquieren un papel fundamental para su conservación. Se han realizado listados de herpetofauna en la provincia de Misiones (López y Kubisch, 2008; López y Nazer, 2009; Lescano *et al.*, 2013; Gangenova *et al.*, 2018; Anfuso *et al.*, 2020; López y Garey, 2021; Gangenova *et al.*, 2025) aunque pocos han contado con distintas metodologías de muestreo simultáneas. La utilización de diversas técnicas de muestreo permite un estudio más completo, logrando una mayor toma de datos y una mejor comprensión sobre la diversidad en una región amenazada y de alta diversidad como lo es la Selva Paranaense. Además, el muestreo estratificado permite conocer las diferencias en la diversidad entre los ambientes, arrojando información sobre la dispo-

sición de las comunidades de reptiles y anfibios frente a la fragmentación de hábitat en el Bosque Atlántico.

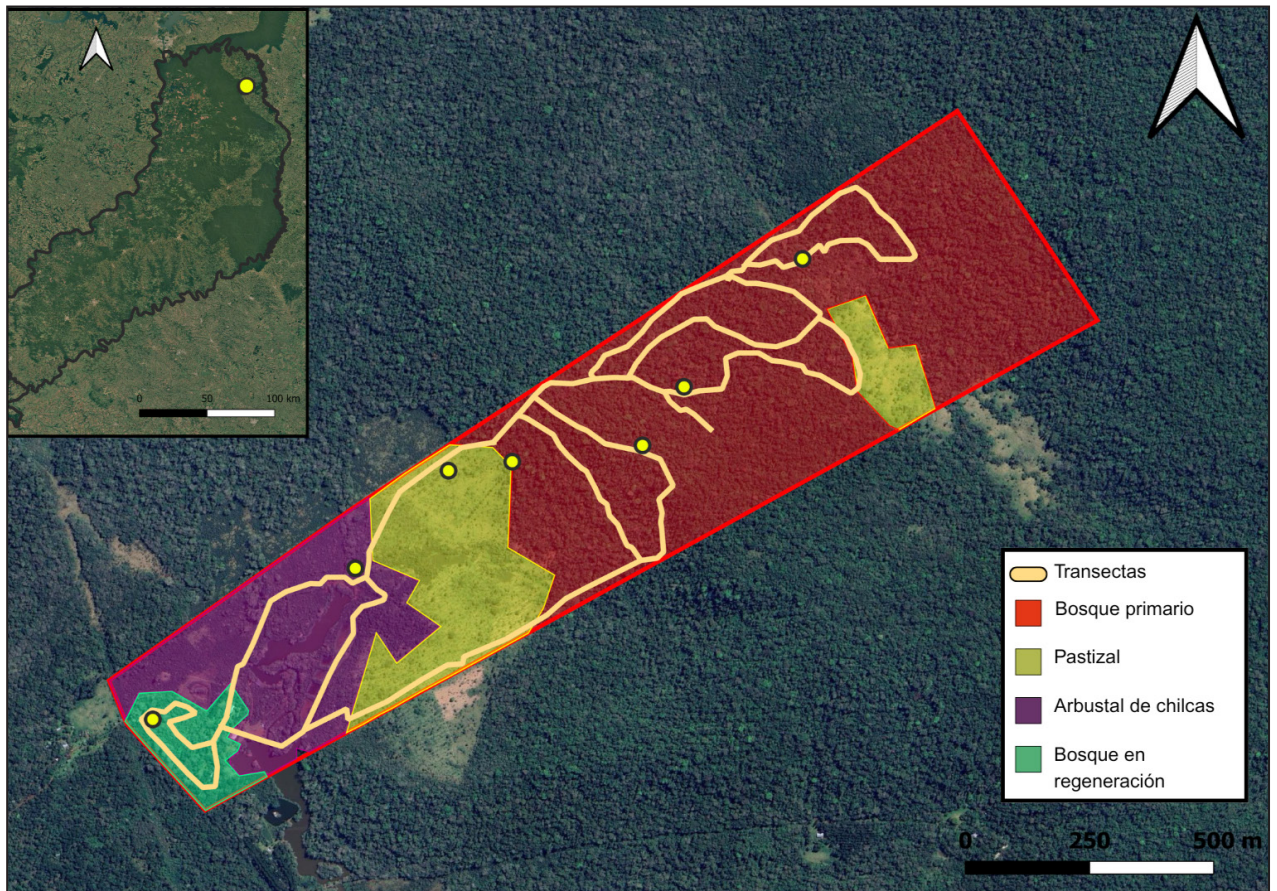
El objetivo de este trabajo es presentar un listado de la herpetofauna registrada en la reserva, analizar la diversidad alfa y beta en los sitios delimitados y comparar los resultados entre los sitios. Debido al impacto generado por la fragmentación de hábitats en comunidades de herpetofauna, se espera observar diferencias significativas entre los sitios.

## Materiales y métodos

El estudio fue realizado en la Reserva Privada San Sebastián de la Selva (25°51'27.3"S; 53°58'32"W), ubicada en la localidad de Comandante Andresito, al noreste del Departamento General Belgrano, Misiones, Argentina (Fig. 1). La reserva forma parte del Corredor Biológico Uruguay-í-Foerster, lo cual influye positivamente en el movimiento de fauna y la recolonización de ambientes por especies vegetales autóctonas (Bennett, 2003), transformándola en un excelente parche en recuperación rodeado de selva protegida y poco intervenida. Algunas zonas de la reserva, antiguamente explotadas para la pesca y la ganadería, han sido recuperadas gracias al cese de estas actividades y a los constantes esfuerzos de conservación y reforestación. Actualmente, la reserva comprende 92 hectáreas de bosque y abarca un amplio espectro de microambientes en su extensión: pastizales exóticos, cuerpos de agua estacionales y no estacionales artificiales (lagunas e interconexiones), selva primaria y selva secundaria.

Se llevaron a cabo 6 campañas desde 2019 hasta 2023, designando fechas de muestreo de acuerdo con los meses lluviosos. Cada campaña duró entre 8 y 10 días, independientemente de la cantidad de animales relevados. La reserva fue dividida en sitios utilizando la vegetación predominante (Matteucci y Colma, 1998) como parámetro. Se recopiló información histórica para aproximar la intervención humana sobre cada ambiente. Se delimitaron 4 sitios principales (Fig. 1):

Bosque primario (BP): considerado como la porción de territorio menos intervenida dentro de la reserva, cuenta con vegetación leñosa de gran tamaño e incluye especies emblemáticas tales como el Timbó Colorado (*Enterolobium contortisiliquum*), el Ibirá Pitá (*Peltophorum dubium*) o el Curupay (*Anadenanthera colubrina*). Posee cuerpos de agua lóticos y de bajo caudal, referidos como “arroyos selváticos”.



**Figura 1.** (Izq) Mapa satelital de Misiones, señalando la ubicación de la Reserva Privada San Sebastián de la Selva. (Der) Fotografía satelital de la Reserva Privada San Sebastián de la Selva, con polígonos delimitando la división de sitios propuesta.

Arbustal de chilcas (AC): territorio dentro de la reserva ocupado principalmente por arbustos como Chilca (*Baccharis salicifolia*) y Chichita (*Schinus terebinthifolia*), de origen natural con cierto grado de antropización. Este ambiente posee cuerpos de agua estacionarios de origen antrópico, denominados localmente como “tajamares”. Cuenta con algunas edificaciones en uso.

