

Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la cuenca del río Pamplonita:

Integrando valores de diversidad e información histórica

Faryd Giovany Díaz Peñaloza

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2024

Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la cuenca del río Pamplonita:
Integrando valores de diversidad e información histórica

Estudiante

Faryd Giovany Díaz Peñaloza

1.005.059.056

Trabajo de grado realizado con el fin de optar por el título de Biólogo

Director

BSc, MSc, PhD. **Aldemar A. Acevedo**

Codirector

BSc, MSc. **Carlos Herney Cáceres Martínez**

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad de Pamplona

Pamplona, Norte de Santander, Colombia

2024

Resumen

Las áreas de cobertura vegetal natural se han visto intervenidas por actividades productivas asociadas a la agricultura y ganadería representando múltiples impactos adversos al mantenimiento de los ecosistemas. Estas prácticas conducen a la tala progresiva, y a la reducción la cobertura vegetal, causando respuestas negativas en los hábitats de especies sumamente sensibles como los anfibios, los cuales, responden modificando su diversidad, abundancia y riqueza. Al ser Colombia un país megadiverso con 887 especies de anfibios, donde, 314 se catalogan en amenaza y menos del 40% se encuentran resguardadas en áreas de protección la preocupación crece. De manera que, al enfocarnos a escala regional la problemática aumenta, siendo la cuenca del río Pamplonita en Norte de Santander una vertiente con porcentajes de fragmentación del 78% y nula representatividad en áreas protegidas. A raíz de la evidente necesidad, se buscó proponer áreas potenciales para la conservación de anfibios, a partir de las estimaciones de diversidad taxonómica en los cinco biomas que limitan la cuenca, desde los 800 hasta los 3600 msnm. Mediante análisis de números de Hill, imágenes satelitales y la identificación de áreas a través de la toolbox para la identificación de áreas prioritarias. Como resultados se registraron 591 individuos y 33 especies de anfibios, junto a cambios inversos en la diversidad conforme asciende el gradiente altitudinal. Además, se estableció la relación directa donde, entre mayor es la pérdida de cobertura mayor son las variaciones en la estructura y la riqueza de especies. Finalmente, se propone la cuenca del río Pamplonita en casi su totalidad como área a priorizar, siendo los biomas de bosque subandino, altoandino y algunos fragmentos del bosque seco como los más urgentes, evidenciando facilidad de acceso humano, alta amenaza y baja representatividad. Concluyendo que, la diversidad se ve modificada por la elevación, a su vez, que el cambio en la cobertura es una variable que interviene

en la abundancia y la riqueza, y finalmente, se manifiesta la necesidad de considerar al área de estudio como una potencial área a conserva prioritariamente.

Palabras clave: Cobertura vegetal, perdida, ganancia, declive, periodos de tiempos.

Agradecimientos

A mi familia, por su apoyo incondicional.

A mi director y maestro, Aldemar Acevedo Rincón por su grato interés en formarme como profesional.

A Conservation Leadership Programme (CLP) por financiar esta investigación.

A mis amigos, Sergio García, Mónica Sánchez y Lizeth Bolívar por su compañía.

Al Grupo de Investigación en Ecología y Biogeografía (GIEB).

A mis maestros Diego Carrero, Carlos Cáceres y Nelson Fernández por sus importantes contribuciones a mi formación profesional.

A vicerrectoría de investigaciones por el apoyo en la presentación de mi trabajo en encuentros académicos.

A mis amigos, Darío Arrieta, Laura Ortiz y Juan Ramírez por las buenas experiencias en campo.

Giovany Diaz

Contenidos

1. Objetivos	12
1.1 <i>Objetivo general</i>	12
1.2 <i>Objetivos específicos</i>	12
2. Marco referencial	12
2.1 <i>Diversidad de anfibios</i>	12
2.1.1 <i>Diversidad de anfibios en Colombia</i>	13
2.2 <i>Amenaza de las poblaciones de anfibios</i>	14
2.3 <i>Factores que amenazan las poblaciones de anfibios</i>	15
2.3.1 <i>Perdida de hábitat</i>	15
2.3.2 <i>Enfermedades emergentes</i>	18
2.3.3 <i>Cambio climático</i>	19
2.4 <i>Estrategias de conservación</i>	20
2.4.1 <i>Áreas protegidas en Colombia</i>	21
2.4.2 <i>Selección de áreas protegidas</i>	22
3. Antecedentes	23
4. Metodología	25
4.1 <i>Área de estudio</i>	25
4.2 <i>Muestreo</i>	27
4.3 <i>Análisis de datos</i>	29
4.3.1 <i>Complejidad de muestreo</i>	29

4.3.2 Cobertura de la muestra (SC).....	30
4.3.3 Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa y beta.....	31
4.3.4 Objetivo 2: Cambios en la cobertura vegetal y su relación con las poblaciones de anfibios	35
4.3.5 Objetivo 3: Áreas prioritarias para la conservación de anfibios	37
5. Resultados	39
5.1 <i>Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa y beta en la cuenca del río Pamplonita</i>	44
5.1.1 Diversidad taxonómica alfa en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita	44
5.1.2 Diversidad taxonómica beta en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita	48
5.2 <i>Objetivo 2: Cambios en la cobertura vegetal y su relación con las poblaciones de anfibios en la cuenca del río Pamplonita</i>	50
5.2.1 Cambios en la cobertura vegetal de la cuenca del río Pamplonita.....	50
5.2.2 Relación descriptiva de los cambios en la cobertura vegetal VS la estructura y la riqueza de anfibios en la cuenca del río Pamplonita	53
5.3 <i>Objetivo 3: Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la cuenca del río Pamplonita</i>	59
6. Discusión.....	61
6.1 <i>Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa y beta en la cuenca del río Pamplonita</i>	62
6.2 <i>Objetivo 2: Cambios en la cobertura vegetal y su relación con las poblaciones de anfibios en la cuenca del río Pamplonita</i>	66

6.3 <i>Objetivo 3: Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la cuenca del río Pamplonita</i>	69
7. Conclusiones	71
8. Referencias.....	73
9. Anexos	93
11. Publicaciones científicas	102
11.1 <i>Notas científicas aceptadas para publicación en Herpetology Notes</i>	102

Introducción

La transformación de biomas prístinos en áreas intervenidas, donde las superficies boscosas se han reducido, es un resultado negativo de actividades antrópicas (Hernández-Ordóñez et al., 2019; Vanegas-Guerrero et al., 2016). El incremento de las prácticas agrícolas y ganaderas constituye uno de los principales factores en la degradación de ecosistemas, ocasionando procesos de fragmentación del bosque y el aumento de hábitats perturbados (Hoyos-Hoyos et al., 2012; Pfeifer et al., 2017; Vanegas-Guerrero et al., 2016). Estos procesos alteran la estructura vegetal, disminuyendo la disponibilidad y calidad de los hábitats, lo que a su vez modifica la composición, abundancia y diversidad de las comunidades biológicas (Cáceres-Andrade, 2009; Cortés et al., 2008; Cubides & Cardona, 2011; Schneider-Maunoury et al., 2016).

Por ende, ligeras variaciones en aspectos ecológicos e historia natural conducen a respuestas propias de cada grupo taxonómico y a consideraciones de conservación diferentes (Cortés-Gómez et al., 2013; Henle et al., 2004; Salgado, 2016). Entre los grupos más sensibles se encuentran los anfibios, cuya distribución se ve influenciada principalmente por la pérdida de hábitat y la modificación antrópica de características importantes del paisaje, como la composición de la matriz. La matriz se refiere a la relación de todos los elementos dentro del paisaje, desde la estructura vegetal en su interior y bordes hasta la conexión entre parches de bosque aledaños a través de corredores (Herrera, 2011; Ribeiro et al., 2018). Las áreas boscosas con la matriz intacta suelen corresponder a zonas con coberturas de dosel valiosas para la preservación de las comunidades de anfibios (Lara-Tufiño et al., 2019). Por otro lado, los paisajes que han sido intensamente fragmentados pierden la condición original de su matriz, convirtiéndose en remanentes de bosque limitados por diversas perturbaciones antropogénicas, que alteran

negativamente la estructura y composición de las especies de anfibios (Marsh & Pearman, 1997; Urbina-Cardona et al., 2006).

Este grupo presenta una gran afinidad por la alta calidad del hábitat en que se desarrolla, hasta el punto de que su desplazamiento a nuevos espacios es poco común y se ve restringido por su condición de filopatría (Santos-Barrera & Urbina-Cardona, 2011). Además, características fisiológicas como la permeabilidad de su piel hacen que ambientes expuestos a altas temperaturas y baja humedad sean hostiles, causando desecación (Cáceres-Andrade & Urbina-Cardona, 2009; González-Hernández & Xochitl, 2019; Merino-Viteri, 2023). Adicionalmente, la pérdida de hábitat favorece la modificación de las condiciones ambientales intrínsecas y la formación de barreras que separan a los anfibios de ambientes húmedos, entorpeciendo su ciclo de vida (Becker et al., 2007). Las especies que habitan el interior del bosque son especialmente vulnerables a la fragmentación del hábitat, ya que son más sensibles al efecto de borde y a las matrices antropogénicas (Urbina-Cardona et al., 2006). De esta forma, la dependencia de los anfibios a las condiciones ambientales, junto con su baja movilidad, constituye una de las principales razones por las que se encuentran entre los vertebrados más amenazados del planeta (IUCN, 2022b; Navas & Otani, 2007; Pittman et al., 2014).

En Colombia, se han registrado 887 especies de anfibios (Acosta-Galvis, 2024), incluidas 61 especies inventariadas en sectores de la Cordillera Oriental, el Parque Nacional Natural Tamá, la ciudad de Cúcuta y el municipio de Pamplona, en el departamento de Norte de Santander (Acevedo et al., 2011, 2013, 2016, 2018, 2020; Acosta-Galvis, 2000; Armesto et al., 2008). Además, estudios realizados en 2014 identificaron una diversidad de 24 especies de anfibios en la Cuenca del río Pamplonita, asociada a biomas de bosque seco y andino (Martínez et al., 2014). Estos estudios han facilitado la percepción del vacío de información en los biomas restantes que

limitan la Cuenca, como el bosque subandino, altoandino y páramo (CORPONOR, 2010; POMCA, 2014b). Además, el estudio de gradientes altitudinales en bosques andinos proporciona una visión general de la relación inversa entre la diversidad de anfibios y la elevación, a pesar de los altos grados de especiación y endemismo (Urbina-Cardona, 2011).

Colombia es un país donde las áreas protegidas no resguardan un 25% de las especies de anfibios que ocupan áreas intervenidas y/o prístinas (Nori et al., 2015). Esta problemática se refleja en el departamento de Norte de Santander, que, a pesar de contar con 16 extensiones de tierra destinadas a la protección y conservación, incluye pocas especies de anfibios (44 especies) representadas en áreas con algún estado de protección en la Cordillera Oriental de Colombia (Albornoz-Espinel et al., 2017; PNNC, 2024). Aún más preocupante es la situación en zonas altamente urbanizadas, como la Cuenca del río Pamplonita, que tiene un 78% de su área con cobertura vegetal en estado de fragmentación fuerte y extrema (3.98% y 73.25% respectivamente), asociado principalmente con el mal uso de tierras (POMCA, 2014a). A pesar de ello, solo dos áreas protegidas (DRMI Pozo Azul y DRMI Mejué) están cercanas a la Cuenca y estas no abarcan proporciones considerables de la misma, ni incluyen ninguna de las localidades abordadas en este estudio (PNNC, 2024). Esto supone una significativa brecha respecto a la eficiencia en la protección de la biodiversidad (Nori et al., 2015).

La modificación del hábitat y su baja disponibilidad, especialmente en zonas con actividad antrópica, se reflejan en el declive de las poblaciones de anfibios más sensibles y en una menor diversidad exenta de protección (Acevedo et al., 2016; Scheele et al., 2019). Por lo tanto, conocer cómo varía la diversidad taxonómica de anfibios a lo largo de un gradiente altitudinal y con el cambio de la cobertura vegetal, permite obtener una visión más clara del estado de las poblaciones cuando su hábitat se ve modificado (Hernández-Ordóñez et al., 2019). Estos aspectos, junto con

ciertos elementos del paisaje, apoyan la selección de áreas potenciales para la conservación (Franco-Rios & Franco, 2011).

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Proponer áreas potenciales para la conservación de anfibios a partir de las estimaciones de diversidad taxonómica y los cambios en la cobertura vegetal de cinco biomas de la Cuenca del río Pamplonita.

1.2 Objetivos específicos

Determinar la diversidad taxonómica alfa y beta de anfibios en un gradiente altitudinal de bosque seco, subandino, andino, altoandino y páramo de la Cuenca del río Pamplonita.

Estimar los eventos de contracción y/o expansión histórica de la cobertura vegetal y su efecto sobre la estructura y composición de anfibios en el bosque seco y en el bosque andino de la Cuenca del río Pamplonita.

Proponer áreas potenciales para la conservación de anfibios en la Cuenca del río Pamplonita.

2. Marco referencial

2.1 Diversidad de anfibios

En la actualidad se han registrado 8600 especies de anfibios y se contemplan 9000 al finalizar el 2024, estas se subdividen en tres grupos: 1) Gymnophiona o Cecilias, carecen de extremidades y son principalmente de hábitos fosoriales, caracterizadas por ser el grupo de anfibios menos estudiado con 206 especies, 3% del grupo (IUCN, 2023b). 2) Caudata o Salamandras, poseen cola, cuerpo alargado y extremidades cortas, caracterizadas por ser el grupo

estudiado en la actualidad bajo especial atención con 758 especies, 9% del grupo (IUCN, 2023b).

3) Anura o Ranas y Sapos, no poseen cola y se caracterizan por ser el grupo más estudiado y mayor distribución, con 7047 representantes distribuidos en casi todos los rincones del mundo, 88% del grupo (IUCN, 2023b).

A pesar del gran número de especies de anfibios registrados a nivel mundial, su distribución no es equitativa. Un considerable número de especies (3852, 48% del total global) habitan en ecosistemas tropicales húmedos, principalmente concentrados en el Neotrópico, con Brasil, Colombia y Ecuador como los principales representantes (IUCN, 2023b). Estos países concentran casi el 100% de los endemismos (98%), con 3434 especies de Ranas y Sapos, 316 especies de Salamandras y 102 especies de Cecílidos (IUCN, 2023b).

2.1.1 *Diversidad de anfibios en Colombia*

Colombia es uno de los países con mayor diversidad de grupos taxonómicos en el mundo, relacionado principalmente con su posición ideal en la zona céntrica del Neotrópico (Antonelli, 2022; SiB, 2023). Además de contar con un grado alto de especiación representado en elevados porcentajes de endemismo (47%) enfocado en bosques andinos, especialmente alto andinos y páramos hostiles con variedad de hábitats (Cubides & Rojas, 2013; Lynch, 1999). Gracias a condiciones geográficas como las anteriores se estima que el país resguarda valores cercanos al 10% de las especies de anfibios descritas en el mundo (Acosta-Galvis, 2024).

En la actualidad, Colombia se posiciona como el segundo país con mayor diversidad de anfibios, solo por debajo de Brasil, con 887 especies reportadas. Estas especies se distribuyen principalmente en el orden de Anuros, con 818 especies, seguidas por los Cecílidos, con 41 especies, y las Salamandras, con 28 especies (Acosta-Galvis, 2000, 2024).

Entre los departamentos colombianos, hasta hace una década, Norte de Santander contaba con información vaga sobre este grupo. Sin embargo, en la actualidad se han registrado 61 especies en la región. El bosque seco tropical es el ecosistema que mayor diversidad acumula, con 19 especies, mientras que el páramo presenta la menor diversidad, con un rango de 4 a 6 especies (Acevedo et al., 2011, 2013, 2016, 2020; Acosta-Galvis, 2000; Armesto et al., 2008).

2.2 Amenaza de las poblaciones de anfibios

Entre los grandes grupos que representan a los vertebrados, los anfibios son quienes se encuentran globalmente en mayor amenaza, con valores cercanos al 41% (2873 especies), seguido por grupos como los tiburones y las rayas, con el 37%, entre otros (Harfoot et al., 2021; IUCN, 2023b). Siendo aún más preocupante la estimación de pérdida definitiva de aproximadamente 887 especies en un futuro cercano, acompañada con la reducción periódica de aproximadamente el 8.4% de las especies de anfibios a escala global (Powers & Jetz, 2019). En el Neotrópico, son casi la mitad de las especies (48%) las que se encuentran en alguna categoría de amenaza, aproximadamente 1849 especies de anfibios, sin contar aún aquellas de las que no se cuenta información suficiente para ser catalogadas (9%), aproximadamente 347 especies de anfibios (IUCN, 2023b).

Colombia cuenta con regiones geográficas como la porción de la Cordillera de los Andes, dividida en la zona Occidental, Central y Oriental, estas tres secciones se incluyen en la pequeña porción de la Cordillera que junto a otros países contiene el 71% de las especies a nivel global y es uno de las áreas más amenazadas posicionándose en el top 20, específicamente 16, 15, y 14 respectivamente (IUCN, 2023b). Además, se sugiere que muchas de estas cifras son solo aproximaciones bajo el estudio de algunas de los miles de poblaciones realmente existentes, siendo posible escenarios aún más desalentadores (Harfoot et al., 2021).

2.3 Factores que amenazan las poblaciones de anfibios

El crecimiento excesivo del número de especies en peligro a nivel global conduce a pensar que hay ciertas presiones que son las causantes de tal declive, y como en todos los grupos taxonómicos, los anfibios no son la excepción (Alvarado, 2021; Burton, 2010). En este grupo es de especial atención la pérdida y degradación de hábitat, como uno de las amenazas más comunes (IUCN, 2023b). Su condición de generalidad se debe a al fundamento tras de la pérdida de hábitat, que se apoya en actividades antrópicas como la agricultura, deforestación, minería, ganadería, entre otras (Alvarado, 2021; IUCN, 2023b). Sin embargo, aunque se considere uno de las más comunes, la realidad es que una porción mayor de anfibios ha desaparecido y está en camino de desaparecer por causa del cambio climático y las enfermedades (Bosch, 2003; IUCN, 2023b).

2.3.1 *Perdida de hábitat*

Los ecosistemas naturales sufren transformaciones sin precedentes, dicho cambio, se enfoca en la producción de recursos e insumos para el aprovechamiento humano, convirtiendo áreas boscosas en tierras destinadas al cultivo, levantamiento de infraestructura y pastoreo (PRB, 2023; Sutherland et al., 2021). Actividades antrópicas como las anteriores resultan en la necesidad inmediata de terreros convenientemente grandes como para producir recursos suficientes, conduciendo a la tala excesiva de árboles, la extracción excesiva de agua, y la saturación de ecosistemas (Sutherland et al., 2021). Con el tiempo los paisajes naturales no tienen oportunidad de recuperarse y los territorios intervenidos se transforman en fragmentos aislados uno del otro para diversos taxones (Sutherland et al., 2021).

2.3.1.1 Fragmentación.

La fragmentación es el resultado de las actividades a mencionar en los siguientes apartados, y se define como la interrupción y/o división de áreas que en principio eran una sola, este concepto

se traslada a los paisajes (Fahrig, 2003). Las zonas que se han fragmentado repercuten en las especies de anfibios que albergan, aumentando las posibilidades de sufrir el efecto de borde, separando a los individuos de características importantes del paisaje como los cuerpos de agua (Cushman, 2006). La preocupación es mayor en este grupo, debido a que las tasas de movimiento de una generación a otra son menores que en grupos como los mamíferos, reptiles e incluso invertebrados, reduciendo significativamente su respuesta a la fragmentación y facilitando escenarios de extinción (Bowne & Bowers, 2004).

En países con alta diversidad de anfibios se han estimado cambios considerables en los bosques, que repercuten en el 47% de los anfibios, dichos cambios se describen en zonas importantes de especiación, como es caso de la Cordillera de los Andes, que en la sección Oriental de Colombia las áreas fragmentadas superan el 51%, a excepción de ciertas extensiones de Páramo y bosques andinos (Armenteras et al., 2003; IUCN, 2023b).

2.3.1.2 Producción de alimento.

La producción de alimentos es de los principales impulsores de prácticamente todos los factores que conducen a la reducción de bosques, siendo los responsables directos de la pérdida de biodiversidad global impactando al 77% de las especies de anfibios amenazadas (IUCN, 2023b; Newbold et al., 2016). Se estima que la agricultura transformará ecosistemas diversos, justificados en su potencial gigantesco sin explotar, siendo entre los diferentes usos de tierra la ganadería y el cultivo los más influyentes, con porcentajes cercanos al 75% y el 15% respectivamente, responsables de la degradación de la selva tropical en un 89% y la disminución en la disponibilidad y calidad del agua en un 66% (Laurance et al., 2014; Machovina et al., 2015).

Estas actividades antrópicas modifican negativamente la distribución temporal y espacial de las especies, reduciendo el número de individuos dentro de las comunidades de anfibios (Collins

& Fahrig, 2017). Colombia es el caso perfecto para explicar el impacto de las áreas de producción de alimento, en principio la diversidad que resguarda las áreas desbordadas de plantación y de ganadería es mucho menor, y favorece el crecimiento de ciertas especies de anfibios perjudicando el de otras (Brüning et al., 2018). Sin embargo, cuando estas son pequeñas y monitoreadas, es posible que apoye el fortalecimiento de la diversidad de bosques naturales aledaños (Brüning et al., 2018).

2.3.1.3 Deforestación.

La deforestación es una problemática a este punto incorregible, a nivel global se han perdido 6.6 millones de hectáreas en el último año, aumentando en un 4% en comparación con años anteriores, perdiendo más bosques de los estimados (Baldwin Cantello, 2023). Sin embargo, llama la atención que 4.1 millones de hectáreas fueron extraídas dentro de la zona de los trópicos, perdiendo bosques completos en países donde se concentra una mayor biodiversidad (Baldwin Cantello, 2023). En el Neotrópico, la deforestación es la responsable del estado de amenaza de 1533 especies de anfibios (53%), efecto devastador que condiciona al 84% de las poblaciones de anfibios que viven en áreas de bosque (IUCN, 2023b). Tal condición se asocia a la modificación de características bióticas y abióticas, que abarcan desde una menor disponibilidad de refugio hasta el cambio en las temperaturas locales (Becker et al., 2016).

