

Conociendo el Chocó colombiano: Herpetofauna de las estribaciones occidentales de la Serranía
del Baudó, Chocó, Colombia.

Esteban Garzón-Franco y Juan C. Arredondo

Esteban Garzón-Franco, ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5467-7891>, Departamento de Ciencias Biológicas, Escuela de Ciencias, Universidad EAFIT, Carrera 49 No. 7 Sur 50. *E-mail:* egarzon@eafit.edu.co

Juan C. Arredondo, ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1925-4556>, Departamento de Ciencias Biológicas, Escuela de Ciencias, Universidad EAFIT, Carrera 49 No. 7 Sur 50. Colecciones Biológicas Universidad CES (CBUCES), Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES, Calle 10A No. 22-04, Medellín, Colombia; *E-mail:* jarredondo@ces.edu.co

Autor de correspondencia: jarredondo@ces.edu.co

Resumen

Este estudio presenta datos de las comunidades de anfibios y reptiles presentes en un área situada al occidente de la Serranía del Baudó en el Chocó Biogeográfico, al igual que la incidencia de variables meteorológicas como la precipitación y la temperatura sobre la riqueza de especies en la zona. Ocho muestreos fueron realizados entre los años 2017 y 2021 cubriendo períodos de alta y baja pluviosidad para la zona, empleando una combinación de metodologías de muestreo activo y pasivo. Para anfibios se registró un total de 35 especies y para reptiles se registraron 60 especies, con un total de ocho especies endémicas y seis en alguna categoría de amenaza. Ninguna de las variables meteorológicas evaluadas demostró incidir directamente sobre el número de especies registradas, demostrando que no hay diferencias significativas entre las comunidades de anfibios y reptiles registradas en períodos de baja y alta pluviosidad. De igual modo, se demostró que la implementación en conjunto de metodologías de muestreo activo y pasivo aumentaron en gran medida la riqueza registrada durante cada uno de los muestreos, siendo la estrategia más eficaz para registrar un mayor número de especies en estudios de este tipo. Tanto para anfibios como para reptiles se observa un recambio de especies entre regiones al norte y el sur del Chocó Biogeográfico, de la Cordillera Occidental de los Andes, y del Magdalena medio. Esta comunidad demostró ser la más diversa en comparación a las obtenidas por otros estudios realizados en esta misma región, aumentando significativamente el conocimiento de la diversidad de anfibios y reptiles en una zona tan poco estudiada como lo es el norte del Chocó Biogeográfico.

Palabras claves: Tumbes Chocó-Magdalena; Anfibios; Reptiles; Riqueza de especies; Monitoreo a largo plazo.

Introducción

En la actualidad Colombia alberga dos de los 36 puntos calientes de biodiversidad globales (*Hot Spots*), caracterizados por la presencia de un gran número de especies endémicas y una elevada tasa de pérdida de sus hábitats naturales (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004; Marchese, 2015; Hrdina & Romprtl, 2017). Dentro de estos puntos calientes, se encuentra el Tumbes-Chocó-Magdalena, que cubre el territorio comprendido desde el extremo oriental de Panamá, hasta el noroccidente de Perú, incluyendo una porción considerable dentro del territorio colombiano, comúnmente denominado como Chocó Biogeográfico (Mittermeier *et al.*, 2004; Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2004). Esta región se destaca por una amplia diversidad topográfica que incluye formaciones montañosas, llanuras y depresiones extensas que dan lugar a un sistema hídrico único (Castaño, 1999; Rangel-Ch, 2004). De esta forma, el Chocó Biogeográfico alberga una alta variedad de ecosistemas naturales terrestres, como bosques húmedos y muy húmedos de tierras bajas, bosques montanos y premontanos, pastizales, y manglares, entre otros (Rangel-Ch, 1995; Rangel-Ch, 2004; Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2004; Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Ríos *et al.*, 2011; Meyer *et al.*, 2019; Pérez-Escobar *et al.*, 2019). Por otro lado, la Serranía del Baudó está ubicada en el margen noroccidental del departamento del Chocó, corriendo de forma paralela y sin contactar a la Cordillera Occidental de los Andes, entre los municipios de Nuquí y Juradó, y cubriendo casi la totalidad del municipio de Bahía Solano (Castaño, 1999; Rangel-Ch, 2004). Esta Serranía constituye una formación montañosa única y aislada, que incluye una serie diversa de ecosistemas boscosos a lo largo de un gradiente altitudinal (0 – 1400 msnm), y que se comporta como una isla biogeográfica albergando una alta riqueza de especies endémicas (Castaño, 1999; Lynch & Suárez-Mayorga, 2004; Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2004). Adicionalmente, la región más occidental de la Serranía del Baudó, específicamente en donde se encuentra el municipio de Bahía Solano, presenta un patrón de

régimen de lluvias único a lo largo del Chocó (Lemos-Támara, 2017). La suma de todos estos factores hace de esta región un lugar único en cuanto a la diversidad que allí habita.

Actualmente, son registradas 157 especies de anfibios y 215 de reptiles habitando en el Chocó Biogeográfico, constituyendo cerca del 25% de la diversidad conocida para Colombia de ambos linajes (Pinto-Eraza *et al.*, 2020; Uetz *et al.*, 2020; Frost, 2021). No obstante, la mayoría de los esfuerzos para caracterizar la composición de las comunidades de anfibios y reptiles del Chocó Biogeográfico se han concentrado en regiones al sur, principalmente en los departamentos del Cauca, Valle del Cauca y Nariño (Vargas-Salinas & Castro-Herrera, 1999; Vargas-Salinas & Bolaños-L, 1999; Urbina-C & Londoño-M, 2003; Vargas-Salinas & Berrío-Baca, 2009; Ortega-G & Pérez-A, 2012; Cortés-Gómez *et al.*, 2013; Pinto-Eraza *et al.*, 2020), y en las proximidades a Quibdó, capital del departamento del Chocó (Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Ríos *et al.*, 2011; Bonilla & Rentería-Moreno, 2020).

En este contexto, el presente estudio pretende caracterizar las comunidades de especies de anfibios y reptiles no voladores de una porción de las estribaciones occidentales de la Serranía del Baudó, una región poco explorada del Norte del Chocó Biogeográfico. Adicionalmente, se evalúa la relación entre factores abióticos como la precipitación y la temperatura, con la riqueza de especies de anfibios y reptiles encontrada a lo largo de los diferentes periodos del muestreo, al igual que realizar una comparación entre otros estudios realizados a lo largo del Chocó Biogeográfico.

Material y métodos

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la vereda Mecana del municipio de Bahía Solano (Chocó), la cual se localiza en las estribaciones occidentales de la Serranía del Baudó al occidente de Colombia. Esta zona se caracteriza por presentar un patrón de lluvias de tipo unimodal-biestacional, con un

promedio de precipitación anual igual a 6,000 mm, con un período de baja pluviosidad (Bp) notable entre los meses de febrero y marzo (media mensual de 196 mm), seguido de un aumento progresivo hasta alcanzar el período de alta pluviosidad (Ap) en septiembre, octubre y noviembre (media mensual de 627 mm) (Torres-Torres *et al.*, 2016; Lemos-Támara, 2017). Esto hace que Bahía Solano sea uno de los pocos municipios del pacífico colombiano en donde se pueden delimitar períodos marcados de “verano” e “invierno” (Lemos-Támara, 2017). Por otro lado, esta región presenta temperaturas que oscilan entre los 22 °C y los 31 °C, y humedades relativas superiores al 85% la mayor parte del año (Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Torres-Torres *et al.*, 2016; Lemos-Támara, 2017).

La región muestreada comprende varias localidades, incluyendo la reserva del Jardín Botánico del Pacífico (JBP) con cerca de 170 ha, y las laderas occidentales del Cerro Chulé (Ch) y del Cerro Anfibio (Ca), abarcando entre estas un rango altitudinal entre los 0 y los 538 msnm (Fig. 1A). Las localidades estudiadas se categorizaron de acuerdo a su altitud, incluyendo llanuras aluviales (0-50 msnm - La), colinas bajas (50-200 msnm - Cb) y colinas medias (200-500 msnm - Cm) (Poveda-M *et al.*, 2004; Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010).

Metodología de muestreo

Se realizaron ocho salidas de campo entre 2017 y 2021, cinco de las cuales fueron desarrolladas en períodos de Bp y tres en períodos de Ap. La localidad del JBP y sus alrededores fueron visitadas en siete ocasiones, totalizando 25 días de muestreo en el período de Bp y 23 días en el período de Ap. Por otro, las laderas occidentales de Cerro Anfibio fueron exploradas en tres oportunidades, con dos días de muestreo en el período de Bp y un día en el período de Ap. Por último, las laderas del cerro Chulé fueron visitadas solo una vez en el período de Bp, totalizando diez días de muestreo efectivo para esta localidad (Tabla 1).

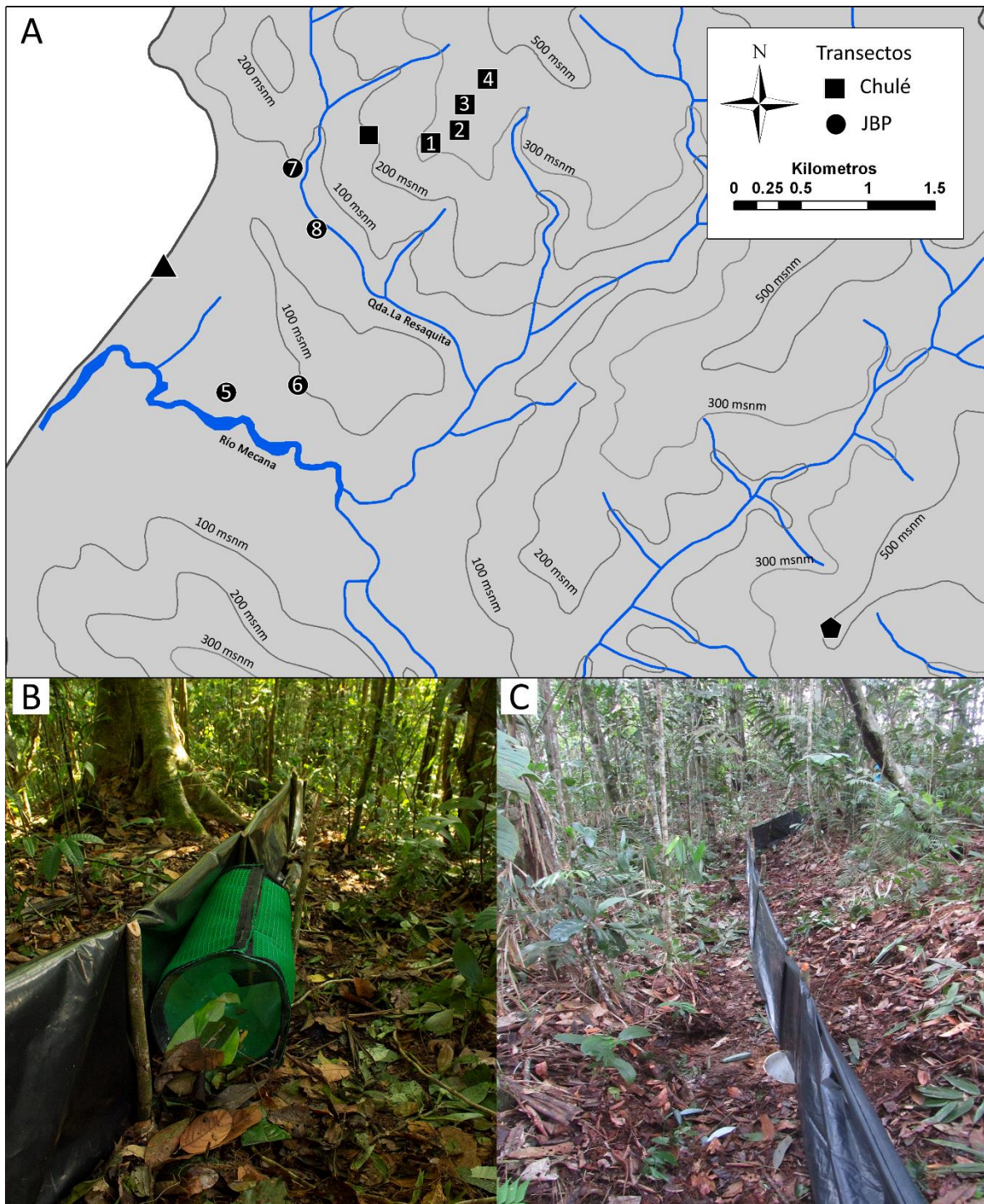


Figura 1.

Para la captura de los individuos se utilizaron cuatro metodologías de muestreo, una activa y tres pasivas. En el caso de la captura activa se utilizó la metodología de búsqueda por encuentros o

relevamientos visuales (VES - Visual Encounters Surveys), la cual consistió en la búsqueda de individuos de anfibios y reptiles al examinar los diferentes microhábitats disponibles, como bordes de cuerpos de agua (i.e. quebradas, ríos y aguas represadas), debajo de troncos caídos, rocas y hojarasca, entre otros (Crump & Scott, 1994; Angulo *et al.*, 2006; Ali *et al.*, 2018). Esta metodología ha demostrado ser de las más efectivas para estudiar la herpetofauna en bosques tropicales (Doan, 2003), obteniendo un mayor número de especies en poco tiempo. Sin embargo, su efectividad depende de la experticia y habilidad del investigador en el momento de la búsqueda (Ali *et al.*, 2018; Angulo *et al.*, 2006). Las búsquedas activas en las localidades se realizaron mediante caminatas diurnas y nocturnas entre las 14:00h y 00:00h, haciendo énfasis en los muestreos nocturnos debido a los picos de actividad de la herpetofauna en dichas horas (Duellman & Trueb, 1994; Sutherland, 2006).

Para el muestreo pasivo se emplearon tres tipos diferentes de metodologías de trampeo (trampas de caída, trampas de embudo y barreras de paso), que fueron instaladas en combinación a lo largo de transectos lineales de 50 m. Estas metodologías aumentan considerablemente el esfuerzo de muestreo y cubren microhábitats típicos de especies fosoriales, semifosoriales y de todas aquellas encontradas al nivel del suelo de los ecosistemas evaluados (Corn & Bury, 1990; Sutherland, 2006; Ribeiro-Júnior *et al.*, 2011; Ali *et al.*, 2018). Para las trampas de caída se emplearon baldes con un volumen de 20 galones cada uno (40 cm de altura, 31 cm de diámetro superior y 26.5 cm de diámetro inferior), siendo enterrados con la abertura a nivel del suelo (Fig. 1C). Las barreras de paso fueron construidas empleando una pieza de plástico (calibre 3.5) de 50 m de largo por 70 cm de alto e instaladas de forma lineal sobrepasando al medio la abertura de los baldes de las trampas de caída (Fig. 1C). Las trampas de embudo fueron construidas empleando dos embudos de acetato transparente (calibre 15, con una apertura externa de 35 cm) ubicados al interior de un cilindro compuesto por dos mallas plásticas superpuestas (110 cm de largo por 80 cm de ancho) con

diferente tamaño de apertura de ojo. Las aberturas mayores de los embudos de acetato fueron alineadas con las aberturas del cilindro y las aberturas menores de los embudos siempre se encontraron dirigidas hacia el interior del cilindro (Fig. 1B).

Un total de cuatro transectos, combinando barreras de paso y trampas de embudo, fueron instalados en la localidad Ch y evaluados durante el período de Bp del año 2020. Cada transecto estuvo compuesto por una barrera de paso de 50 m de longitud y entre siete y ocho trampas de embudo ubicadas lateralmente a la barrera y distribuidas de forma alternada a lo largo de la extensión total del transecto (Fig. 1B; Tabla 1). En la localidad del JBP también fueron instalados cuatro transectos, combinando las tres metodologías de muestreo pasivo, y siendo evaluados durante el período de Ap del año 2020 y de Bp del año 2021. Para esta última localidad, los transectos se instalaron siguiendo el patrón empleado en Ch, pero incluyendo 10 trampas de caída, separadas entre sí por una distancia de cinco metros, para cada transecto (Fig. 1C; Tabla 1). Cada transecto, fue revisado cada 24 horas (Thompson *et al.*, 2005).

Al momento de capturar cada individuo, se registraron datos biológicos y ecológicos de interés, como la clase de edad (i.e. adulto, juvenil, metamorfo, larva, etc.), sexo, microhábitat, proximidad a cuerpos de agua, fecha y hora de observación, coordenadas, elevación, y otras variables de historia natural relevantes registradas al momento de la captura (Crump & Scott, 1994).

Los individuos recolectados fueron sacrificados con lidocaína al 5 %, fijados con formalina al 10 % y preservados en etanol al 70% (Pisani, 1973; Angulo *et al.*, 2006), para posteriormente ser depositados en la Colección Biológica de la Universidad EAFIT (Apéndice 1). Previo al sacrificio se realizó un registro fotográfico detallado de cada uno de los especímenes recolectados. Para anfibios se siguió el arreglo taxonómico y sistemático de Frost (2021), mientras que para lagartos, cocodrilos

y tortugas se siguió a Uetz *et al.* (2020). En el caso de las serpientes se siguió la clasificación propuesta por Zaher *et al.* (2019).