Bosque en recuperación (BR): zona de bosque secundario, previamente explotada para extraer madera en pequeñas cantidades. Contiene especies vegetales de pocos años de antigüedad como Maria Preta (*Diatenopteryx sorbifolia*) y Guayubira (*Patagonula americana*), con pocas leñosas de gran tamaño como Laurel Amarillo (*Nectandra lanceolata*). En este ambiente se encuentran cuerpos de agua lénticos transitorios, los cuales se inundan durante periodos de lluvia.

Pastizal exótico (PE): Porción de pastura ubicada entre el arbustal de chilcas y el bosque primario, dominado por el Pasto Estrella Africano (*Cynodon nlemfuensis*), previamente utilizado con fines gana-

deros. Cuenta con pequeñas regiones inundables en periodo de lluvias.

Se emplearon métodos de búsqueda activos y pasivos. El tiempo invertido por búsqueda activa fue aproximadamente de 8 horas/persona/día, realizándose transectas tanto de día como de noche, distribuidas uniformemente a través de los distintos sitios. Se implementaron trampas cerco-pozo (Bury y Corn, 1987; Gibbons y Semlitsch, 1981; Heyer *et al.*, 1994) compuestas por tres cercas dispuestas alrededor de un balde central y con baldes al final de cada cerca. Se utilizaron baldes de plástico con una capacidad de 10 litros y de 26 cm de diámetro y las cercas fueron confeccionadas con chapas de fibrocemento levemente enterradas. Las trampas se colocaron siguiendo la división de sitios previamente especificada, colocando 2 trampas por sitio. Las trampas fueron activadas al principio de cada campaña, siendo revisadas una vez por día, y desactivadas al final de esta. Además, se confeccionaron refugios/coberturas artificiales, debido a su alta eficacia en el muestreo de reptiles y anfibios

(Grant *et al.*, 1992; Engelstoft y Ovaska, 2000). Cada cobertura artificial contó con 6 láminas de chapa de fibrocemento, ocupando un área de 3 metros por 5 metros. Se dispusieron trampas en cada uno de los sitios delimitados. Con el fin de registrar la mayor cantidad posible de individuos, se llevó a cabo una colecta de registros audiovisuales de herpetofauna por parte del personal de la reserva y de visitantes casuales. Se tomaron en cuenta fotografías y registros para confirmar las coordenadas y la identificación del individuo por parte de los investigadores durante el periodo 2019-2023.

Todos los individuos avistados fueron colectados y posteriormente examinados para determinar el taxón. Se registró lugar y fecha de captura y método utilizado. Se realizó un registro fotográfico de los individuos y posteriormente fueron devueltos al punto de captura. No se efectuó la colecta de vouchers de estudio debido a las normas de manejo vigentes en la reserva. Se dimensionó el esfuerzo de muestreo a través de curvas de acumulación, estimando los valores de diversidad para cada grupo. Se determinó la diversidad alfa mediante el cálculo de la riqueza (S) para cada ambiente y el conjunto de la reserva. Se utilizó el índice de Shannon-Wiener (H) para

cuantificar la diversidad de especies y la equitatividad de Shannon (E) para determinar la distribución de la abundancia de las especies en cada ambiente. Se realizó una prueba T de Hutcheson (Zar, 1996) para cuantificar diferencias entre los índices de Shannon-Wiener y se graficaron los resultados. Además, se graficaron curvas de rango-abundancia para la totalidad de los taxones en cada ambiente. Para la comparación entre ambientes se consideraron dos índices de similitud de diversidad beta, siendo el Índice de Jaccard (J) un parámetro cualitativo y el Índice de Czekanowski (C) uno cuantitativo. Todos los índices fueron calculados mediante el paquete Vegan de R Studio (Oksanen *et al.*, 2015).

### Resultados

Se registraron 759 individuos correspondientes a 38 taxones: 21 especies de anuros (5 familias), 3 lacertilios (3 familias), 12 ofidios (4 familias), 1 anfisbénido (1 familia) y 1 tortuga (1 familia) (Tabla 1). El estado de conservación de los individuos fue mayoritariamente No Amenazado, presentando un taxón Amenazado, tres taxones Vulnerables y un taxón Insuficientemente Conocido a nivel nacional (Vaira *et al.*, 2012; Giraudo *et al.*, 2012; Abdala *et*

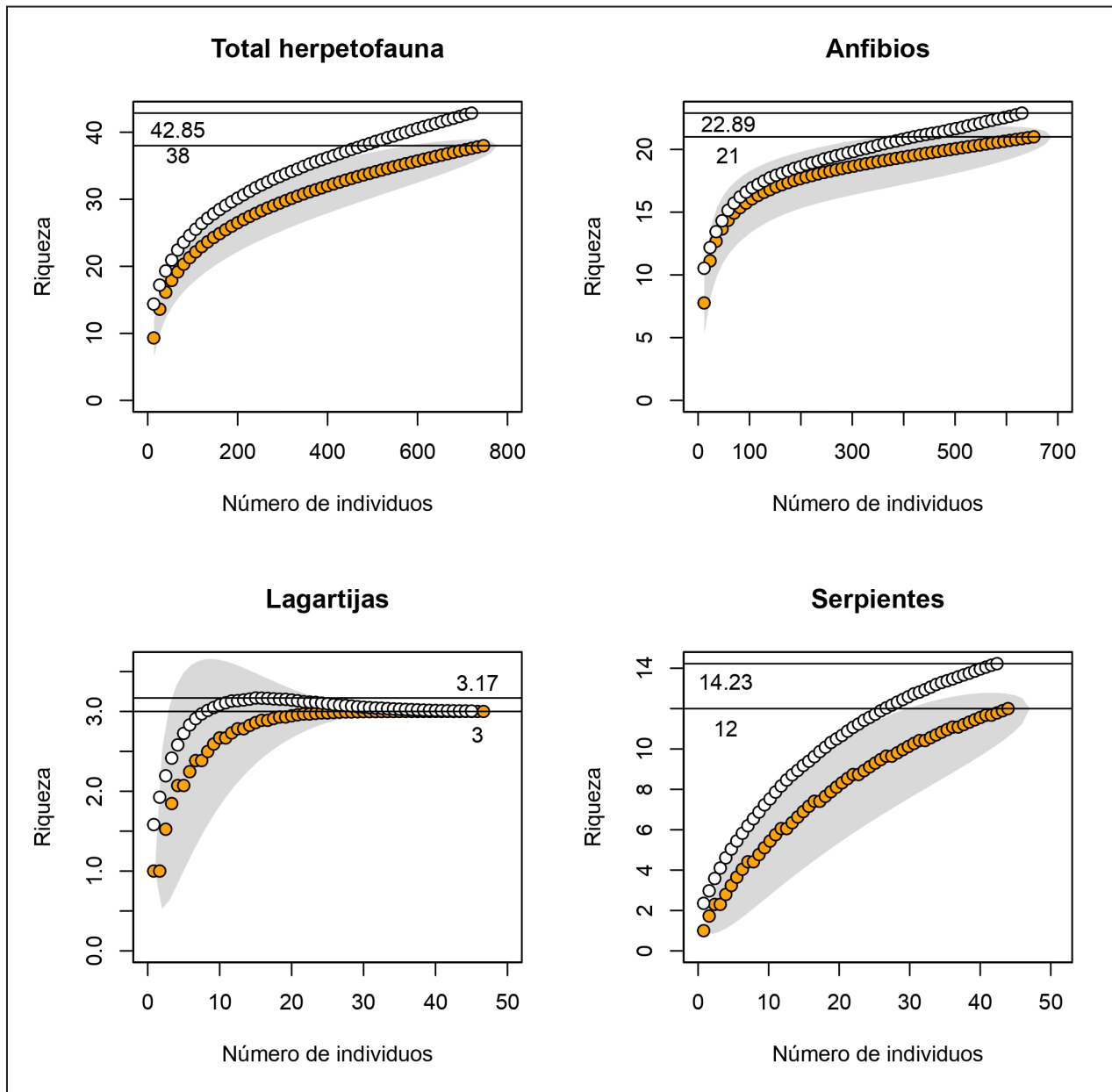
**Tabla 1.** Especies registradas durante el relevamiento de herpetofauna. Nomenclatura de sitios: Bosque Primario= BP, Bosque en recuperación= BR, arbustal de chilcas= AC, Pastizal exótico= PE, arbustal de chilcas, únicamente en edificaciones = AC\*. Método de muestreo: BA= Búsqueda Activa, TA= Transecta auditiva, RF= Registro fotográfico, TC= Trampa de caída, TR= Trampa refugio.