2.3.1.4 Minería.

La actividad minera es en la actualidad una amenaza importante impactando en la estructura y dinámica de los ecosistemas mediante la modificación de características como el agua, la vegetación, y los suelos (Martínez-Ruiz et al., 2021). La minería supone un problema lo suficientemente influyente, como para considerarse partícipe en la disminución de 469 especies (16%) de anfibios a nivel global (IUCN, 2023b). El impacto negativo de esta actividad antrópica,

se deriva de la contaminación de ríos y acuíferos, emisiones de gas, drenaje de desechos y reducción local de la vegetación (Mayani-Parás et al., 2019). Los anfibios se ven tan perjudicados en especial por el cambio en la composición química y térmica de los cuerpos de agua influenciados por las minas, en ciertos casos la contaminación es tan alta que limitan la reproducción y la puesta de especies estrictas a estas áreas (Mayani-Parás et al., 2019).

Colombia es un país rico en minerales y dicha característica repercute en el interés de potencias externas en su extracción, estableciendo en la actualidad 9.602 títulos mineros (ANM, 2023). De los cuales, el 8% se encuentra en el departamento de Norte de Santander y se enfocan en la extracción de carbón, mineral que para su extracción exige el uso de cuerpos de agua y consigo alcalinización, acidificación y reducción de la biota, como se ha reportado para en ciertas quebradas de la zona (Díaz et al., 2020).

2.3.2 Enfermedades emergentes

A medida que el acercamiento a la fauna es mayor, se van describiendo nuevas enfermedades, de las comunes y fáciles de identificar se encuentran aquellas relacionadas con malformaciones morfológicas (Beltrán-Álvarez, 2023). Sin embargo, los virus y los hongos son sin duda los agentes más riesgosos para los anfibios a escala global, causantes de una de las pandemias históricas con mayor mortalidad (Basanta, 2019; Bosch, 2003).

2.3.2.1 Quitridiomicosis.

El hongo microscópico *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd), causante de la patología infecciosa quitridiomicosis, pertenece a la familia de los Quitridos caracterizados por atacar la piel y no expandirse a los demás órganos (Bosch, 2003). Estos hongos son sumamente prósperos en ambientes de bajas, medias y altas temperaturas, incluso en aquellos con alta desecación y elevada precipitación, debido a la presencia de esporas resistentes a estas condiciones (Bosch, 2003). En

anfibios el Bd infecta las capas más superficiales de la epidermis, desarrollándose de forma aislada, pueden fijarse a individuos en estado larval, juveniles en estado de metamorfosis y adultos completos, debido a que presentan afinidad con las zonas queratinizadas (Fellers et al., 2001).

En la actualidad se encuentran reporte de infección en aproximadamente 600 especies de anfibios, con posibilidad de extensión a cientos demás a nivel global (IUCN, 2023b). Siendo responsable de la desaparición de 9 especies, y tiene en alerta roja a regiones como los Andes de América donde cierta parte de su proporción se extiende por Colombia (Scheele et al., 2019). Entre las preocupaciones relacionadas, sobresale el hecho de que hasta el momento no se tiene tratamiento para tratar esta enfermedad y medidas de prevención poco eficaces (IUCN, 2023b).

2.3.3 *Cambio climático*

Los cambios en las condiciones climáticas son el resultado de todas las actividades antrópicas comentadas con anterioridad y quizá la consecuencia que menor posibilidad tiene de revertirse (USGCRP, 2018). La principal preocupación de la dirección que toma el planeta, se refleja en los taxones que no estarán en capacidad de resistir el cambio (Corn, 2005). El cambio climático asegura periodos largos de sequía y desequilibrio en los periodos de precipitación, que hará propensos a grupos como los anfibios a la desecación y dificultad de reproducirse por falta de microhábitats idóneos (Li et al., 2013). Adicionalmente, la continuidad de periodos más secos aumenta las condiciones idóneas para escenarios incendiarios, responsable del 22% de los anfibios en estado de amenaza (IUCN, 2023b). En cualquiera de los escenarios, sería ideal asegurar consigo espacios extremadamente conservados que propicien la conservación de grupos como los anfibios (IUCN, 2023b; USGCRP, 2018).

2.4 Estrategias de conservación

El evidente papel que desempeñan los anfibios en los ecosistemas y su clara importancia impulsa la necesidad de contrarrestar el impacto ocasionado por el hombre, enfocando los esfuerzos en condiciones globales y locales (Wren et al., 2022). Teniendo en cuenta que, a escala global las amenazas no distinguen fronteras políticas, supone una respuesta colaborativa internacional bien estructurada, dirigida a los países Neotropicales que albergan mayor diversidad y al mismo tiempo más amenazas (IUCN, 2023b; Wren et al., 2022). Sin embargo, ¿Cómo conservas eficientemente especies que no conoces?, a raíz de este interrogante la primera acción cooperativa a nivel global para combatir este declive fue la formación del Grupo de Especialistas en Anfibios (ASG) de la IUCN, con los objetivos de monitorear la pérdida de especies, evaluar el estado de conservación de las mismas y recopilar toda la información relevante sobre el grupo (Bishop et al., 2012).

A partir de la búsqueda de alternativas se formalizaron proyectos como el Arca de Anfibios (AArk), la Alianza para la Supervivencia de Anfibios (ASA) y el Plan de Acción para la Conservación de Anfibios de ASG (AArk, 2023; Bishop et al., 2012; Wren et al., 2022). No obstante, la iniciativa fue sumamente continua durante los primeros años, aplicando en promedio 4 planes por año hasta 2015, y reduciéndose con el tiempo para en la actualidad implementar aproximadamente 2 planes por año, perdiendo consigo planes a escala Regional (Wren et al., 2022). A pesar de ello, Sur América es de especial atención, siendo en segundo con mayor concentración de planes Regionales y Nacionales (Wren et al., 2022).

Entre las estrategias para la conservación de grupos biológicos resalta la selección cuidadosa de paisajes naturales en buen estado de conservación, que alberguen especies es estado delicado de amenaza (Alvarado, 2021). Por tal motivo, los esfuerzos conjuntos han permitido

contar con 295,584 áreas protegidas, abarcando 244 países en el mundo (WDPA, 2024a). Donde la mayor extensión de territorio se encuentra en los países de Sur América y Centro América, englobando biomas de bosque tropical seco, húmedo y páramos, siendo la más representativa la selva amazónica y la Cordillera de los Andes, en los países de Brasil, Perú, Colombia y Papua (Nori et al., 2018; WDPA, 2024a).

2.4.1 Áreas protegidas en Colombia

Las áreas protegidas son territorios donde se pretende mantener intactas las coberturas boscosas, cuerpos de agua, y suelos, monitoreando las actividades antrópicas que se desarrollan dentro de las mismas, no obstante, en Colombia el monitoreo y la declaración de áreas protegidas es un punto débil (Bonilla-Mejía, 2016). En la actualidad, Colombia presenta 1671 áreas destinadas a la protección, de las cuales, solo el 5% (70) cuentan con medidas efectivas de conservación, a pesar, de que el territorio conservado total corresponde al 17% del territorio colombiano (RUNAP, 2024; WDPA, 2024b). Aunque estos espacios destinados a la protección proporcionan a los anfibios áreas poco intervenidas que permitirían desarrollo, realmente, en la mayoría de las áreas se desconoce el impacto que están ejerciendo en las comunidades (Bonilla-Mejía, 2016).

En el país son pocas las áreas protegidas con estudios suficientes como para catalogar la proporción de anfibios que resguardan, sin embargo, se conocen algunas áreas protegidas como la Reserva ProAves El Dorado, la Reserva ProAves El Pangán, la Reserva ProAves Ranita Dorada y la Reserva ProAves Rana Terribilis que albergan más de 40 especies de anfibios amenazados (ASA, 2020). Además, se incluye el PNN Farallones de Cali, PNN Munchique, el PNN Tatáma y el SFF Guanentá Alto Río que protegen a las 71 especies (33%) amenazadas del país (WCS, 2023). Y entre las iniciativas más recientes se reportan 27 especies amenazadas dentro de la Reserva

Andinobates Boquerón (WCS, 2023). Sin embargo, dentro de la zona Oriental de la Cordillera de los Andes en Colombia son solo 25 áreas protegidas las que albergan a 44 especies de anfibios, existiendo la necesidad de ampliar esta proporción por el impacto de las actividades antrópicas (Albornoz-Espinel et al., 2017; Nori et al., 2018).

2.4.2 Selección de áreas protegidas

La selección de áreas destinadas a la conservación es un tema que se va mejorando con el tiempo, cada vez se tienen en cuenta más variables y el peso de las mismas cambia conforme cambian las necesidades de conservación (Andrade y Corzo, 2011). Mas aún, cuando se trata de países megadiversos y altamente antrópicos como Colombia, donde se deben de considerar aspectos paisajísticos individuales de la zona, como lo son en general los bosques, carreteras, terrenos antrópicos y cuerpos de agua, junto con atributos biológicos y ecológicos como la presencia de especies amenazadas, cobertura vegetal, calidad de los suelos y cuerpos de agua, diversidad de especies y aspectos funcionales (Andrade & Corzo, 2011). Asimismo, es indispensable valorar la escala en la cual se desarrollará la selección y si se cataloga en la escala global o local, de ella dependerá la intensidad de esfuerzo para su declaración de prioridad (Castaño-Villa, 2005).

El cumplimiento de todos los criterios mencionados con anterioridad no es completamente necesario, en la actualidad Colombia exhibe áreas protegidas que se formaron a partir de la congregación de especies generales, distribución de especies, presencia de ecosistemas o la presencia de una sola especie carismática en amenaza (Castaño-Villa, 2005). Algunos ejemplos de estas son el Santuario Los Flamencos y el PNN Cueva de los Guácharos, entre otros (Castaño-Villa, 2005). Hasta la época se han desarrollado metodologías específicas para la selección de áreas a priorizar, coincidiendo en el uso de múltiples criterios que puedan actualizarse con el

tiempo, como es el caso de los límites de algunos elementos del paisaje como los cuerpos de agua, bosques o potreros que pueden disminuir o aumentar el espacio que ocupan, además, estas herramientas únicamente se enfocan en el apoyo para la toma de decisiones, ninguna de ellas sugiere decisiones definitivas (Castaño-Villa, 2005; Franco-Rios & Franco, 2011; Lozano & Wyngaarden, 2005; Ríos-Franco et al., 2013).

2.4.2.1 Anfibios como indicadores para la selección de áreas protegidas

Los anfibios como casi todos los grupos que se encuentran conectados a una cadena trófica desempeñan papeles fundamentales en los ecosistemas, su función como depredadores de invertebrados y parte de la dieta de vertebrados más grandes, los hace componentes sumamente importantes en el equilibrio de los ecosistemas, a través de su contribución en la distribución de biomasa y consigo, el flujo de energía (Duellman, 2011; Duellman & Trueb, 1994). A su vez, los anfibios son identificados como uno de los grupos con mayor alteración a raíz de los cambios climáticos, contaminantes, introducción de especies invasoras, pérdida de hábitat y fragmentación, esta característica los figura como potenciales modelos para la valoración de paisajes sumamente intervenidos (Stuart et al., 2004). Características como las mencionadas, hacen de los anfibios un grupo al cual acudir cuando se necesita conocer el estado de los ecosistemas (Bishop et al., 2012).

3. Antecedentes

En el departamento de Norte de Santander, se han registrado 12 familias, tres órdenes, representados en 61 especies que comprenden el 7% de anfibios a nivel nacional, inventariados en la Cordillera Oriental, el Parque Nacional Natural Tamá, en el bosque Seco de Cúcuta y su área urbana, y el municipio de Pamplona (Acevedo et al., 2011, 2013, 2016, 2018, 2020; Acosta-Galvis, 2000; Armesto et al., 2008).

Estudios en el año 2014 identificaron una diversidad de 24 especies de anfibios en la Cuenca del río Pamplonita, además, a esta se asocia una diversidad específica de 19 especies de anfibios en el bosque seco, 15 especies de anfibios en la transición bosque seco-bosque subandino y 8 especies de anfibios en el bosque subandino, compartiendo 18 especies entre algunos de los biomas (Martínez et al., 2014). Así mismo, en el elemento del paisaje definido como área abierta (con baja cobertura vegetal) se identificó una diversidad de 9 especies de anfibios y en el elemento del paisaje definido como bosque intervenido se identificó una diversidad de 6 especies (Martínez et al., 2014).

Estudios realizados en el 2010, identificaron una diversidad 20 especies de anfibios en remanentes de bosque seco ubicados en Cúcuta y municipios aledaños (Peña et al., 2010). Asimismo, en el año 2008, identificaron una diversidad de 11 especies de anfibios en un bosque seco de la ciudad de Cúcuta y municipios aledaños que eran atravesados por el curso del río Pamplonita, Cuenca del río Pamplonita (Armesto et al., 2008).

Esfuerzos enfocados en el estudio de Bd en Norte de Santander, entre el año 2010-2011 y 2014-2015 permitieron la identificación 12 especies infectadas de 14 posibles en el Parque Nacional Natural Tamá con alta prevalencia del género *Pristimantis* en el bosque andino y el género *Dendropsophus* en áreas abiertas (Acevedo et al., 2016). A su vez, se registraron diferencias no significativas en la variación de individuos positivos y negativos para el hongo entre diferentes coberturas, lo que sugiere que las áreas degradadas podrían contribuir en el aumento de eventos de infección (Acevedo et al., 2016). Además, entre el año 2010-2015 se detectaron 34 especies infectadas de 43 posibles y se reconocieron 14 localidades con presencia del Bd de 20 localidades posibles en Norte de Santander (Acevedo et al., 2016).

4. Metodología

4.1 Área de estudio

La cuenca del río Pamplonita se ubica al sureste del Departamento de Norte de Santander, en la vertiente oriental de la Cordillera Oriental de Colombia (CORPONOR, 2010). Esta cuenca se origina en el municipio de Pamplona, gracias al desemboque de las quebradas El Rosal y Navarro, y finaliza al confluir con el río Zulia en el municipio de Cúcuta (CORPONOR, 2010). Se encuentra comprendida entre las coordenadas 7° 18' 43" a 8° 20' 44" N y 72° 2' 6" a 72° 43' 29" W, abarcando alturas que van desde los 3640 msnm hasta los 51 msnm. El cauce principal tiene una extensión de 300,64 km y es alimentado por 25 subcuencas (CORPONOR, 2010; POMCA, 2014b). La cuenca del río Pamplonita presenta un régimen de precipitación bimodal, con dos temporadas lluviosas en abril-mayo y octubre-noviembre. Las temperaturas medias anuales oscilan entre 10°C y 29°C, mientras que la precipitación anual varía entre 900 mm y 2700 mm (POMCA, 2014b).

La composición de pisos térmicos y condiciones de humedad en la cuenca del río Pamplonita favorece las actividades agrícolas, pecuarias, forestales y mineras (POMCA, 2014a). Y a su vez, presenta cuatro tipos generales de biomas diferenciados como bioma de montaña, bioma azonal, bioma subandino y bioma subxerofítico, exhibidos en cuatro tipos de bosques identificados como bosque altoandino, bosque andino, bosque subandino y bosque seco (CORPONOR, 2010; POMCA, 2014b).

El muestreo se realizó en cinco localidades representativas de los cinco biomas que limitan la Cuenca del río Pamplonita, con la intención de abarcar la mayor cantidad de área posible y consigo tener una muestra aún más representativa. De esta forma, se seleccionaron las cinco localidades que comprenden un gradiente altitudinal desde los 800 m.s.n.m hasta los 3600 m.s.n.m,

estás representan los cinco biomas de interés desde bosque seco hasta paramo y son las Veredas California, El Naranjal, San Antonio, Alto Grande y Tierra Negra (Tabla 1) (Figura 1).

Tabla 1. Localidades de muestreo asociadas a la Cuenca del río Pamplonita. Ubicación cartográfica, geográfica y altitudinal de las áreas generales de muestreo que limitan la Cuenca del río Pamplonita.

Municipio	Vereda	Bioma representativo	Coordenadas	Elevación (m.s.n.m)
Los patios	California	Bosque seco	7°41'30"N 72°34'20"W	800- 950
Bochalema	El Naranjal	Bosque subandino	7°41'00"N 72°37'07"W	1050- 1200
Pamplonita	San Antonio	Bosque andino	7°27'40"N 72°36'51"W	1500- 2000
Pamplona	Alto Grande	Bosque altoandino	7°20'46"N 72°40'59"W	2800- 3100
Labateca	Tierra negra	Páramo	7°19'19"N 72°34'14"W	3200- 3600

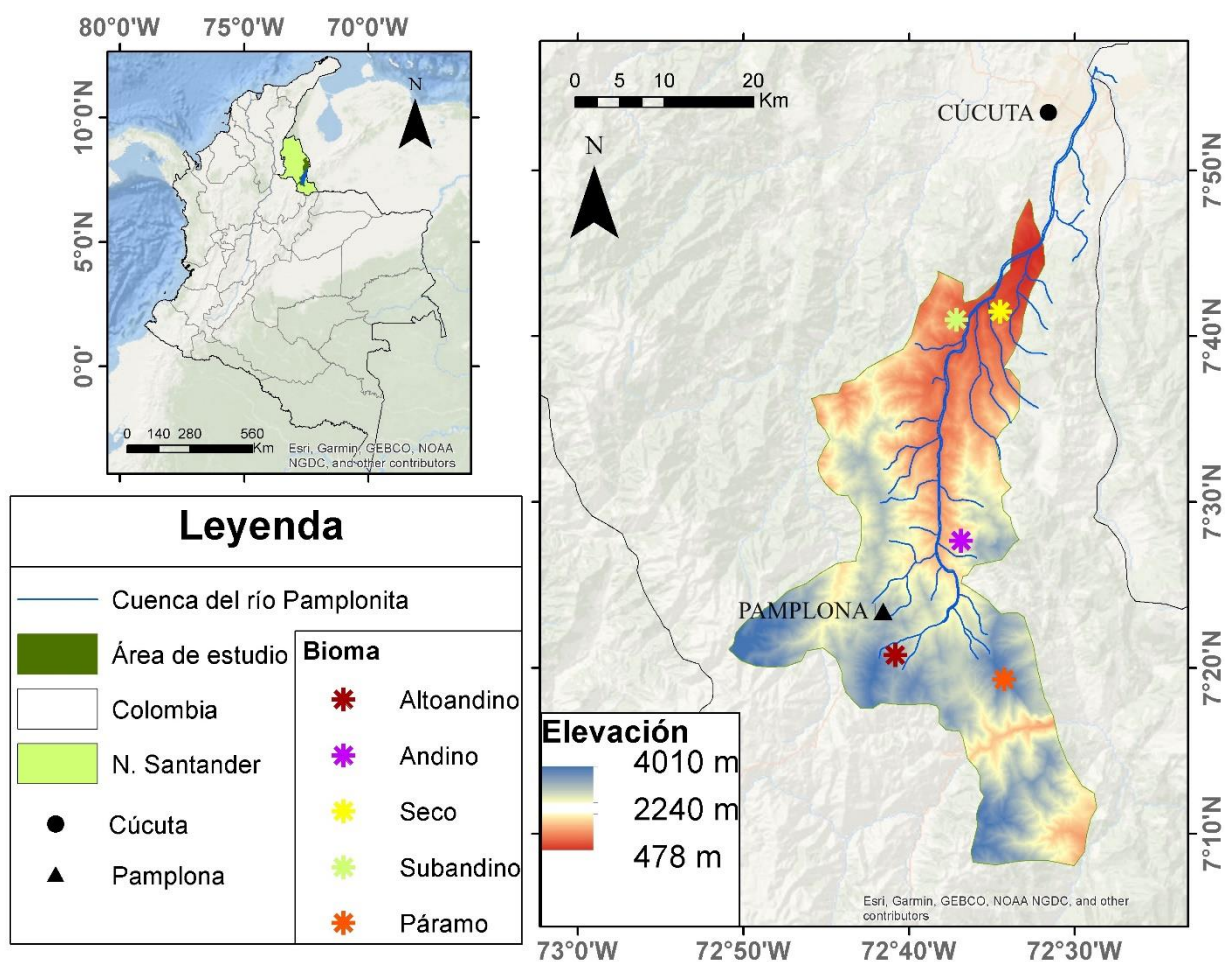


Figura 1. Mapa del área de estudio comprendida por el proyecto, donde se evidencian las ubicaciones muestreadas (asteriscos), distribuidas en los límites de la cuenca del río Pamplonita (línea azul). Abarcando un gradiente altitudinal (área en degradado rojo-azul) que describe las zonas más cálidas (rojo) cercanas a bosque seco en la ciudad de Cúcuta, y más frías (azul) cercanas a páramo en el municipio de Pamplona y Labateca.