Análisis de datos

Para evaluar el comportamiento de diferentes variables abióticas, una selección de tres variables meteorológicas fue extraída del banco de datos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Las variables meteorológicas seleccionadas fueron temperatura máxima diaria en °C (Tmax), temperatura mínima diaria en °C (Tmin) y día pluviométrico en mm (PI), todas provenientes de la estación climatológica Panamericana (06°13'24"N – 077°24'15.8", 4 msnm), ubicada en el municipio de Bahía Solano. Para los años 2017, 2019 y 2020, las variables meteorológicas fueron tomadas desde el primero de enero hasta el 31 de diciembre del año correspondiente. En el caso del 2018, los datos de las variables meteorológicas no fueron registrados por la estación climatológica para todo el año, de modo que los valores de Tmax y Tmin estuvieron disponibles entre el primero de abril y el 31 de diciembre, mientras que para PI estuvo disponible desde el primero de marzo. Por otro lado, para el año 2021 se tomaron datos desde el primero de enero hasta el ocho de abril. A cada una de las variables meteorológicas (Tmax, Tmin y PI) se le calculó un promedio semanal (~7 días), para cada uno de los años de muestreo, lo que permitió realizar una aproximación al comportamiento de la estacionalidad en las localidades estudiadas. Obteniendo para los años 2017, 2019 y 2020 un total de 52 semanas de datos en cada variable, a diferencia de los años 2018 y 2021 donde el número de semanas promediadas fue menor, alcanzando para el 2018 un aproximado de 44 semanas para la variable de día pluviométrico y 40 semanas para las variables de temperatura máxima y mínima, mientras que para el año 2021 se obtuvieron 14 semanas en todas las variables. Sin embargo, para efectos de la visualización de los datos, se graficó el mismo número de semanas para los años 2018 y 2021, aunque no se contara con la totalidad de la información.

Con el fin de evaluar la efectividad del muestreo para caracterizar las comunidades de anfibios y reptiles, se realizaron curvas de rarefacción de especies para cada grupo biótico. Cada curva se construyó a partir de 10,000 aleatorizaciones de una matriz de incidencia (presencia-ausencia), sin discriminar el método de muestreo empleado, adicionalmente para estimar la riqueza en cada grupo, se calcularon los indicadores ICE y Chao 2. A partir de los resultados de los estimadores evaluados, se calculó la representatividad del muestreo empleando la razón entre la riqueza observada y la riqueza estimada por los indicadores mencionados. Cabe resaltar que, para estos análisis solo se tomaron en consideración las especies registradas dentro de los muestreos, excluyendo especies como *Boa constrictor*, *Atractus clarki*, *Erythrolamprus epinephelus*, *Siphlophis cervinus*, *Micrurus ancoralis* y *Rhinoclemmys annulata*, siendo estas registradas independientemente a los muestreos.

Las riquezas de las diferentes comunidades de anfibios y reptiles observadas fueron comparadas, empleando el coeficiente de similitud de Sorensen-Dice, con taxocenosis conocidas para localidades dentro del Chocó Biogeográfico. Con base en una matriz de distancias elaborada con el coeficiente de similitud de Sorensen-Dice, un análisis de agrupamiento pareado no ponderado utilizando promedios aritméticos (UPGMA) fue realizado entre las localidades analizadas. Para esto, fueron empleados ocho estudios caracterizando comunidades de anfibios (Vargas-Salinas & Castro-Herrera, 1999; Urbina-C & Londoño-M, 2003; Vargas-Salinas & Berrío-Baca, 2009; Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Ortega-G & Pérez-A, 2012; Cortés-Gómez *et al.*, 2013; Bonilla & Rentería-Moreno, 2020; Pinto-Eraza *et al.*, 2020) y seis de reptiles (Vargas-Salinas & Bolaños-L, 1999; Urbina-C. & Londoño-M, 2003; Vargas-Salinas & Berrío-Baca, 2009; Ríos *et al.*, 2011; Ortega-G. & Pérez-A, 2012; Pinto-Eraza *et al.*, 2020).

Por otro lado, para evaluar si la estacionalidad climática influenció la diversidad de herpetofauna de la región, las riquezas de especies observadas (no acumuladas) en cada uno de los muestreos

realizados en períodos de alta (Ap) y baja pluviosidad (Bp) fueron comparadas mediante una prueba de rangos de Kruskal-Wallis. Adicionalmente, para evaluar la efectividad de los métodos de muestreo, se implementó la prueba de rangos de Kruskal-Wallis en dos estrategias de análisis: 1) comparando las riquezas observadas (no acumuladas) obtenidas en los muestreos donde solo se usó la metodología activa (2017-2019), contra los muestreos donde se implementaron metodologías activas y pasivas (2020-2021), y 2) comparando las riquezas observadas (no acumuladas) obtenidas individualmente por los dos métodos en cada uno de los muestreos a lo largo del 2020 y 2021. Cada una de las pruebas mencionadas anteriormente, se realizaron de manera independiente tanto para anfibios como para reptiles.

Los análisis de diversidad y estadísticos fueron realizados en EstimateS v.9.1.0 (Colwell, 2013) y en R (R Core Team, 2020) respectivamente, empleando los paquetes “dendextend” (Galili, 2015), “ggplot2” (Wickham, 2016), “magrittr” (Bache & Wickham, 2020), “stats” (R Core Team, 2020), y “wiqid” (Meredith, 2020).

RESULTADOS

Análisis de estacionalidad

De acuerdo con las variables meteorológicas evaluadas, los dos períodos estacionales previamente reportados (Lemos-Támara, 2017) fueron reconocidos para la región de estudio (Tabla 2). El primer período (Baja pluviosidad –Bp) se caracterizó por precipitaciones semanales que oscilaron entre 0 y 6 mm de lluvia y temperaturas máximas semanales que generalmente iban desde los 30.5 °C hasta casi alcanzar los 32 °C, abarcando así los muestreos realizados en febrero, marzo y abril (Tabla 2; Apéndice 2, 3). Durante el segundo período (Alta pluviosidad –Ap) se presentaron precipitaciones semanales entre 16 y 40 mm de lluvia y temperaturas máximas semanales que iban desde los 28 °C hasta los 30.5 °C, abarcando los muestreos desarrollados en los meses de septiembre, octubre y

noviembre (Tabla 2; Apéndice 2, 3). A pesar de que en el año 2018 se presentaron valores de precipitación más altos con relación a los demás años analizados, ambos períodos estacionales (Bp y Ap) pudieron ser reconocidos. Por otro lado, la temperatura mínima no exhibió un patrón de variación que permitiera diferenciar ambos períodos estacionales (Tabla 2; Apéndice 3).

El esfuerzo total a lo largo de todas las salidas de campo fue de 61 días de muestreo efectivo, teniendo en cuenta que durante todo este período se aplicó la metodología activa de búsqueda (VES), totalizando 671 h/hombre. Por otro lado, se emplearon las metodologías pasivas (trampas) por un período de 33 días efectivos de muestreo, lo que totalizó 792 h/transecto.

Diversidad de anfibios

A lo largo del muestreo se registraron un total de 35 especies diferentes de anfibios, pertenecientes a los tres órdenes conocidos y a diez familias de ranas, sapos, salamandras y cecilias (Fig. 2). Un total de 31 especies de anfibios anuros pertenecientes a ocho familias fueron registrados durante el estudio, constituyendo el linaje de anfibios más diverso de la región, seguido por las salamandras (Caudata) con una familia (Plethodontidae) y tres especies, y por último las cecilias (Gymnophiona) con una familia (Caeciliidae) y una especie (Tabla 3). La familia de anuros más diversa fue Craugastoridae con 12 especies pertenecientes a tres géneros diferentes (siete especies de *Pristimantis*, cuatro de *Craugastor* y una de *Strabomantis*), seguida por Dendrobatidae con cinco especies, cada una perteneciendo a un género distinto. Para las familias Centrolenidae y Bufonidae fueron registradas cuatro especies en cada una, mientras que en Eleutherodactylidae e Hylidae se registraron dos para cada una, y en el caso de Leptodactylidae y Ranidae, solo se registró una especie en cada una (Tabla 3).

Dentro del orden Anura, la familia Craugastoridae fue la más abundante, con los géneros *Craugastor*, *Pristimantis* y *Strabomantis* albergando especies con densidades poblacionales altas

dentro de la zona de estudio. Por otro lado, especies de la familia Bufonidae y Dendrobatidae, como *Atelopus spurrelli*, *Rhinella alata*, *Silverstoneia punctiventris* y *Oophaga solanensis*, presentaron también abundancias relativamente altas en comparación a las demás familias evaluadas. El segundo orden más abundante fue Caudata, siendo las especies *Bolitoglossa biseriata* y *Oedipina complex* las más representativas dentro de este. Por último, el orden Gymnophiona fue el menos abundante con solo un individuo de *Caecilia nigricans* registrado (Apéndice 1).

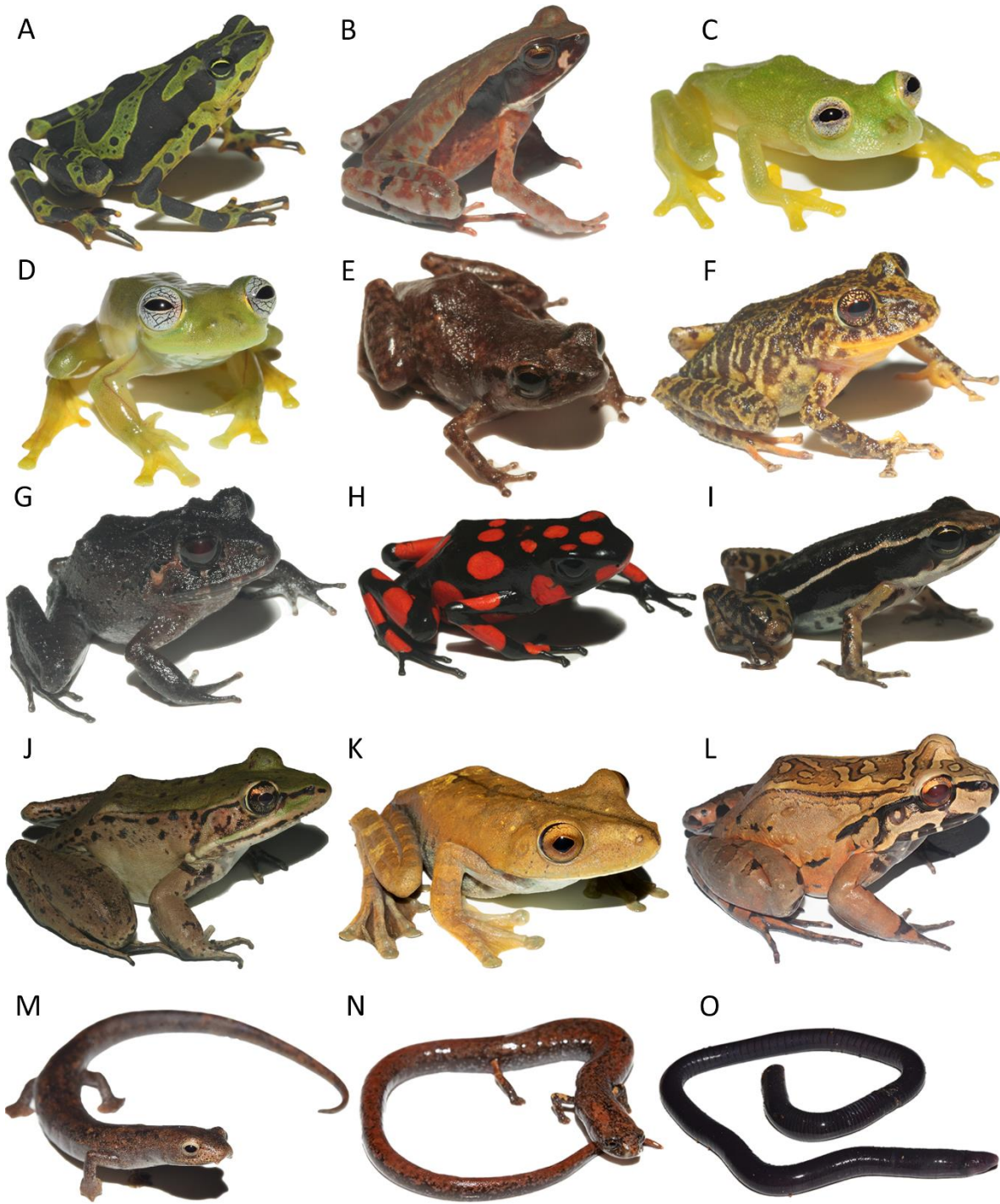


Figura 2.

Haciendo uso del método de muestreo VES se logró registrar la totalidad de las especies, teniendo en cuenta que 24 de estas fueron encontradas únicamente por medio de este método. De los 35

anfibios registrados, seis fueron capturados mediante trampas de caída y diez por medio trampas de embudo (Tabla 3). Ninguna especie fue registrada solo por medio de metodologías de trampeo. De igual manera, 26 especies de anfibios fueron colectadas tanto en períodos de alta como de baja pluviosidad, mientras que siete especies fueron encontradas únicamente durante los períodos de Bp y solo dos en los periodos de Ap. Por otro lado, nueve especies fueron registradas en las tres diferentes zonas altitudinales (La, Cb y Cm), mientras que 11 especies se vieron restringidas a Cb y cuatro a Cm, siendo estas últimas representadas en su mayoría por especies de la familia Dendrobatidae. Ninguna de las especies colectadas se restringió a las llanuras aluviales (Tabla 3).

Actualmente, las especies *S. punctiventris* y *Colostethus imbricolus* se encuentran categorizadas en peligro de extinción (EN), mientras que *O. solanensis* se clasifica como vulnerable (VU) (IUCN, 2021). Por otro lado, 26 especies presentan una distribución amplia, encontrándose en dos o más países. De todas las especies registradas, un total de siete exhiben una distribución geográfica restringida al territorio colombiano (endémicas de Colombia), de las cuales *A. spurrelli*, *C. imbricolus*, *O. solanensis*, *S. punctiventris* y *Phyllobates aurotaenia* se distribuyen únicamente en el Chocó Biogeográfico. Así mismo, las especies *O. solanensis* y *S. punctiventris* presentan distribuciones aún más restringidas dentro de dicha región biogeográfica (Grant & Myers, 2013; Posso-Terranova & Andrés, 2018) (Tabla 3).

En el caso de la curva de acumulación de especies observadas, se muestra que la mitad de la diversidad total se obtuvo en los primeros siete días de muestreo, con ciertos puntos de estabilidad en ciertos lapsos, alcanzando una estabilidad prolongada entre los días 31 y 41, indicando que no se obtuvieron registros nuevos durante este intervalo (Fig. 3). Por otro lado, la curva de rarefacción de especies, empleando el estimador ICE, tendió a la asíntota después de los 18 días de muestreo efectivo, estimando alrededor de 37 especies para la zona e indicando una representatividad del muestreo del 95% (Fig. 3). El índice Chao 2 alcanzó la asíntota aproximadamente a los 23 días de

muestreo, estimando una riqueza aproximada de 36 especies y una representatividad del muestreo igual al 97% (Fig. 3).

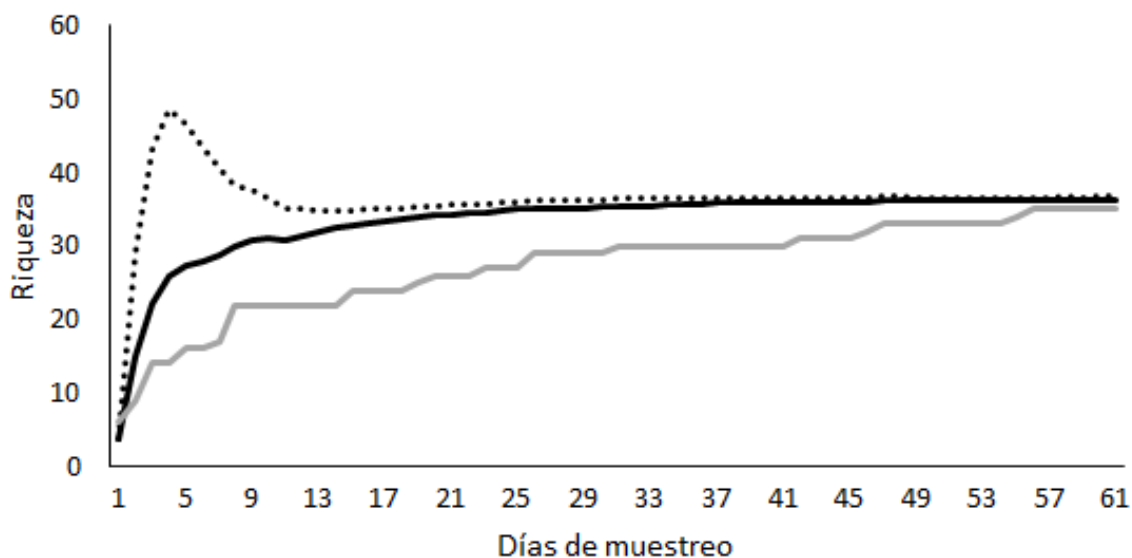


Figura 3.

Según el análisis de UPGMA realizado a partir del coeficiente de similitud Sorensen-Dice, el estudio de Rengifo-Mosquera & Lynch (2010) (RL10, con 34 especies) muestra mayor similitud con el presente estudio (HBS), con un total de 19 especies compartidas entre ambas investigaciones (Fig. 4). De la misma manera, el estudio de Cortés-Gómez *et al.* (2013) (C.13) es el segundo más similar, ya que de las 32 registradas por ellos, 17 especies fueron encontradas en este estudio (Fig. 4). Por otro lado, los estudios con menos especies compartidas respecto a HBS, fueron Ortega-G & Pérez-A (2012) (OP12), con tres especies registradas y una compartida, y Bonilla & Rentería-Moreno (2020) (BR20), con 20 especies registradas y tres compartidas (Fig. 4). Por otro lado, varios estudios presentaron altos grados de similitud entre sí, siendo las comunidades registradas por las investigaciones de Pinto-Eraza *et al.* (2020) (P.20) y Urbina-C & Londoño-M (2003) (UL03), al igual que los de Vargas-Salinas & Castro-Herrera (1999) (VC99) y Vargas-Salinas & Berrio-Baca (2009) (VB09), muy similares (Fig. 4).