Especie	N° de individuos	Sitios registrados	Categoría de conservación	Método de muestreo
Lacertilios				
Familia Gekkonidae				
<i>Hemidactylus mabouia</i>	5	AC*	NA	BA
Familia Scincidae				
<i>Notomabuya frenata</i>	9	BP, AC	NA	BA, TC
Familia Teiidae				
<i>Salvator merianae</i>	27	BP, BR, AC, PE	NA	BA, TC, TR
Serpientes				
Familia Anomalepididae				
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	25	BP, BR, AC, PE	NA	BA
Familia Colubridae				
<i>Spilotes pullatus</i>	4	BP, BR, AC*	VU	BA
Familia Dipsadidae				
<i>Erythrolamprus macrosomus</i>	2	BR	VU	BA
<i>Erythrolamprus poecilogyrus schotti</i>	1	AC	NA	BA
<i>Dryophylax hypoconia</i>	1	AC	NA	RF
<i>Mesotes strigatus</i>	1	PE	NA	RF

<i>Philodryas olfersii</i>	2	BR, AC*	NA	BA, RF, TR
Familia Elapidae				
<i>Micrurus altirostris</i>	3	BP, BR	VU	BA, RF
<i>Micrurus corallinus</i>	1	BR	VU	RF
Familia Viperidae				
<i>Bothrops jararacussu</i>	4	BP, BR, AC*, PE	AM	BA, RF
<i>Bothrops aff. pubescens</i>	7	BP, AC	NA	BA, RF
<i>Crotalus durissus terrificus</i>	4	BP, AC*	NA	BA, RF
Anfisbenas				
<i>Amphisbaena prunicolor</i>	1	AC	NA	BA
Tortugas				
<i>Phrynops geoffroanus</i>	1	BR	IC	BA
Anuros				
Familia Bufonidae				
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	1	BP	NA	BA
<i>Rhinella diptycha</i>	8	BR, AC	NA	BA, TA
<i>Rhinella icterica</i>	1	AC	NA	BA
<i>Rhinella ornata</i>	27	BP	NA	BA, TC
Familia Hylidae				
<i>Boana stellae</i>	8	BP	NA	BA, TA
<i>Boana faber</i>	19	BR, AC	NA	BA, TA
<i>Boana raniceps</i>	1	AC	NA	BA, TA
<i>Dendropsophus minutus</i>	88	BR, AC	NA	BA, TA
<i>Dendropsophus nanus</i>	59	BR, AC	NA	BA, TA
<i>Dendropsophus sanborni</i>	70	BR, AC	NA	BA, TA
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	10	BR	NA	BA, TA
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	1	AC	NA	BA, TA
<i>Scinax fuscovarius</i>	105	BP, BR, AC, PE	NA	BA, TA
<i>Trachycephalus typhonius</i>	16	BR, AC	NA	BA, TA
Familia Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus elenae</i>	7	BP, BR, AC	NA	BA
<i>Leptodactylus fuscus</i>	60	BR, AC	NA	BA, TA
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	49	BR, AC	NA	BA, TA, TR
<i>Leptodactylus luctator</i>	38	BP, BR, AC	NA	BA
<i>Physalaemus cuvieri</i>	53	BP, BR, AC, PE	NA	BA, TA, TC
Familia Microhylidae				
<i>Elachistocleis bicolor</i>	37	BR, AC	NA	BA, TC, TR
Familia Odontophrynidae				
<i>Odontophrynus sp.</i>	3	BR, AC	NA	BA, TC

al., 2012; Prado *et al.*, 2012; Vaira *et al.*, 2017). Se graficó una curva de acumulación de riqueza observada y se estimó la riqueza esperada para el total de la herpetofauna, las serpientes, las lagartijas y los anfibios (Fig. 2). Se confeccionó una tabla indicando la abundancia total de individuos, riqueza, índice de

Shannon-Wiener y equitatividad para cada uno de los ambientes delimitados (Tabla 2). Se realizó una comparación entre los índices de Shannon-Wiener mediante un Test T de Hutcheson y se graficaron los resultados, indicando diferencias significativas (Fig. 3). Se agregaron gráficos de rango-abundancia para



**Figura 2.** Curvas de rarefacción para a) herpetofauna total b) anfibios c) lagartijas d) serpientes. La curva blanca representa la riqueza esperada, la curva naranja representa la riqueza observada y la sombra gris representa el intervalo de confianza.

una mejor visualización de los resultados de equitatividad (Fig. 4). Además, se confeccionó una segunda tabla con los índices de Jaccard y Czekanowski para cada par de ambientes (Tabla 3). No se graficaron los datos para tortugas y anfibios debido al bajo número de taxones registrados. Por último, se tomaron fotografías a todos los individuos con el fin de crear material de referencia (Fig. 5 y Fig. 6)

## Conclusión

Los resultados corroboran una riqueza de anfibios

similar a la de otros inventarios de herpetofauna realizados en el área (López y Kubisch, 2008; López y Nazer, 2009; Lescano *et al.*, 2013; Anfuso *et al.*, 2020). En concordancia con estudios previos la familia más representativa fue Hylidae, con 10 taxones. Se registraron 3 individuos pertenecientes al género *Odontophrynus*, cuya identidad taxonómica a nivel de especie no pudo ser resuelta debido a la ausencia de estudios de cariotipo en este trabajo y la falta de caracteres morfológicos diagnósticos (Rosset *et al.*, 2022). Se confirmó la presencia de especies poco frecuentes, como *Boana stellae*, que puede diferenciarse

**Tabla 2.** Abundancia total, riqueza, índice de Shannon-Wiener y equitatividad registrada en los distintos sitios de la reserva.