4.2 Muestreo

Entre agosto de 2023 y marzo de 2024 se realizaron dos muestreos para cada localidad, manteniendo un periodo máximo de 20 días entre muestreos (tiempo necesario para la logística), con una duración de cinco días consecutivos el primer muestreo y tres días consecutivos el segundo

muestreo, excepto la localidad de San Antonio que para alcanzar una completitud suficiente necesitó de cinco días consecutivos en el segundo muestreo. Los muestreos se llevaron a cabo por dos personas durante recorridos nocturnos entre las 17:00 a 24:00 h, mediante el método visual, auditivo, de búsqueda libre y sin restricciones, revisando sobre y bajo hojarasca, rocas y troncos caídos, abarcando hábitats de bosque, quebrada y zonas abiertas, replicando la metodología usada en el 2014 (Angulo et al., 2006). Cabe resaltar que, a pesar de aplicar una metodología libre, los muestreos se estandarizaron bajo las mismas franjas horarias, áreas de búsqueda equivalentes en tamaño, revisión de los mismos elementos del paisaje y un esfuerzo de muestreo que representara una completitud suficiente. Durante los recorridos se aseguró de no muestrear dos veces la misma área en cada la localidad y en los muestreos consecutivos los individuos encontrados fueron almacenados en bolsas de plástico por separado, para garantizar que cada individuo registrado no es el mismo e incurrir en una pseudoréplica (Angulo et al., 2006). Adicionalmente, la distribución de los muestreos por localidad en este periodo de tiempo fue aleatoria, dependiendo de la disponibilidad de las comunidades y las oportunidades de acceso, pero asegurándonos de muestrear cada localidad en época de lluvia y de sequía.

Los datos a registrar fueron los siguientes: El hábitat, tipo de sustrato (hoja, hojarasca y suelo) y coordenadas geográficas (GPS Garmin etrex 22x). Se recolectaron cuatro individuos por especie, a los cuales se les tomó muestra de tejido (hígado y/o muslo) y frotis siguiendo el protocolo de Angulo et al. (2006). Los individuos se identificaron hasta especie mediante la revisión de material de referencia del Laboratorio de Anfibios del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, la colección herpetológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Industrial de Santander, el Museo de Ciencias Naturales José Celestino Mutis (MCNUP) de la Universidad de Pamplona y con base en material bibliográfico. Los ejemplares

serán depositados en la colección de referencia del Laboratorio de Anfibios del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia y la colección de Anfibios del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.

4.3 Análisis de datos

Acorde al diseño de muestreo se usaron métodos de análisis no paramétricos, debido a su mejor desempeño como estimadores de la riqueza de especies en gran parte de los conjuntos de datos, asociados especialmente a fauna (Gotelli & Chao, 2013; Reese et al., 2014). En este grupo, se implementaron aquellos que estiman la riqueza a partir de la abundancia, igualmente eficientes en su cálculo (Chao et al., 2017).

4.3.1 Completitud de muestreo

Una vez finalizado el muestreo previsto se realizó una aproximación a la completitud de muestreo, es decir, se calculó el porcentaje de especies que han sido detectadas, teniendo como base el número estimado de especies (Pineda-López, 2019). Bajo el supuesto de que un número bajo de especies raras o poco comunes puede indicar un muestreo suficiente y que con mayores esfuerzos de muestreo las especies raras o poco comunes disminuirán (Serramo-Lopez et al., 2012). Para estimar la riqueza de especies, se tuvo en cuenta la presencia de *singletons* (una especie con un solo reporte) y *doubletons* (una especie con dos reportes), aplicando el índice de Chao1, en la siguiente forma (Ecuación 1) (Chao et al., 2017; Pineda-López, 2019):

$$Chao1 = Riqueza\ observada + \left(\frac{f1 - (f1 - 1)}{2 - (f2 + 1)} \right)$$

Ecuación 1. Fórmula para la estimación de la riqueza estimada. Donde, *Chao1* = Riqueza estimada, *Riqueza observada* = Número total de especies observadas, *f1* = Frecuencia de *singletons*, *f2* = Frecuencia de *doubletons*. Fuente: (Chao et al., 2017).

A partir de este índice se halló la completitud mediante una regla de 3, asumiendo que la riqueza estimada es el 100% del número de especies de la comunidad, en la siguiente forma (Ecuación 2) (Chao et al., 2017; Pineda-López, 2019):

$$\text{Compleitud de muestreo} = \frac{\text{Riqueza observada}}{\text{Riqueza estimada}} \times 100\%$$

Ecuación 2. Fórmula para la estimación de la completitud del muestreo en porcentaje.

Fuente: Chao et al. (2017).

El cálculo se realizó para cada uno de los biomas muestreados en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010). Teniendo en cuenta las abundancias de cada especie se ejecutó la función “ChaoSpecies” correspondiente al paquete *SpadeR*, aceptando valores superiores al 80% que me indique un alto porcentaje de especies detectadas (Chao et al., 2016; Chao & Chiu, 2012). La visualización se realizó a través de una curva de acumulación de especies, estimada con la función “specaccum” correspondiente al paquete *Vegan* y se observó mediante la función “ggplot” del paquete *ggplot2* (Oksanen et al., 2023; Wickham, 2016).

4.3.2 Cobertura de la muestra (SC)

La cobertura indicó la representatividad de la muestra respecto a comunidad total, es decir, cuantos de los individuos muestreados están en la comunidad y si la muestra abarca una proporción significativa de la misma (Chao y Jost, 2012; Pineda-López, 2019) La SC se basa en la probabilidad de que el siguiente individuo registrado sea de una especie muestreada previamente, calculada de la siguiente forma (Ecuación 3) (Chao y Jost, 2012):

$$SC = \left(\frac{f1}{n} \times \frac{((n-1) \times f1)}{((n-1) \times f1) + (2 \times f2)} \right)$$

Ecuación 3. Fórmula para la estimación de la cobertura de la muestra. Donde, SC = Cobertura de la muestra, $f1$ = Frecuencia de *singletons*, $f2$ = Frecuencia de *doubletons*, n = Número total de individuos de cada especie. Fuente: Chao & Jost (2012).

El cálculo se realizó para cada uno de los biomas muestreados en el programa R versión 4.3.1 (R core team, 2010). Se estimó mediante la función “specpool” correspondiente al paquete *Vegan* (Oksanen et al., 2023).

4.3.3 **Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa y beta**

4.3.3.1 **Diversidad alfa (α).**

La diversidad taxonómica se estimó para el conjunto de datos que representen cada uno de los biomas, bajo el cumplimiento de la relación espacio-tiempo, donde el muestreo se realizó en un periodo de tiempo cercano entre sí y se revisó dentro de la zona los mismos hábitats ((Adler et al., 2005). Esta condición, sumada al uso de una misma metodología de detección, permite que los valores sean comparables (Reese et al., 2014).

La diversidad se estimó mediante la serie Hill o diversidades verdaderas (Hill, 1973; Jost, 2006) usando como protocolo de partida las estimaciones qD sujetas al método de interpolación o extrapolación en función de la cobertura del muestreo (Chao & Jost, 2012). Es indispensable destacar que los resultados se expresaron en términos de número efectivo de especies, unidad adecuada para cualquier valor de qD (Jost, 2006). Además, al ser la diversidad una proporción que no se puede explicar en términos de un solo valor, qD realmente corresponde a tres valores

explicativos 0D , 1D y 2D , expresados en la siguiente forma (Tabla 2) (Chao & Jost, 2012; Jost, 2006):

Tabla 2. Serie de ecuaciones necesarias para la estimación de la diversidad taxonómica a una escala alfa.

Ecuación	Descripción	Fuente
$D^0 = \sum_{i=1}^S P_i^0$	Diversidad del orden 0 (0D). Indica la riqueza o número de especies. Donde, S = Riqueza de especies. P_i = Proporción de individuos.	Jost (2006) Chao & Jost (2012)
$D^1 = \text{Exp} \left(- \sum_{i=1}^S P_i \times \ln P_i \right)$	Diversidad del orden 1 (1D). Indica el número efectivo de especies igualmente frecuentes (o comunes). Donde, S = Riqueza de especies. P_i = Proporción de individuos.	Jost (2006) Chao & Jost (2012)
$D^2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2}$	Diversidad del orden 2 (2D). Indica el número efectivo de especies muy abundantes (o dominantes). Donde, S = Riqueza de especies. P_i = Proporción de individuos.	Jost (2006) Chao & Jost (2012)

El cálculo se realizó para cada uno de los biomas muestreados mediante en el programa R version 4.3.1 (R core team, 2010). Se estimó usando el paquete *iNEXT*, mediante la función “*iNEXT*” usando las abundancias y ajustando la interpolación o extrapolación a la cobertura de muestreo más alta (Hsieh et al., 2016). Los resultados se visualizaron mediante la extensión *ggiNEXT* en función de los órdenes y los biomas (Hsieh et al., 2016). A su vez, se realizó un perfil de diversidad mediante la función “*HillNumbersProfile*” para facilitar la comparación entre biomas (Hsieh et al., 2016). Finalmente, aunque se determinen o no diferencias significativas en

la diversidad con base en la superposición de los intervalos de confianza (IC 95%), aun podríamos estar bajo el caso de comunidades con abundancias distribuidas de forma muy heterogénea, por ende, se estimó la magnitud de las diferencias (%MD), siendo posible calcular de forma directa cuántas veces un bioma es más o menos diverso que otro (Cultid-Medina & Escobar, 2016).

4.3.3.2 Diversidad beta (β).

La diversidad β se entiende como el cambio/variación en la composición de especies entre áreas, en este caso, se estimó a partir del número de especies compartidas y/o excluidas apoyadas en índices de disimilitud (J. M. Calderón-Patrón et al., 2012). Para explicar este cambio es crucial descomponer las equivalencias en tres componentes, disimilitud total (β_{cc}) (Ecuación 7), recambio (β_{-3}) (Ecuación 8) y las diferencias en riqueza o anidamiento (β_{rich}) (Ecuación 9) (Schmera & Podani, 2011). Se optó por el uso del índice de disimilitud de Jaccard, puesto que, este se encuentra escalado a la misma proporción, característica en la que difiere el índice de Baselga (2013) (Carvalho et al., 2013).

Tabla 2. Serie de ecuaciones necesarias para la estimación de la diversidad taxonómica a una escala beta.

Ecuación	Descripción	Fuente
$\beta_{cc} = \frac{b + c}{a + b + c}$	Disimilitud total de Jaccard. Donde, a = Número de especies compartidas entre dos sitios A y B, b y c = Números de especies exclusivas para cada sitio.	J. M. Calderón-Patrón et al. (2012) Carvalho et al. (2013) Schmera & Podani (2011)
$\beta_{-3} = 2 \times \frac{\min(b + c)}{a + b + c}$	Recambio de especies de Jaccard. Donde, a = Número de especies compartidas entre	J. M. Calderón-Patrón et al. (2012) Carvalho et al. (2013)

	dos sitios A y B, b y c = Números de especies exclusivas para cada sitio.	Schmera & Podani (2011)
$\beta_{rich} = \frac{ b + c }{a + b + c}$	Diferencias de riqueza o anidamiento de Jaccard. Donde, a = Número de especies compartidas entre dos sitios A y B, b y c = Números de especies exclusivas para cada sitio.	J. M. Calderón-Patrón et al. (2012)
		Carvalho et al. (2013)
		Schmera & Podani (2011)

No obstante, el índice de Jaccard basado en presencia/ausencia únicamente proporciona información sobre el comportamiento en termino de riqueza, por ello, también se implementó el índice de Bray-Curtis, como partición de la disimilitud en términos de abundancia (Baselga, 2013). Contribuyendo información suficiente sobre dos componentes, la variación balanceada de la abundancia y el gradiente de abundancias, es decir, la relación directa entre la disminución de la abundancia de una especie en simultaneo con el aumento de la abundancia de otra especie, de un bioma a otro (Baselga, 2013). Finalmente, se evaluó la presencia de diferencias significativas, tanto para el índice de disimilitud de Jaccard como para el índice de Bray- Curtis, mediante un ANOSIM (J. M. Calderón-Patrón et al., 2012).

El cálculo se realizó para cada uno de los biomas y se relacionó en conjunto, mediante en el programa R version 4.3.1 (R core team, 2010). Se estimó usando la función “betadivers” correspondiente al paquete *Vegan*, ajustado al componente “cc” que indica el uso del índice de disimilitud de Jaccard (Oksanen et al., 2023). A su vez, se usó la función “vegdist” del mismo paquete, ajustado al componente “bray” que indica el uso del índice de Bray- Curtis (Oksanen et al., 2023). Ambos resultados se sometieron a la función “anosim”, ajustado al componente “Jaccard” y “Bray- Curtis” (Oksanen et al., 2023).

4.3.4 *Objetivo 2: Cambios en la cobertura vegetal y su relación con las poblaciones de anfibios*

4.3.4.1 Cambios en la cobertura vegetal.

La pérdida o ganancia de la cobertura vegetal se evaluó a una escala departamental, mediante la selección de Norte de Santander en la capa vectorial de Departamentos de Colombia (IGAC, 2023). Una vez seleccionado el área, se usó el paquete `gfcanalysis` para identificar el cambio en la cobertura en el intervalo de tiempo con que se cuentan datos, es decir, el 2014 hasta el año 2023, mediante la función `“calc_gfc_tiles”` se identificó el área que se superpone al ráster y se descargó todas imágenes correspondientes en archivo .tif a una resolución de 30m (WGS1984) (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023). Dichas imágenes contienen en sí mismas información que se extrajo por separado usando la función `“grep”` ajustada a `“treecover”` para seleccionar únicamente el segmento que represente la cobertura boscosa (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023). Se realizó la misma secuencia, pero esta vez cambiando el ajuste final por `“lossyear”` y `“gain”` que representan la pérdida y ganancia de cobertura, respectivamente (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023). Así mediante la función `“mosaic”` se combinan las tres capas en una sola (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023).

A continuación, se cargó la capa resultante del proceso anterior y mediante la función `“extract_gfc”` se definió qué porcentaje de densidad boscosa es suficiente para catalogarse como `“bosque”` y cual no lo es para catalogarla como `“no bosque”` (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023). A partir de este punto se obtuvieron los valores de bosque/no bosque, para definir los municipios en los que se concentró el muestreo y de los cuales hay datos de diversidad, para ello, se seleccionaron los municipios `“Los Patios”`, `“Bochalema”`, `“Pamplonita”`, `“Pamplona”` y `“Labateca”` como puntos de corte independientes mediante la función `“crop”` (Hansen et al., 2013;

Zvoleff & Cooper, 2023). Para cada municipio se calculó la frecuencia en que se repiten los pixeles que indican bosque y aquellos que indican no bosque mediante la función “mutate”, resultando un conteo donde cada unidad tiene un área en el espacio (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023). Finalmente, se determinó el área de bosque y no bosque convirtiendo el sistema de coordenadas a coordenadas planas (UTM) usando la función “project”, así se obtuvo la equivalencia en hectáreas de las zonas con bosque y aquellas con no bosque, en cada municipio (Hansen et al., 2013; Zvoleff & Cooper, 2023).

Al contar con la cuantificación de los cambios en la cobertura fue posible identificar la relación existente entre esta y la diversidad actual en cada uno de los biomas, usando el Índice de Correlación de Spearman, sugerido para datos no paramétricos (Puth et al., 2015). El cálculo se realizó mediante el programa R version 4.3.1 (R core team et al., 2010) y se visualizó mediante el paquete corrplot (Friendly, 2002).

4.3.4.2 Relación descriptiva de los cambios en la cobertura vegetal VS la estructura y la riqueza de anfibios.

Para describir la relación existente entre los cambios en la cobertura vegetal y la estructura y riqueza de anfibios, se contó con datos de bosque seco y bosque andino correspondientes al año 2014, adquiridos de la primera versión del proyecto de conservación de anfibios de Norte de Santander (Martínez et al., 2014). No obstante, para posibilitar su comparación, se aseguró que las coberturas de muestreo sean equivalentes (Hsieh et al., 2016).

La estructura (explicada en términos de la distribución de las abundancias) y la riqueza (explicada en términos de la presencia y/o ausencia de especies) se describieron a partir de la visualización de la distribución de la riqueza y abundancias a través de una curva de rango-abundancia, para los biomas de bosque seco y andino, tanto del 2014 como de los datos

contemporáneos (Whittaker, 1965). Su comportamiento se comparó de forma descriptiva con la cobertura que se ha perdido en cada bioma y si esta tiene aparente relación con la ausencia/presencia de una especie y/o la modificación de las abundancias en los dos periodos de tiempo. Para asegurar la comparación a una escala más amplia los datos de riqueza y abundancia de cada localidad se proyectan en el municipio, permitiendo comparar la perdida de cobertura a dicha escala, asumiendo que las especies registradas son las que presenta cada área municipal, esto para no depender del solapamiento directo de las especies con las zonas en que se ha perdido cobertura.

Para asegurar que dichas variaciones estuvieran relacionadas y fuesen significativas, se aplicó el test de Kruskal-Wallis o test H como alternativa no paramétrica a la ANOVA, seguido de un análisis de correlación de Sperman y se visualizó mediante un Boxplot usando como variable el valor de la cobertura que se ha perdido en los dos periodos de tiempo sobre la riqueza y abundancia histórica (McGill et al., 1978; Seefeld & Linder, 2007).

Las curvas de rango-abundancia se visualizaron mediante el programa R version 4.3.1 (R core team, 2010), al usar la función “as.rad” correspondiente al paquete *Vegan* (Oksanen et al., 2023). Asimismo, se aplicó el test H mediante la función “kruskal.test” y se visualizó a través del paquete *ggplot2* mediante la función “geom_boxplot” donde se realizó el diagrama de cajas o Boxplot (McGill et al., 1978).

4.3.5 Objetivo 3: Áreas prioritarias para la conservación de anfibios

4.3.5.1 Modelado de áreas prioritarias para la conservación de anfibios.

El proceso de selección de áreas prioritarias para la conservación siempre ha sido un tema de discusión en Colombia, principalmente porque la toma de decisiones debería de ir acompañada de un análisis riguroso y actualizado del entorno (Franco-Rios & Franco, 2011). No obstante, tras

un consenso organizado por WCS en el 2012, se estableció parte del proceso para determinar prioridades de conservación en el departamento del Quindío, concluyendo en la metodología ideal para saber que zonas naturales son las que se deberían conservar (Las Mellizas et al., 2012). La metodología seleccionada se basa en criterios de representatividad, remanencia, fragmentación y proyectos, asegurando la posibilidad de actualizarse conforme se actualiza la información espacial de la zona (Las Mellizas et al., 2012).

Se implementó la herramienta Toolbox para la Identificación de Áreas Prioritarias para la Conservación, específica para el entorno del Software ArcGIS® (Ríos-Franco et al., 2013). Seleccionando principalmente porque ha sido desarrollada para realizar análisis regionales en Colombia y considera todas las características ecosistémicas, antrópicas y de estructura que caracterizan al país, e integra variables que justifican el nivel de amenaza ecosistémica, identificando donde es oportuno establecer un área protegida y con qué urgencia hacerlo (Andrade & Corzo, 2011; Ríos-Franco et al., 2013).

La metodología que permitió el modelado de áreas y la posterior selección fue la propuesta por Ríos-Franco en el 2013, en apoyo con WCS. Se usó información espacial que justifique cada criterio y sus complementos (Figura 2). Las capas necesarias son el Limite (polígono), Centros poblados/veredas (polígono), Centros poblados/veredas (punto), Ríos navegables/usados como transporte (polígono - línea), Vías/senderos (línea), DEM (raster), Ecosistema Regional (polígono), Áreas protegidas (polígono), Ecosistema Nacional (polígono), Parques Nacionales Naturales (polígono), Amenazas (polígono), Iniciativas de conservación (polígono), Reservas Forestales de Ley Segunda (polígono), Número de especies amenazadas, Número de especies endémicas y Riqueza de especies (Ríos-Franco et al., 2013). Esta última capa fue modificada con la información actual de diversidad en términos del número efectivo de especies de anfibios

observados para la zona, además, en el proceso se ajustaron los criterios de forma que se relacionen más con el grupo taxonómico y la escala del análisis, ya que, la herramienta da la libertad de reagrupar los porcentajes de importancia (Ríos-Franco et al., 2013).

5. Resultados

Tras un esfuerzo de muestreo de aproximadamente 70 horas/hombre por tres personas para cada bioma, con un valor de confiabilidad del 0.99 se alcanzó una completitud de muestro y cobertura de la muestra del 100% para el bosque seco (BS), registrando 14 especies de 14 posibles; 99.3% para el bosque subandino (BSa), registrando 16 especies de 16 posibles; 100% para el bosque andino (BA), registrando 10 especies de 10 posibles; 98.7% para el bosque altoandino (BAa), registrando 4 especies de 4 posibles y 100% para el páramo (Pa), registrando 5 especies de 5 posibles (Figura 2). Indicando que la fase de campo de 10 meses y más de 35 días efectivos de muestreo fue suficiente para registrar la totalidad de especies estimadas, sugiriendo que la muestra es representativa de cada bioma, por lo tanto, no es necesario continuar con el muestreo.