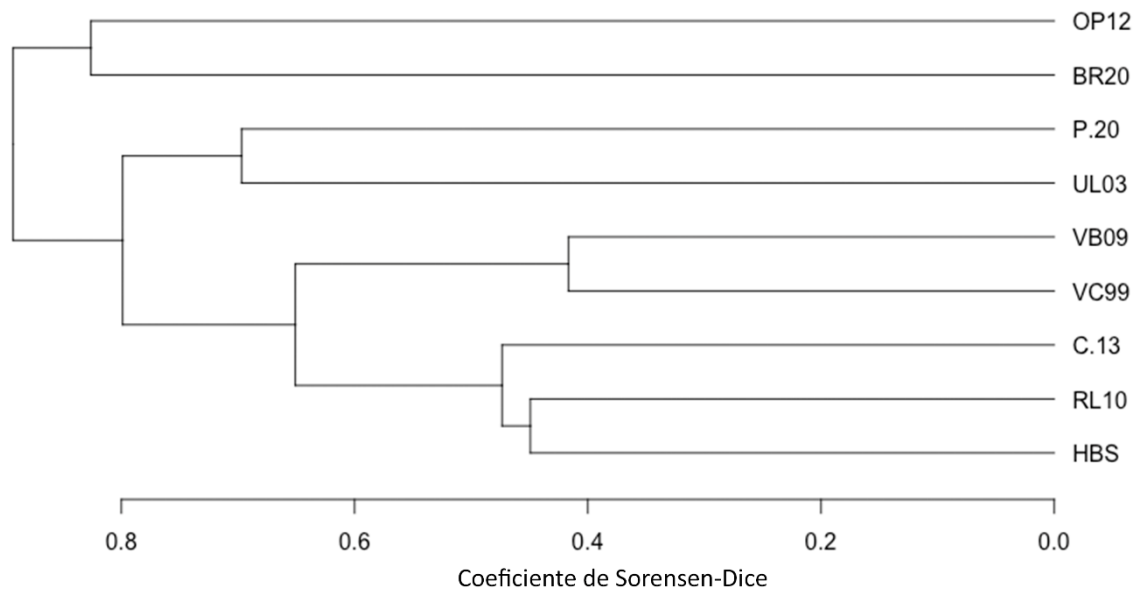


Figura 4.

En los años donde se realizaron muestreos en ambos períodos estacionales y en los cuales hubo un esfuerzo de muestreo similar (2018-2020), se observó un aumento en el número de especies registradas durante los períodos de Ap, en contraste a las registradas durante los períodos Bp (Fig. 5). De igual manera, para el muestreo de 2021-Bp se observó este mismo patrón, en el cual la riqueza observada fue menor en comparación a la registrada en el muestreo Ap más próximo (2020-Ap en este caso) (Fig. 5). Sin embargo, dicho esquema se pierde al evaluar la riqueza obtenida durante 2017-Bp, ya que fue mayor con respecto a la registrada en los muestreos Ap de los años 2018 y 2019 (Fig. 5). Pese a dichas observaciones, el análisis de Kruskal-Wallis no arrojó diferencias estadísticamente significativas ($p\text{-value} = 0.881$) entre las riquezas obtenidas durante los dos períodos estacionales muestreados.

Por otro lado, la riqueza obtenida durante los años donde se implementaron tanto las metodologías pasivas como la activa, fue significativamente mayor en comparación a la registrada a lo largo de los años donde solo se hizo uso de la metodología activa (Kruskal-Wallis, $p\text{-value} = 0.024$). De igual

manera, al examinar las metodologías de muestreo por separado para el 2020 y el 2021, se obtuvo una diferencia estadísticamente significativa entre la riqueza registrada por medio de la metodología activa con respecto a las pasivas (Kruskal-Wallis, p -value = 0.046).

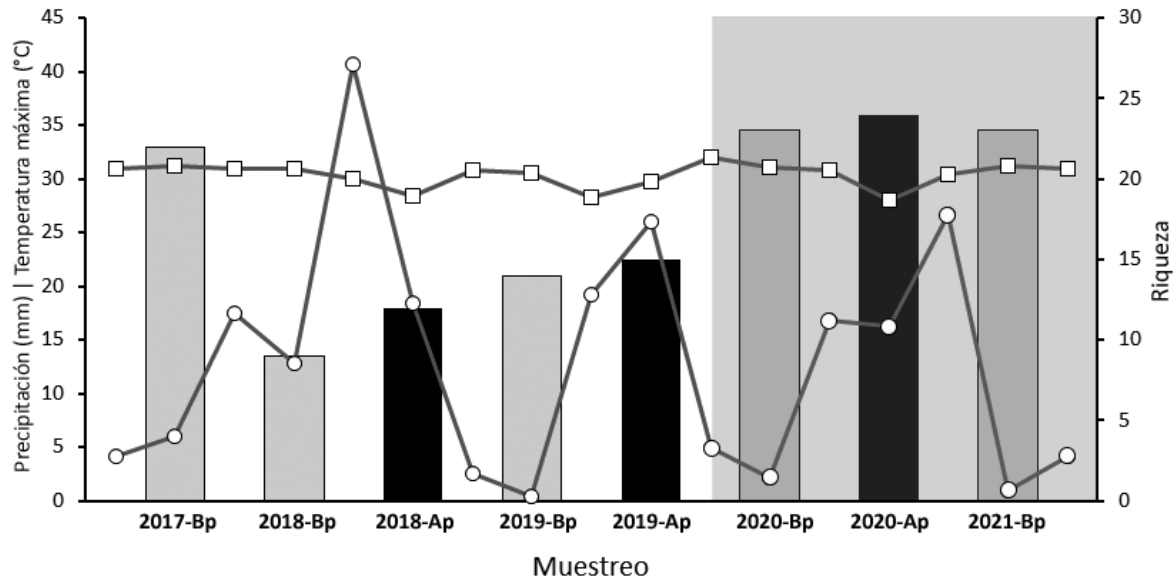


Figura 5.

Diversidad de reptiles

Entre los años 2017 y 2021 se registraron un total de 60 especies de reptiles, distribuidas en 22 familias pertenecientes a los órdenes Crocodylia, Squamata y Testudines (Fig. 6; Fig. 7). Dentro del orden Testudines se registraron cuatro especies, distribuidas entre las familias Cheloniidae, Dermochelyidae y Geoemydidae, mientras que Crocodylia fue representado por dos especies, *Caiman crocodilus* y *Crocodylus acutus* pertenecientes a las familias Alligatoridae y Crocodylidae respectivamente (Tabla 4). Dentro del orden Squamata, la familia más diversa fue Dipsadidae, con 15 especies distribuidas en 12 géneros; seguida por Dactyloidae con ocho especies, todas pertenecientes al género *Anolis*. Para la familia Colubridae fueron registradas siete especies, mientras que para Elapidae y Viperidae se registraron cuatro en cada una, seguidas de Boidae con tres, Corytophanidae y Sphaerodactylidae con dos cada una, y finalmente las familias

Diploglossidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Hoplocercidae, Iguanidae, Leptotyphlopidae, Polychrotidae, Phyllodactylidae y Teiidae, fueron representadas por una especie (Tabla 4).

Dentro del orden Crocodylia, la especie más común fue *C. crocodilus*, presentando abundancias relativamente altas dentro del área, mientras que todas las especies del orden Testudines estuvieron representadas casi en su totalidad por un individuo, exceptuando la especie *Lepidochelys olivacea*, para la cual se registraron nidos y posterior eclosión de los huevos. Por otro lado, la familia que mayor abundancia exhibió dentro de Squamata fue Dactyloidae, siendo *Anolis latifrons*, *A. granuliceps* y *A. maculiventris* abundantes dentro de la zona. De igual manera, los lagartos *Basiliscus galeritus* y *Loxopholis rugiceps*, de las familias Corytophanidae y Gymnophthalmidae respectivamente, estuvieron bien representados dentro del muestreo. En el caso de las serpientes, las especies de los géneros *Leptodeira*, *Imantodes*, *Oxyrhopus* y *Nothopsis* fueron las más abundantes, en comparación a las otras especies de serpientes registradas para la zona, las cuales fueron representadas casi en su mayoría por uno o dos individuos (Apéndice 1).

Por medio de la metodología VES se lograron registrar 59 especies de reptiles, de las cuales 48 fueron avistadas únicamente haciendo uso de este método. De la misma manera, por medio de las trampas de caída se registraron cinco especies, siendo una registrada de forma exclusiva por esta metodología (Tabla 4). Nueve especies fueron capturadas por medio de las trampas de embudo, con ninguna exclusiva a este método. Adicionalmente, un total de 28 especies de reptiles fueron registradas a lo largo de los dos períodos estacionales (Bp y Ap), siendo Bp el período que más registros únicos obtuvo, con un total de 18 especies, mientras que ocho especies fueron encontradas exclusivamente en los períodos de Ap (Tabla 4). Para seis especies no se pudo determinar el período en el cual se registraron, debido a que fueron registradas por fuera de los muestreos establecidos (Tabla 4).

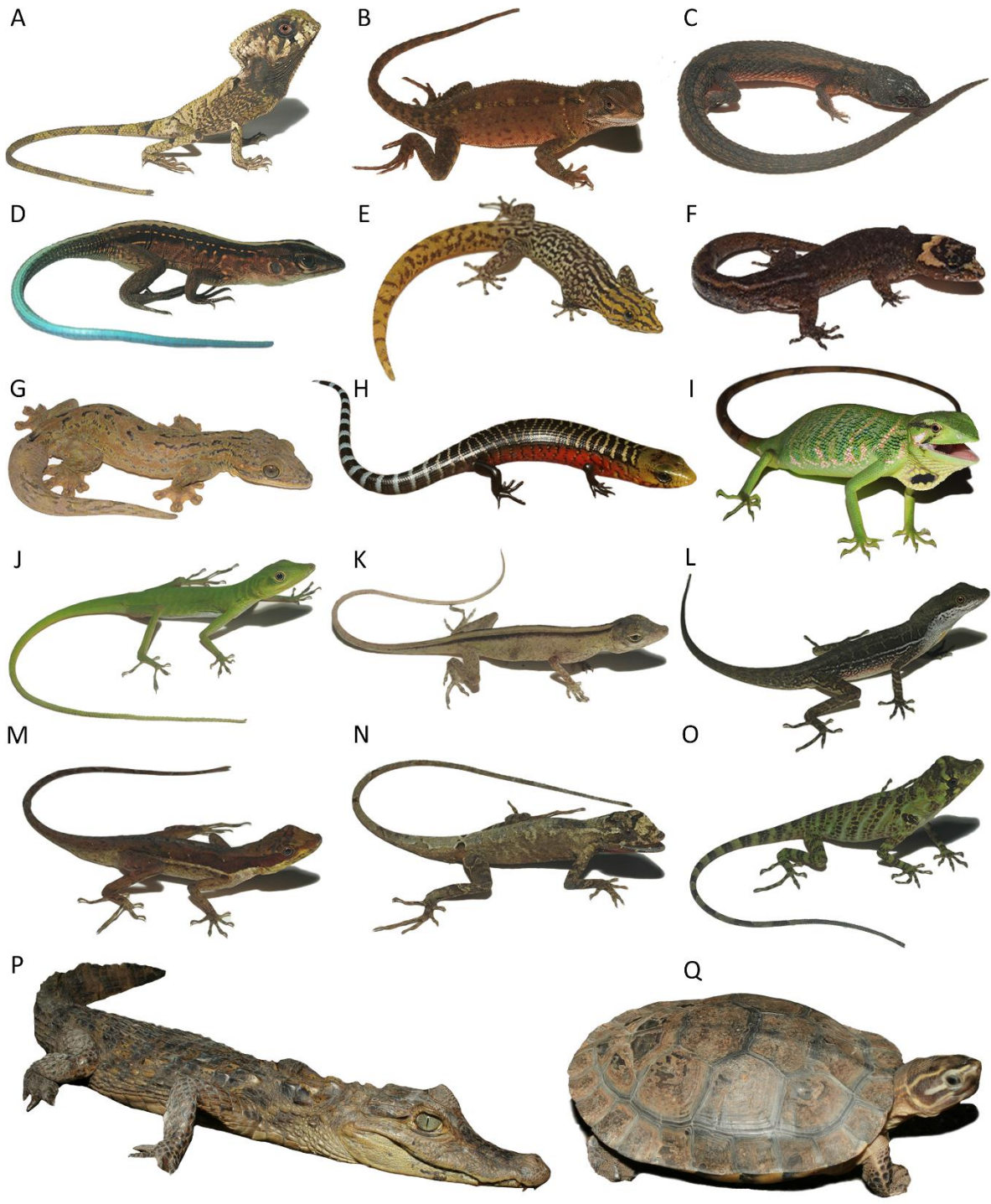


Figura 6.



Figura 7.

Adicionalmente, siete especies fueron registradas en las tres zonas altitudinales (La, Cb y Cm), mientras que 10 especies (incluyendo tres encontradas en zonas marítimas) se vieron restringidas para La. Por otro lado, 14 especies fueron halladas únicamente en Cb y cinco en Cm (Tabla 4).

Cerca de la totalidad de especies de reptiles registradas (59) presentan distribuciones amplias, teniendo en cuenta que *Lepidodactylus lugubris* es una especie introducida en el país (Daza *et al.*,

2012). Por otro lado, las especies *Lepidochelys olivacea*, *Dermochelys coriacea* e *Hydrophis platurus* exhiben patrones de migración (Tabla 4) (Quiñones *et al.*, 2014; Ariza-Gallego *et al.*, 2020). Así mismo, *Anolis rivalis* es la única especie considerada como endémica para Colombia, estando restringida a su vez al Chocó Biogeográfico. En la actualidad, de todas las especies registradas, solo *D. coriacea*, *L. olivacea* y *C. acutus* son categorizadas como vulnerables (VU) según la IUCN (2021) (Tabla 4).

Según la curva de acumulación, la mitad de las especies de reptiles observadas en este estudio se registraron a partir de los primeros 19 días de muestre efectivo, con un aumento constante en el número de especies registradas sin mostrar una asíntota marcada a lo largo de todo el muestreo (Fig. 8). De igual manera, las curvas de rarefacción obtenidas a partir de los estimadores ICE y Chao 2, no presentaron una asíntota evidente, demostrando un crecimiento constante en el número de especies. En el caso del indicador ICE, se estiman alrededor de 70 especies para el área de estudio, lo cual constituye una representatividad del muestreo igual al 77% (Fig. 8). Por otro lado, el indicador Chao 2 estima la presencia de 66 especies de reptiles, con una representatividad en el muestreo igual al 81% (Fig. 8). Lo anterior, se calculó con base en las 54 especies registradas en los períodos de muestreo, sin tener en cuenta las seis especies encontradas por fuera de estos (Tabla 4).

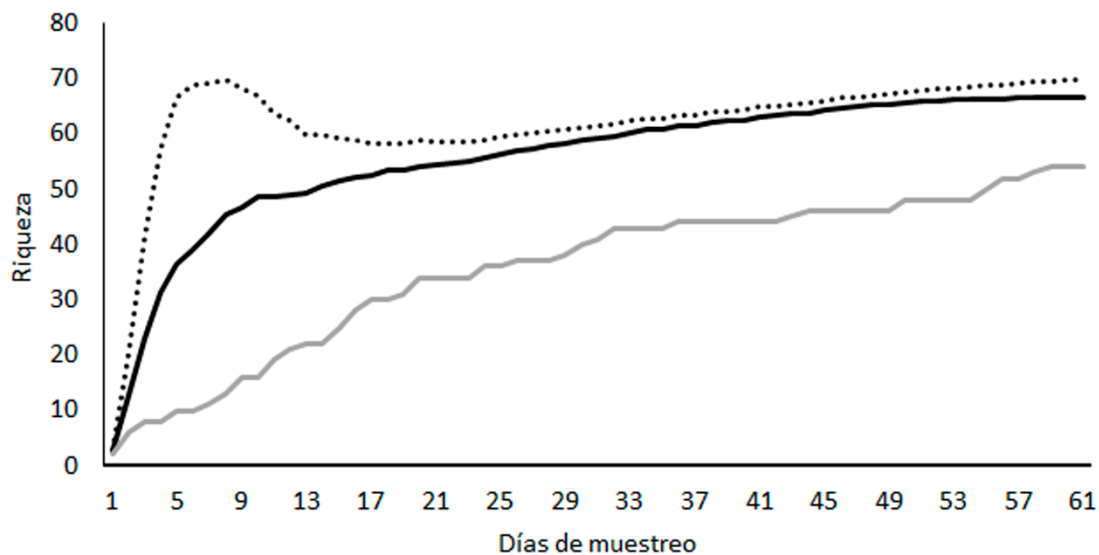


Figura 8.

En cuanto al análisis de UPGMA realizado a partir del coeficiente de similitud Sorensen-Dice, la composición de la comunidad de reptiles registrada por en la investigación de Pinto-Erazo *et al.* (2020) (P.20) y este estudio (HBS) son las más similares, compartiendo 27 especies entre sí (Fig. 9). De igual manera, los estudios menos similares con la presente investigación fueron los de Ortega-G & Pérez-A (2012) (OP12), con 11 especies registradas y cuatro compartidas, y el de Ríos *et al.* (2011) (R.11), con 17 especies registradas y 10 compartidas (Fig. 9). Por otra parte, algunos estudios se agruparon en función de su similitud, siendo el de Vargas-Salinas & Bolaños-L (1999) (VB99) y Vargas-Salinas & Berrío-Baca (2009) (VB09) el mejor ejemplo (Fig. 9).