	Bosque primario	Bosque en recuperación	Arbustal de chilcas	Pastizal	Total
Abundancia total	78	155	516	10	759
Riqueza	19	24	29	6	38
Shannon-Wiener	2,346	2,554	2,674	1,696	-
Equitatividad	0,797	0,815	0,794	0,946	-

de otras especies simpátricas mediante medidas de largo hocico-cloaca y análisis de canto (Kwet, 2008). Se registró un número de anuros menor al esperado según la curva de rarefacción, por lo cual se recomienda aplicar nuevas metodologías de muestreo para aumentar la riqueza registrada.

La riqueza de lagartijas (3 taxones) fue similar a la observada en zonas cercanas (López y Kubisch, 2008; López y Nazer, 2009) y próxima a la estimada por la curva de rarefacción, denotando un esfuerzo de muestreo acorde. Asociamos las bajas abundancias de anfibios a los hábitos fosoriales de este grupo y a la dificultad consecuente para registrar individuos (Measey, 2006).

Se registró una sola especie de tortuga, *Phrynops geoffroanus*, especie que suele habitar ríos y lagunas selváticas, incluyendo áreas alteradas por actividades humanas (Souza y Abe, 2006). Se obtuvieron múltiples registros de *P. geoffroanus* asoleándose en distintos cuerpos de agua lénticos permanentes. Debido a la cercanía y la repetición de las observaciones y fotografías obtenidas, asumimos que se trataba de un único individuo. Este registro representa la observación más al norte de Misiones y Argentina (Baldo *et al.*, 2007).

En lo que respecta a las serpientes, se registró una riqueza considerablemente menor que en otros listados de herpetofauna realizados (Montanelli y Acosta, 1991; Acosta *et al.*, 1994; López y Kubisch, 2008; López y Nazer, 2009). Se observa en la curva de rarefacción un valor menor al esperado según el esfuerzo de muestreo. El bajo número de ofidios capturados puede haber sido consecuencia de la poca profundidad de los baldes utilizados en las trampas de caída (Pesci *et al.*, 2018) y de la falta de trampas especializadas para ofidios como las trampas de embudo (Corn y Bury, 1990). Similar a estudios previos, la familia más representativa fue Dipsadidae, con 6 taxones (Montanelli y Acosta, 1991; Acosta *et al.*, 1994; Giraudo y Abranson, 1994; López y Kubisch, 2008; Anfuso *et al.*, 2020). Se observó un alto número de individuos de *Liotyphlops ternetzii* (25 individuos) en comparación a otros trabajos de

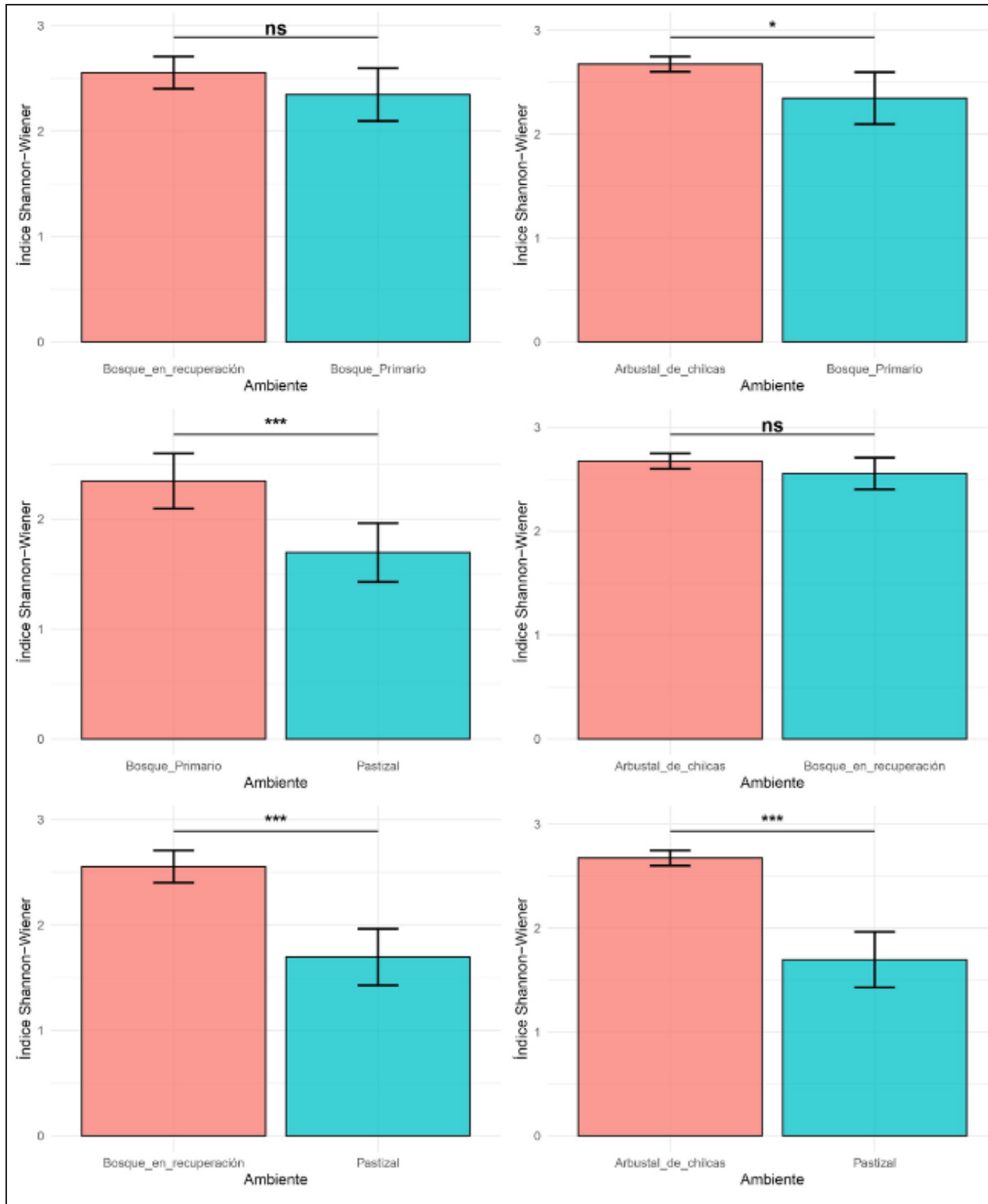
la zona que, además, se calificó como “escasa” o “de difícil hallazgo” en trabajos previos sobre la selva de Misiones (López y Nazer, 2009; López y Prado, 2012). Los individuos fueron encontrados activos durante la noche en diversos ambientes, con la mayor cantidad de registros en el arbustal de chilcas. Se registraron 7 individuos del género *Bothrops* pertenecientes al grupo *neuwiedii*, determinados como *Bothrops aff. pubescens* según Carrasco *et al.* 2019. Entre los individuos registrados de *Micrurus altirostris*, uno de los ejemplares hallados presentaba una aberración en el patrón dorsal, tanto del cuerpo como de la cabeza. Se publicó una descripción de la aberración incluyendo fotografías (Sabaliauskas y Ortega, 2023).