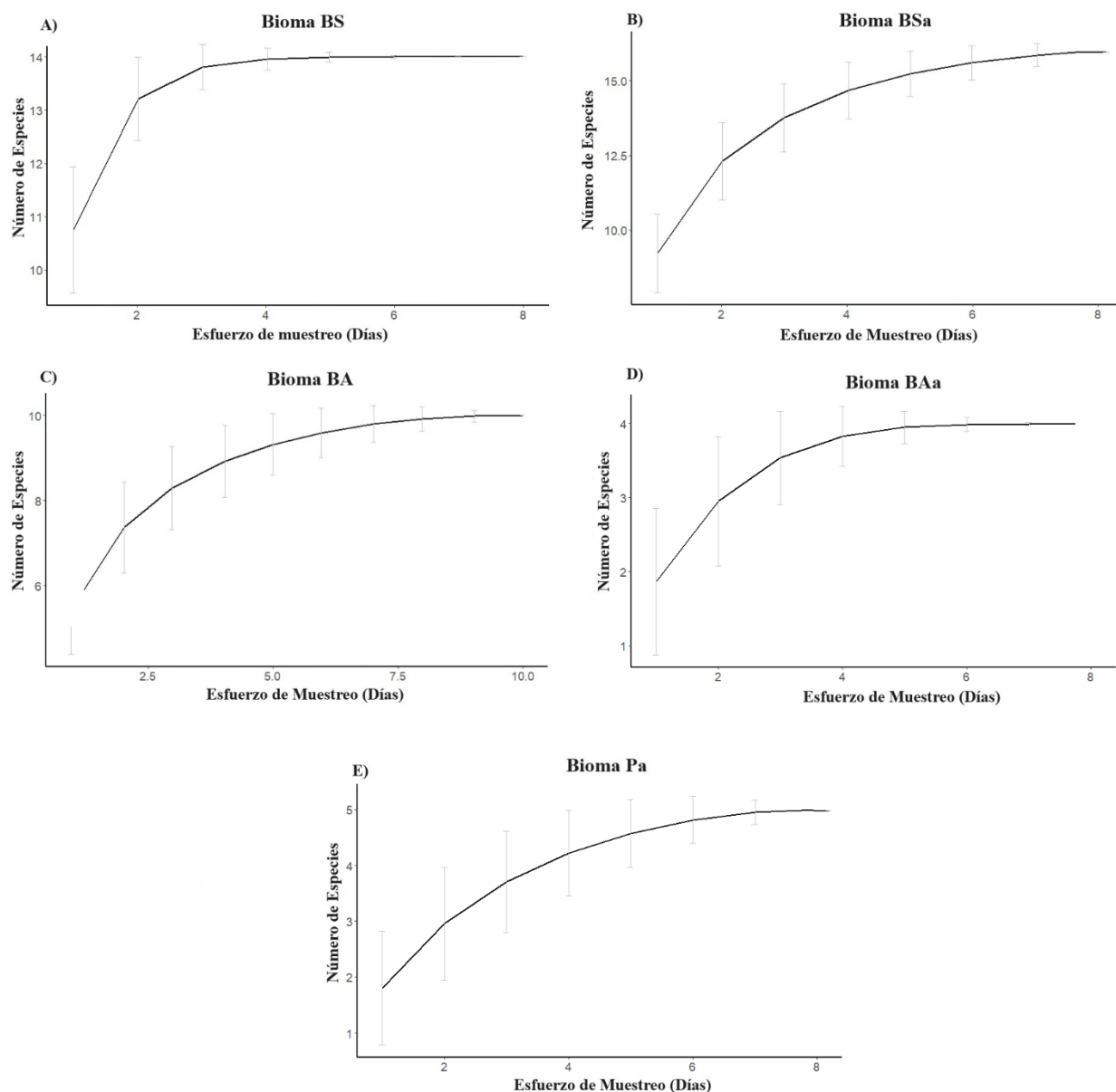


Figura 2. Curva de acumulación de especies de cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita, en donde, el eje X representa el esfuerzo de muestreo en días y el eje Y el número de especies nuevas agregadas a la muestra. A) bioma de Bosque Seco, B) bioma de Bosque Subandino, C) bioma de Bosque Andino, D) bioma de Bosque Altoandino, E) bioma de Páramo.

En los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita se registraron 591 individuos, distribuidos en siete familias, 14 géneros y 33 especies. En los cuales, los géneros con mayor abundancia fueron *Pristimantis* con 166 individuos (28%), seguido por *Leptodactylus* con 81 individuos (14%) y *Dendropsophus* con 72 individuos (12%). Así mismo, aquellos con menor abundancia fueron *Centrolene* con 9 individuos (1,5%), seguido por *Lithobates* y *lithodytes* con un número similar de 13 individuos (2,2%). El género más representativo fue *Pristimantis* con 11 especies y aquellos menos representativos fueron *Aromobates*, *Boana*, *Centrolene*, *Engystomops*, *Hyloscirtus*, *Lithobates*, *Lithodytes* y *Phyllomedusa* con una sola especie (Figura 3). Las familias más representativas fueron Strabomantidae con 13 especies e Hylidae con 9 especies.

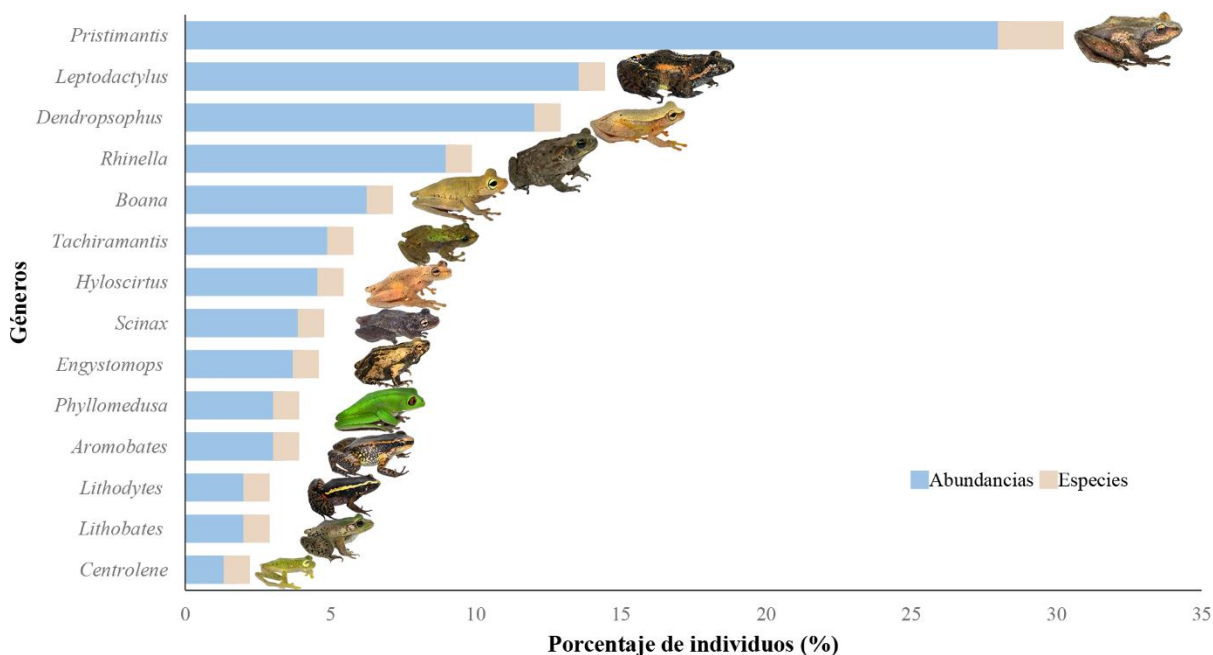


Figura 3. Porcentaje de representatividad de los géneros presentes en la cuenca del río Pamplonita. Las columnas negras corresponden al porcentaje de individuos registrados (Abundancia) y las columnas grises al porcentaje de especies registradas (Especies). Los datos se ponderaron sobre la totalidad de los registros.

En el bioma de Bosque Seco (BS) se reportaron 10 géneros, de los cuales, *Leptodactylus* y *Rhinella* fueron aquellos con mayor abundancia con un registro similar de 22 individuos (14%) y una representatividad de dos especies. Se evidenciaron en la mayoría de los géneros abundancias cercanas entre los 16 y 19 individuos (10% - 12%), con representatividad de una especie, excepto *Dendropsophus* y *Scinax* que se encontraron representados por dos especies. Finalmente, el género con menor abundancia fue *Phyllomedusa* con el registro de siete individuos (4%) y una especie como representante (Figura 4A).

En el bioma de Bosque Subandino (BSa) se reportaron 11 géneros, de los cuales, el género con mayor abundancia fue *Rhinella* con 32 registros (23%) y una representatividad de dos especies, seguido por *Boana* con 22 registros (16%). El género *Leptodactylus* fue aquel con mayor representatividad con tres especies y una abundancia de 11 individuos (8%). Finalmente, los géneros *Lithobates* y *Lithodytes* fueron presentados por una especie, con la menor abundancia para el bioma con un registro de dos (2%) y un (1%) individuo respectivamente (Figura 4B).

En el bioma de Bosque Andino (BA) se reportaron siete géneros, de los cuales, *Hyloscirtus*, *Tachiramantis* y *Pristimantis* fueron los géneros con mayor abundancia con un registro de 28 (27%), 25 (24%) y 22 (21%) individuos respectivamente, siendo *Pristimantis* la más representativa con cuatro especies. Finalmente, el género *Scinax* fue aquel con menor abundancia reportando 2 individuos (2%) y representatividad en una especie (Figura 4C).

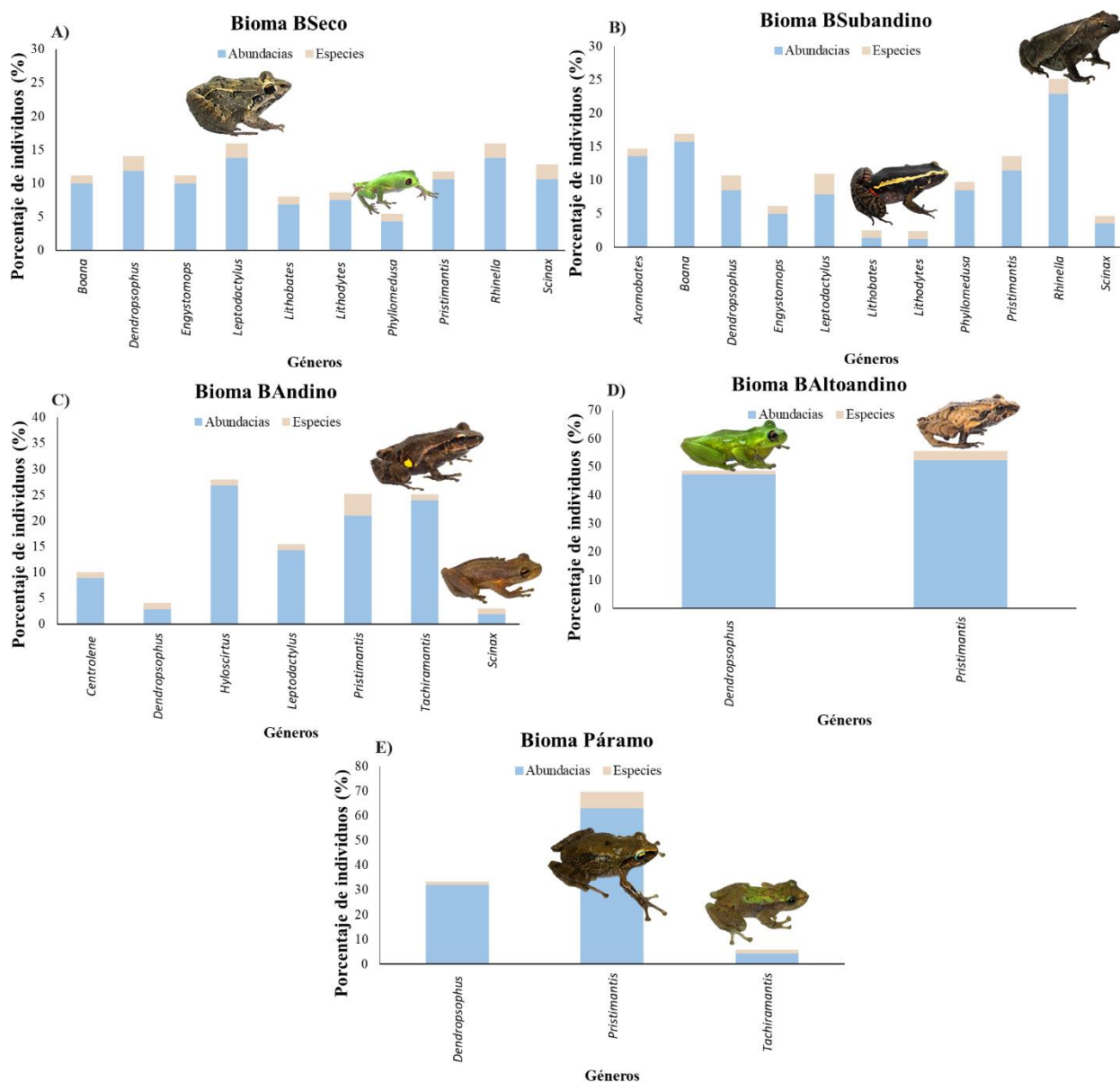


Figura 4. Porcentaje de representatividad de los géneros presentes en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita. Las columnas negras corresponden al porcentaje de individuos registrados (Abundancia) y las columnas grises al porcentaje de especies registradas (Especies). Se presenta un gráfico por bioma, correspondiente A) bioma de Bosque Seco (BS), B) bioma de

Bosque Subandino (BSa), C) bioma de Bosque Andino (BA), D) bioma de Bosque Altoandino (BAa), E) bioma de Páramo (BPá). Los datos se ponderaron sobre la totalidad de los registros.

En el bioma de Bosque Altoandino (BAa) se registraron dos géneros con abundancias cercanas, *Pristimantis* con una mayor de abundancia y representatividad con 42 individuos (53%) y cuatro posibles especies. Seguida de *Dendropsophus* con 38 individuos (47%) y una especie (Figura 4D).

En el bioma de Páramo (Pa) se registraron tres géneros, de los cuales, *Pristimantis* fue el más abundante y representativo con 69 individuos (63%) y tres especies. Seguido por *Dendropsophus* con 35 individuos (32%) y una especie. Finalmente, el género *Tachiramantis* presentó menor abundancia con 5 individuos (5%) y una sola especie como representante (Figura 4E).

5.1 Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa y beta en la cuenca del río Pamplonita

5.1.1 Diversidad taxonómica alfa en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita

Las curvas de rango- abundancia (Figura 5) indican que la distribución del número de individuos por especie es variable, encontrando que, entre los cinco biomas aquel que presenta abundancias cercanas entre especies es el BS sugiriendo una dominancia y rareza difusa, con abundancias similares en especies como *Pristimantis cf. taeniatus* (n=17), *Boana platanera* (n=16) y *Engystomops postulosus* (n=16), entre otras. En el bioma de BSa y BA las abundancias son variables con dominancia marcada de *Boana platanera* (n=22) e *Hyloscirtus platydactylus* (n=28), respectivamente, observando también especies poco comunes como *Lithodytes lineatus* (n=2) y *Scinax manriquei* (n=2), respectivamente. En los biomas de BAa y Pa, la mayoría de especies poseen valores de abundancia altos y pocas con valores de abundancias bajos, donde aquellas

dominantes son *Dendropsophus molitor* (n= 35) y *Pristimantis cf. anorilex* (n=39), mientras que en las poco comunes destaca *Pristimantis sp7* (n=1) para el bioma BAa.

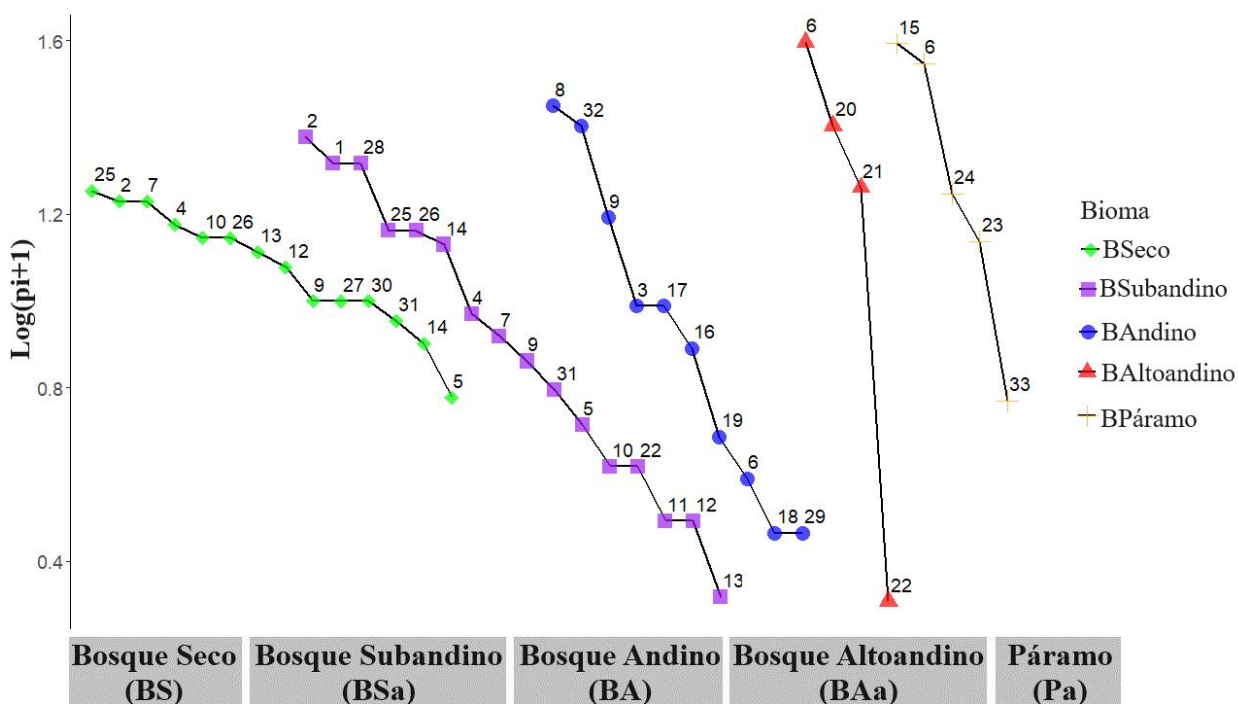


Figura 5. Curva de rango- abundancia de los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita. Cada línea de tendencia corresponde al comportamiento de las abundancias por especie en cada bioma. Los códigos correspondientes a cada especie se encuentran descritos en el anexo 1. Los valores de abundancia fueron transformados en equivalencias al ser sometidos a la forma $\text{Log}_{10}(\pi + 1)$.

Tras aplicar la prueba de Kruskal Wallis para comparar los biomas, se confirma que las abundancias están distribuidas de forma significativa diferente entre los biomas BS, BSa, BA y BAa (p valor= 0,000496), sin embargo, cuando se introduce el bioma Pa la significancia cambia (p valor = 0,09159) presentando abundancias no significativamente diferentes a los biomas

restantes, pero si, con tendencia a la significancia, indicando que en algún punto los cinco biomas serían significativamente diferentes en sus abundancias (Figura 6).

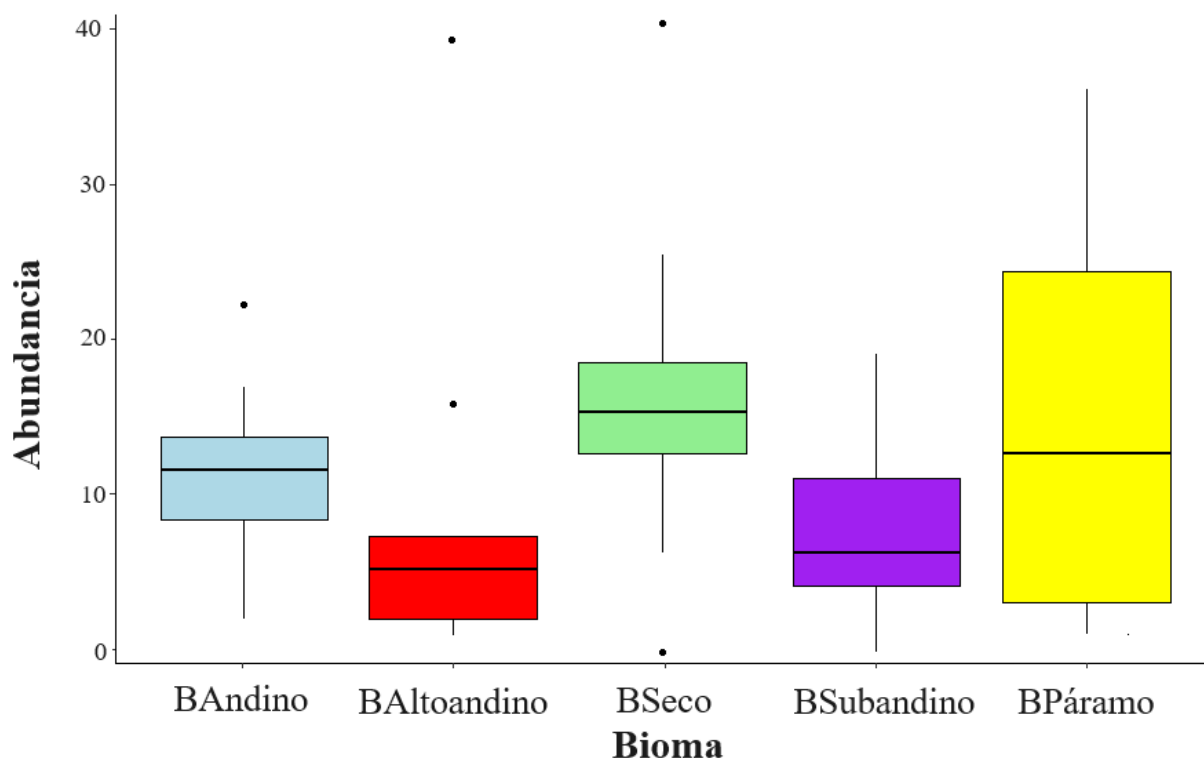


Figura 6. Gráfico comparativo de cajas y bigotes entre las abundancias de los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita, bajo el criterio de comparación de la prueba de Kruskal Wallis.

A partir de la estimación del número efectivo de especies para cada uno de los biomas, se obtuvo una completitud de inventario superior al 95% en todos los valores de los perfiles de diversidad q_0 , q_1 , y q_2 . De esta manera, es posible sugerir en términos del número efectivo de especies en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita, que los biomas con mayor y menor riqueza (diversidad del orden q_0) son el BSa ($spp=16$) y el BAa ($spp=4$), respectivamente. Así mismo, se evidencia que los biomas con mayor y menor número de especies comunes (diversidad

del orden q_1) son el BS/BSa y el Pa, respectivamente. A su vez, se observa que los biomas con mayor y menor número de especies dominantes (diversidad del orden q_2) son el BS y el Pa, respectivamente. De tal forma, es evidente que los biomas de BS/BSa (p valor=0,8273) y BAa/Pa (p valor=0,3687) presentan una diversidad similar entre sí, difiriendo en la presencia y/o ausencia de una sola especie, encontrándose aparentemente aislado el bioma de BA, con tendencia a asemejarse al BS (p valor=0,3351) en su riqueza y al Pa (p valor=0,3758) en la presencia de especies dominantes (Figura 7, anexo 3).