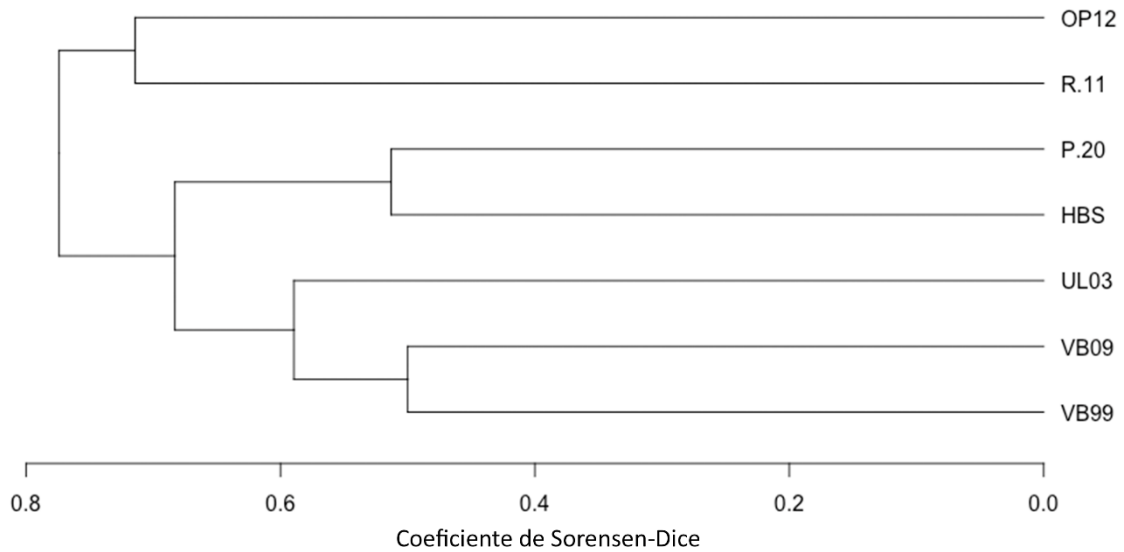


Figura 9.

Para los períodos estacionales entre 2017 y 2019 se presentó un patrón caracterizado por una reducción en el número de especies registradas durante Bp, en comparación a los períodos Ap (Fig. 10). Sin embargo, dicho esquema cambia en el 2020, donde el número de especies en Bp fue mayor a las observadas durante Ap. Lo anterior, se ve reflejado en el resultado dado por el análisis de Kruskal-Wallis, en el cual no se registra una diferencia estadísticamente significativa entre las riquezas obtenidas de los períodos Ap y Bp ($p\text{-value} = 0.453$).

La riqueza obtenida durante los años en los que se implementaron las metodologías pasivas junto con la metodología activa, fue significativamente más alta en comparación a la riqueza registrada durante los muestreos donde solo se implementó la metodología activa (Kruskal-Wallis, $p\text{-value} = 0.024$). Del mismo modo, la riqueza obtenida por medio de la metodología activa fue estadísticamente diferente (Kruskal-Wallis, $p\text{-value} = 0.036$) a la riqueza registrada con la metodología pasiva.

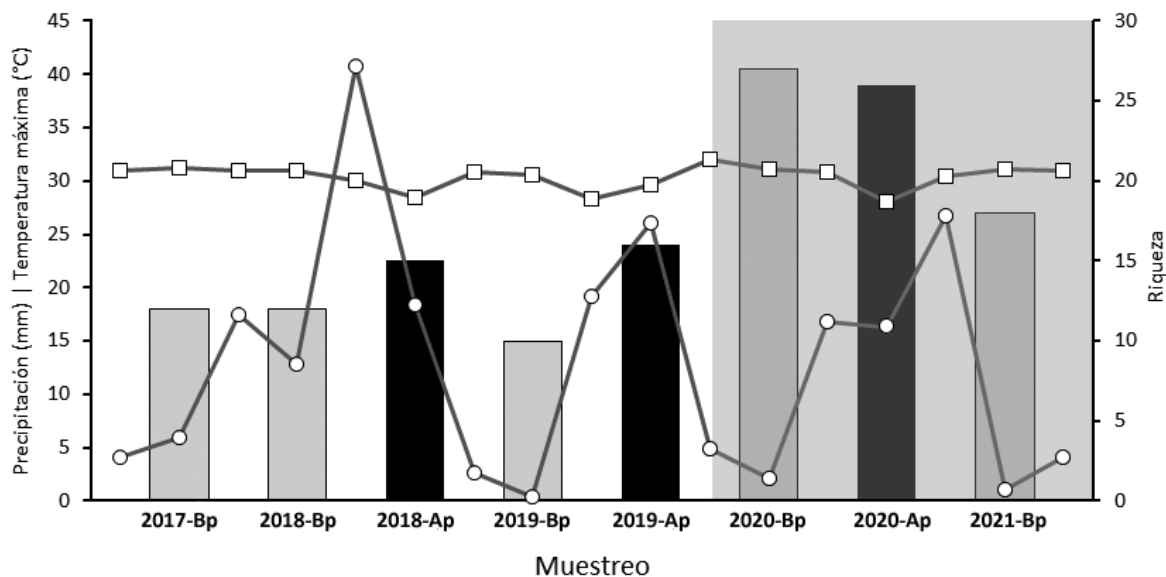


Figura 10.

Discusión

Los anfibios registrados en este estudio representaron alrededor del 22.30% de las especies distribuidas para el Chocó Biogeográfico (Pinto-Eraza *et al.*, 2020), mientras que para Colombia se registró aproximadamente el 4% de las especies reconocidas hasta la fecha (SiB, 2020), estos porcentajes son relativamente altos si se tiene en cuenta que el área de estudio solo comprendió una pequeña porción del Chocó Biogeográfico. Esto se puede soportar por medio de las efectividades obtenidas en el muestreo, ya que con base a los estimadores ICE y Chao 2 se obtuvieron representatividades superiores al 95%, indicando que se lograron registrar casi todas las especies que posiblemente ocurren dentro del área de estudio. De igual manera, las metodologías de muestreo pasivo demostraron ser técnicas que, al ser usadas en conjunto con la búsqueda activa, favorecieron el éxito del registro de un mayor número de especies para cada uno de los muestreos, debido a que cubren microhábitats típicos de especies de baja detectabilidad y extienden el esfuerzo de muestreo efectivo. Esta combinación de metodologías permitió el registro de especies raras

como *Craugastor opimus*, debido a que de los dos individuos registrados para esta especie (Apéndice 1) uno fue capturado por VES y el otro por medio de una trampa de embudo. Estas metodologías también demostraron ser más óptimas para registrar mayor número de individuos en especies comunes para la zona, siendo útiles para evaluar aspectos ecológicos y densidades poblacionales. Pese a la alta representatividad obtenida para los anfibios, algunas familias comunes para el Chocó Biogeográfico no fueron registradas durante los muestreos, siendo el caso de Phyllomedusidae, Hemiphractidae y Aromobatidae (Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Cardona-Botero *et al.*, 2012; Palacios-Rodríguez *et al.*, 2018; Pinto-Erazo *et al.*, 2020). Lo cual puede deberse a aspectos ecológicos y comportamentales de las especies, siendo un claro ejemplo de esto las familias Phyllomedusidae y Hemiphractidae las cuales presentan hábitos de dosel, causando que su detectabilidad sea difícil.

Como era de esperarse, el orden Anura fue el más rico siendo esto proporcional a la vasta diversidad que presenta este orden en Colombia, en comparación con Caudata y Gymnophiona (Acosta-Galvis, 2021). De igual manera, los géneros *Pristimantis* y *Craugastor*, pertenecientes al clado Terrarana, demostraron ser los más diversos dentro de Anura y en general para los anfibios, correspondiendo así a la extensa diversidad que presentan estos grupos dentro del territorio colombiano, siendo *Pristimantis* el género de anfibios más diverso del país (Reyes-Puig *et al.*, 2020). Dicho éxito se debe al hecho de que estas especies no atraviesan una etapa larvaria, por lo que no requieren de la presencia de cuerpos de agua o de humedades relativamente altas para su desarrollo, reduciendo de esta forma las tasas de mortalidad en la natalidad y causando mayor adaptabilidad a ecosistemas con distintas estacionalidades (Heinicke *et al.*, 2009; Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010). Este éxito también se ve reflejado en las abundancias observadas dentro de las localidades de estudio, donde los géneros pertenecientes al clado Terrarana fueron de los más abundantes, lo que corresponde a lo reportado por otros estudios realizados en el Chocó Biogeográfico (Vargas-Salinas & Castro-

Herrera, 1999; Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Ortega-G & Pérez-A, 2012; Cortés-Gómez *et al.*, 2013).

Particularmente para las especies *A. spurrelli*, *O. solanensis* y *S. punctiventris*, se observaron densidades poblacionales relativamente altas dentro del área de estudio, aunque en términos de conservación son especies de interés dado su grado de amenaza y nivel de endemismo. En la actualidad, en otras regiones que hacen parte de su distribución, estas se ven amenazadas principalmente por factores antropogénicos, tales como la deforestación guiada por la expansión de la frontera agrícola y pecuaria, al igual que la minería legal e ilegal (Posso-Terranova & Andrés, 2018; La Marca *et al.*, 2005). Así mismo, el género *Atelopus*, es el grupo de vertebrados más amenazado a nivel mundial, con una disminución drástica en sus poblaciones debido principalmente a factores como enfermedades infecciosas y pérdida de hábitad (Stuart *et al.*, 2008). En poblaciones de *A. spurrelli* al norte del Chocó Biogeográfico, se ha registrado la presencia del hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis*, desencadenando posibles disminuciones poblacionales (Flechas *et al.*, 2015). Por otro lado, *S. punctiventris* presenta una distribución restringida, registrada únicamente para las colinas bajas (80-200 msnm) de la parte central de la Serranía del Baudó (donde se encuentra el municipio de Bahía Solano) (Grant & Myers, 2013), haciéndola más susceptible a los cambios realizados en el ecosistema. Sin embargo, estas tres especies presentaron poblaciones relativamente densas, donde las localidades Ch y Ca exhibieron las mayores densidades para las especies *S. punctiventris* y *O. solanensis*, y *A. spurrelli* presentó abundancias más altas para el JBP y Ch, indicando el estado óptimo de los ecosistemas dentro del área de estudio.

En el caso del orden Caudata, *O. complex* fue una de las especies con más registros, para un total de seis especímenes colectados. Dicho valor puede considerarse alto teniendo en cuenta que, las especies de este género en Colombia son raras, representadas por no más de 20 especímenes en colecciones nacionales (Acosta-Galvis *et al.*, 2020). De igual manera, el registro de esta especie es

nuevo para la localidad y para la región, además contribuye al conocimiento de un grupo de especies que hoy en día para Colombia se mantiene en una incertidumbre taxonómica (Acosta-Galvis *et al.*, 2020). De la misma forma, las especies *Pristimantis latidiscus*, *Pristimantis roseus*, *Diasporus tinker*, *Leptodactylus rhodomerus* y *B. biseriata* constituyen registros novedosos para la localidad estudiada.

La mayoría de las especies de anfibios registradas presentan una distribución amplia, dándose un recambio entre las especies de Centroamérica (Costa Rica y Panamá), con las de esta región al norte del Chocó Biogeográfico, siendo *Rhaebo haematiticus*, *Hyalinobatrachium chirripoi*, *Teratohyla spinosa*, *Craugastor fitzingeri* y *Smilisca phaeota*, algunos ejemplos de esto (Savage, 2002; Kohler, 2011). De igual manera, existe cierta influencia de algunas regiones al sur de esta zona biogeográfica, compartiendo algunas especies como *Pristimantis achatinus*, *P. latidiscus*, *Bolitoglossa medemi* y *Caecilia nigricans* (Altamirano-Benavides *et al.*, 2010). Por otro lado, en Colombia se observa un recambio de ciertas especies con diferentes regiones del país como los Andes, siendo representadas casi en su generalidad por especies de la familia Craugastoridae y Centrolenidae, donde el género *Pristimantis* es el más común entre las regiones Andinas y del Pacífico (Acosta-Galvis, 2000). De igual manera, se observan ciertas especies compartidas entre el Chocó y la región del Magdalena medio, como *R. haematiticus*, *S. phaeota*, *Rhinella horribilis*, *Craugastor raniformis*, *Boana boans* y *Lithobates vaillanti*, indicando que dichas regiones comparten características biogeográficas similares que permiten la preexistencia de dichas especies (Lynch & Suárez-Mayorga, 2004; Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, 2016). Esta afirmación es soportada por el mismo hecho de que el *Hot spot* Tumbes-Chocó-Magdalena cubre, como su nombre lo indica, la región del Magdalena medio de Colombia (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2004).

Dentro del mismo Chocó Biogeográfico se observa que puede haber un aislamiento de ciertas especies en función de la región donde se encuentren (norte o sur) (Fig. 4), donde las más próximas

presentan un mayor número de especies compartidas (similitud), siendo un claro ejemplo el hecho de que el estudio más similar a este haya sido el de Rengifo-Mosquera & Lynch (2010), que a su vez es el más próximo a la localidad evaluada en este estudio y de igual manera entre estudios al sur como los de Vargas-Salinas & Castro-Herrera (1999) y Vargas-Salinas & Berrío-Baca (2009) (Fig. 4). Sin embargo, dicha similitud puede estar relacionada con el número de especies registradas en cada estudio, donde los que menos especies registran tienden a ser los menos similares, como fue el caso de Ortega-G & Pérez-A (2012), los cuales solamente registraron tres especies y compartieron una con el presente estudio. De igual manera, el número de especies registradas es directamente proporcional a los días de muestreo efectivos empleados por los investigadores, donde a menos días de muestreo efectivo menos riqueza registrada (ej. Ortega-G & Pérez-A, 2012).

Aunque de manera general se hayan observado riquezas mayores en los muestreos realizados durante los períodos Ap (Fig. 5), en el 2017 no se evidencia dicho patrón, lo cual pudo estar ligado a la diferencia notoria en el número de días de muestreo efectivo alcanzados durante dicho año y, por otro lado, la ausencia de datos para el período 2017-Ap puede repercutir de manera negativa en dicho esquema. Pese a esta diferencia observada, no se obtuvieron resultados estadísticamente significativos al momento de evaluar las riquezas alcanzadas entre los períodos estacionales (Ap-Bp) para los años evaluados, insinuando que ninguno de los muestreos se vio desfavorecido, en términos de riqueza, por la presencia de variables climatológicas diferentes. Sin embargo, ciertos grupos sí pudieron verse afectados por la estacionalidad, pues algunos fueron registrados casi en su totalidad durante los períodos de Baja pluviosidad, siendo el caso de las ranas de cristal (Centrolenidae). Particularmente, se ha registrado que algunas especies de centrolenidos (ej. *Hyalinobatrachium tatayoi*), presentan picos de reproducción y cuidado parental marcado en las épocas menos lluviosas (Delia *et al.*, 2010), posibilitando así una mayor detectabilidad de estas. Por otro lado, que no exista una diferencia significativa entre las riquezas observadas para la mayoría

de las especies en cada uno de los períodos, puede deberse al hecho de que en la región de estudio las fuentes hídricas (i.e. Ríos y quebradas) permanecen disponibles a lo largo del año (Rangel-Ch, 2004), supliendo necesidades en términos de humedad y sitios de reproducción para las especies de anuros registradas (Duellman & Trueb, 1994).

La riqueza de reptiles registrada en este estudio corresponde cerca al 28% de las especies distribuidas para el Chocó Biogeográfico (Pinto-Eraza *et al.*, 2020) y alrededor del 8% de las registradas actualmente para Colombia (SiB, 2020). Dichos porcentajes son representativos si se tiene en cuenta la extensión geográfica del área de estudio con relación a la del Chocó Biogeográfico. Sin embargo, teniendo en cuenta solo las especies registradas durante los muestreos (54) las efectividades alcanzadas para este grupo fueron relativamente más bajas en comparación a las obtenidas para los anfibios, arrojando valores por debajo del 85%, indicando que el esfuerzo de muestreo no fue lo suficientemente alto para este grupo (Villareal *et al.*, 2004). Esto se puede observar en el comportamiento de cada una de las curvas de rarefacción, las cuales, a diferencia de las obtenidas para los anfibios, nunca alcanzaron un comportamiento asintótico evidente, indican la presencia de un mayor número de especies estimadas a las registradas para la zona. Sin embargo, esto puede deberse a las bajas tasas de captura que presentaron la mayoría de las especies de reptiles (particularmente serpientes), producto de las bajas densidades poblacionales y la baja detectabilidad de estos organismos (Boback *et al.*, 2020) (Apéndice 1). Este fenómeno puede derivar en una subestimación de la riqueza estimada en el estudio (Dal Vechio *et al.*, 2013). Sin embargo, tanto el estimador ICE como el Chao 2 son los indicadores más óptimos para estimar la riqueza de especies en este caso, ya que son apropiados para conjuntos de datos con un gran número de especies raras (uno o dos registros en el muestreo) (Colwell, 2013; Colwell R.K, comunicación personal). No obstante, al momento de tener en cuenta las especies registradas dentro y fuera de los muestreos (60 spp.), la efectividad según ambos indicadores supera el 85%, demostrando que

se lograron registrar casi todas las especies que probablemente ocurran dentro del área de estudio. Pese a la alta diversidad registrada para reptiles, ciertas familias no fueron encontradas en la zona siendo el caso de algunas como Amphisbaenidae, Alopoglossidae, Tropicophiidae y Kinosternidae, las cuales ya han sido registradas previamente en el Chocó Biogeográfico (Pinto-Eraza *et al.*, 2020).

La implementación de metodologías pasivas en conjunto a la metodología de búsqueda activa, demostró ser la estrategia más eficaz para obtener un mayor número de especies en cada uno de los muestreos, evidenciándose esto en el registro de especies con hábitos fosoriales como *Trilepida macrolepis*, la cual fue colectada únicamente por medio de las trampas de caída (Tabla 4). De igual manera, las metodologías pasivas favorecieron al registro de especies raras, de las cuales solamente fueron capturados uno o dos individuos por medio de la metodología activa, siendo el caso de las especies *Sibon nebulatus*, *Enuliophis sclateri*, *Enyalioides heterolepis* y *Diploglossus monotropis*, donde el número de individuos registrados se duplicó haciendo uso de las trampas de embudo (Apéndice 1).