La curva de acumulación para el total de la herpetofauna registrada se encuentra muy cercana al estimador, por lo cual consideramos que el esfuerzo de muestreo fue adecuado para caracterizar la comunidad a nivel global, a pesar de las variaciones observadas en grupos específicos. La búsqueda activa fue el método más eficaz de captura de individuos, logrando capturar el 92% de los taxones registrados. Los métodos pasivos, como las trampas de caída y los refugios artificiales, lograron menor resultado a comparación con los métodos activos. La utilización de trampas de caída en ambientes tropicales/subtropicales requiere de especial atención al material y al lugar de colocación para su mayor rendimiento (Cechin y Martins, 2000). Atribuimos el bajo rendimiento de estas trampas al uso de cercas de fibrocemento y baldes de baja profundidad, difiriendo de técnicas herpetológicas estándar (Todd *et al.*, 2007). Los refugios artificiales tuvieron resultados de manera inicial, aunque posteriormente quedaron obsoletos debido al crecimiento de la vegetación circundante, dificultando la captura de herpetofauna. Se recomienda repensar estrategias para colocar esta clase de trampas sin interferencia de las especies vegetales.

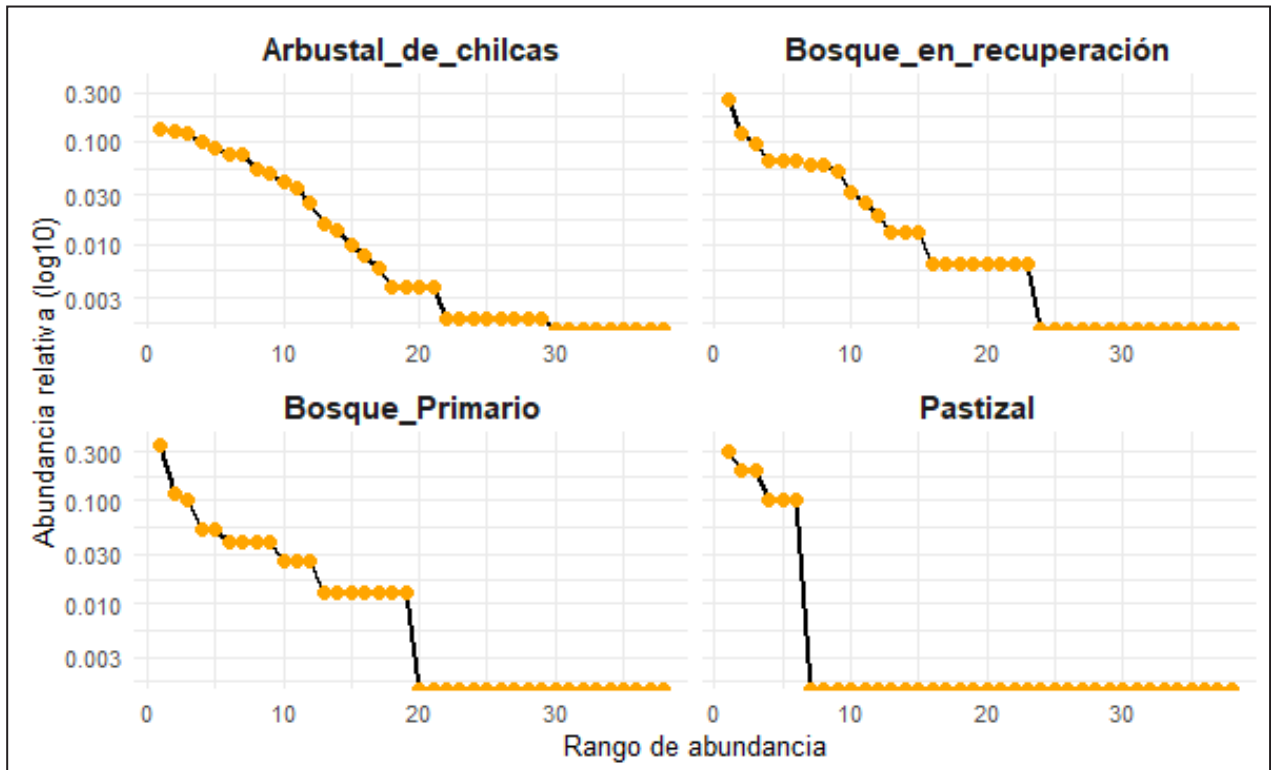
La diversidad alfa presentó diferencias entre los sitios, con variaciones según los índices evaluados. El arbustal de chilcas presentó los valores más altos

de riqueza y de Shannon-Wiener, y el más bajo de equitatividad. Los altos valores de diversidad alfa pueden responder a una mayor superficie de agua y disponibilidad de otros recursos gracias a la genera-

ción de un ambiente estable debido a la acción antrópica (Gardner *et al.*, 2007). Entendemos que la alta abundancia de individuos registrados corresponde al uso de los tajamares como sitios de alimentación



**Figura 3.** Comparación entre índices de Shannon-Wiener para cada ambiente mediante la prueba T de Huteson, con sus respectivos intervalos de confianza, para todos los taxa en conjunto. ns= no significativo, \*=  $p < 0.05$ , \*\*\*= $p < 0.001$ .



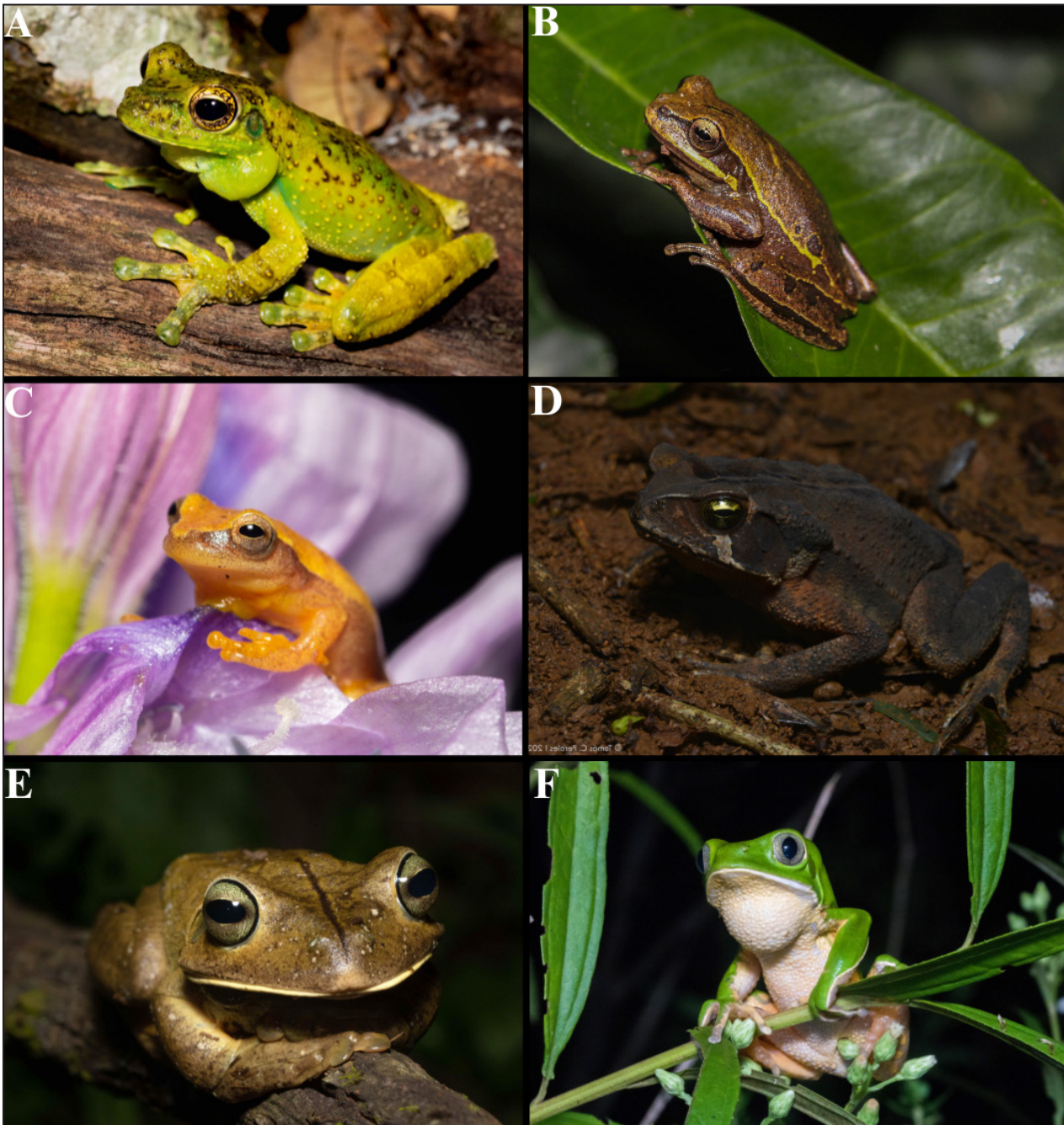
**Figura 4.** Curvas de rango-abundancia en cada ambiente para todos los taxones en conjunto.