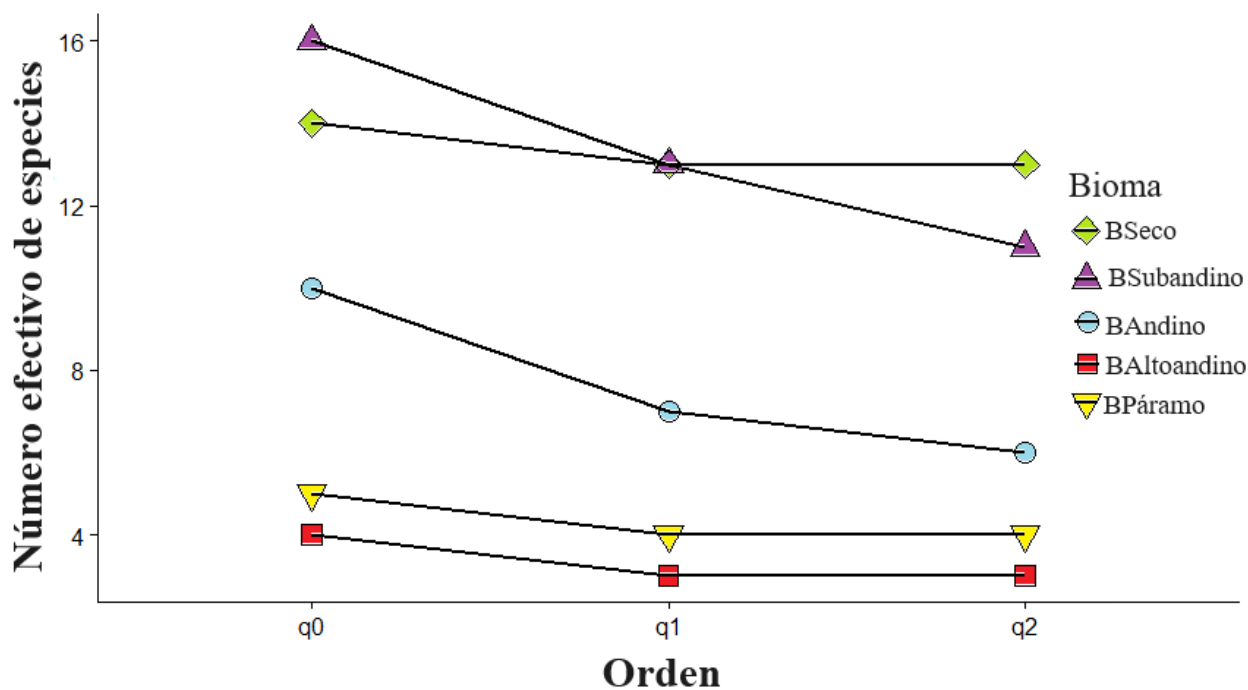


Figura 7. Perfiles de diversidad alfa de los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita, donde se representa el número de especies efectivas en el orden q_0 (riqueza), q_1 (especies comunes), q_2 (dominancia). Los valores de diversidad esperada y observada se encuentran descritos en el anexo 2.

5.1.2 Diversidad taxonómica beta en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita

El análisis de disimilitud de Bray-Curtis (p valor = 0,001) sugiere en términos de riqueza y abundancias la formación de tres grupos, donde los biomas de BS-BSa son similares en un 77% (disimilitud = 0,33) agrupando en menores proporciones el BAa-Pa con una similitud del 33% (disimilitud = 0,77), desconectando en casi su totalidad el BA de los demás biomas con una similitud cercana al 10% (disimilitud = 0,1) (Figura 8.A,C). Así mismo, en el análisis de la disimilitud de Jaccard (p valor = 0,001) sugiere en términos de riqueza la formación de tres grupos, donde los biomas en de BS-BSa son similares en un 57% (disimilitud = 0,43) agrupando en proporciones menores el BAa-Pa con una similitud del 31% (disimilitud = 0,69), desconectando casi en su totalidad el BA de los demás biomas con una similitud cercana al 10% (disimilitud = 0,1) de la riqueza total de los biomas (Figura 8.B,C).

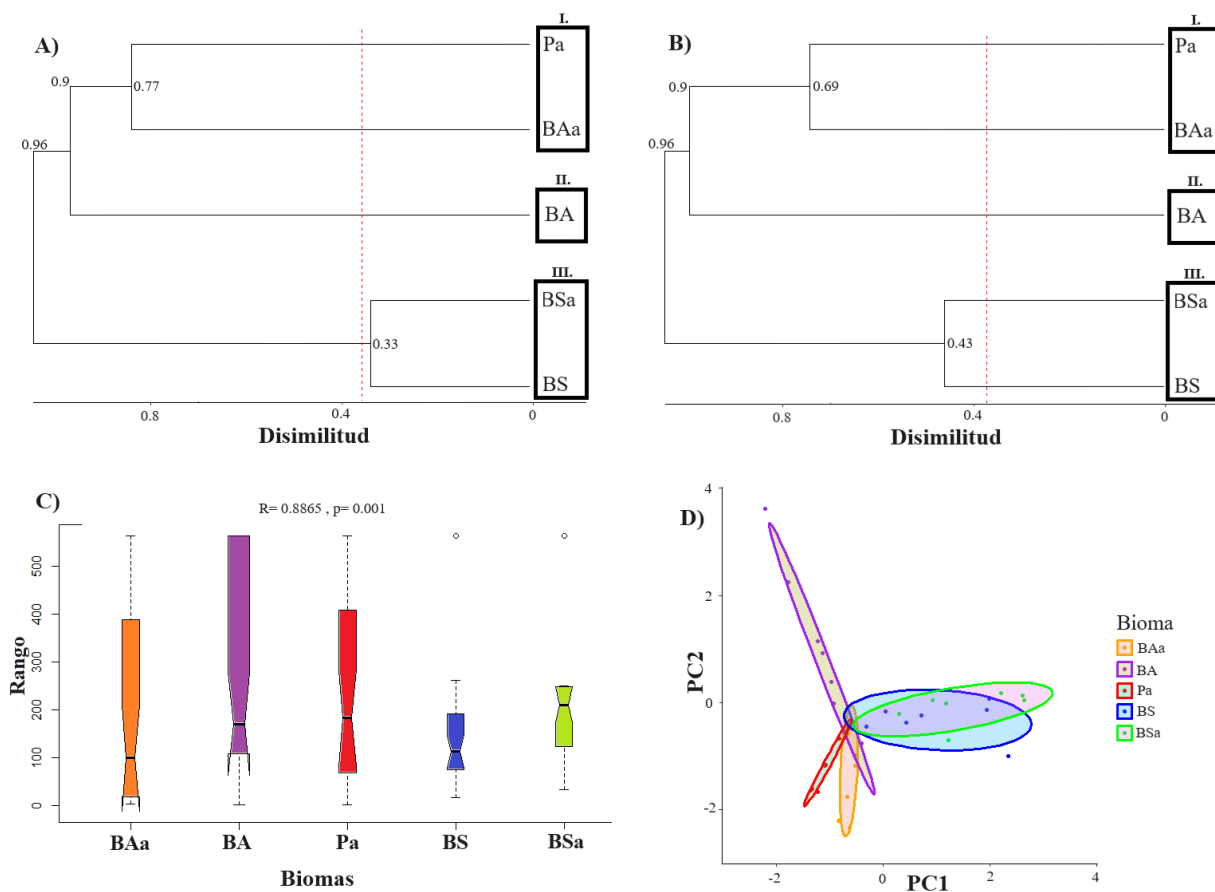


Figura 8. Análisis de disimilitud de los cinco biomas de la cuenca de río Pamplonita, que se compone de, A) Dendrograma de conglomerados basado en la disimilitud de Jaccard, B) Dendrograma de conglomerados basado en la disimilitud de Bray-Curtis, C) ANOSIM de las disimilitudes y D) Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) basado en la disimilitud de Bray-Curtis.

Al convertir los índices anteriores a índices de similitud y fraccionar la diversidad beta en los componentes de recambio, anidamiento y beta total, se estimó un recambio de 12 especies superior al 80% (Bray-Curtis = 0.81, Jaccard = 0.89) en los biomas BS-BSa, compartiendo especies como *Pristimantis cf taeniatus* y *Boana platanera*, entre las que se mantienen exclusivas

Rhinella humboldti para el bioma BS y *Rhinella margaritifera* para el bioma de BSa (Figura 8.D). En los biomas de BAa-Pa se estimó el recambio de una especie menor al 30% (Bray-Curtis = 0.28, Jaccard = 0.29), compartiendo la especie *Dendropsophus molitor* y manteniendo exclusivas a *Pristimantis sp5* para el bioma de BAa y *Pristimantis cf. anorilex* para el bioma de Pa (Figura 8.D). En el bioma BA se evidencio un recambio cercano al 10% (Bray-Curtis = 0.08, Jaccard = 0.13) con los biomas restantes, compartiendo la especie *Leptodactylus colombiensis* con el BSa y *Dendropsophus molitor* con el BAa (Figura 8.D). En todos los escenarios los biomas presentaron en promedio un anidamiento inferior al 6% (Bray-Curtis = 0.06, Jaccard = 0.05), sugiriendo que la diversidad de cada bioma es independiente entre sí y no hay indicios de que alguno de estos corresponda a una subunidad de otro (Figura 8.D).

5.2 Objetivo 2: Cambios en la cobertura vegetal y su relación con las poblaciones de anfibios en la cuenca del río Pamplonita

5.2.1 Cambios en la cobertura vegetal de la cuenca del río Pamplonita

En el departamento de Norte de Santander entre el año 2014 y el año 2024 se estimó una cobertura de bosque total de aproximadamente 1'623.600 de hectáreas, indicando que el 75% del área del departamento se encuentra ocupada por bosque, y los valores restantes a zonas de no bosque. Siendo los municipios Tibú y Mutiscua aquellos con mayor y menor presencia de bosque, respectivamente.

En cuanto a la pérdida de cobertura vegetal (Figura 9, Anexo 4), se identificó su reducción en 164.542 hectáreas de las 2'164.800 hectáreas que conforman el departamento, considerando una pérdida de aproximadamente el 8% del territorio y cerca del 1% de disminución de cobertura vegetal por año. Siendo Tibú el municipio con mayor área afectada con aproximadamente 89.281

hectáreas y Mutiscua el municipio con menor área afectada con aproximadamente 9 hectáreas. El área de estudio de esta investigación contempla los municipios de Labateca, Los Patios, Pamplonita, Bochalema y Pamplona, los cuales se sitúan en los puestos 27, 28, 31, 33 y 34 de los 40 municipios del departamento en que la pérdida de cobertura es mayor, con un área afectada de entre los 153 a 255 hectáreas.

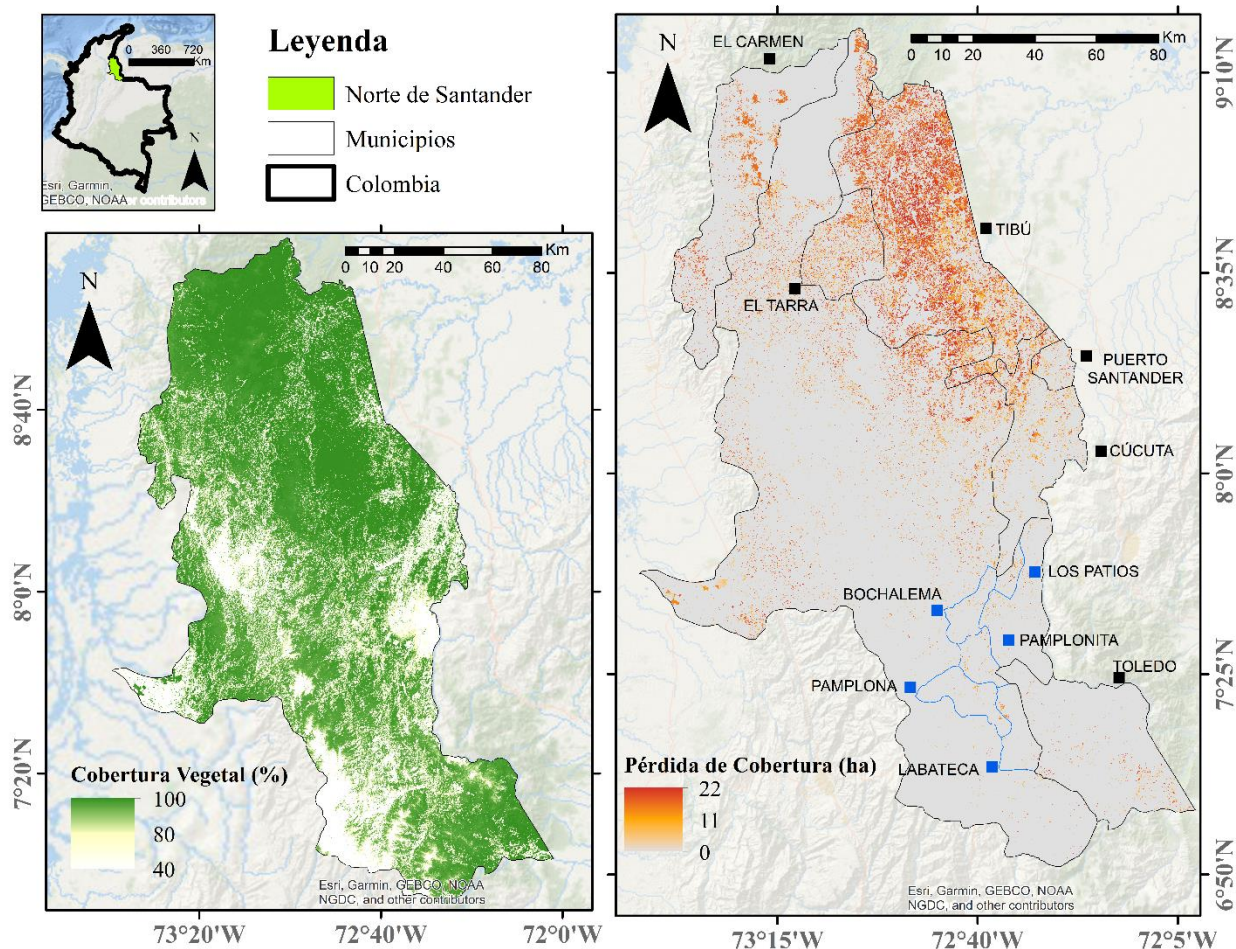


Figura 9. Mapa de cobertura (%) y pérdida de cobertura vegetal (ha) del departamento del Norte de Santander, donde se identifican los numunicipios con mayor pérdida de cobertura (polígono negro) y los municipios contemplados en esta investigación (polígono azul).

En términos de ganancia de cobertura vegetal (Figura 10, Anexo 4), se evidenció su recuperación en 2281 hectáreas de las 2'164.800 hectáreas que conforman el departamento, considerando una ganancia de aproximadamente el 1% del territorio y cerca del 0.1% de ganancia de cobertura por año. Siendo Tibú el municipio con mayor área recuperada con aproximadamente 309 hectáreas y Los Patios el municipio con menor área recuperada con aproximadamente 8 hectáreas. Esta investigación se centra en los municipios de Pamplona, Labateca, Bochalema, Pamplonita y Los Patios, los cuales se sitúan en los puestos 22, 24, 27, 30 y 40 de los 40 municipios del departamento en que la ganancia de cobertura es mayor, con un área recuperada de entre las 8 a 29 hectáreas.

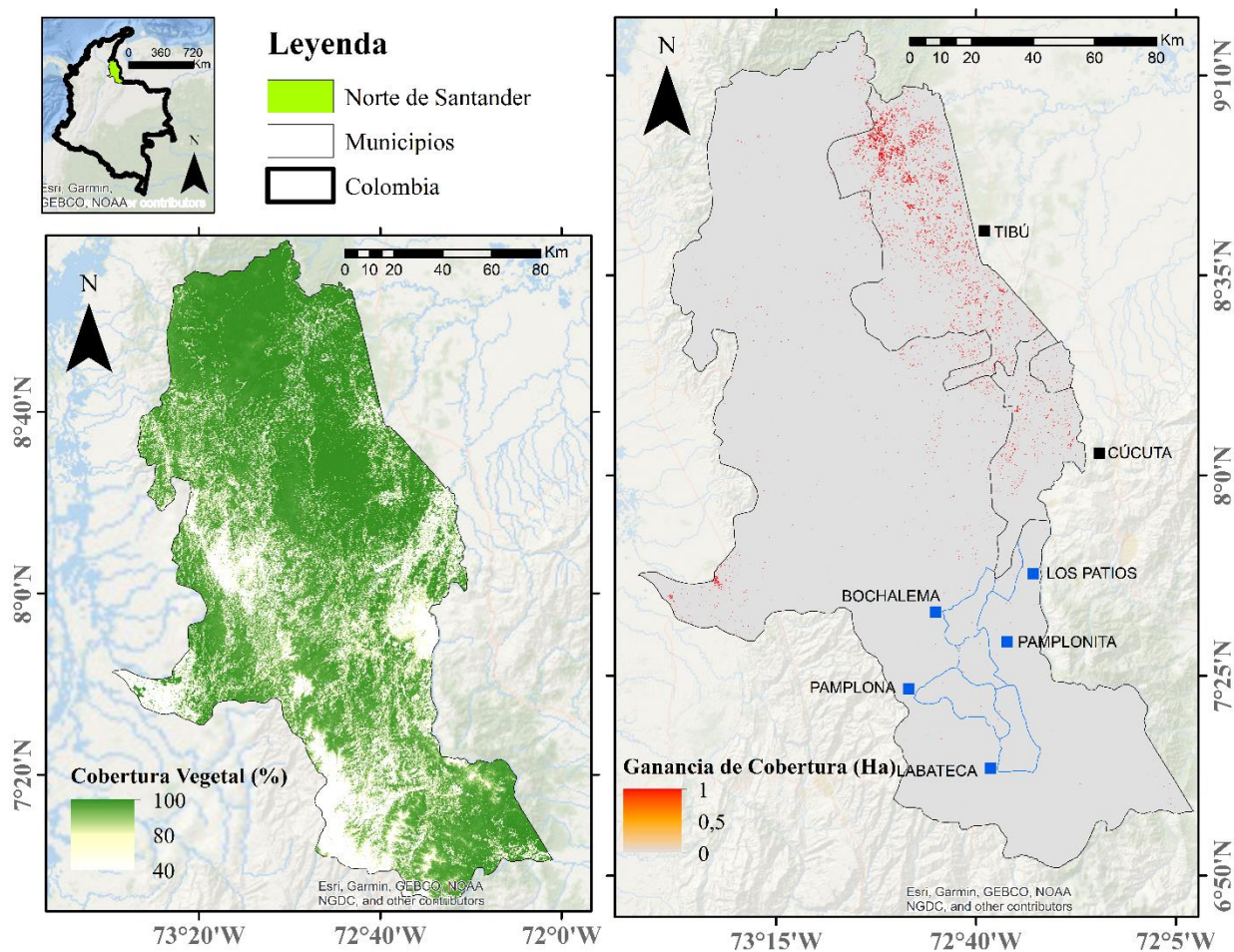


Figura 10. Mapa de cobertura (%) y ganancia de cobertura vegetal (ha) del departamento del Norte de Santander, donde se identifican los municipios con mayor ganancia de cobertura (polígono negro) y los municipios contemplados en esta investigación (polígono azul).

5.2.2 Relación descriptiva de los cambios en la cobertura vegetal VS la estructura y la riqueza de anfibios en la cuenca del río Pamplonita

Los análisis de los cambios de cobertura de vegetal entre el año 2014 y 2024 (Anexo 4) en el bioma de bosque seco (BS, localidad = Los Patios, p valor = 0.0031) indican una disminución y una ganancia significativa en la cobertura vegetal equivalente a 246.2 hectáreas y 7.7 hectáreas respectivamente. Así mismo, en el bioma de bosque andino (BA, localidad = Pamplonita, p valor = 0.0001) indican una disminución y una ganancia significativa en la cobertura vegetal equivalente a 220.5 hectáreas y 17.2 hectáreas, respectivamente.

En el año 2014 en el bioma de bosque seco se registraron 155 individuos representados 15 especies de anfibios, mientras que en el 2024 se registraron 159 individuos representados en 14 especies de anfibios. A su vez, en el año 2014 el bioma de bosque andino registró 164 individuos representados en 7 especies, mientras que en el año 2024 se registraron 104 individuos representados en 10 especies.

El bosque seco presentó cambios significativos en la estructura y la riqueza de especies (Figura 11), puesto que, en términos de la distribución de las abundancias se evidenció un número de individuos menos equitativo en el 2014, con especies claramente dominantes y poco comunes. Así mismo, entre periodos se observó variaciones en *Dendropsophus microcephalus* (p valor = 0.008), *Leptodactylus colombiensis* (p valor = 0.017), *Leptodactylus poecilochilus* (p valor = 0.017) y *Pristimantis cf. taeniatus* (p valor = 0.042) con abundancias mayores y más estables en el año 2024, seguidas de las especies *Boana platanera* (p valor = 0.056) y *Engystomops postulosus*

(p valor = 0.092), las cuales presentan tendencia a la significancia. En términos de riqueza el año 2024 no se registró individuos de *Aromobates cf saltuensis* y *Trachycephalus typhonius* en el bioma de bosque seco, sin embargo, se registró la presencia de *Rhinella humboldti*, sugiriendo la ausencia de dos especies y el establecimiento de una con el paso del tiempo.