Como era de esperarse, el orden Squamata fue el más diverso entre los reptiles con un total de 54 especies registradas, lo cual va de la mano con la diversidad que presenta este orden dentro del Chocó Biogeográfico y en Colombia, siendo el más rico en relación a los órdenes Testudines y Crocodylia (Castaño *et al.*, 2004; Rengifo-Mosquera & Rentería-Moreno, 2011; Uetz *et al.*, 2020). Así mismo, dentro de Squamata las familias Dipsadidae y Dactyloidae fueron las más diversas, lo cual corresponde a lo encontrado por otros estudios realizados en el Chocó Biogeográfico (i.e. Pinto-Eraza *et al.* 2020) y a las listas de especies publicadas para la zona (i.e. Rengifo-Mosquera & Rentería-Moreno 2011). Este patrón también se conserva a nivel nacional, donde las especies de Dipsadidae y Dactyloidae presentan una vasta diversidad (Uetz *et al.*, 2020). Dicha riqueza se puede deber a factores tales como la amplia radiación y adaptabilidad que presentan las especies de estas familias (Lynch, 2012; Poe *et al.*, 2017) y dicho éxito también se puede ver reflejado en las densidades

poblacionales relativamente altas que presentaban varias especies del género *Anolis*. Dentro de la localidad se registra la presencia por primera vez de las especies *Anolis rivalis*, *Corallus annulatus*, *Leptophis depressirostris*, *Rhinobothryum bovallii*, *Enuliophis sclateri*, *Urotheca fulviceps*, *Sphaerodactylus aff. lineolatus*, *Epicrates maurus*, *Mastigodryas pulchriceps* y *Trilepida macrolepis*, donde las tres últimas constituyen a su vez registros nuevos para esta región al norte del Chocó Biogeográfico (Castaño *et al.*, 2004).

De igual manera, para reptiles se destacan tres especies de importancia para la conservación, las cuales son *Crocodylus acutus*, *Lepidochelys olivacea* y *Dermochelys coriacea*, catalogadas como especies vulnerables (VU) según la IUCN (2021). Estas especies se encuentran actualmente amenazadas por diversos aspectos provocados principalmente por el hombre, como la caza indiscriminada para fines ornamentales y alimenticios, saqueo de nidos, pérdida de hábitat y pesca incidental, en el caso de las tortugas marinas (Rueda-Almonacid *et al.*, 2007). En el caso específico de la tortuga marina *L. olivacea*, se registraron dos nidadas solitarias (únicamente un nido) en la playa de la vereda Mecana en los años 2018 y 2020, abarcando los períodos de alta pluviosidad de dichos años. Para esta especie, las temporadas de anidación se dan entre los meses de julio y diciembre, con picos en los últimos meses del año (Hinestroza & Páez 2001). Aunque la presencia de nidadas de *L. olivacea* no es algo novedoso para el municipio de Bahía Solano (Hinestroza & Páez, 2001), es la primera vez que se registra formalmente el anidamiento de esta especie en la playa de Mecana. Por otro lado, aunque las especies *Rhinoclemmys annulata*, *Rhinoclemmys nasuta* y *Caiman crocodilus* no se encuentran en una categoría de amenaza, sus poblaciones se pueden ver afectadas localmente por presiones antropogénicas tales como usos alimenticios, culturales y ornamentales (Cuesta-Ríos & Rentería-Moreno, 2012). Debido a lo anterior, es importante incrementar los esfuerzos en estudios, investigaciones in situ, e iniciativas de conservación que

permitan ampliar el conocimiento en cuanto a aspectos ecológicos para estas y otras especies de testudíneos y cocodrilianos presentes en la zona.

Casi la totalidad de las especies registradas (59) presentan distribuciones amplias, observándose un recambio entre especies de Centroamérica con las observadas en esta región, siendo algunas de estas *A. latifrons*, *Polychrus gutturosus*, *Thecadactylus rapicauda*, *Sphaerodactylus* aff. *lineolatus*, *Corytophanes cristatus* y *Leptodeira* aff. *annulata* (Savage, 2002; Kohler, 2003). De la misma forma, se observa un recambio entre regiones al sur del Chocó Biogeográfico, siendo *A. granuliceps*, *M. pulchriceps*, *Anolis anchicayae* y *Anolis lyra*, algunos ejemplos de esto (Altamirano-Benavides *et al.*, 2010). Dentro de Colombia también se observa una influencia en la diversidad por parte de regiones como los Andes y Magdalena medio, con especies como *Holcosus festivus*, *Basiliscus galeritus*, *Micrurus dumerilii*, *Micrurus mipartitus* y *Bothrops asper* (Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, 2016). Sin embargo, con grupos como los reptiles que albergan especies tan ampliamente distribuidas, determinar un patrón de distribución y de similitud en términos de taxocenosis no es tan certero en comparación con otros grupos de vertebrados (ej. anfibios). Esto se puede evidenciar también a partir del análisis de UPGMA donde, el número de especies compartidas (similitud) va depender del total de especies registradas por cada estudio, es decir, los estudios que más especies registren son los que van a tender a presentar una mayor similitud, sin importar la región donde se ubiquen, siendo esto lo sucedido entre Pinto-Eraza *et al.* (2020) y el presente estudio (Fig. 9).

A diferencia de los anfibios, los reptiles presentaron un patrón más marcado en el cual los períodos de Bp albergaron una riqueza menor en comparación a los períodos de Ap (Fig. 10). Sin embargo, dicho patrón cambió al momento de evaluar la riqueza obtenida durante 2020-Bp, la cual fue mayor a las registradas en 2020-Ap y en todos los otros muestreos. Este resultado no pudo estar relacionado al esfuerzo de muestreo, ya que la salida del 2020-Bp comprendió menos días de muestreo efectivo en relación a la salida del 2020-Ap. Esto nos indica que las variables

meteorológicas no influyen necesariamente en la riqueza presente en cada uno de los períodos estacionales, siendo esto soportado por el análisis de Kruskal-Wallis. No obstante, el uso de metodologías pasivas en períodos estacionales más secos puede afectar directamente el número de especies registradas, alcanzando a registrar más del doble de las especies obtenidas durante salidas en períodos Bp donde solo se hizo uso del método de muestreo activo, siendo este el caso de 2020-Bp donde se implementaron por primera vez dicho tipo de metodologías.

La presente investigación constituye la primera caracterización de herpetofauna de larga duración y con la aplicación de diversas metodologías de muestreo realizada para las estribaciones occidentales de la Serranía del Baudó (norte del Chocó Biogeográfico). Este estudio comprendió un total de 61 días de muestreo efectivo a lo largo de 5 años, por lo que puede considerarse como uno de los pocos estudios de largo plazo para herpetofauna en esta región biogeográfica. La riqueza de la comunidad de anfibios y reptiles caracterizada para esta región, con un total de 95 especies, es la mayor registrada para una localidad dentro del Chocó Biogeográfico (i.e. Vargas-Salinas & Castro-Herrera, 1999; Vargas-Salinas & Bolaños-L, 1999; Urbina-C & Londoño-M, 2003; Vargas-Salinas & Berrio-Baca, 2009; Rengifo-Mosquera & Lynch, 2010; Ríos *et al.*, 2011; Ortega-G & Pérez-A, 2012; Cortés-Gómez *et al.*, 2013; Bonilla & Rentería-Moreno, 2020; Pinto-Eraza *et al.*, 2020).

Desafortunadamente, en la actualidad existe un declive progresivo de las poblaciones de anfibios y reptiles a nivel global, presentando mayores tasas en países del neotrópico (Stuart *et al.*, 2008). Esto ha conllevado a que grupos como los anfibios se encuentren entre los más afectados, con más de un cuarto de sus especies en alguna categoría de amenaza (Stuart *et al.*, 2008; Gonzales del Pliego *et al.*, 2019). En la actualidad, dentro de las principales amenazas de los anfibios se encuentran el cambio climático, pérdida de hábitat y el surgimiento de enfermedades infecciosas como la producida por el hongo *B. dendrobatidis* (Lips *et al.*, 2008; Flechas *et al.*, 2012; Reeder *et al.*, 2012). Por otro lado, en el caso de los reptiles factores como la perturbación de su hábitat y la persecución

por parte del hombre han conllevado a una disminución paulatina de sus poblaciones (Ríos *et al.*, 2011; Lynch, 2012).

Para el punto caliente (*Hot Spot*) Tumbes-Chocó-Magdalena y el Chocó Biogeográfico (Colombia) se ha reconocido que la tasa de pérdida de las poblaciones de anfibios y reptiles se da de igual manera a como se presenta a nivel global, siendo en algunos casos más acelerada debido a la elevada tasa de crecimiento poblacional, el cambio climático, y la pérdida de cobertura vegetal por actividades de deforestación y minería (Cincotta *et al.*, 2000; Malcolm *et al.*, 2006; Arbeláez-Cortés, 2013; Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2016; Weinzettel *et al.*, 2018). Estos factores hacen que para estas regiones biogeográficas sea necesario el desarrollo de investigaciones donde se genere el conocimiento base de caracterización, permitiendo la subsecuente implementación de programas de conservación y planes de manejo.

Conclusión

El área de estudio evaluada constituye un punto relevante y de interés para la conservación, ya que hace parte de la Serranía del Baudó, considerada una isla biogeográfica dentro del Chocó (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2004), y posee un gran número de especies de anfibios y reptiles. Esta zona alberga una riqueza de anfibios y reptiles representativa del Chocó Biogeográfico, catalogándose como una de las más diversas dentro de esta región. Adicionalmente, varias especies de interés para la conservación fueron documentadas con densidades poblacionales altas, indicando la calidad de los ecosistemas de la región y resaltando la importancia de generar iniciativas que propicien la conservación de estas especies en la zona.

El presente estudio permitió reconocer que, el empleo en conjunto de diferentes tipos de metodologías de muestreo favorece el registro optimizado de la riqueza de especies de anfibios y reptiles y además posibilita la documentación de especies raras y de baja detectabilidad. De igual

forma, los resultados de la presente investigación permiten reconocer la importancia de realizar muestreos a largo plazo y en distintos períodos del año, lo cual maximiza el registro de especies cuya biología depende de variables meteorológicas específicas. Por esta razón, sería adecuado continuar con la aplicación de esta estrategia de muestreos en la zona y regiones más al norte, que permitan alcanzar un mejor entendimiento de la diversidad de anfibios y reptiles en el Chocó Biogeográfico. De igual manera sería adecuado caracterizar la diversidad genotípica de los anfibios y reptiles de la zona, haciendo uso de herramientas moleculares las cuales nos permitan responder más preguntas acerca de la verdadera diversidad que habita en el norte del Chocó Biogeográfico.

Agradecimientos

Agradecemos a Luisa Fernanda Puerta Hernández y a Luisa Fernanda Salinas de la fundación Jardín Botánico del Pacífico por su apoyo logístico y financiero, y por acogernos a lo largo de estos cinco años de muestreo. También agradecemos especialmente a Ángel María Ibarquén y Antonio Cunanmpia, a nuestros guías de campo. Agradecemos a los estudiantes de los cursos de zoología de vertebrados y zoología y sistemática animal (2017-2021) de la Universidad EAFIT, por todo el apoyo durante la realización de los trabajos de campo y en la toma de datos. Especialmente agradecemos a Camila Castellanos Mejía, Daniel Abreu, Erick Antonio Higueta Negrette, Juan Manuel Lozano Arias, Oscar Santiago Álzate Zapata y a Yehimy Xilena Rueda por la colaboración en la curaduría, identificación de especímenes, y el apoyo durante todo este trabajo. Damos las gracias a la fundación transformata la cual financio la salida de campo realizada al Cerro Chulé, de igual manera agradecemos a todos los expedicionarios y locales que hicieron posible dicho muestreo, en especial a Juan Pablo Durango. Agradecemos al Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad EAFIT, el cual financió y apoyó logísticamente al proyecto y en especial a los profesores Javier Correa Álvarez y Juan Fernando Díaz Nieto los cuales brindaron todo su apoyo para que este proyecto fuera realizado a cabalidad. También agradecemos a los investigadores German Forero-Medina de la WCS y a Julián Velasco por su colaboración en la rectificación de ciertas identificaciones, y al profesor Robert K. Colwell (Universidad de Connecticut) por su apoyo en la resolución de ciertas dudas acerca de los diferentes estimadores de riqueza. Finalmente agradecemos a todos nuestros amigos y seres queridos por su apoyo incondicional a lo largo de todo este proceso de cinco años, en especial a Adriana C. Franco Arango, John Mario Garzón, Luis Javier Franco y Laura Gómez Mesa.

La recolección de los especímenes de este proyecto fue realizada bajo el Permiso de Recolección de especímenes de especies silvestres de la diversidad biológica con fines de investigación científica no comercial otorgado a la Universidad EAFIT bajo la Resolución 1566 de 2014.

Referencias

- Acosta-Galvis, A.R. 2000. Ranas, salamandras, y caecilias (Tetrapoda: Amphibia) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1: 289–319.
- Acosta-Galvis, A.R.; García-Cobos, D.; Cárdenas-Arévalo, G.; Corrales-Garcia, A. & Paternina-Hernández, A. 2020. Geographic distribution extension of the worm salamander, *Oedipina complex* (Dunn, 1924), in the Magdalena valley, Colombia. *Check List*, 16(3): 521–526. <https://doi.org/10.15560/16.3.521>.
- Acosta-Galvis, A.R. 2021. *Lista de los anfibios de Colombia: Referencia en línea V.11.2021*. Available at: <http://www.batrachia.com>. Accessed: 05/10/2021.
- Altamirano-Benavides, M.; Cisneros-Heredia, D.F. & Meza-Ramos, P. 2010. *Serie herpetofauna del Ecuador: El Chocó Esmeraldeño*. Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, Ecuador.
- Ali, W.; Javid, A.; Bhukhari, S.M.; Hussain, A.; Hussain, S.M. & Rafiue, H. 2018. Comparison of different trapping techniques used in herpetofaunal monitoring: A review. *Punjab University Journal of Zoology*, 33(1): 57–68. <https://doi.org/10.17582/pujz/2018.33.1.57.68>.
- Angulo, A., Rueda-Almonacid, J.V.; Rodríguez-Mahecha, J.V. & La Marca, E. 2006. *Técnicas de Inventario y Monitoreo para los Anfibios de la Región Tropical Andina*. Conservación Internacional. Panamericana Formas e Impresos S.A, Bogotá D.C, Colombia.
- Arbeláez-Cortés, E. 2013. Knowledge of Colombian biodiversity: Published and indexed. *Biodiversity and Conservation*, 22(12): 2875–2906. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0560-y>.
- Ariza-Gallego, M.A.; Herrera-Carmona, J.C.; Payán, L.F. & Giraldo, A. 2020. Relationship between sea surface temperature and the nesting of the Olive Ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Testudines: Cheloniidae) in Gorgona Island, Colombian Pacific. *Revista de Biología Tropical*,

68(2): 528-540.

Bache, S.M. & Wickham, H. 2020. *Magrittr: A Forward-Pipe Operator for R. R package version 2.0.1.*

Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=magrittr>. Accessed: 01/05/2021.

Bonilla, N.S. & Renteria-Moreno, L.E. 2020. Lista de herpetos presentes en el Cerro Galápagos, Municipio San José del Palmar-Chocó. *Instituto de Investigaciones Ambientales Del Pacífico John Von Neumann - IIAP*. <https://doi.org/10.15472/SZK7Y6>.

Boback, S.M.; Nafus, M.G.; Adams, Yackel-Adams, A.A. & Reed, R.N. 2020. Use of visual surveys and radiotelemetry reveals sources of detection bias for a cryptic snake at low densities. *Ecosphere*, 11(1).

Castaño, C. 1999. *Sierras y Serranías de Colombia*. Banco de Occidente. Cali, Colombia.

Castaño, O.V.; Cárdenas, G.; Hernández, E. & Castro-Herrera, F. 2004. Reptiles en el Chocó biogeográfico. In Rangel-Ch, J.O. (Ed.), *Colombia diversidad Biótica IV. El Chocó biogeográfico/ Costa Pacífica*. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá D.C – Colombia 4, 277.

Cardona-Botero, V.E.; Viáfara-Vega, R.A.; Valencia-Zuleta, A.; Echeverry-Bocanegra, A.; Hernández-Córdoba, O.D.; Jaramillo-Martínez, A.F.; Galvis-Cruz, R.; Gutiérrez, J.A. Castro-Herrera, F. 2012. Diversidad de la herpetofauna en el Valle del Cauca (Colombia): un enfoque basado en la distribución por ecorregiones, altura y zonas de vida. *Biota Colombiana*, 12(2): 156-231.

Cincotta, R.P.; Wisnewski, J. & Engelman, R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404: 990-992.

Colwell, R.K. 2013. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 9. User's Guide and application. Available at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

- Corn, P.S. & Bury, B.R. 1990. Sampling Methods for Terrestrial Amphibians and Reptiles. In Carey, A.B. & Ruggiero, L.F., *Wildlife-Habitat Relationships: Sampling Procedures for Pacific Northwest Vertebrates*. Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, 1-34.
- Cortés-Gómez, A.M.; Castro-Herrera, F. & Urbina-Cardona, J.N. 2013. Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation*, 6(6): 749-769.
- Crump, M.L. & Scott, N.J. 1994. Visual encounter surveys. In Heyer, W.R. Donnelly, M.A. McDiarmid, R.W. Hayek, L.A.C. & Foster, M.S., *Measuring and monitoring biological diversity, Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, 84–92.
- Cuesta-Ríos, E.Y. & Rentería-Moreno, L.E. 2012. Ethnozoological Importance of herps in rain forests of central Chocó rainforest. *Bioetnia*, 9(2): 196–202.
- Dal Vechio, F.; Recoder, R.; Rodrigues, M.T. & Zaher, H. 2013. The herpetofauna of the Estação Ecológica de Uruçuí-Una, state of Piauí, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 53(16): 225-243.
- Daza, J.D.; Travers, S.L. & Bauer, A.M. 2012. New records of the mourning gecko *Lepidodactylus lugubris* (Duméril and Bibron, 1836) (Squamata: Gekkonidae) from Colombia. *Check list*, 8(1): 164-167.
- Delia, J.; Cisneros-Heredia, D.F.; Whitney, J. & Murrieta-Galindo, R. 2010. Observations on the Reproductive Behavior of a Neotropical Glassfrog, *Hyalinobatrachium fleischmanni* (Anura: Centrolenidae). *South American Journal of Herpetology*, 5(1): 1–12.
<https://doi.org/10.2994/057.005.0101>.
- Doan, T.M. 2003. Methods Are Most Effective for Surveying Rain Forest Herpetofauna? *Journal of Herpetology*, 37(1): 72–81.