y reproductivos para numerosos reptiles y anfibios (Jofré *et al.*, 2010). Sin embargo, la baja equitatividad puede estar respondiendo a una estructura de los ensambles con dominancia de especies. El siguiente sitio con una alta diversidad alfa fue el bosque en recuperación, con una riqueza e índice de Shannon-Wiener menor al arbustal de chilcas y una equitatividad similar al arbustal de chilcas y el bosque primario. Consideramos que, aunque el bosque en recuperación ha sido afectado por actividad humana, las condiciones naturales alcanzadas mantienen una comunidad de herpetofauna con una alta diversidad. En concordancia con otros estudios en

áreas antropizadas, la pérdida de diversidad asociada a la actividad humana podría estar acompañada por el reemplazo de especies originales por especies colonizadoras. (Iglesias-Carrasco *et al.*, 2023). El bosque primario presentó una diversidad alfa menor, con valores de riqueza y de Shannon-Wiener inferiores a los de los sitios mencionados previamente, y una equitatividad similar. Se encontraron diferencias significativas entre el índice de Shannon-Wiener del bosque primario y el del arbustal de chilcas en la comparación entre índices. Esta menor diversidad alfa puede estar relacionada a la pérdida de especies en parches fragmentados de bosques tropicales o

**Tabla 3.** Diversidad beta entre sitios, reportando el índice de Jaccard (J) y el índice de Czekanowski (C) para cada par.

	Bosque primario	Bosque en recuperación	Arbustal de chilcas	Pastizal
Bosque primario	-	J = 0,448 C = 0,198	J = 0,455 C = 0,115	J = 0,190 C = 0,160
Bosque en recuperación	J = 0,448 C = 0,198	-	J = 0,529 C = 0,417	J = 0,115 C = 0,060
Arbustal de chilcas	J = 0,455 C = 0,115	J = 0,529 C = 0,417	-	J = 0,167 C = 0,034
Pastizal	J = 0,190 C = 0,160	J = 0,115 C = 0,060	J = 0,115 C = 0,034	-



**Figura 5.** Anfibios de la Reserva Privada San Sebastián de la Selva: A) *Itapotihyla langsdorffi* B) *Boana stellae* C) *Dendropsophus minutus* D) *Rhinella ornata* E) *Boana faber* F) *Phyllomedusa tetraploidea*.

subtropicales (Turner, 1996) o un submuestreo del bosque primario, debido a la dificultad de observar ciertas especies, y el bajo rendimiento de las trampas de caída (Hsu *et al.*, 2005). Se sugiere, para futuros estudios, considerar un muestreo por cuadrantes para localizar taxones no registrados (Doan, 2009) y analizar cambios en la significancia de los datos. Por último, el pastizal exótico presentó los valores más bajos de riqueza y diversidad y una mayor equitativi-

dad, distinta a los otros sitios. La comparación de los índices de Shannon-Wiener evidenció variaciones significativas entre los sitios, mostrando el pastizal valores significativamente menores respecto a los demás. Esta diferencia puede explicarse por la pérdida de especies al reemplazar un ambiente nativo por una plantación exótica casi homogénea. La baja diversidad alfa registrada responde a la alteración de las condiciones ambientales producto del uso



**Figura 6.** Reptiles de la Reserva Privada San Sebastián de la Selva: A) *Bothrops jararacussu* B) *Micrurus altirostris* C) *Amphisbaena prunicolor* D) *Philodryas olfersii* E) *Phrynops geoffroanus* F) *Notomabuya frenata*.

humano, siendo la destrucción de hábitats una de las causas principales en la pérdida de herpetofauna (Gibbons *et al.*, 2000) y el efecto negativo de pastizales exóticos sobre la herpetofauna (Lopez-Bedoya *et al.*, 2022). Aunque el pastizal exótico mostró la mayor equitatividad, creemos que estos resultados se asocian con la escasa cantidad de especies presentes y una abundancia relativamente uniforme entre ellas. Se recomienda optimizar las herramientas de

muestreo pasivo para descartar sesgos de captura.

La diversidad beta evidenció diferencias en la composición de especies entre los ambientes, tanto para el índice de Jaccard como para el índice de Czekanowski. El índice de Jaccard reportó similitud media entre el bosque primario, el bosque en recuperación y el arbustal de chilcas, coincidente con la similitud en características ambientales y conectividad de ambientes distintos (Bell y Donnelly, 2006;

Kopp y Eterovick, 2006; Jofré *et al.*, 2010; López y Garey, 2021). Se observó una baja similitud entre cada uno de estos ambientes y el pastizal exótico, lo cual es esperable dada la pérdida de riqueza y diversidad alfa registrada en este sitio, consecuencia de la homogeneización y simplificación del paisaje. Por su parte, el índice de Czekanowski indicó una baja similitud en la abundancia de especies entre todos los sitios, aunque con una correspondencia ligeramente mayor entre el bosque primario y el bosque en recuperación. Debido a que el índice de Czekanowski pondera las abundancias de las especies, estos resultados refuerzan la idea de una comunidad herpetofaunística parcialmente compartida en ambientes con características estructurales similares, pero con diferencias en las abundancias de los taxones.

En este estudio se determinó una marcada pérdida de diversidad en el ambiente de pastizal exótico en comparación con otras zonas de la reserva. Los bajos valores de los índices alfa y beta evidencian que, independientemente del cese de las actividades antrópicas, los tiempos de recuperación son largos y los efectos negativos perduran en el tiempo (Meli *et al.*, 2017). Sin embargo, otros sitios de la reserva que sufrieron cambios antrópicos en menor medida han mostrado altos niveles de diversidad, incluso por encima de los ambientes protegidos y conservados. La creación de microhábitats que presentan condiciones bióticas y abióticas distintas a otros hábitats naturales puede favorecer a los reptiles y anfibios tanto en términos de termorregulación como de disponibilidad de presas y cuerpos de agua (Jofré *et al.*, 2010; Gardner *et al.*, 2007; Graitson *et al.*, 2020). Utilizando técnicas para estimar el grado de antropización de cada ambiente, se podrían obtener resultados más robustos sobre el papel de los cambios antrópicos en la distribución y la diversidad de las comunidades de herpetofauna. Sería ventajoso realizar estudios de variación temporal en la diversidad, tanto para corto como largo plazo.