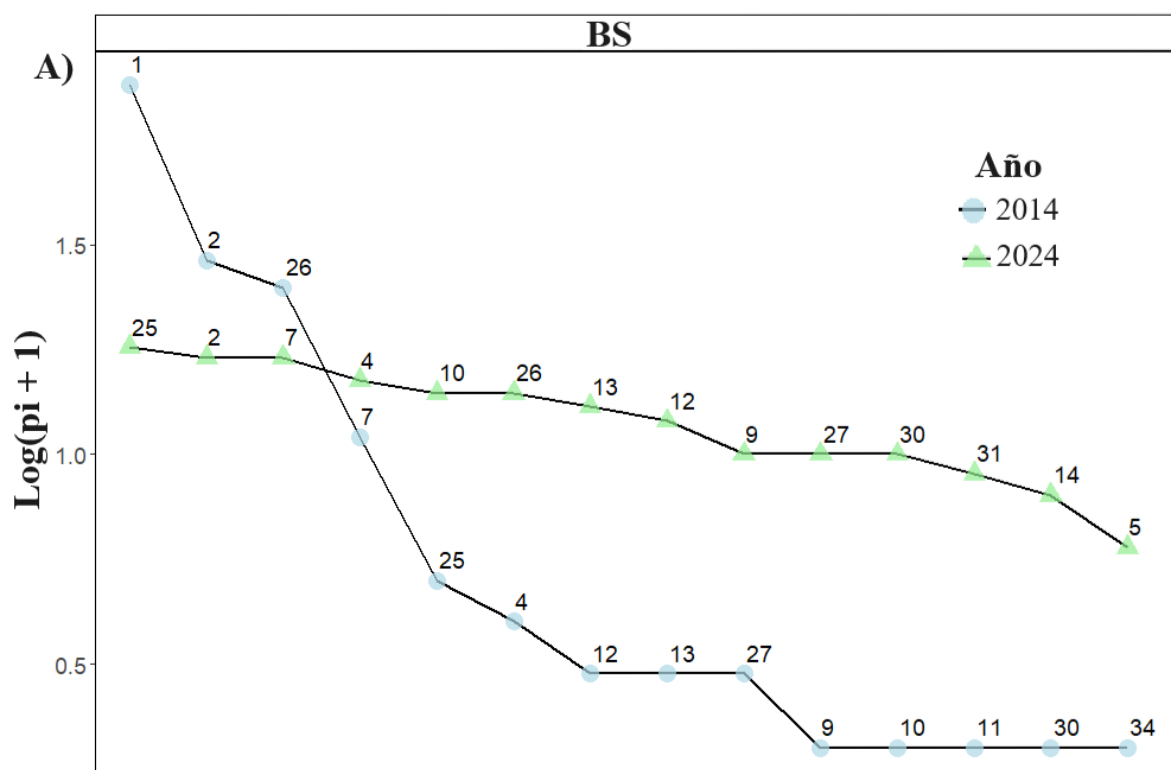


Figura 11. Comparación de la estructura y riqueza de anfibios del bioma de bosque seco (BS) en el año 2014 vs 2024. A) Curva de rango- abundancia de especies presentes, B) Grafico comparativo de cajas y bigotes entre las abundancias de las especies presentes en cada periodo de tiempo, bajo el criterio de la prueba de Kruskall Wallis. Los códigos correspondientes a cada especie se encuentran descritos en el anexo 1 y 5. Los valores de abundancia fueron transformados en equivalencias al ser sometidos a la forma $\text{Log}_{10}(\pi + 1)$.

El bosque andino presentó cambios significativos en la estructura y la riqueza de especies (Figura 12), puesto que, en términos de la distribución de las abundancias se evidenció un número de individuos menos equitativo en el 2024, con especies claramente dominantes y poco comunes. Así mismo, entre periodos se observó variaciones en *Centrolene daidalea* (p valor = 0.006), *Scinax manriquei* (p valor = 0.022) y *Tachiramantis lentiginosus* (p valor = 0.027) con mayores abundancias en el año 2014. En términos de riqueza el año 2024 registró todas las especies del 2014 en el bioma de bosque seco, sin embargo, se registró la presencia adicional de *Dendropsophus molitor*, *Pristimantis sp1* y *Pristimantis sp2*, sugiriendo el establecimiento de tres especies con el paso del tiempo.

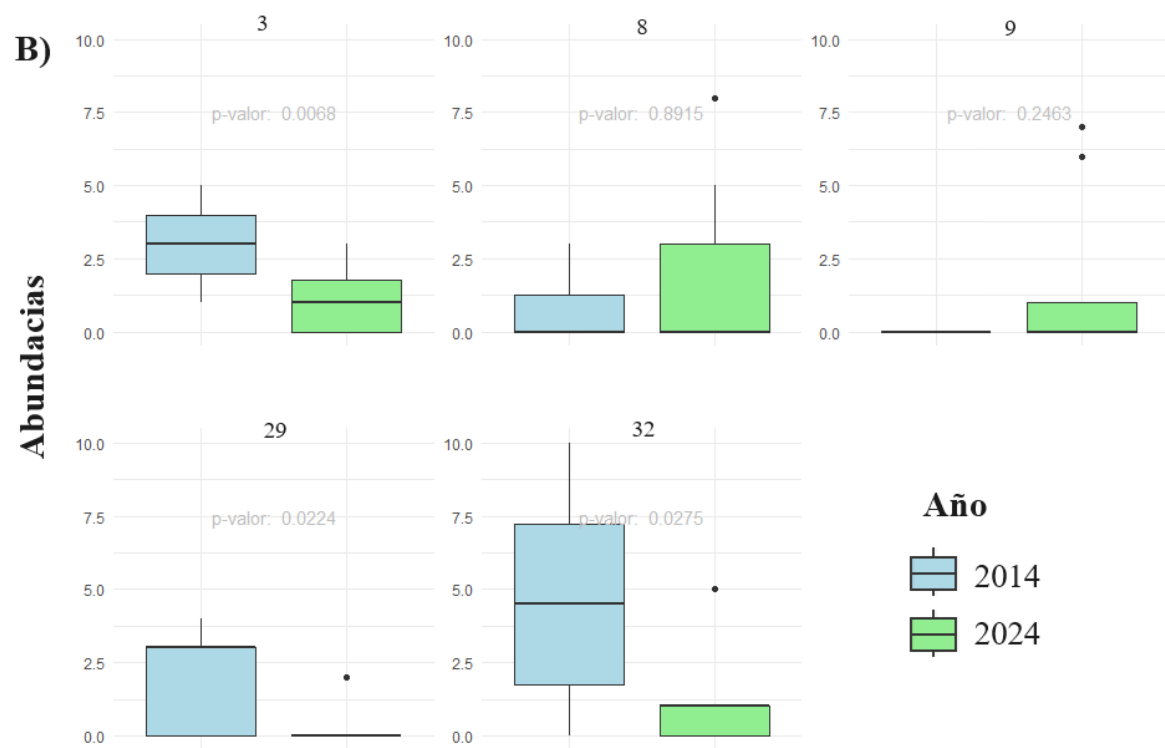
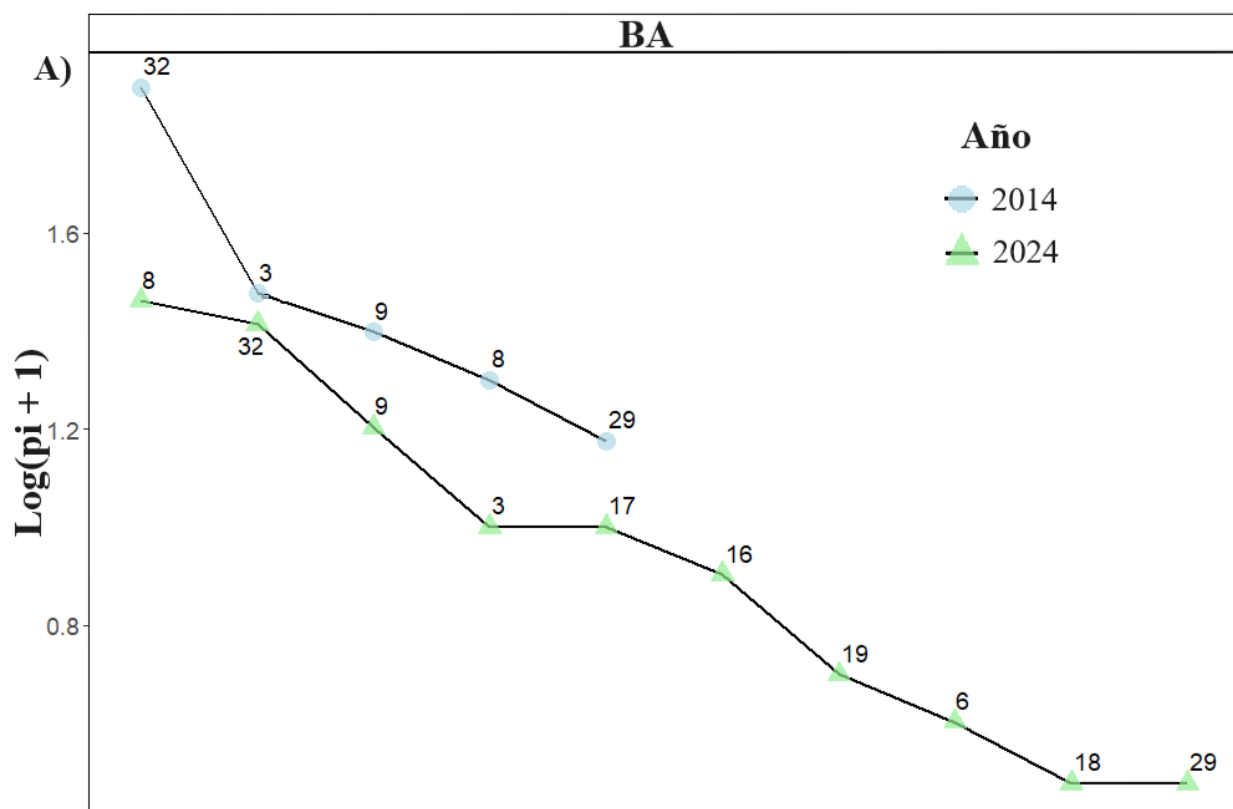


Figura 12. Comparación de la estructura y riqueza de anfibios del bioma de bosque andino (BA) en el año 2014 vs 2024. A) Curva de rango- abundancia de especies presentes, B) Grafico comparativo de cajas y bigotes entre las abundancias de las especies presentes en cada periodo de tiempo, bajo el criterio de la prueba de Kruskal Wallis. Los códigos correspondientes a cada especie se encuentran descritos en el anexo 1 y 5.

Los cambios en la cobertura vegetal presentan aparente relación con la abundancia y la riqueza de especies, de manera que, se sugiere una relación directa y significativa donde, entre mayor pérdida de cobertura presentan los biomas de bosque seco y bosque andino, mayores son los cambios en la abundancia y la riqueza de especies (Figura 13.A). Así mismo, se evidencia una relación inversa un poco más débil pero significativa donde, entre mayor es la ganancia de cobertura vegetal en los biomas de bosque seco y andino, menores son los cambios en la abundancia y la riqueza de especies (Figura 13.B).

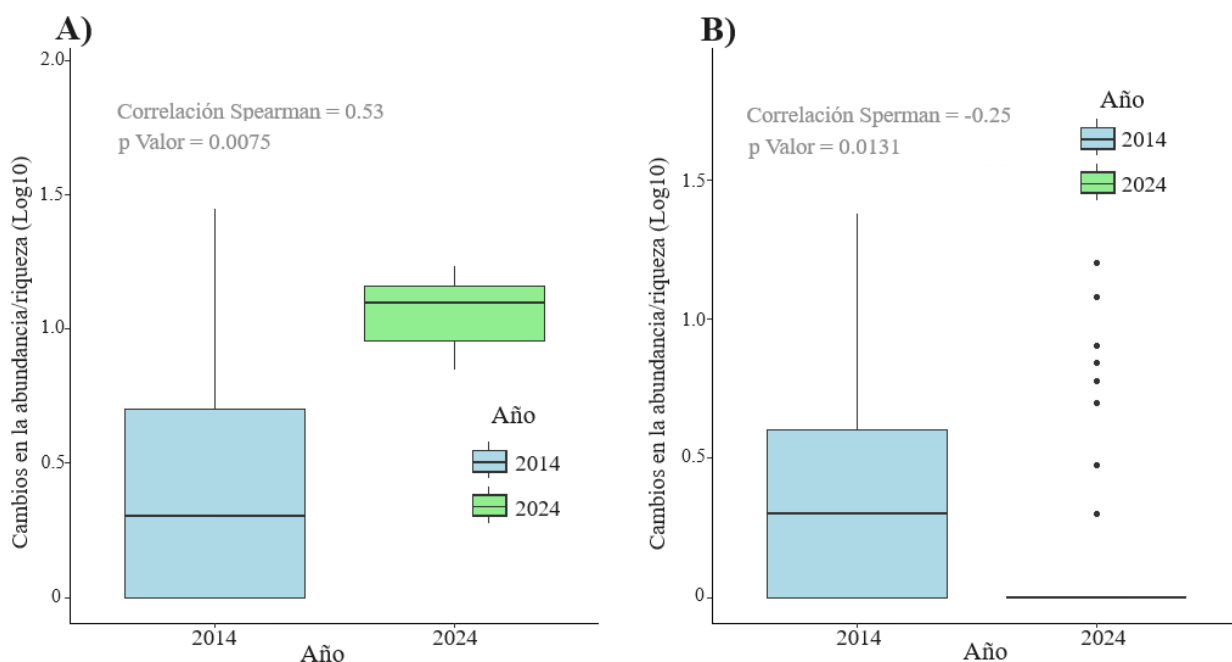


Figura 13. Relación entre los cambios de la cobertura y el comportamiento de la abundancia/riqueza en los biomas de bosque seco y bosque andino en dos periodos de tiempo. A) Grafica de cajas y bigotes de la perdida de cobertura vs abundancia/riqueza, B) Grafica de cajas y bigotes de la ganancia de cobertura vs abundancia/riqueza. La abundancia y la riqueza se ajustaron mediante la equivalencia Log_{10} . La relación se graficó mediante la unión de los dos biomas gracias a que presentaban una relación equivalente.

5.3 **Objetivo 3: Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la cuenca del río Pamplonita**

El análisis de áreas prioritarias para la conservación (Figura 14) sugiere que los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita son potenciales áreas de conservación por su porcentaje de prioridad mayor o igual a 0,7 (70%). Sin embargo, se seleccionan ciertas áreas del bioma de Bosque Altoandino (BAa) como aquel que presenta porcentajes de prioridad superiores al 0.89 (89%), debido a su alto valor de importancia, elevada amenaza y baja representatividad. Así mismo, se identificaron algunas áreas presentes en el Bosque Subandino (BSa) con porcentajes de prioridad superiores al 0,81 (81%), gracias a que se estima un valor alto de importancia, amenaza moderada y baja representatividad.

Entre los biomas que presentan bajos porcentajes de prioridad se encuentra gran parte del territorio de Bosque Seco (BS) con valores cercanos a 0,59 – 0,64 (59%- 64%), este bioma evidencia valores bajos de representatividad e importancia moderada (Figura 14). Sin embargo, al considerarse un bioma altamente amenazado, cuenta a su vez, con algunos fragmentos a priorizar con valores de 0,7 (70%) (Figura 14). Finalmente, el bioma de Páramo presenta zonas con los porcentajes más bajos de prioridad cercano a 0,15 (15%), debido a que, este bioma presenta baja amenaza, bajo o moderado valor de importancia y alta representatividad (Figura 14).

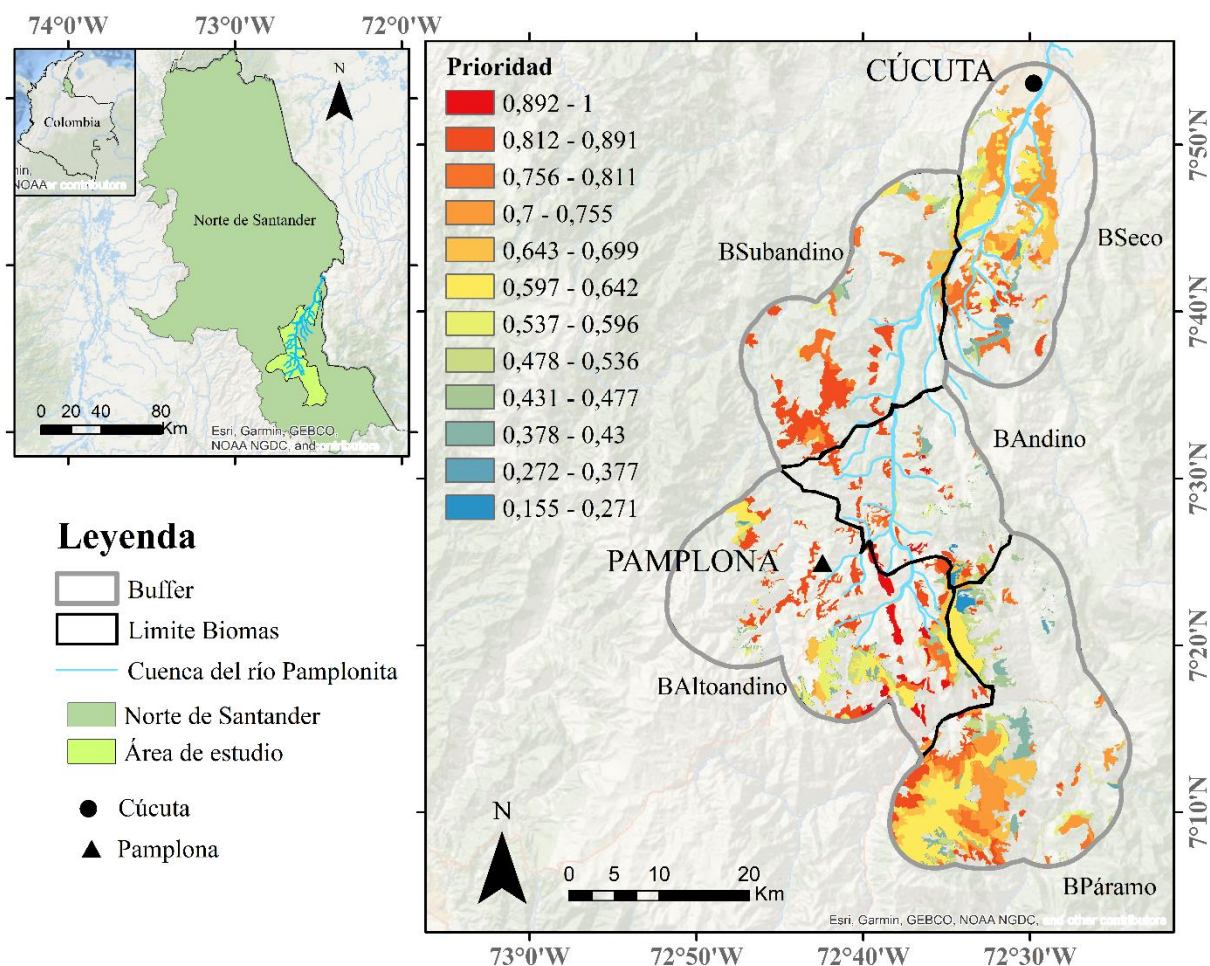


Figura 14. Mapa de áreas propuestas para la conservación de anfibios en cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita. Bajo criterios de acceso humano (Anexo 6), representatividad regional (Anexo 7), representatividad nacional (Anexo 8), remanencia (Anexo 9) y amenaza (Anexo 10).

La propuesta de áreas con mayor porcentaje de prioridad permitió a su vez, identificar los biomas que disponen valores altos en los criterios básicos, entre los que destaca el bosque seco evidenciando valores cercanos a 1 (100%) de facilidad de acceso humano, y las zonas altas del bosque altoandino y páramo con valores cercanos a 0 (0%) como aquellas de difícil acceso humano, sin embargo, se contempla la cuenca en casi su totalidad como un área de fácil acceso

con valores superiores o iguales al 0,8 (80%) (Anexo 6). En términos de representatividad regional (Anexo 7) y nacional (Anexo 8), destaca casi todo el territorio de la cuenca por presentar valores cercanos a 0 (0%) o nula representatividad, exceptuando algunos pequeños fragmentos del bosque seco, altoandino y de páramo. Finalmente, los criterios de remanencia (Anexo 9) y amenaza (Anexo 10) se solapan, indicando que los biomas mayormente amenazados son aquellos que presentan menor remanencia, entre los que destaca el bosque seco y el páramo con ciertas zonas del bosque altoandino.

6. Discusión

Colombia es un país con numerosas especies de anfibios, en las cuales, ha sido ampliamente estudiado y publicado aspectos importantes de su historia natural, distribución geográfica, sistemática y taxonomía (Urbina-Cardona et al., 2023). Sin embargo, en la actualidad se reconocen grandes vacíos en el conocimiento del grupo, exponiendo la necesidad de estudios que monitoreen las especies de anfibios a largo plazo y que abarquen la mayor área posible con listados claros de las especies locales, singularidades que se contemplan en este estudio (Urbina-Cardona et al., 2023). Pese al auge actual de investigación en Colombia, a excepción de este trabajo no se han reportado estudios amplios que monitoreen a este grupo en gradientes altitudinales extensos, donde se integren los biomas de bosque seco, subandino, andino, altoandino y páramo dentro de una misma vertiente (Acosta-Galvis, 2012; Bernal et al., 2017; Méndez-Narváez, 2014; Rojas-Morales & González-Carvajal, 2024; Urbina-Cardona et al., 2023).

Esta investigación permitió constatar que los géneros más abundantes y con un mayor número de especies representativas en las zonas altas de los bosques andinos es *Pristimantis*, posiblemente atribuido a que, su naturaleza de desarrollo directo junto con su singular

termorregulación constituye algunas de las estrategias que persisten frente a sus estrictas condiciones de hábitat (Carvajalino-Fernández et al., 2011; Lynch & Suárez-Mayorga, 2002; Navas, 1999). Mientras que, en zonas bajas, los géneros que cumplen esta condición de abundancia y representatividad son más numerosos incluyendo a *Leptodactylus*, *Dendropsophus* y *Rhinella*, esto debido a la posibilidad de exhibir números modos y periodos fijos de reproducción gracias a su estadía en hábitats con condiciones más estables (Figura 4) (Duellman & Trueb, 1994; Pough et al., 2016; Vargas-Salinas et al., 2019).