- Duellman, W.E. & Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Flechas, S.V.; Sarmiento, C. & Amézquita, A. 2012. *Bd* on the Beach: High prevalence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in the lowland forests of Gorgona island (Colombia, South America). *EcoHealth*, 9: 298-302.
- Flechas, S.V.; Vredenburg V.T. & Amézquita, A. 2015. Infection Prevalence in Three Lowland Species of Harlequin Toads from the Threatened Genus *Atelopus*. *Herpetological Review* 46: 528-532.
- Frost, D.R. 2021. *Amphibian Species of the World 6.1, an Online Reference*. Available in: <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/>. Access in: 08/04/2021.
- Galili, T. 2015. *Dendextend: an R package for visualizing, adjusting, and comparing trees of hierarchical clustering*. *Bioinformatics*. Available at: [10.1093/bioinformatics/btv428](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btv428). Accessed: 01/05/2021.
- Gonzales del Pliego, P.; Freckleton, R.P.; Edwards, D.P.; Koo, M. S.; Scheffers, B.R.; Pyron, R.A. & Jetz, W. 2019. Phylogenetic and trait-based prediction of extinction risk for data-deficient amphibians. *Current Biology*, 29: 1557-1563.
- Grant, T. & Myers, C.W. 2013. Review of the frog genus *Silverstoneia*, with descriptions of five new species from the colombian chocó (Dendrobatidae: Colostethinae). *American Museum Novitates*, 3784: 1–58. <https://doi.org/10.1206/3784.2>.
- Heinicke, M.P.; Duellman, W.E.; Trueb, L.; Means, D.B.; Macculloch, R.D. & Hedges, S.B. 2009. A new frog family (Anura: Terrarana) from South America and an expanded direct-developing clade revealed by molecular phylogeny. *Zootaxa*, 2211: 1–35. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2211.1.1>.

- Hinestroza, L.M. & Páez, V.P. 2001. Anidación y manejo de la tortuga Golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la playa Cuevita, Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Cuad. Herpetol*, 14(2): 131–144.
- Hrdina, A. & Romportl, D. 2017. Evaluating Global Biodiversity Hotspots-Very Rich and even More Endangered. *Journal of Landscape Ecology*, 10(1): 108–115. <https://doi.org/10.1515/jlecol-2017-0013>.
- Kohler, G. 2003. *Reptiles of Central America*. Herpeton, Offenbach, Alemania.
- Kohler, G. 2011. *Amphibians of Central America*. Herpeton, Offenbach, Alemania.
- IUCN – International Union for the Conservation of Nature. 2021. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*. Available at: <http://www.iucnredlist.org>. Access in: 08/04/2021.
- La Marca, E.; Lips, K.R.; Lötters, S.; Puschendorf, R.; Ibáñez, R. & Rueda-Almonacid, J.V. 2005. Catastrophic population declines and extinctions in neotropical harlequin frogs (Bufonidae: *Atelopus*). *Biotropica*, 37(2): 190-201.
- Lemos-Támara, L.L. 2017. *Análisis de los Riesgos Hidroclimáticos de Comunidades de la Región Pacífica Colombiana*. (Masters Thesis). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C, Colombia.
- Lips, K.R.; Diffendorfer, J.; Medelson III, J.R. & Sears, M.W. 2008. Riding the wave: Reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PloS Biology*, 6: 441-454.
- Lynch, J.D. & Suárez-Mayorga, A.M. 2004. Anfibios en el Chocó Biogeográfico. In Rangel-Ch, J.O. (Ed.), *Colombia diversidad Biótica IV. El Chocó biogeográfico/ Costa Pacífica*. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá D.C – Colombia 4, 633-667.
- Lynch, J.D. 2012. El Contexto De Las Serpientes De Colombia Con Un Análisis De Las Amenazas En Contra De Su Conservación. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y*

Naturales, 36(140): 435–449.

Malcolm, J.R.; Liu, C.; Neilson, R.P.; Hansen, L.; Hannah, L. 2006. Global Warming and Extinctions of Endemic Species from Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, 20(2): 538-548.

Marchese, C. 2015. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation*, 3: 297–309. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.008>.

Meyer, V.; Saatchi, S.; Ferraz, A.; Xu, L.; Duque, A.; García, M. & Chave, J. 2019. Forest degradation and biomass loss along the Chocó region of Colombia. *Carbon Balance and Management*, 14(1): 1–15. <https://doi.org/10.1186/s13021-019-0117-9>.

Meredith, M. 2020. *Wiqid: Quick and Dirty Estimates for Wildlife Populations*. R package version 0.3.0. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=wiqid>. Accessed: 01/05/2021.

Mittermeier, R.A.; Robles Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Goettsch-Mittermeier, C.; Lamoreux, J. & da Fonseca, G.A.B. 2004. *Hotspots revisited*. Cemex Books on Nature.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853–858.

Ortega-G, A.F. & Pérez-A. J.V. 2012. Herpetofauna registry present in isla Palma, colombian pacific. *Revista Colombiana de ciencia Animal*, 4(1): 149-153.

Palacios-Rodríguez, L.; Rengifo-Mosquera, J.T.; Panesso, M.R. & Palacios-Asprilla, Y. 2018. Wealth and distribution of Hylides (Hylidae: Anura) in a tropical pluvial forest area in the Chocó Department, Colombia. *Revista Colombiana de ciencia Animal*, 10(2): 154-166.

Pérez-Escobar, O.A.; Lucas, E.; Jaramillo, C.; Monro, A.; Morris, S.K.; Bogarín, D.; Greer, D.; Dodsworth, S.; Aguilar-Cano, J.; Sanchez-Meseguer, A. & Antonelli, A. 2019. The Origin and Diversification of the Hyperdiverse Flora in the Chocó Biogeographic Region. *Frontiers in Plant*

Science, 10: 1–9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01328>.

Pisani, G.R. 1973. A guide to preservation techniques for amphibians and reptiles. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. *Herpetological Circular*, 1: 1–22.

Pinto-Erazo, M.A.; Calderón-Espinosa, M.L.; Medina-Rangel, G.F. & Méndez-Galeano, M.Á. 2020. Herpetofauna from two municipalities of southwestern Colombia. *Biota Colombiana*, 21(1): 41–57. <https://doi.org/10.21068/c2020.v21n01a04>.

Poveda-M, I.C.; Rojas-P,A.; Rudas-LI, A. & Rangel-Ch, O. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. In Rangel-Ch, J.O. (Ed.), *Colombia diversidad Biótica IV. El Chocó biogeográfico/ Costa Pacífica*. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá D.C – Colombia, 4, 1-21.

Poe, S.; Nieto-Montes De Oca, A.; Torres-Carvajal, O.; De Queiroz, K.; Velasco, J.A.; Truett, B.; Gray, L.N.; Ryan, M.J.; Kohler, G.; Ayala-Varela, F. & Latella, I. 2017. A Phylogenetic, Biogeographic, and Taxonomic study of all Extant Species of *Anolis* (Squamata; Iguanidae). *Systematic biology*, 66(5): 663-697.

Posso-Terranova, A. & Andrés, J. 2018. Multivariate species boundaries and conservation of harlequin poison frogs. *Molecular Ecology*, 27(17): 3432–3451. <https://doi.org/10.1111/mec.14803>.

Quiñones, J.; García, K.G.; Barragan, C. 2014. Rediscovery of the Yellow-bellied Sea Snake, *Hydrophis platurus* (Linnaeus, 1766) in Máncora, northern Perú. *Check list*, 10(6): 1563-1564.

Rangel-Ch, J.O. 1995. Colombia diversidad biótica I. clima, Centros de concentración de especies, fauna. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C - Colombia.

- Rangel-Ch, J.O. 2004. Ecosistemas del Chocó Biogeográfico: síntesis final. In Rangel-Ch, J.O. (Ed.), *Colombia diversidad Biótica IV. El Chocó biogeográfico/ Costa Pacífica*. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá D.C – Colombia, 4, 1-21.
- Rengifo-Mosquera, J.T. & Lynch, J.D. 2010. Anfibios presentes en tres unidades paisajísticas en el tramo Afirmado-Nuquí, departamento del Chocó, Colombia. *Biología y Desarrollo*, 29(2): 211–220.
- Rengifo-Mosquera, J.T. & Rentería-Moreno, L.E. 2011. Reptiles of the Department of Chocó, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 1(1): 38-47.
- Reeder, N.M.M.; Pessier, A.P. & Vredenburg, V.T. 2012. A reservoir species for the emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* thrives in a landscape decimated by disease. *PLOS ONE*, 7: 1-8.
- Reyes-Puig, C.; Yáñez-Muñoz, M.H.; Ortega, J.A. & Ron, S.R. 2020. Phylogenetic relationships of the subgenus *Hypodictyon* (Anura: Strabomantidae: *Pristimantis*) with the description of three new species from the Chocó región. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91: 1-38.
- R Core Team. 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at: <https://www.R-project.org/>. Accessed: 01/05/2021.
- Ribeiro-Júnior, M.A.; Rossi, R.V.; Miranda, C.L. & Ávila-Pires, T.C.S. 2011. Influence of pitfall trap size and design on herpetofauna and small mammal studies in a Neotropical Forest. *Zoologia*, 28(1): 80–91. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000100012>.
- Ríos, E.E.; Hurtado, C.F.; Rengifo-Mosquera, J.T. & Castro-Herrera, F. 2011. Lagartos en comunidades naturales de dos localidades en la región del Chocó de Colombia. *Herpetotrópicos*, 5(2): 85-92.

- Rodríguez-Mahecha, J.V.; Salaman, P.; Jorgensen, P.; Consiglio, T.; Suárez, L.; Arjona, F. & Bensted-Smith, R. 2004. Tumbes-Chocó- Magdalena. In Mittermeier, R.A. Robles Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Goettsch-Mittermeier, C.; Lamoreux, J & da Fonseca, G.A.B., *Hotspots revisited*. Cemex Books on Nature, México D.F, 1: 41-43.
- Rueda-Almonacid, J.V.; Carr, J.L.; Mittermeier, R.A.; Rodríguez-Mahecha, J.V.; Mast, R.B.; Vogt, R.C.; Rhodin, A.; de la Ossa-Velásquez, J.; Rueda, J.N. & Goettsch-Mittermeier, C. 2007. *Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del Trópico*. Conservación Internacional, Bogotá, D.C, Colombia.
- Savage, J.M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica, A Herpetofauna between two continents, between two seas*. The University of Chicago Press.
- SiB Colombia. 2020. *Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia, Biodiversidad en Cifras. Biodiversity in Numbers*. Available in: <https://cifras.biodiversidad.co/>. Access in: 13/04/2021.
- Stuart, S.N.; Hoffmann, M.; Chanson, J.S.; Cox, N.A.; Berridge, R.J.; Ramani, P. & Young, B.E. 2008. *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain; IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.
- Sutherland, W.J. 2006. *Ecological Census Techniques, a handbook, Second Edition*. Cambridge University Press, New York.
- Torres-Torres, J.J.; Mena-Mosquera, V.E. & Álvarez-Dávila, E. 2016. Composición y diversidad florística de tres bosques húmedos tropicales de edades diferentes, en El Jardín Botánico del Pacífico, municipio de Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 6(1): 12. <https://doi.org/10.18636/bioneotropical.v6i1.197>.

- Thompson, S.A.; Thompson, G.G. & Withers, P.C. 2005. Influence of pit-trap type on the interpretation of fauna diversity. *Wildlife Research*, 32(2): 131–137. <https://doi.org/10.1071/WR03117>.
- Uetz, P.; Freed, P. & Hošek, J. 2020. *The Reptile Database*. Available: <https://doi.org/10.5860/choice.49-6294>. Access in: 08/04/2021.
- Urbina-C, J.N. & Londoño-M, M.C. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias exactas*, 27(102): 105-113.
- Vargas-Salinas, F. & Castro-Herrera, F. 1999. Distribución y preferencias de microhábitat en anuros (Amphibia) en bosque maduro y áreas perturbadas en Anchicayá, Pacífico colombiano. *Caldasia*, 21(1):95-109.
- Vargas-Salinas, F. & Bolaños-L. 1999. Presencia de reptiles en la región de Anchicayá, Pacífico colombiano, a través de un gradiente de deforestación. *Caldasia*, 21(2): 235-238.
- Vargas-Salinas, F. & Berrío-Baca, H. 2009. Herpetofauna asociada a la vegetación de borde de carretera en la región de Anchicayá. Valle del Cauca, pacífico de Colombia. *Novedades colombianas*, 9(1): 28-35.
- Vargas-Salinas, F. & Aponte-Gutiérrez, A. 2016. Diversidad y recambio de especies de anfibios y reptiles entre coberturas vegetales en una localidad del valle del Magdalena medio, departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 17(2): 116-137.
- Valois-Cuesta, H. & Martínez-Ruiz, C. 2016. Vulnerability of native forests in the Colombian Chocó: mining and biodiversity conservation. *Bosque*, 37(2): 295-305.
- Villarreal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M. &

- Umaña, A.M. 2004. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.
- Villarreal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M. & Umaña, A.M. 2004. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia.
- Weinzettel, J.; Vackar, D. & Medkova, H. 2018. Human footprint in biodiversity hotspots. *Frontiers Ecology Environment*, 16(8): 447-452.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4. Available at: <https://ggplot2.tidyverse.org>. Accessed: 01/05/2021.
- Zaher, H.; Murphy, R.W.; Arredondo, J.C.; Graboski, R.; Machado-Filho, P.R.; Mahlow, K., Montingelli, G.G.; Quadros, A.B.; Orlov, N.L.; Wilkinson, M., Zhang, Y.P. & Grazziotin, F.G. 2019. Large-scale molecular phylogeny, morphology, divergence-time estimation, and the fossil record of advanced caenophidian snakes (Squamata: Serpentes). *PLOS ONE*, 14(5): 1-82. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217959>.

Apéndices

APÉNDICE 1. Códigos de los especímenes de anfibios y reptiles colectados durante el muestreo y depositados en la Colección Biológica de la Universidad EAFIT. Localidades de los individuos, JBP = Jardín Botánico de Pacífico, Ca = Cerro Anfibio, Ch = Cerro Chulé.

ANFIBIOS. *Andinobates fulguritus*: Ca = JCA-931; JCA-935; JCA-936; JCA-938. Ch = JCA-1512; JCA-1552; JCA-1557. *Atelopus spurrelli*: JBP = JCA-851; JCA-855; JCA-870; JCA-871; JCA-928; JCA-1758; JCA-1762; JCA-1764. Ch = JCA-1523; JCA-1549. *Boana boans*: JBP = JCA-1074; JCA-1737; JCA-1814. *Bolitoglossa biseriata*: JBP = JCA-1087; JCA-1763; JCA-1816. *Bolitoglossa medemi*: JBP = JCA-1750; JCA-1755; JCA-1798. *Caecilia nigricans*: JBP = JCA-1873. *Colostethus imbricolus*: Ca = JCA-1233. Ch = JCA-1616. *Craugastor fitzingeri*: JBP = JCA-849; JCA-854; JCA-888; JCA-902; JCA-1075; JCA-1076; JCA-1079; JCA-1093; JCA-1743; JCA-1766; JCA-1767; JCA-1768; JCA-1779; JCA-1787; JCA-1790; JCA-1813; JCA-1817. Ch = JCA-1518; JCA-1563; JCA-1566. *Craugastor longirostris*: JBP = JCA-865; JCA-904; JCA-914; JCA-927; JCA-1759; JCA-1781. Ch = JCA-1504; JCA-1510; JCA-1521; JCA-1529; JCA-1534; JCA-1567; JCA-1576. *Craugastor opimus*: Ca = JCA-1240. Ch = JCA-1527. *Craugastor raniformis*: JBP = JCA-856; JCA-866; JCA-882; JCA-896; JCA-1761; JCA-1920. Ch = JCA-1519. *Diasporus quidditus*: JBP = JCA-906; JCA-907; JCA-1085; JCA-1110; JCA-1116; JCA-1117; JCA-1130; JCA-1235; JCA-1765; JCA-1786; JCA-1810; JCA-1818; JCA-1866; JCA-1868. Ch = JCA-1559; JCA-1562; JCA-1570; JCA-1571. *Diasporus tinker*: JBP = JCA-905; JCA-1811. Ch = JCA-1564; JCA-1572. *Hyalinobatrachium chirripoi*: JBP = JCA-1796; JCA-1797; JCA-1857; JCA-1878. *Hyalinobatrachium tatayoi*: JBP = JCA-1859; JCA-1879. *Leptodactylus rhodomerus*: JBP = JCA-1217; JCA-1754; JCA-1799; JCA-1830. *Lithobates vaillanti*: JBP = JCA-880; JCA-881; JCA-1096. Ch = JCA-1594. *Oedipina complex*: JBP = JCA-1736; JCA-1792; JCA-1795; JCA-1862. Ch = JCA-1537; JCA-1539. *Oophaga solanensis*: Ca = JCA-930; JCA-933; JCA-934; JCA-937; JCA-939. Ch = JCA-1545; JCA-1553. *Phyllobates aurotaenia*: Ca = JCA-932; JCA-1121; JCA-1131. *Pristimantis achatinus*: JBP = JCA-921; JCA-1128; JCA-1215; JCA-