La creación de reservas y áreas protegidas desempeña un papel central en la conservación de ambientes fragmentados, como la selva paranaense (Ervin, 2003; Avigliano *et al.*, 2019). Áreas previamente afectadas por actividades humanas pueden fomentar la conservación de comunidades de plantas y animales, incentivando la regeneración de ecosistemas y una recuperación de la biodiversidad. Investigar la composición de estas comunidades nos permite conocer de manera integral los desafíos de

restaurar un ambiente y acercarnos al camino de la restauración ecológica.

### Agradecimientos

Agradecemos al Instituto Misionero de Biodiversidad por los permisos de manipulación de fauna (Disposición N° 33/23 Reg. Dirección Gral. Ejecutiva IMiBio). Al proyecto Bayka, por el financiamiento y el trabajo de conservación en Argentina, fomentando relevamientos de fauna y otros estudios sobre la biodiversidad. Agradecemos a E. Santos Ortega, F. Venditti, G. Lafuente, R. Concari, R. Labrousse, A. Ferreira, T. Thibaud, B. Lartigau y a quienes contribuyeron al trabajo con registros fotográficos y buena predisposición para ayudar en las tareas. A J. M. Sánchez, por su colaboración y consejos en la redacción de este manuscrito. En memoria de D. Piedrabuena, gran colega y amiga para todos nosotros, siempre dedicada a la conservación del patrimonio biocultural común.

### Literatura citada

- Abdala, C.; Acosta, J.; Acosta, J.; Álvarez, B.; Arias, F.; Avila, L.J.; Blanco, G.; Bonino, M.; Boretto, J.; Brancatelli, G.; Breitman, M.; Cabrera, M.; Cairo, S.; Corbalán, V.; Hernando, A.; Ibagüengoytia, N.; Kacoliris, F.; Laspiur, A.; Montero, R. & Vega, L. 2012. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 215-248.
- Acosta, S.; Giraud, A. & Montanelli, S. 1994. Composición de la ofidiofauna (Reptilia: Serpentes) del Parque Nacional Iguazú, provincia de Misiones, Argentina. *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 10: 6-8.
- Alford, R. & Richards, S. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-165.
- Anfuso, J.; Elsegood, S.; Bauni, V.; Giacchino, A. & Gasparri, B. 2020. Inventario de biodiversidad del Monumento Natural "Isla Palacio" (provincia de Misiones, Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie* 22: 231-248.
- Avigliano, E.; Rosso, J. J.; Lijtmaer, D. A.; Ondarza, P. M.; Piacentini, L. N.; Izquierdo, M.; Cirigliano, A.; Romano, G.; Nuñez Bustos, E.; Porta, A.; Mabrugaña, E.; Grassi, E.; Palermo, J.; Bukowski, B.; Tubaro, P. & Schenone, N. 2019. Biodiversity and threats in non-protected areas: A multidisciplinary and multi-taxa approach focused on the Atlantic Forest. *Heliyon* 5: 1-13
- Baldo, D.; Martinez, P. A.; Boeris, J. & Giraud, A. 2007. Reptilia, Chelonii, Chelidae, *Phrynops geoffroanus* Schweigger, 1812 and *Mesoclemmys vanderhaegei* (Bour, 1973): Distribution extension, new country record, and new province records in Argentina. *Check List*. 3: 348-352.
- Bell, K.E., & Donnelly, M. A. 2006. Influence of Forest Fragmentation on Community Structure of Frogs and Lizards in Northeastern Costa Rica. *Conservation Biology* 20: 1750-1760.