6.1 Objetivo 1: Diversidad taxonómica alfa y beta en la cuenca del río Pamplonita

Concordando con estudios previos para el sitio y para el grupo taxonómico, las curvas de rango- abundancia señalan que dentro del gradiente altitudinal de los cinco biomas de la cuenca de río Pamplonita la estructura de las abundancias posee un comportamiento definido por la presencia de especies dominantes y especies poco comunes con diferentes proporciones en cada bioma (Figura 5 y 6) (Beltrones, 2005; Cadavid et al., 2005; Margalef, 1951). Esto como resultado de la condición que poseen las especies dominantes para verse favorecidas por las características del hábitat y su naturaleza, que en la mayoría de los escenarios contemplan ciclos reproductivos consecutivos y puestas numerosas (Duellman & Trueb, 1994; Whiles et al., 2006). Dicha condición no la disponen las especies poco comunes, puesto que, éstas necesitan características específicas en el hábitat para mantener sus poblaciones, sumado a eventos reproductivos poco frecuentes y puestas poco numerosas (Duellman & Trueb, 1994; Whiles et al., 2006).

Entre las especies dominantes destacan *Boana platanera* y *Engystomops postulosus* como aquellas comúnmente reportadas con mayor abundancia en las zonas bajas de bosque seco y bosque subandino (Armesto et al., 2008; Bernal-González, 2014; Peña et al., 2010; Sáenz-Jiménez,

2010). Así mismo, en gradientes de elevación media destaca *Hyloscirtus platydactylus* al no frecuentar como especie dominante en los bosques andinos (Romero & Lynch, 2012; Yáñez-Muñoz, 2007). Al aumentar la elevación, las especies dominantes cambian destacando a *Dendropsophus molitor* y *Pristimantis cf. anorilex* como aquellas comúnmente reportadas con mayor abundancia en áreas intervenidas y conservadas, respectivamente, de las zonas altas de bosque altoandino y páramo (Figura 5) (Acevedo et al., 2016, 2018; Acosta & Ardila, 2000; Méndez-Narváez, 2014).

En términos del número efectivo de especies, la diversidad del orden orden q_0 (Figura 7) se ajusta a los registros previos en gradientes altitudinales cercanos. En el bosque seco, se ha reportado un amplio número de especies de anfibios, y en este estudio se reconocieron 14 especies, lo cual concuerda con estudios anteriores (Armesto et al., 2008; Peña et al., 2010; Vargas-Salinas et al., 2019; Yandi et al., 2016). En el bioma de bosque subandino, los reportes indican la presencia de hasta 21 especies de anfibios, mientras que en este estudio se encontraron 16 especies, lo que también es coherente con la literatura existente (Armesto et al., 2008; Martínez et al., 2014). El bosque andino registra diversidades de hasta 15 especies efectivas; en este estudio, se observaron 10 especies, lo que se alinea con otros estudios realizados en la región (Gutiérrez-Lamus et al., 2021; Romero & Lynch, 2012). Por otro lado, los biomas de bosque altoandino y páramo presentan un número de especies similar, comprendido entre 4 y 6 especies efectivas. En este estudio, se reconocieron 4 especies en el bosque altoandino y 5 especies en el páramo, resultados que coinciden con estudios previos (Acevedo et al., 2016, 2018; Acosta & Ardila, 2000).

Al evaluar la diversidad bajo los órdenes q_1 y q_2 en los cinco biomas, se evidencia una reducción en las especies efectivas comunes y dominantes respecto al orden q_0 . Este comportamiento se debe a que las abundancias de todas las especies no son equitativas, considerando que algunas son más

frecuentes que otras (Fedor & Zvaríková, 2019; Hayek, 1994). Sin embargo, se reconoce que el valor de diversidad de las especies comunes (q_1) es igual o cercano al valor de las especies dominantes (q_2), validando que, dentro de las poblaciones de anfibios de los cinco biomas, las especies se reparten principalmente en comunes y dominantes, siendo poco habitual el registro de especies raras (Avolio et al., 2019; Fedor & Zvaríková, 2019).

Los resultados también revelan una variación en la diversidad conforme cambia el gradiente altitudinal, consolidando la hipótesis de que los valores de diversidad tienden a disminuir conforme se incrementa la elevación de los biomas (Figura 7) (Bernal & Lynch, 2008; Lynch, 1986). A diferencia de los biomas de altas montañas, el bosque seco y el bosque andino poseen una estructura y composición de vegetación, así como matrices del paisaje más complejas, proporcionando una gran cantidad de escenarios para la adaptación de un amplio número de especies (Díaz-Pérez et al., 2019). No obstante, al comparar los biomas de bosque seco/bosque subandino y bosque altoandino/páramo por separado, los valores de diversidad no se ajustan completamente a esta hipótesis. Esto puede deberse a que el gradiente altitudinal entre estos biomas es cercano y continuo (Tabla 1) (Acevedo et al., 2018; Urbina-Cardona, 2011).

La mayor diversidad en el bosque subandino respecto al bosque seco se puede atribuir a su condición de bioma transicional, que, junto a perturbaciones moderadas, puede ofrecer un ambiente de coexistencia adecuado y heterogéneo para albergar un mayor número de especies en comparación con hábitats más conservados (Bernal & Lynch, 2008; Macip-Ríos & Muñoz-Alonso, 2008).

Reforzando esta idea de cercanía altitudinal entre ciertos biomas, los análisis de disimilitud de Bray-Curtis y Jaccard agrupan el bosque seco/bosque subandino y el bosque altoandino/páramo en tres grupos diferentes, aislando completamente el bioma de bosque andino (Figura 8.A, B)

(Bernal & Lynch, 2008; Urbina-Cardona, 2011). Esto se debe a que el recambio de especies entre el bosque seco y el bosque subandino es alto (80%), ya que estos biomas comparten un número significativo de especies, como es el caso de *Boana platanera* y otras especies que poseen una distribución altitudinal hasta los 2400 msnm (Ghalambor et al., 2006; Urbina-Cardona et al., 2023). Entre el bosque altoandino y el páramo, el recambio disminuye (30%), compartiendo una o dos especies entre biomas con un gradiente altitudinal cercano, siendo *Dendropsophus molitor* una de las especies más comunes debido a su distribución hasta los 4200 msnm (Bernal & Lynch, 2008; Urbina-Cardona et al., 2023).

En contraste, el número de especies compartidas entre el bioma de bosque andino y los demás es bajo (6%), limitándose a la presencia de una especie. Esto se debe a la diferencia en el gradiente que separa a este bioma de los otros y la presencia de especies exclusivas con distribuciones más reducidas, como es el caso de *Centrolene daidalea* y algunas otras que se limitan entre los 1500 y 2000 msnm (Bernal & Lynch, 2008; Daza-R & Barrientos, 2005).

A pesar de que ciertos biomas evidencian altos porcentajes de especies compartidas y un claro solapamiento, no se identificaron eventos de anidamiento (Figura 8.D). Posiblemente debido a que, la presencia de ciertas especies depende de los rangos de elevación y al compararse biomas en un gradiente altitudinal una de las condiciones es el cambio de esta variable, permitiendo la aparición de por lo menos una especie diferente, evitando que un bioma contuviera en su totalidad la diversidad de otro (Calderón-Patrón & Moreno, 2019; Navas, 2006).

6.2 Objetivo 2: Cambios en la cobertura vegetal y su relación con las poblaciones de anfibios en la cuenca del río Pamplonita

En Colombia, la reducción de cobertura vegetal se atribuye en casi su totalidad a las actividades antrópicas. Sin embargo, cada departamento pierde cobertura debido a diferentes actividades relacionadas con la producción (Garcia, 2012; Global Forest Watch, 2023). En el caso del departamento de Norte de Santander, la pérdida de cobertura vegetal del 8% en los últimos 10 años y del 1% anual (Figura 9), se podría atribuir a actividades agrícolas, destacándose la siembra de café, cacao, palma de aceite y cultivos ilícitos, seguidas por la ganadería de engorde y lechera (IGAC, 2012; Restrepo, 2020; WWF, 2012). Esta situación convierte al departamento en uno de los que evidencian mayores cambios negativos en la cobertura vegetal (Garcia, 2012).

En este contexto, uno de los eventos más importantes a escala nacional en los últimos años fue el establecimiento de un plan de restauración de áreas degradadas ((Aguilar-Garavito & Ramírez, 2016; Molina-Murillo et al., 2017). Acciones como estas han permitido que departamentos como Norte de Santander registren cambios positivos en la cobertura vegetal, con ganancias cercanas al 1% en los últimos 10 años y 0.1% anual (Figura 10) (Aguilar-Garavito & Ramírez, 2016; Molina-Murillo et al., 2017). Si bien la recuperación de bosques alcanza con dificultad la octava parte de lo que se ha perdido, sumada a otras estrategias, incluyendo el establecimiento de áreas protegidas, podría representar un aporte considerable a la mejora de la cobertura vegetal del departamento (Aguilar-Garavito & Ramírez, 2016).

Los biomas que limitan la cuenca del río Pamplonita y abarcan gradientes altitudinales entre los 500 y los 2500 msnm, como el bosque seco y el bosque andino, son los que mayor intervención por actividades antrópicas presentan y, en consecuencia, mayor pérdida de cobertura vegetal, con una reducción de hasta 246 hectáreas en los últimos 10 años (Anexo 4) (POMCA,

2014b). La explotación de la tierra y el uso del suelo en estos biomas incluye cultivos de café y maíz, ganadería en el bosque seco y minería de carbón en el bosque andino (IGAC, 2012; POMCA, 2014a).

Los biomas de bosque seco y bosque andino no solo han presentado cambios en la cobertura vegetal, sino también variaciones en la estructura de las abundancias y el número de especies asociadas a estos biomas en un periodo de 10 años. Esta información es fundamental para la categorización inicial y la actualización del estado de amenaza de las especies más vulnerables y aquellas con datos insuficientes, como *Scinax manriquei*, *Tachiramantis lentiginosus* y *Aromobates cf saltuensis*, entre otras (AArk, 2023; IUCN, 2020, 2021b, 2022a).

En el bosque seco, las especies *Dendropsophus microcephalus*, *Leptodactylus colombiensis* y *Leptodactylus poecilochilus* han registrado un aumento en sus abundancias, sugiriendo el establecimiento de poblaciones más numerosas en especies generalistas que habitan áreas intervenidas (Figura 11) (Klaus & Noss, 2016; Ortiz-Acosta, 2022; Pérez & Kimberly, 2016). En el bosque andino, las especies *Centrolene daidalea*, *Scinax manriquei* y *Tachiramantis lentiginosus* han registrado una disminución en sus abundancias, implicando la reducción de las poblaciones de estas especies especialistas que habitan áreas de bosque conservado (Figura 12) (Klaus & Noss, 2016; Martínez et al., 2014; Peña et al., 2010). Actualmente, la minería es una de las principales amenazas para los anfibios, constituyendo una presión mayor para el género *Centrolene* debido a la contaminación de afluentes de agua por vertimiento de residuos minerales (IUCN, 2023a; Martínez et al., 2014; Noguera, 2015).

La presencia de algunas especies también ha cambiado con el tiempo. En el bosque seco, no se registró nuevamente la especie *Aromobates cf saltuensis*, previamente asociada a zonas aledañas a explotación minera en el bosque seco de Cúcuta (Martínez et al., 2014), pero en su lugar

se encontró la especie *Dendropsophus minutus*. La primera habita en bosques con cobertura vegetal densa y bajo grado de intervención, mientras que la segunda ocupa áreas sin o con escasa cobertura vegetal dentro de zonas intervenidas (Angarita-Sierra et al., 2013; Barrio-Amorós & Santos, 2012). El bioma de bosque andino también registró la presencia de *Dendropsophus molitor*, una especie no reportada previamente para la zona, caracterizada por ocupar estanques y lagunas intervenidas con vegetación herbácea y condiciones de hábitat muy variables (Suárez, 2021). Estos cambios indican que los hábitats están siendo modificados considerablemente, obligando a las especies más sensibles a desplazarse y siendo reemplazadas por especies más tolerantes (Urbina-Cardona, 2011).

Los cambios en la cobertura vegetal presentan una relación aparente con la abundancia y la riqueza de especies, afianzando la hipótesis de que, cuanto mayor es la pérdida de cobertura vegetal en los biomas de bosque seco y bosque andino, mayores son los cambios en la abundancia y la riqueza de especies (Figura 13.A) (Cushman, 2006; Thompson & Donnelly, 2018). Cambios en la cobertura vegetal podrían modificar aspectos importantes del hábitat, como la disponibilidad de recursos y la conectividad de las poblaciones, además de generar áreas más expuestas que favorecen la variabilidad de la humedad y la temperatura, claves para la supervivencia de este grupo (Cushman, 2006; Thompson & Donnelly, 2018). Por otro lado, se establece el comportamiento opuesto: cuanto mayor es la ganancia de cobertura vegetal en los biomas de bosque seco y andino, menores son los cambios en la abundancia y la riqueza de especies (Figura 13.B) (Cushman, 2006; Thompson & Donnelly, 2018). Esto se debe a la presencia de áreas con mayor disponibilidad de recursos y la protección de elementos importantes del paisaje, como los cuerpos de agua (Bernal & Lynch, 2008).

6.3 Objetivo 3: Áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la cuenca del río Pamplonita

Norte de Santander es uno de los departamentos con menor cantidad de áreas protegidas en Colombia, con tan solo 16, lo cual representa aproximadamente una cuarta parte de las áreas protegidas en comparación con departamentos como Santander y Cesar (RUNAP, 2024). Por tal motivo, se propone la cuenca del río Pamplonita como una zona importante para la selección de áreas prioritarias en Norte de Santander, utilizando como grupo de monitoreo a las especies de anfibios (Figura 14) (Castaño-Villa, 2005; Ríos-Franco et al., 2013). Entre los criterios más robustos considerados para esta propuesta se encuentra la representatividad a escala regional (Anexo 7) y nacional (Anexo 8), con valores nulos cercanos a cero. Las áreas protegidas más cercanas son el Distrito Regional de Manejo Integrado Bosque Seco Tropical Pozo Azul a nivel regional y el Parque Nacional Natural El Tamá a nivel nacional, pero ninguna de estas se encuentra dentro de los límites de la cuenca (Castaño-Villa, 2005; WDPA, 2024a).

Aunque el enfoque de esta propuesta se basa en los valores actuales de diversidad de anfibios, es posible aplicarla a cualquier otro grupo taxonómico, gracias a que los criterios integrados afectan la presencia de un amplio abanico de taxones (Castaño-Villa, 2005; Ríos-Franco et al., 2013). Entre estos criterios destacan el acceso humano (Anexo 6), la remanencia (Anexo 9) y la amenaza (Anexo 10), condiciones que, en su máxima expresión, influyen en los cambios de la riqueza de especies (Castaño-Villa, 2005; Ríos-Franco et al., 2013). Y en el caso de cuenca se dichos criterios se ven modificados con el tiempo por la formulación proyectos viales de infraestructura que incluyen dentro de su zona de influencia los biomas contemplados en este trabajo (Sacyr, 2017).

La inclusión de un grupo vulnerable y adecuado bioindicador de la condición de los ecosistemas, como lo son los anfibios, permite establecer cuáles biomas requieren mayor urgencia de priorización. Estos biomas son el bosque subandino, el bosque altoandino y parches de bosque seco, donde predomina la fragmentación del hábitat debido a la tala excesiva de árboles para la producción agrícola y ganadera, además de proyectos viales de alto impacto como la doble calzada Pamplona-Cúcuta (Sacyr, 2017). Algunos informes indican que cerca del 35% de estos biomas se encuentran en condiciones de tala por estos motivos (Alcaldía de Pamplona, 2016; Alcaldía de Pamplonita, 2002; Mejía et al., 2020). El bioma de bosque andino, aunque tiene una menor proporción de área a priorizar, alberga especies con un alto grado de amenaza y poblaciones restringidas, como *Tachiramantis lentiginosus* (EN, en peligro), *Hyloscirtus platydactylus* (VU, vulnerable) y *Scinax manriquei* (NT, casi amenazado) (IUCN, 2020, 2021a, 2021b).

También es importante resaltar que, aunque los biomas de bosque seco en casi su totalidad y de páramo no alcanzan los valores de prioridad de 0.7 (70%), esto podría deberse a que el bosque seco posee cierta representatividad regional (Anexo 7) con la presencia cercana del DRMI Pozo Azul. Mientras el páramo, presenta amplias zonas de difícil acceso (Anexo 6) (PNNC, 2024). Sin embargo, aun cuando estos valores de prioridad menores, los biomas de bosque seco y páramo son aquellos en los que se ha estimado mayor pérdida de bosques y vegetación primaria (Aide et al., 2013; Calderón-Caro & Benavides, 2022). A su vez, estos biomas se incluyen dentro las áreas con mayor actividad minera en Colombia y Norte de Santander (ANM, 2023; Instituto Alexander Von Humboldt, 2021; Rincón, 2015). Implicaciones como las anteriores podrían conducir a la transformación prolongada de estos biomas y con el tiempo aumentar considerablemente los valores de prioridad (Castaño-Villa, 2005; Instituto Alexander Von Humboldt, 2021). Por tal motivo, aunque no se estime en ellos prioridad máxima, es indispensable incluirlos dentro de

consideraciones futuras de conservación para el departamento, siendo ideal la priorización de la cuenca del río Pamplonita en casi su totalidad.

El establecimiento de áreas prioritarias basadas en criterios de diversidad en zonas con baja representatividad favorece a las especies amenazadas, incluyéndolas en mayor proporción dentro de límites que con el tiempo no se degradarán ni fragmentarán, protegiendo así sus poblaciones (Urbina-Cardona & Loyola, 2008). Además, considerar características importantes del paisaje permite no solo proteger las áreas donde se encuentran las especies, sino también seleccionar áreas que favorezcan al grupo, manteniendo bajo protección cuencas hidrográficas y bosques conservados (MacKinnon et al., 2008).

Integrar los anfibios como especies sombrilla apoya la propuesta de nuevas áreas de conservación, lo que podría beneficiar a otras especies cohabitantes de estas zonas. Ejemplos de esto son la Reserva ProAves Ranita Dorada y la Reserva ProAves El Dorado, donde la presencia de especies de anfibios carismáticas en grave estado de amenaza ha favorecido a múltiples especies de otros taxones (ASG, 2009; Ospina-Céspedes et al., 2023; Ranita Dorada ProAves Reserve, 2008). Esta propuesta constituye un importante aporte a la conservación del grupo en el departamento de Norte de Santander, que por años ha necesitado la integración de valores de diversidad en el modelado de áreas prioritarias (Acevedo et al., 2016; Urbina-Cardona et al., 2023).

7. Conclusiones

El comportamiento de los valores de diversidad en los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita respaldó el supuesto que sugiere, la disminución en el número efectivo de especies observadas a media que se asciende en un gradiente altitudinal. Además, validó la presencia de especies compartidas entre biomas con gradientes de elevación cercanos y/o continuos.

El cambio en la cobertura vegetal evidenció ser una variable importante que intervine en la modificación positiva de la estructura y la riqueza de especies tolerantes, y la modificación negativa de la estructura y la riqueza de especies sensibles. Conduciendo a aumentos en el cambio de las abundancias y la riqueza conforme se pierde cobertura, y a la disminución en el cambio de abundancias y la riqueza conforme se recupera cobertura.

Se reconoció la necesidad del establecimiento de áreas prioritarias en el departamento de Norte de Santander, donde la cuenca del río Pamplonita es un candidato ideal por su baja representatividad y alta diversidad, además de, contener especies en alto grado de amenaza según los criterios de la IUCN. Así mismo, se identificó el potencial del grupo de anfibios como bioindicadores y especies pilares para la propuesta de áreas protegidas.

8. Referencias

- AArk, A. A. (2023). Amphibian Ark Annual Report 2022.
- Acevedo, A. A., Sanguino, O. A., Quiñónez, C. A. O., Solano, L., Espinel, M. M. A., Cabrera, J. A., & Sarmiento, D. A. C. (2018). Riqueza potencial de las especies de ranas y mariposas diurnas en tres unidades biogeograficas del nororiente de Colombia: implicaciones para la conservacion. *Revista Acta Biologica Colombiana*, 23(2), 151-163.
- Acevedo, A. A., Armesto, O., & Palma, R. E. (2020). Two new species of *Pristimantis* (Anura: Craugastoridae) with notes on the distribution of the genus in northeastern Colombia. *Zootaxa*, 4750(4), 499-523.
- Acevedo, A. A., Franco, R., & Carrero, D. A. (2016). Diversity of Andean amphibians of the Tamá National Natural Park in Colombia: a survey for the presence of *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Animal biodiversity and conservation*, 39(1), 1-10.
- Acevedo, A. A., Silva, K. L., Franco, R., & Lizcano, D. J. (2011). Distribución, historia natural y conservación de una rana marsupial poco conocida, *Gastrotheca helenae* (Anura: Hemiphractidae), en el Parque Nacional Natural Tamá, Colombia. Boletín Científico. Centro de Museos. *Museo de Historia Natural*, 15(1), 68-74.
- Acevedo, A. A., Wake, D. B., Marquez, R., Silva, K., Franco, R., & Amezquita, A. (2013). Two new species of salamanders, genus *Bolitoglossa* (Amphibia: Plethodontidae), from the eastern Colombian Andes. *Zootaxa*, 3609(1), 069-084.
- Acevedo, A. A., Martínez, M., Armesto, L. O., Solano, L., Silva, K., & Lizcano, D. (2016). Detection of *Batrachochytrium dendrobatidis* in amphibians from Northeastern Colombia. *Herpetological Review*, 47(2), 220-226.

Acosta, A., & Ardila, M. (2000). Colombia diversidad biótica III: la región de vida paramuna. *Universidad Nacional de Colombia*.