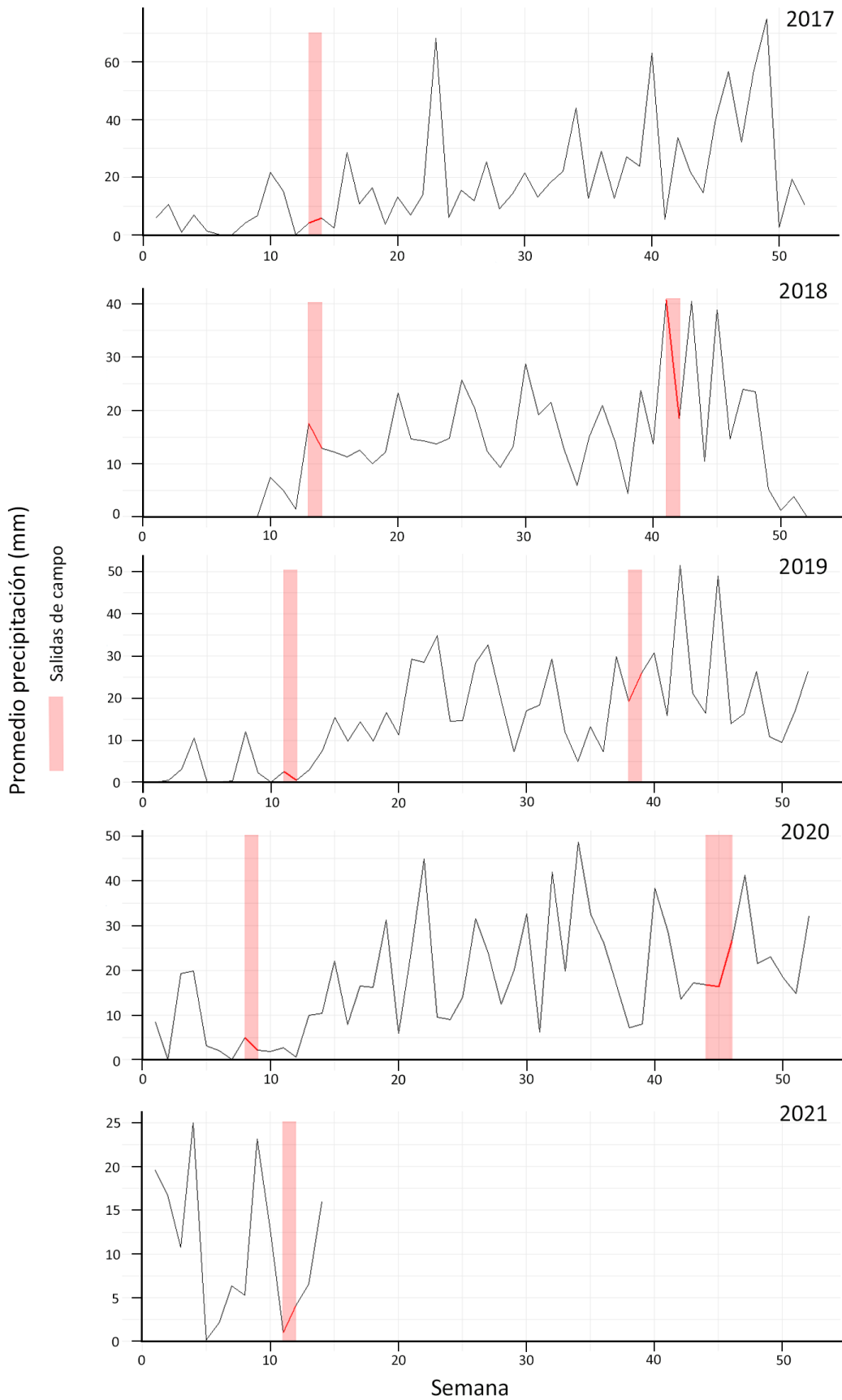
1785; JCA-1911; JCA-1870. Ch = JCA-1556; JCA-1605. **Pristimantis gr. Ridens 1**: JBP = JCA-923; JCA-1732; JCA-1742; JCA-1906; JCA-1908; JCA-1909. Ch = JCA-1577. **Pristimantis gr. ridens 2**: JBP = JCA-1789. **Pristimantis latidiscus**: JBP = JCA-887; JCA-969; JCA-1077; JCA-1132; JCA-1229; JCA-1230; JCA-1793; JCA-1910; JCA-1912; JCA-1914; JCA-1867. Ch = JCA-1541. **Pristimantis ridens**: JBP = JCA-853; JCA-1760; JCA-1905. Ch = JCA-1516; JCA-1517. **Pristimantis roseus**: JBP = JCA-1107; JCA-1109; JCA-1220; JCA-1726; JCA-1730; JCA-1746; JCA-1748; JCA-1778; JCA-1829; JCA-1907; JCA-1913; JCA-1919. Ch = JCA-1582. **Pristimantis taeniatus**: JBP = JCA-926; JCA-1108; JCA-1115; JCA-1118; JCA-1731; JCA-1733; JCA-1747; JCA-1749; JCA-1861; JCA-1863; JCA-1871; JCA-1884. Ch = JCA-1502; JCA-1503; JCA-1507; JCA-1530; JCA-1531; JCA-1532; JCA-1533; JCA-1543; JCA-1544; JCA-1554; JCA-1578; JCA-1581; JCA-1586; JCA-1599; JCA-1600; JCA-1602; JCA-1603; JCA-1611; JCA-1612. **Rhaebo haematiticus**: JBP = JCA-872; JCA-873; JCA-874; JCA-875; JCA-876; JCA-922; JCA-929; JCA-1078; JCA-1113; JCA-1216; JCA-1849. Ch = JCA-1606. **Rhinella alata**: JBP = JCA-850; JCA-863; JCA-864; JCA-877; JCA-925; JCA-1769; JCA-1782; JCA-1825; JCA-1826; JCA-1827; JCA-1828; JCA-1831; JCA-1882. Ch = JCA-1501; JCA-1568; JCA-1575; JCA-1597. **Rhinella horribilis**: JBP = JCA-901; JCA-940. **Sachatamia ilex**: JBP = JCA-889. **Silverstoneia punctiventris**: Ca = JCA-1119; JCA-1120. Ch = JCA-1583; JCA-1614; JCA-1615; JCA-1617; JCA-1618; JCA-1619; JCA-1620; JCA-1622; JCA-1623; JCA-1624. **Smilisca phaeota**: JBP = JCA-892; JCA-893; JCA-1241; JCA-1770; JCA-1788; JCA-1804; JCA-1805. Ch = JCA-1515; JCA-1585; JCA-1626. **Strabomantis anomalus**: JBP = JCA-852; JCA-857; JCA-858; JCA-859; JCA-894; JCA-895; JCA-903; JCA-913; JCA-1088; JCA-1773; JCA-924. Ch = JCA-1520; JCA-1608. **Teratohyla spinosa**: JBP = JCA-890; JCA-891; JCA-973; JCA-1851; JCA-1856; JCA-1885.

REPTILES. Anolis anchicayae: JBP = JCA-964; JCA-970; JCA-971; JCA-1744. Ch = JCA-1508; JCA-1514. **Anolis chloris**: JBP = JCA-1812. Ch = JCA-1596; JCA-1610. Ch = JCA-1589. **Anolis granuliceps**: JBP = JCA-1125; JCA-1219; JCA-1228; JCA-1727; JCA-1741; JCA-1783; JCA-1794. **Anolis latifrons**: JBP = JCA-869; JCA-972; JCA-1080; JCA-1081; JCA-1082; JCA-1084; JCA-1226; JCA-1231; JCA-1239; JCA-1729.

Ch = JCA-1555; JCA-1561; JCA-1625. **Anolis lyra**: JBP = JCA-1111; JCA-1129; JCA-1753; JCA-1815. Ch = JCA-1513; JCA-1538; JCA-1540; JCA-1542; JCA-1609. **Anolis maculiventris**: JBP = JCA-1236; JCA-1757. Ch = JCA-1509; JCA-1574; JCA-1588; JCA-1590; JCA-1595. **Anolis purpurescens**: JBP = JCA-965; JCA-1225; JCA-1874. Ch = JCA-1550; JCA-1551. **Anolis rivalis**: Ca = JCA-1122; JCA-1123; JCA-1124; JCA-1237. Ch = JCA-1598; JCA-1621. **Atractus iridescens**: JBP = JCA-1126; JCA-1735; JCA-1823. Ch = JCA-1613. **Basiliscus galeritus**: JBP = JCA-860; JCA-878; JCA-883; JCA-884; JCA-899; JCA-900; JCA-915; JCA-941; JCA-942; JCA-943; JCA-944. **Bothriechis schlegelii**: Ch = JCA-1505. **Bothrops asper**: JBP = JCA-917; JCA-974; JCA-1234. **Bothrops punctatus**: JBP = JCA-975; JCA-1221; JCA-1776. **Caiman crocodilus**: JBP = JCA-885 (tejido). **Clelia clelia**: Ch = JCA-1546; JCA-1565 (tejido). **Corallus annulatus**: JBP = JCA-1086; JCA-1739; JCA-1740; JCA-1800. **Corytophanes cristatus**: JBP = JCA-1728. Ch = JCA-1500. **Dendrophidion percarinatum**: JBP = JCA-1820. **Diploglossus monotropis**: JBP = JCA-924; JCA-1091; JCA-1809. **Enuliophis sclateri**: Ch = JCA-1526; JCA-1535. **Enyalioides heterolepis**: JBP = JCA-1083. Ch = JCA-1547; JCA-1569. **Epicrates maurus**: JBP = JCA-1824. **Erythrolamprus mimus**: Ch = JCA-1558. **Lepidodactylus lugubris**: JBP = JCA-912. **Holcosus festivus**: JBP = JCA-897; JCA-920; JCA-967; JCA-1114; JCA-1854. **Imantodes cenchoa**: JBP = JCA-861; JCA-862; JCA-879; JCA-918; JCA-919; JCA-1223; JCA-1224. Ch = JCA-1506; JCA-1522. **Lepidoblepharis peraccae**: JBP = JCA-968; JCA-1094; JCA-1095; JCA-1780; JCA-1883. Ch = JCA-1580; JCA-1601. **Leptodeira aff. annulata**: JBP = JCA-898; JCA-1127; JCA-1772. Ch = JCA-1525; JCA-1584. **Leptophis depressirostris**: JBP = JCA-1875. **Loxopholis southi**: JBP = JCA-867; JCA-868; JCA-908; JCA-909; JCA-910; JCA-911; JCA-1071; JCA-1072; JCA-1073; JCA-1745; JCA-1756; JCA-1791; JCA-1803; JCA-1819. Ch = JCA-1511; JCA-1524; JCA-1579; JCA-1604; JCA-1607. **Mastigodryas boddaerti**: JBP = JCA-1089; JCA-1821. **Mastigodryas pulchriceps**: JBP = JCA-963. **Micrurus dumerilii**: JBP = JCA-916. Ch = JCA-1587. **Micrurus mipartitus**: JBP = JCA-1877. **Ninia teresitae**: JBP = JCA-1222; JCA-1774; JCA-1915; JCA-1916. Ch = JCA-1528; JCA-1536. **Nothopsis rugosus**: JBP = JCA-1227; JCA-1734; JCA-1777; JCA-1801; JCA-1802; JCA-1917; JCA-1918. Ch = JCA-

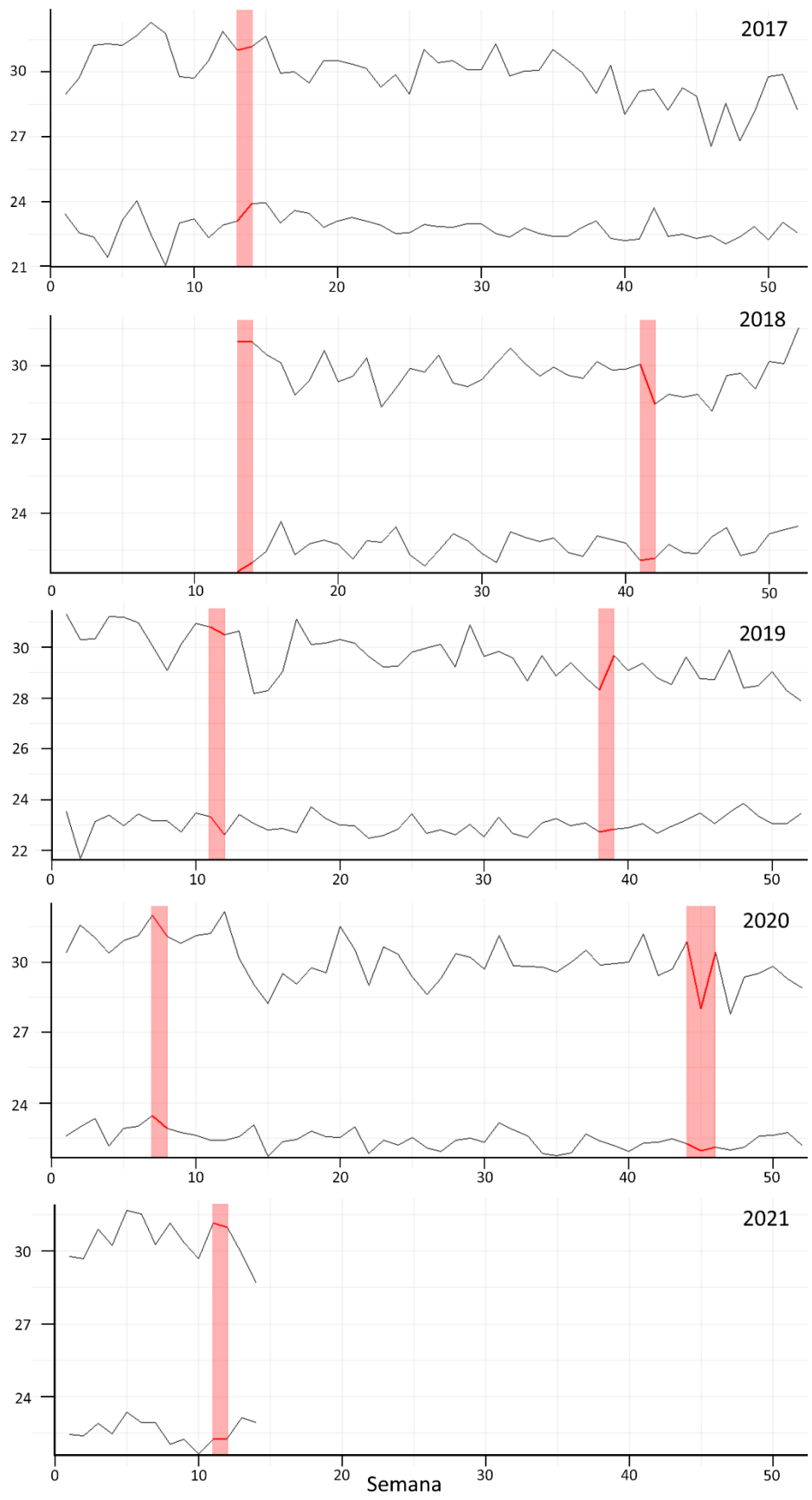
1573. *Oxyrhopus petolarius*: JBP = JCA-966; JCA-1238; JCA-1242; JCA-1738; JCA-1784. Ch = JCA-1548; JCA-1627. *Phrynonax poecilonotus*: JBP = JCA-1881. *Polychrus gutturosus*: JBP = JCA-1858; JCA-1880. *Rhinobothryum bovallii*: JBP = JCA-1775; JCA-1876. *Rhinoclemmys annulata*: JBP = JCA-886 (tejido). *Sibon nebulatus*: JBP = JCA-1092. Ch = JCA-1591. *Siphlophis compressus*: JBP = JCA-1771; JCA-1822. *Sphaerodactylus aff. lineolatus*: JBP = JCA-1097. *Thecadactylus rapicauda*: JBP = JCA-1090; JCA-1112; JCA-1218. Ch = JCA-1592; JCA-1593. *Trilepida macrolepis*: JBP = JCA-1855. *Urotheca fulviceps*: Ch = JCA-1560.

APÉNDICE 2. Promedios semanales de la variable día pluviométrico (mm) entre los años 2017, 2018, 2019, 2020 y 2021. Las áreas rojas corresponden a las salidas de campo realizadas dentro de dichos años.



APÉNDICE 3. Promedios semanales de las variables temperatura máxima diaria (superior) y temperatura mínima diaria (inferior) entre los años 2017, 2018, 2019, 2020 y 2021. Las áreas rojas corresponden a las salidas de campo realizadas dentro de dichos años.

Temperatura mínima diaria (°C) | Temperatura máxima diaria (°C)
Salidas de campo



Tablas

TABLA 1. Salidas realizadas entre los años 2017 y 2021, con sus respectivas metodologías de muestreo, localidades, fechas y coordenadas geográficas donde se implementaron las metodologías. TB = Barreras de paso, TE = Trampas de embudo, TC = Trampas de caída; JBP = Jardín Botánico del Pacífico, Ca = Cerro anfibio, Ch = Cerro Chulé.