- Bennett, A. 2003. *Linkages in the Landscape; The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. Edición 2.
- Burkart, R.; Barbaro, N.O.; Sánchez, R.O. & Gómez, D.A. 1999. Ecorregiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires. pp. 43.
- Bury, R.B. & Corn, P.S. 1987. Evaluation of pitfall trapping in northwestern forests: Trap arrays with drift fences. *The Journal of Wildlife Management* 51: 112.
- Cano, P. & Leynaud, G. 2009. Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *European Journal of Wildlife Research* 56: 411-420.
- Carrasco, P.; Grazziotin, F.; Santa-Cruz, R.; Koch, C.; Ochoa, J.; Scrocchi, G.; Leynaud, G. & Chaparro, J.C. 2019. A new species of Bothrops (Serpentes: Viperidae: Crotalinae) from Pampas del Heath, southeastern Peru, with comments on the systematics of the Bothrops neuwiedi species group. *Zootaxa*. 4565: 301-344.
- Cechin, S. & Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17: 729-740.
- Corn, P.S. & Bury, R.B. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. *Wildlife-Habitat Relationships: Sampling Procedures for Pacific Northwest Vertebrates* 16: 1-16.
- Cuchietti, A.; Rost, E.I.; Bono, J.; Miranda, J.; Lopez, L.; García, S.; Arbeletche, G. & Quarleri, S. 2021. Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos (INBN2). Informe de la Región forestal Selva Paranaense.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Amphibians: A Review and Prospectus. *Biological Conservation* 128: 231-240
- Doan, T. 2009. Which Methods Are Most Effective for Surveying Rain Forest Herpetofauna? *Journal of Herpetology* 37: 72-81.
- Dobkin, D.S.; Rich, A.C. & Pyle, W.H. 2008. Habitat and avifaunal recovery from livestock grazing in a riparian meadow system of the northwestern Great Basin. *Conservation Biology* 12: 209-221.
- Engelstoft, C. & Ovaska, K.E. 2000. Artificial cover-objects as a method for sampling snakes (*Contia tenuis* and *Thamnophis* spp.) in British Columbia. *Northwestern Naturalist* 81(1): 35.
- Ervin, J. 2003. Protected area assessments in perspective. *BioScience* 53: 819-822.
- Fredericksen, N.J. & Fredericksen, T.S. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. *Biodiversity and Conservation* 11: 27-38.
- Gangenova, E.; Zurita, G.A. & Marangoni, F. 2018. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic forest of Argentina. *Forest Ecology and Management* 424: 529-535.
- Gangenova, E.; Varela, D.; Zurano, J.P.; Di Sallo, F.; Costa, S.; De Araujo, C.B. & Zurita, G.A. 2025. Forest corridors preserve biodiversity in tree plantation landscapes of the Southern Atlantic Forest: a multi-taxa approach using passive sampling methods. *Forest Ecology and Management* 580: 122522.
- Gardner, T.; Ribeiro Junior, M.A.; Barlow, J.; Avila-Pires, T.; Hoogmoed, M. & Peres, C. 2007. The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* 21: 775-87.
- Gibbons, J.W. & Semlitsch, R.D. 1981. Terrestrial drift fences with pitfall traps: an effective technique for quantitative sampling of animal populations. *Brimleyana* 7: 1-16.
- Gibbons, J.; Scott, D.; Ryan, T.; Buhlmann, K.; Tuberville, T.; Metts, B.; Greene, J.; Mills, T.; Leiden, Y.; Poppy, S. & Winne, C. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50: 653-666.
- Giraud, A. & Abranson R. 1994. Comentarios sobre los ofidios registrados en una localidad del centro de la provincia de misiones, argentina. *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 10: 8-10.
- Giraud, A.; Arzamendia, V.; Bellini, G.; Bessa, C.; Calamante, C.; Cardozo, G.; Chiaraviglio, M.; Costanzo, M.; Etchepare, E.; Di Cola, V.; Pietro, D.; Kretzschmar, S.; Palomas, S.; Nenda, S.; Rivera, P.; Rodriguez, M.; Scrocchi, G. & Williams, J. 2012. Categorización del estado de conservación de las serpientes de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 303-326.
- Graitson, E.; Ursenbacher, S. & Lourdais, O. 2020. Snake conservation in anthropized landscapes: considering artificial habitats and questioning management of semi-natural habitats. *European Journal of Wildlife Research* 66.
- Grant, B.W.; Tucker, A.D.; Lovich, J.E.; Mills, A.M.; Dixon, P.M. & Gibbons, J.W. 1992. The use of coverboards in estimating patterns of reptile and amphibian biodiversity. In: Seigel, R. & Scott, N.J. (eds.), *Wildlife 2001*. Elsevier Science Publ., Inc., London, England, pp. 379-403.
- Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.C. & Foster, M.S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- Hsu, M.Y.; Kam, Y.C. & Fellers, G. 2005. Effectiveness of Amphibian Monitoring Techniques in a Taiwanese Subtropical Forest. *The Herpetological Journal* 15: 73-79.
- Iglesias-Carrasco, M., Medina, I., & Ord, T. J. 2023. Global effects of forest modification on herpetofauna communities. *Conservation Biology* 37: 1-12
- Jofré, M.; Cid, F. & Caviedes-Vidal, E. 2010. Spatial and temporal patterns of richness and abundance in the anuran assemblage of an artificial water reservoir from the semiarid central region of Argentina. *Amphibia-Reptilia* 31: 533-540.
- Kopp, K. & Eterovick, P. 2006. Factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at ponds in southeastern Brazil. *Journal of Natural History* 40: 1813-1830.
- Kwet, A. 2008. New species of Hypsiboas (Anura: Hylidae) in the pulchellus group from southern Brazil. *Salamandra* 44: 1-14.
- Lescano, J.; Bonino, M. & Akmentins, M. 2013. Composición y riqueza de anfibios y sus relaciones con las características de los sitios de reproducción en un sector de la Selva Atlántica de Misiones, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 27: 35-46.
- Leynaud, G. & Bucher, E. 2005. Restoration of degraded Chaco woodlands: effects on reptile assemblages. *Forest Ecology and Management* 213: 384-390.
- López, C.A.; Kubisch, E. 2008. Relevamiento in situ de la herpetofauna del Refugio Privado de Vida Silvestre Yacutinga, Provincia de Misiones (Argentina). *Boletín Científico APRONA* 40: 1-13.
- López, C.A. & Nazer, S.J. 2009. Anfíbios y reptiles de la reserva privada Yaguaroundí (Misiones, Argentina). *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay* 18: 13-34.
- López, A. & Prado, W. 2012. Anfíbios y reptiles de Misiones: guía de campo. Edición del autor, Buenos Aires. 96 pp.
- López, C & Garey, M. 2021. Anurans from Iguazú national

A. Sabaliauskas *et al.* — Herpetofauna en una reserva en Comandante Andresito, Misiones

- park and buffer area (Argentina): review of species list and ecological notes on the leaf-litter assemblages. *Revista Latinoamericana de Herpetología* 4: 69-81.
- Lopez-Bedoya, P. A.; Cardona-Galvis, E.A.; Urbina-Cardona, J. N.; Edwards, F. A. & Edwards, D. P. (2022). Impacts of pastures and forestry plantations on herpetofauna: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 59: 3038-3048
- Matteucci, S. & Colma, A. 1998. El papel de la vegetación como indicadora del ambiente. Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial, Primera edición. EUDEBA. Editores: S.D. Matteucci, G.D. Buzai. 12: 293-320.
- McCallum, M.L. 2007. Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *Journal of Herpetology* 41: 483-491.
- Measey, G.J. 2006. Surveying biodiversity of soil herpetofauna: towards a standard quantitative methodology. *Eur. J. Soil Biol.* 42: S103-S110.
- Meli, P.; Holl, K.; Benayas, J.; Jones, H.; Jones, P.; Montoya, D. & Moreno Mateos, D. 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLOS ONE* 12 (2).
- Montanelli, S. & Acosta, S. 1991. Lista preliminar de la herpetofauna del Parque Nacional Iguazú. *Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina* 7: 4.
- Oksanen, J.F.; Blanchet, G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2015. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2: 2-1.
- Pesci, G.; Sánchez, J.; Leão, S. & Pelegrin, N. 2018. Reptiles y anfibios de una localidad del Chaco Húmedo en Formosa, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 32: 47-54.
- Placi, G. & Di Bitetti, M. 2006. Environmental situation in the ecoregion of Atlantic Forest of Alto Paraná (Atlantic Forest). *The Environmental Situation Argentina* 195: 195-209.
- Prado, W.; Waller, T.A.; Albareda, D.; Cabrera, M.; Etchepare, E.; Giraud, A.; González Carman, V.; Prosdocimi, L. & Richard, E. 2012. Categorización del estado de conservación de las tortugas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26.
- Rosset, S.; Baldo, D.; Borteiro, C.; Kolenc, F.; Cazzaniga, N.J. & Basso, N. 2022. Calling Frogs by Their Name: Long-Lasting Misidentification of Tetraploid Frogs of the Genus *Odontophrynus* (Anura: Odontophrynidae). *Herpetological Monographs* 36: 80-98
- Sabaliauskas, A. & Ortega, E. 2023. MICRURUS ALTIROSTRIS (Uruguayan Coralsnake). ABERRANT PATTERN. *Herpetological Review* 54: 688-689
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecological fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Souza, F. & Abe, A. 2006. Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 252: 437-446.
- Todd, B. D., Winne, C. T., Willson, J. D., & Gibbons, J. W. 2007. Getting the drift: Examining the effects of timing, trap type and taxon on herpetofaunal drift fence surveys. *The American Midland Naturalist* 158: 292-305.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Vaira, M.; Akmentins, M.; Attademo, A.; Baldo, D.; Barrasso, D.; Barrionuevo, S.; Basso, N.; Blotto, B.L.; Cairo, S.; Cajade, R.; Cespedez, J.; Corbalán, V.; Chilote, P.; Duré, M.; Falcione, C.; Ferraro, D.; Gutierrez, F.; Ingaramo, M.d.R.; Junges, C. & Zaracho, V. 2012. Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 131-159.
- Vaira, M.; Pereyra, L.; Akmentins, M. & Bielby, J. 2017. Conservation status of amphibians of Argentina: an update and evaluation of national assessments. *Amphibian and Reptile Conservation*. 11: 36-44 (e135).
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Third edition. – New Jersey. Prentice Hall. 918 pp.