Salida	Metodología de muestreo	Localidad	Fechas	Coordenadas geográficas	
2017-Bp		JBP	27 marzo - 5 abril 2017	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
		Ca		06°14'49.8"N	077°20'22.6"W
2018-Bp		JBP	2 abril - 5 abril 2018	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
2018-Ap		JBP	17 octubre -20 octubre 2018	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
2019-Bp	Búsqueda por encuentros visuales (VES)	JBP	17 marzo - 20 marzo 2019	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
		Ca		06°14'49.8"N	077°20'22.6"W
2019-Ap		JBP	20 septiembre- 25 de septiembre 2019	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
		Ca		06°14'49.8"N	077°20'22.6"W
2020-Bp		Ch	23 febrero - 3 marzo 2020	06°16'48.8"N	077°22'14.3"W
2020-Ap		JBP	1 noviembre - 14 de noviembre 2020	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
2021-Bp		JBP	15 marzo- 23 de marzo 2020	06°16'27.5"N	077°22'23.4"W
2020-Bp	Transecto 1: TB + TE	Ch	23 febrero - 3 marzo 2020	06°16'46.9"N	077°21'59.3"W
	Transecto 2: TB + TE			06°16'50.0"N	077°21'52.4"W
	Transecto 3: TB + TE			06°16'56.3"N	077°21'51.1"W
	Transecto 4: TB + TE			06°17'02.4"N	077°21'45.5"W
2020-Ap 2021-Bp	Transecto 5: TB + TE + TC	JBP	1 noviembre - 14 de noviembre 2020 15 marzo- 23 de marzo 2020	06° 26'29.4"N	077° 38'02.1"W
	Transecto 6: TB + TE + TC			06° 26'34.4"N	077° 37'53.9"W
	Transecto 7: TB + TE + TC			06° 27'80.1"N	077° 37'57.5"W
	Transecto 8: TB + TE + TC			06° 27'39.2"N	077° 37'41.4"W

TABLA 2. Promedios semanales de las variables meteorológicas evaluadas correspondientes a las salidas de campo, semanas y períodos estacionales. Bp = Baja pluviosidad, Ap = Alta pluviosidad.

Salida	Semanas	Promedio semanal			Período
		Día pluviométrico (mm)	Temperatura máxima diaria (°C)	Temperatura mínima diaria (°C)	
2017-Bp	13 14	4.157 5.98	31 31.17	23.11 23.91	Bp
2018-Bp	13 14	17.48 12.82	31 30.97	21.6 21.97	Bp
2018-Ap	41 42	40.72 18.41	30.05 28.42	22.05 22.14	Ap

2019-Bp	11 12	2.57 0.44	30.8 30.51	23.31 22.6	Bp
2019-Ap	38 39	19.2 26.02	28.31 29.68	22.71 22.82	Ap
2020-Bp	8 9	4.92 2.11	31.97 31.08	23.45 22.91	Bp
2020-Ap	44 45 46	16.742 16.3 26.68	30.85 28.0 30.4	22.25 21.97 22.11	Ap
2021-Bp	11 12	1 4.085	31.14 30.97	22.25 22.28	Bp

TABLA 3. Especies de anfibios registradas durante el muestreo, incluyendo el período estacional donde se registraron, zona altitudinal, método de registro, categoría de la IUCN y el patrón de distribución geográfica. Período: Ap = Alta pluviosidad, Bp = Baja pluviosidad. Zona: La = Llanura aluvial, Cb = Colinas bajas, Cm = Colinas medias. Método: VES = Búsqueda por encuentro visual, TC = Trampa de caída, TE = Trampa de embudo. Categoría IUCN: NE = No evaluada, DD = Deficiente de datos, LC = Preocupación menor, NT = Casi amenazada, VU = Vulnerable, EN = Amenazada. Distribución geográfica: Da = Amplia, En = Endémica, Ec = Endémica para el Chocó Biogeográfico, Ec* = Endémica para el Chocó Biogeográfico con distribución restringida.

Orden/Familia/Especie	Período	Zona	Método	Conservación	
				Categoría IUCN	Distribución
Anura					
Bufonidae					
<i>Atelopus spurrelli</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	NT	Ec
<i>Rhaebo haematiticus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TC	LC	Da
<i>Rhinella alata</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC, TE	DD	Da
<i>Rhinella horribilis</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC, TE	NE	Da
Centrolenidae					
<i>Hyalinobatrachium chirripoi</i>	Ap, Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Hyalinobatrachium tatayoi</i>	Bp	Cb	VES	NT	Da
<i>Sachatamia ilex</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Teratohyla spinosa</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da
Craugastoridae					
<i>Craugastor fitzingeri</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC, TE	LC	Da
<i>Craugastor longirostris</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC, TE	LC	Da
<i>Craugastor opimus</i>	Ap, Bp	Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Craugastor raniformis</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Pristimantis achatinus</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Pristimantis gr. ridens 1</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	-	-
<i>Pristimantis gr. ridens 2</i>	Ap	Cb	VES	-	-

Orden/Familia/Especie	Período	Zona	Método	Conservación	
				Categoría IUCN	Distribución
<i>Pristimantis latidiscus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Pristimantis ridens</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Pristimantis roseus</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TE	LC	En
<i>Pristimantis taeniatus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Strabomantis anomalus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
Dendrobatidae					
<i>Andinobates fulguritus</i>	Bp	Cm	VES	LC	Da
<i>Colostethus imbricolus</i>	Ap, Bp	Cb	VES	EN	Ec
<i>Oophaga solanensis</i>	Ap, Bp	Cm	VES	VU	Ec*
<i>Phyllobates aurotaenia</i>	Bp	Cm	VES	LC	Ec
<i>Silverstoneia punctiventris</i>	Bp	Cb	VES	EN	Ec*
Eleutherodactylidae					
<i>Diasporus quidditus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Diasporus tinker</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	LC	En
Hylidae					
<i>Boana boans</i>	Ap, Bp	La, Cb	VES	LC	Da
<i>Smilisca phaeota</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	LC	Da
Leptodactylidae					
<i>Leptodactylus rhodomerus</i>	Ap	Cb	VES	LC	Da
Ranidae					
<i>Lithobates vaillanti</i>	Ap, Bp	La, Cb	VES	LC	Da
Caudata					
Plethodontidae					
<i>Bolitoglossa biseriata</i>	Ap, Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Bolitoglossa medemi</i>	Ap, Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Oedipina complex</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TC, TE	LC	Da
Gymnophiona					
Caeciliidae					
<i>Caecilia nigricans</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da

TABLA 4. Especies de reptiles registradas durante el muestreo, incluyendo el período estacional donde se registraron, zona altitudinal, método de registro, categoría de la IUCN y el patrón de distribución geográfica. Período: Ap = Alta pluviosidad, Bp = Baja pluviosidad. Zona: La = Llanura aluvial, La^m = Llanura aluvial – marítima, Cb = Colinas bajas, Cm = Colinas medias. Método: VES = Búsqueda por encuentro visual, TC = Trampa de caída, TE = Trampa de embudo. Categoría IUCN: NE = No evaluada, LC = Preocupación menor, NT = Casi amenazada, VU = Vulnerable. Distribución: Da

= Distribución amplia, Daⁱ = Distribución amplia – introducida, Da^m = Distribución amplia - migratoria, Ec = Endémica para el Chocó Biogeográfico. Ind = Indeterminada (registrada por fuera de los muestreos establecidos). * Corresponde a especies que fueron observadas, pero no colectadas.

Orden/Familia/Especie	Período	Zona	Método	Conservación	
				Estado de amenaza	Distribución
Crocodylia					
Alligatoridae					
<i>Caiman crocodilus</i> *	Ap, Bp	La	VES	LC	Da
Crocodylidae					
<i>Crocodylus acutus</i> *	Bp	La	VES	VU	Da
Squamata					
Boidae					
<i>Boa constrictor</i> *	Ind	Ind	VES	LC	Da
<i>Corallus annulatus</i>	Ap	Cb	VES	LC	Da
<i>Epicrates maurus</i>	Ap	Cb	VES	LC	Da
Colubridae					
<i>Dendrophidion percarinatum</i>	Ap	Cb	VES	LC	Da
<i>Leptophis depressirostris</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Mastigodryas boddaerti</i>	Ap	Cb	VES	LC	Da
<i>Mastigodryas pulchriceps</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Phrynonax poecilonotus</i>	Bp	La	VES	LC	Da
<i>Rhinobothryum bovallii</i>	Ap, Bp	Cb	VES	LC	Da
<i>Spilotes pullatus</i> *	Bp	Cb	VES	LC	Da
Corytophanidae					
<i>Basiliscus galeritus</i>	Ap, Bp	La, Cb	VES	LC	Da
<i>Corytophanes cristatus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
Diploglossidae					
<i>Diploglossus monotropis</i>	Ap, Bp	La, Cb	VES, TE	LC	Da
Dipsadidae					
<i>Atractus clarki</i> *	Ind	Ind	VES	LC	Da
<i>Atractus iridescens</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Clelia clelia</i>	Bp	Cm	VES	LC	Da
<i>Enuliophis sclateri</i>	Bp	Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Erythrolamprus epinephelus</i>	Ind	Ind	VES	LC	Da
<i>Erythrolamprus mimus</i>	Bp	Cm	VES	LC	Da
<i>Imantodes cenchoa</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Leptodeira aff. annulata</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Ninia teresitae</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC, TE	NE	Da
<i>Nothopsis rugosus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Oxyrhopus petolarius</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	LC	Da

Orden/Familia/Especie	Período	Zona	Método	Conservación	
				Estado de amenaza	Distribución
<i>Sibon nebulatus</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Siphlophis cervinus*</i>	Ind	Ind	VES	LC	Da
<i>Siphlophis compressus</i>	Ap	Cb	VES	LC	Da
<i>Urotheca fulviceps</i>	Bp	Cm	VES	LC	Da
Dactyloidae					
<i>Anolis anchicayae</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	NE	Da
<i>Anolis chloris</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TE	LC	Da
<i>Anolis granuliceps</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC, TE	LC	Da
<i>Anolis latifrons</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	NE	Da
<i>Anolis lyra</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Anolis maculiventris</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Anolis purpurescens</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Anolis rivalis</i>	Ap, Bp	Cb	VES	NE	Ec
Elapidae					
<i>Hydrophis platurus*</i>	Bp	La ^m	VES	LC	Da ^m
<i>Micrurus ancoralis*</i>	Ind	Ind	VES	LC	Da
<i>Micrurus dumerilii</i>	Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Micrurus mipartitus</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da
Gekkonidae					
<i>Lepidodactylus lugubris</i>	Ap, Bp	La	VES	NE	Da ⁱ
Gymnophthalmidae					
<i>Loxopholis southi</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES, TC	LC	Da
Hoplocercidae					
<i>Enyalioides heterolepis</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES, TE	LC	Da
Iguanidae					
<i>Iguana iguana*</i>	Bp	La	VES	LC	Da
Leptotyphlopidae					
<i>Trilepida macrolepis</i>	Bp	Cb	TC	LC	Da
Polychrotidae					
<i>Polychrus gutturosus</i>	Bp	Cb	VES	LC	Da
Phyllodactylidae					
<i>Thecadactylus rapicauda</i>	Ap, Bp	La, Cb, Cm	VES	LC	Da
Sphaerodactylidae					
<i>Lepidoblepharis peraccae</i>	Ap, Bp	Cb, Cm	VES	LC	Da
<i>Sphaerodactylus aff. lineolatus</i>	Ap	La	VES	LC	Da
Teiidae					
<i>Holcosus festivus</i>	Bp	La, Cb	VES, TC	LC	Da
Viperidae					
<i>Bothrops asper</i>	Ap, Bp	La, Cb	VES	NE	Da
<i>Bothrops punctatus</i>	Ap, Bp	Cb	VES	NE	Da
<i>Bothriechis schlegelii</i>	Bp	Cm	VES	LC	Da

Orden/Familia/Especie	Período	Zona	Método	Conservación	
				Estado de amenaza	Distribución
<i>Lachesis acrochorda</i> *	Ap, Bp	La, Cb	VES	NE	Da
Testudines					
Cheloniidae					
<i>Lepidochelys olivacea</i> *	Ap	La ^m	VES	VU	Da ^m
Dermochelydae					
<i>Dermochelys coriacea</i> *	Ap	La ^m	VES	VU	Da ^m
Geoemydidae					
<i>Rhinoclemmys annulata</i> *	Ind	Ind	VES	NT	Da
<i>Rhinoclemmys nasuta</i> *	Bp	La	VES	NT	Da

Leyendas de las figuras

FIGURA 1. Área de estudio y metodologías de muestreo pasivo empleadas. (A) Diferentes localidades evaluadas en el área de estudio. El triángulo corresponde al Jardín Botánico del Pacífico (JBP), el cuadrado a Cerró Chulé (Ch) y el pentágono al Cerro Anfibio (Ca). Los cuadrados enumerados corresponden a los transectos empleados en la localidad de Ch y los círculos enumerados a los transectos usados en el JBP. (B) Arreglo de trampeo usado en Ch, con barreras de paso y trampas de embudo. (C) Arreglo de trampeo usado en JBP, con barreras de paso más trampas de caída y de embudo (no visibles en la imagen).

FIGURA 2. Representantes de los órdenes y familias de anfibios registradas durante el muestreo: (A) *Atelopus spurrelli* (Bufonidae), (B) *Rhaebo haematiticus* (Bufonidae), (C) *Hyalinobatrachium chirripoi* (Centrolenidae), (D) *Teratohyla spinosa* (Centrolenidae), (E) *Diasporus quidditus* (Eleutherodactylidae), (F) *Pristimantis latidiscus* (Craugastoridae), (G) *Craugastor opimus* (Craugastoridae), (H) *Oophaga solanensis* (Dendrobatidae), (I) *Silverstoneia punctiventris* (Dendrobatidae), (J) *Lithobates vaillanti* (Ranidae), (K) *Boana boans* (Hylidae), (L) *Leptodactylus rhodomerus* (Leptodactylidae), (M) *Bolitoglossa medemi* (Plethodontidae), (N) *Oedipina complex* (Plethodontidae), (O) *Caecilia nigricans* (Caeciliidae).

FIGURA 3. Curvas de riqueza y rarefacción de especies de anfibios con relación a los días de muestreo efectivo. Línea continua gris corresponde a la riqueza observada, la línea punteada al estimador ICE, y la línea continua negra al estimador Chao 2.

FIGURA 4. Análisis de UPGMA evaluando las diferentes comunidades de anfibios a partir de los coeficientes de Sorensen-Dice obtenidos de los diferentes estudios. HBS = Presente estudio, RL10 = Rengifo-Mosquera & Lynch (2010), C.13 = Cortés-Gómez *et al.* (2013), VC99 = Vargas-Salinas & Castro-Herrera, (1999), VB09 = Vargas-Salinas & Berrio-Baca, (2009), UL03 = Urbina-C & Londoño-

M (2003), P.20 = Pinto-Eraza *et al.* (2020), BR20 = Bonilla & Rentería-Moreno (2020), OP12 = Ortega-G & Pérez-A (2012).

FIGURA 5. Relación de las variables de temperatura máxima, día pluviométrico (promedios semanales - Izquierda) y riqueza de anfibios registrada por muestreo (derecha) entre 2017 y 2021. Barras grises = Número de especies-períodos Bp, Barras negras = Número de especies-períodos Ap, Cuadrados = Promedio semanal temperatura máxima, Círculos = Promedio semanal día pluviométrico. El área sombreada corresponde a las salidas donde se implementaron metodologías de muestreo pasivas.

FIGURA 6. Representantes de los órdenes y familias de reptiles registrados durante el muestreo: (A) *Corytophanes cristatus* (Corytophanidae), (B) *Enyalioides heterolepis* (Hoplocercidae), (C) *Loxopholis southi* (Gymnophthalmidae), (D) *Holcosus festivus* (Teiidae), (E) *Sphaerodactylus aff. lineolatus* (Sphaerodactylidae), (F) *Lepidoblepharis peraccae* (Sphaerodactylidae), (G) *Thecadactylus rapicauda* (Phyllodactylidae), (H) *Diploglossus monotropis* (Diploglossidae), (I) *Polychrus guttuerosus* (Polychrotidae), (J) *Anolis chloris* (Dactyloidae), (K) *Anolis maculiventris* (Dactyloidae), (L) *Anolis rivalis* (Dactyloidae), (M) *Anolis granuliceps* (Dactyloidae), (N) *Anolis lyra* (Dactyloidae), (O) *Anolis latifrons* – juvenil (Dactyloidae), (P) *Caiman crocodilus* (Alligatoridae), (Q) *Rhinoclemmys nasuta* (Geoemydidae).

FIGURA 7. Representantes de las familias de serpientes registradas durante el muestreo: (A) *Corallus annulatus* (Boidae), (B) *Micrurus mipartitus* (Elapidae), (C) *Micrurus dumerilii* (Elapidae), (D) *Nothopsis rugosus* (Dipsadidae), (E) *Sibon nebulatus* (Dipsadidae), (F) *Ninia teresitae* (Dipsadidae), (G) *Enuliophis sclateri* (Dipsadidae), (H) *Clelia clelia* - juvenil (Dipsadidae), (I) *Trilepida macrolepis* (Leptotyphlopidae), (J) *Mastigodryas boddaerti* (Colubridae), (K) *Dendrophidion percarinatum*

(Colubridae), (L) *Rhinobothryum bovallii* (Colubridae), (M) *Lachesis acrochorda* - Juvenil (Viperidae), (N) *Bothrops punctatus* - Juvenil (Viperidae), (O) *Bothriechis schlegelii* – juvenil (Viperidae).

FIGURA 8. Curvas de riqueza y rarefacción de especies de reptiles con relación a los días de muestreo efectivo. Línea continua gris corresponde a la riqueza observada, la línea punteada al estimador ICE, y la línea continua negra al estimador Chao 2.

FIGURA 9. Análisis de UPGMA evaluando las diferentes comunidades de reptiles a partir de los coeficientes de Sorensen-Dice obtenidos de los diferentes estudios. HBS = Presente estudio, VB99 = Vargas-Salinas & Bolaños-L (1999), UL03 = Urbina-C. & Londoño-M (2003), VB09 = Vargas-Salinas & Berrío-Baca (2009), R.11 = Ríos *et al.* (2011), OP12 = Ortega-G. & Pérez-A (2012), P.20 = Pinto-Erazo *et al.* (2020).

FIGURA 10. Relación de las variables de temperatura máxima, día pluviométrico (promedios semanales - Izquierda) y riqueza de reptiles registrada por muestreo (derecha) entre 2017 y 2021. Barras grises = Número de especies-períodos Bp, Barras negras = Número de especies-períodos Ap, Cuadrados = Promedio semanal temperatura máxima, Círculos = Promedio semanal día pluviométrico. El área sombreada corresponde a las salidas donde se implementaron metodologías de muestreo pasivas.