Acosta-Galvis, A. R. (2012). Anfibios de los enclaves secos en la ecorregión de La Tatacoa y su área de influencia, alto Magdalena, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 182–255.

Acosta-Galvis, A. R. (2000). Ranas, salamandras y caecilias (Tetrapoda: Amphibia) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1(3), 289–319.

Acosta-Galvis, A. R. (2024). Lista y Mapas de Distribución Anfibios Colombia. BATRACHIA.

Acosta-Ortiz, J. M. (2022). Evaluación preliminar de la relación entre el tamaño corporal y la amplitud de nicho de la familia Leptodactylidae (Amphibia: anura), en dos localidades del departamento de Casanare, Colombia. *UNIVERSIDAD DE LOS LLANOS*.

Adler, P. B., White, E. P., Lauenroth, W. K., Kaufman, D. M., Rassweiler, A., & Rusak, J. A. (2005). Evidence for a general species–time–area relationship. *Ecology*, 86(8), 2032–2039.

Aguilar-Garavito, M., & Ramírez-Hernández, W. (2016). Fundamentos y consideraciones generales sobre restauración ecológica para Colombia. *Biodiversidad en la Práctica*, 1, 147–176.

Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., & Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271.

Albornoz-Espinel, M. M., Cáceres-Martínez, C. H., & Acevedo, A. A. (2017). Protected areas assessment for the conservation of threatened amphibians in the Cordillera Oriental of Colombia. *Herpetology Notes*, 10, 685–696.

Alcaldía de Pamplona. (2016). Plan institucional de gestión ambiental.

Alcaldía de Pamplonita. (2002). Esquema de ordenamiento territorial-Municipio de Pamplonita.

Andrade, G., Corzo, G. (2011). Qué y donde conservar. Bogotá DC: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Angarita-Sierra, T., Anganoy-Criollo, M., Ospina-Sarria, J. J., Pedroza-Banda, R., Lynch, J. D., & ONG, Y. (2013). Guía de campo de los anfibios y reptiles del departamento de Casanare-Colombia. *Instituto de Estudios Orinocenses*.

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.

ANM. (2023). ¿Cómo está distribuida la minería en Colombia?. Agencia Nacional de Minería

Antonelli, A. (2022). The rise and fall of Neotropical biodiversity. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 199(1), 8-24.

Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological conservation*, 113(2), 245-256.

Armesto, O., Esteban, J. B., & Torrado, R. (2010). Fauna de anfibios del municipio de Cúcuta, Norte de Santander, Colombia. *Herpetotropicos*, 5(1), 57–64.

ASA, A. S. A. (2020). Conservación de anfibios en Colombia por ProAves. Amphibian Survival Alliance.

ASG, A. S. G. S. (2009). New Amphibian Reserve launched in Colombia. Froglog.

Avolio, M. L., Forrestel, E. J., Chang, C. C., La Pierre, K. J., Burghardt, K. T., & Smith, M. D. (2019). Demystifying dominant species. *New Phytologist*, 223(3), 1106-1126.

Baldwin-Cantello, H. (2023). The Forest Pathways Report WWF 2023| Executive Summary.

Barrio-Amorós, C. L., & Santos, J. C. (2012). A phylogeny for Aromobates (Anura: Dendrobatidae) with description of three new species from the Andes of Venezuela, taxonomic comments on Aromobates saltuensis, A. inflexus, and notes on the conservation status of the genus. *Zootaxa*, 3422(1), 1-31.

Basanta, M. D. (2019). Ecología y evolución de enfermedades emergentes en anfibios: una revisión de ranavirus y quitridiomycosis. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 2(1), 9-25.

Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6), 552-557.

Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., & Prado, P. I. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857), 1775-1777.

Becker, C. G., Rodriguez, D., Longo, A. V., Toledo, L. F., Lambertini, C., Leite, D. S., ... & Zamudio, K. R. (2016). Deforestation, host community structure, and amphibian disease risk. *Basic and Applied Ecology*, 17(1), 72-80.

Beltrán-Alvarez, S. V. (2023). Malformaciones en anfibios de Latinoamérica: una revisión bibliográfica. *Universidad autónoma del estado de morelos*.

Beltrones, D. A. S. (2017). Una paradoja sobre uniformidad vs. orden y estabilidad en la medida de la diversidad de especies según la teoría de la información. *Ludus vitalis*, 13(24), 83-92.

Bernal, M. H., Páez, C. A., & Vejarano, M. A. (2005). Composición y distribución de los anfibios de la cuenca del río Coello (Tolima), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 27(82), 87-92.

Bernal, M. H., & Lynch, J. D. (2008). Review and analysis of altitudinal distribution of the Andean anurans in Colombia. *Zootaxa*, 1826(1), 1-25.

Bernal-González, V. A. (2014). *Respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles a los cambios en la cobertura del suelo, en localidades del departamento del Cesar-Colombia* (Doctoral dissertation).

Bishop, P. J., Angulo, A., Lewis, J. P., Moore, R. D., Rabb, G. B., & Moreno, J. G. (2012). The Amphibian Extinction Crisis-what will it take to put the action into the Amphibian Conservation Action Plan?. *SAPI EN. S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, (5.2).

Bonilla-Mejía, L. (2016). ¿ Parques de papel?: áreas protegidas y deforestación en Colombia. *Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional y Urbana*; No. 248.

Bosch, J. (2003). Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Munibe*, 16, 56-73.

Bowne, D. R., & Bowers, M. A. (2004). Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape ecology*, 19, 1-20.

Brüning, L. Z., Krieger, M., Meneses-Pelayo, E., Eisenhauer, N., Pinilla, M. P. R., Reu, B., & Ernst, R. (2018). Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. *Agriculture, ecosystems & environment*, 264, 15-23.

Burton, A. (2010). The return of the quagga. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(8), 448.

Cáceres-Andrade, S. P., & Urbina-Cardona, J. N. (2009). Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, departamento del Meta, Colombia. *Caldasia*, 31(1), 175-194.

Cadavid, J., Valencia, C. R., & Gómez, A. (2005). Composición y estructura de anfibios anuros en un transecto altitudinal de los Andes Centrales de Colombia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 7(2), 103-118.

Calderón-Caro, J., & Benavides, A. M. (2022). Deforestation and fragmentation in the most biodiverse areas in the Western Cordillera of Antioquia (Colombia). *Biota colombiana*, 23(1), 942–951

Calderón-Patrón, J. M., Moreno, C. E., & Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879-891.

Calderón-Patrón, J. M., & Moreno, C. (2019). Diversidad beta como disimilitud: su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*, 203-222.

Carvajalino-Fernández, J. M., Gomez, M. A. B., & Navas, C. A. (2011). Freezing risk in tropical high-elevation anurans: an assessment based on the Andean frog *Pristimantis nervicus* (Strobomantidae). *South American Journal of Herpetology*, 6(2), 73-78.

Carvalho, J. C., Cardoso, P., Borges, P. A., Schmera, D., & Podani, J. (2013). Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos*, 122(6), 825-834.

Castaño-Villa, G. J. (2005). Áreas protegidas, criterios para su selección y problemáticas en su conservación. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 10, 79-102.

Chao, A., & Chiu, C. H. (2012). Estimation of species richness and shared species richness. *Methods and applications of statistics in the atmospheric and earth sciences*, 76-111.

Chao, A., Colwell, R. K., Chiu, C. H., & Townsend, D. (2017). Seen once or more than once: Applying Good–Turing theory to estimate species richness using only unique observations and a species list. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10), 1221-1232.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.

Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., Chiu, C. H., & Chao, M. A. (2016). Package ‘SpadeR.’. *Species-richness prediction and diversity estimation with r*.

Collins, S. J., & Fahrig, L. (2017). Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 239, 399-409.

Corn, P. S. (2005). Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(1), 59-67.

CORPONOR. (2010). Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrografica del rio Pamplonita- resumen ejecutivo.

Cortés, A. M., Ramírez-Pinilla, M. P., Suárez, H. A., & Tovar, E. (2008). Edge effects on richness, abundance and diversity of frogs in Andean cloud forest fragments. *South American Journal of Herpetology*, 3(3), 213-222.

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 Science*, 6(6), 749-769.

Cubides, P. I., & Cardona, J. U. (2011). Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Natureza & Conservacao*, 9, 39-46.

Cultid-Medina, C. A., & Escobar, F. (2016). Assessing the ecological response of dung beetles in an agricultural landscape using number of individuals and biomass in diversity measures. *Environmental Entomology*, 45(2), 310-319.

Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, 128(2), 231-240.

Daza-R, J. M., & Barrientos, L. S. (2005). Geographic distribution: *Cochranella daidalea*. *Herpetological Review*, 36(2), 198-199.

Díaz-Pérez, C. N. D., Morales-Puentes, M. E., Leguizamón, P. A. G., Novoa, J. G., & Gómez, J. M. (2019). Vegetación asociada al hábitat de anfibios y reptiles en el bosque seco tropical del Cesar y Magdalena. In *Biología de los anfibios y reptiles en el bosque seco tropical del norte de Colombia* (pp. 25-54). Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

Duellman, W. E. (1997). Amphibians of La Escalera region, southeastern Venezuela: taxonomy, ecology, and biogeography.

Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. JHU press.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.

Duarte Cubides, A. F. (2013). Los Andes como fuente de especiación, una evidencia con ranas de lluvia del género *Pristimantis*.

Fedor, P., & Zvaríková, M. (2019). Biodiversity indices. In *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, 1(2), 337–346.

Fellers, G. M., Green, D. E., & Longcore, J. E. (2001). Oral chytridiomycosis in the mountain yellow-legged frog (*Rana muscosa*). *Copeia*, 2001(4), 945-953.

Franco-Rios, C., & Franco, P. (2011). Aproximación a las prioridades de conservación del Eje Cafetero y el Macizo Colombiano.

Friendly, M. (2002). Corrgrams: Exploratory displays for correlation matrices. *The american statistician*, 56(4), 316-324.

Garcia, H. (2012). Deforestación en Colombia: Retos y perspectivas. *Ministerio de Ambiente Y Desarrollo Sostenible*.

Ghalambor, C. K., Huey, R. B., Martin, P. R., Tewksbury, J. J., & Wang, G. (2006). Are mountain passes higher in the tropics? Janzen's hypothesis revisited. *Integrative and comparative biology*, 46(1), 5-17.

Global Forest Watch. (2023). Colombia Deforestation Rates & Statistics.

González-Hernández, A., & Xochitl, J. (2019). Estudio etnozoológico de anfibios en el estado de México (Master's tesis).

Gotelli, N. J., & Chao, A. (2013). Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling data. *Encyclopedia of biodiversity*, 195-211.

Gutiérrez-Lamus, D. L., Osorno-Muñoz, M., Lynch, J. D., Rances, J., & Portilla, C. (2021). Herpetofauna de la transición andino-amazónica entre los departamentos de Huila y Caquetá, Colombia. *Revista colombia amazónica*.

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., & Townshend, J. R. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), 850-853.

Harfoot, M. B., Johnston, A., Balmford, A., Burgess, N. D., Butchart, S. H., Dias, M. P., & Geldmann, J. (2021). Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. *Nature Ecology & Evolution*, 5(11), 1510-1519.

Hayek, L. A. C. (1994). Analysis of amphibian biodiversity data. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*.

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation*, 13, 207-251.

Hernández-Ordóñez, O., Santos, B. A., Pyron, R. A., Arroyo-Rodríguez, V., Urbina-Cardona, J. N., Martínez-Ramos, M., ... & Reynoso, V. H. (2019). Species sorting and mass effect along forest succession: Evidence from taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of amphibian communities. *Ecology and evolution*, 9(9), 5206-5218.

Herrera, J. M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas*, 20(2-3).

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.

Hoyos-Hoyos, J. M., Isaacs-Cubides, P., Devia, N., Galindo-Urbe, D. M., & Acosta-Galvis, A. R. (2012). An approach to the ecology of the herpetofauna in agroecosystems of the Colombian coffee zone. *South American Journal of Herpetology*, 7(1), 25-34.

Hsieh, T. C., Ma, K., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in ecology and evolution*, 7(12), 1451-1456.

IGAC. (2012). Estudio de los conflictos de uso del territorio colombiano. *Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)*.

IGAC. (2023). Datos Abiertos Cartografía y Geografía | Geoportal. *Instituto Geográfico Agustín Codazzi*.

Instituto Alexander Von Humboldt. (2021). Programa Nacional para la Conservación y Restauración del bosque seco tropical en Colombia.

IUCN. (2020). *Tachiramantis lentiginosus* (Guacharaquita Robber Frog). The IUCN Red List . <https://www.iucnredlist.org/species/56710/85869648>

IUCN. (2021a). *Hyloscirtus platydactylus* (Merida Andes Treefrog). The IUCN Red List . <https://www.iucnredlist.org/species/55607/85903166>

IUCN. (2021b). *Scinax manriquei* (Manrique Snouted Treefrog). The IUCN Red List . <https://www.iucnredlist.org/species/55976/85906645>

IUCN. (2022a). *Aromobates saltuensis* (Forest Rocket Frog). IUCN Red List. <https://www.iucnredlist.org/species/55146/198635169>

IUCN. (2022b). IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/>

IUCN. (2023a). Centrolene- IUCN Red List of Threatened Species. IUCN Red List. <https://www.iucnredlist.org/search/stats?taxonomies=111475&searchType=species>

IUCN, S. A. S. G. (2023b). State of the World's Amphibians: The Second Global Amphibian Assessment. In Synchronicity Earth. Re: Wild.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.

Klaus, J. M., & Noss, R. F. (2016). Specialist and generalist amphibians respond to wetland restoration treatments. *The Journal of Wildlife Management*, 80(6), 1106-1119.

Las Mellizas, F., Ríos-Franco, C. A., Gómez-Hoyos, D., & Franco, P. (2012). Análisis de representatividad ecosistémica, identificación de vacíos y prioridades de conservación en el departamento del Quindío. Armenia: convenio 061. Corporación Autónoma Regional del Quindío, Fundación Las Mellizas. *Wildlife Conservation Society*.

Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution*, 29(2), 107–116.

Li, Y., Cohen, J. M., & Rohr, J. R. (2013). Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology*, 8(2), 145–161.

Lozano, M. T. F., & Van Wyngaarden, W. (2005). *Prioridades de conservación biológica para Colombia*. CSA Mission Society.

Lynch, J. (1986). Origins of the high Andean herpetological fauna. In High Altitude Tropical Biogeography. *Oxford University*, 478–499.

Lynch, J. D. (1999). Ranas pequeñas, la geometría de evolución, y la especiación en los Andes colombianos. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(86), 143-160.

Lynch, J. D., & Suárez-Mayorga, Á. M. (2002). Análisis biogeográfico de los anfibios paramunos/Biogeographic analysis of the amphibian fauna of the paramos. *Caldasia*, 471-480.

Machovina, B., Feeley, K. J., & Ripple, W. J. (2015). Biodiversity conservation: The key is reducing meat consumption. *Science of the Total Environment*, 536, 419-431.

Macip-Ríos, R., & Muñoz-Alonso, A. (2008). Diversidad de lagartijas en cafetales y bosque primario en el Soconusco chiapaneco. *Revista mexicana de biodiversidad*, 79(1), 185-195.

MacKinnon, K., Sobrevila, C., & Hickey, V. (2008). *Biodiversity, climate change, and adaptation: nature-based solutions from the World Bank portfolio* (No. 46726, pp. 1-112). The World Bank.

Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Instituto de Biología Aplicada*, 9, 5–27.

Marsh, D. M., & Pearman, P. B. (1997). Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in an Andean montane forest. *Conservation Biology*, 11(6), 1323-1328.

Martínez, M., Carrero, D., & Acevedo, A. (2014). Diversidad de anfibios en paisajes modificados por el hombre en tres biomas de la cuenca del río pamplonita, Norte de Santander, Colombia. *Universidad de Pamplona*.

Martínez-Ruiz, C., Milder, A. I., López-Marcos, D., Zaldívar, P., & Fernández-Santos, B. (2021). Effect of the forest-mine boundary form on woody colonization and forest expansion in degraded ecosystems. *Forests*, 12(6), 773.

Mayani-Parás, F., Botello, F., Castañeda, S., & Sánchez-Cordero, V. (2019). Impact of habitat loss and mining on the distribution of endemic species of amphibians and reptiles in Mexico. *Diversity*, 11(11), 210.

McGill, R., Tukey, J. W., & Larsen, W. A. (1978). Variations of box plots. *The american statistician*, 32(1), 12-16.

Mejía, S., Mejía, A., Contreras, L., Peña, V., & Suarez, W. (2020). PLAN DE DESARROLLO 2020-2023- Municipio de Pamplonita.

Méndez-Narváez, J. (2014). Diversidad de anfibios y reptiles en hábitats altoandinos y paramunos de la cuenca del río Fúquene, Cundinamarca, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(1).

Merino Viteri, A. R. (2023). Resistencia cutánea a La desecación en dos anuros ecuatorianos: implicaciones de su historia natural.

Molina-Murillo, S. A., Mónica Araya, D., Rica Limpia, C., Rica Gerardo Ávalos-Rodríguez SFS UCR, C., Costa Rica Manuel Guariguata CIFOR-Perú Luko Hilje, U., Rica Arturo Sánchez, C., Bolaños-Cerdas Editorial, R., Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., & Ceccon Manuel Guariguata, E. R. (2017). Planes actuales de restauración ecológica en Latinoamérica: Avances y omisiones. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 1-30.

Navas, C. A. (1999). Biodiversidad de anfibios y reptiles en el páramo: una visión eco-fisiológica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23, S465-S465.

Navas, C. A. (2006). Patterns of distribution of anurans in high Andean tropical elevations: insights from integrating biogeography and evolutionary physiology. *Integrative and comparative Biology*, 46(1), 82-91.

Navas, C. A., & Otani, L. (2007). Physiology, environmental change, and anuran conservation. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 6(2), 83-103.

Newbold, T., Hudson, L. N., Arnell, A. P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., & Purvis, A. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, 353(6296), 288-291.

Nori, J., Lemes, P., Urbina-Cardona, N., Baldo, D., Lescano, J., & Loyola, R. (2015). Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation*, 191, 367-374.

Nori, J., Villalobos, F., & Loyola, R. (2018). Global priority areas for amphibian research. *Journal of Biogeography*, 45(11), 2588-2594.

Oksanen, J., Simpson, G., Guillaume Blanchet, F., & Kind, R. (2023). *Vegan: Community Ecology Package*.

Peña, L., Álvarez, S., & Acevedo, A. (2010). Ensamblajes de anuros como indicadores de perturbación del bosque seco tropical de Cúcuta en Colombia. *Universidad de Pamplona*.

Fonseca Pérez, K. A. (2016). *Uso de microhábitat y dieta de Dendropsophus microcephalus y Scarthyla vigilans (Anura: Hylidae, Hylinae) en la Hacienda La Guáquira, edo. Yaracuy* (Doctoral dissertation).

Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J., Butchart, S. H. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barlow, J., Cerezo, A., Cisneros, L., D'Cruze, N., Faria, D., Hadley, A., Harris, S. M., Klingbeil, B. T., Kormann, U., Lens, L., Medina-Rangel, G. F., ... Ewers, R. M. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551(7679), 187-191.

Pineda-López, R. (2019). *Estimadores de la riqueza de especies (LiberMex)*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Pittman, S. E., Osbourn, M. S., & Semlitsch, R. D. (2014). Movement ecology of amphibians: a missing component for understanding population declines. *Biological Conservation*, 169, 44-53.

PNNC. (2024). RUNAP. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/departamento/933>

POMCA. (2014a). Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca del Río Pamplonita: Tomo IV: Análisis y síntesis.

POMCA. (2014b). Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca del Río Pamplonita- Tomo III: Caracterización y diagnóstico.

Pough, F. H., Andrews, R. M., Crump, M. L., Savitzky, A. H., Wells, K. D., & Brandley, M. C. (2016). *Herpetology*. Sunderland, MA.

Powers, R. P., & Jetz, W. (2019). Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature climate change*, 9(4), 323-329.

PRB. (2023). 2023 world population data sheet. *Population Reference Bureau*.

Puth, M. T., Neuhäuser, M., & Ruxton, G. D. (2015). Effective use of Spearman's and Kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. *Animal Behaviour*, 102, 77-84.

R core team, Baldwin, R. M., Owzar, K., Zembutsu, H., Chhibber, A., Kubo, M., Jiang, C., Watson, D., Eclov, R. J., Mefford, J., McLeod, H. L., Friedman, P. N., Hudis, C. A., Winer, E. P., Jorgenson, E. M., Witte, J. S., Shulman, L. N., Nakamura, Y., Ratain, M. J., & Kroetz, D. L. (2010). R: A language and environment for statistical computing. (No Title), 18(18), 5099–5109.

Ranita Dorada ProAves Reserve. (2008). Ranita Dorada ProAves Reserve. *ProAves*.

Reese, G. C., Wilson, K. R., & Flather, C. H. (2014). Performance of species richness estimators across assemblage types and survey parameters. *Global ecology and biogeography*, 23(5), 585-594.

Restrepo-Sierra, P. E. (2020). Crecimiento de los cultivos ilícitos en el municipio de Tibú, Norte de Santander.

Ribeiro Jr, J. W., Siqueira, T., Brejão, G. L., & Zipkin, E. F. (2018). Effects of agriculture and topography on tropical amphibian species and communities. *Ecological Applications*, 28(6), 1554-1564.

Rincón, L. N. G. (2015). Los páramos en Colombia, un ecosistema en riesgo. *Ingeniare*, (19), 127-136.

Ríos-Franco, C. A., Franco, P., & Forero-Medina, G. (2013). Toolbox para la identificación de áreas prioritarias para la conservación, Modelo SIG dinámico V1.0.

Rojas-Morales, J. A., & Carvajal, J. M. G. (2024). Diversidad y composición de anfibios en el valle del río Cimitarra, sur de la serranía de San Lucas, Colombia. *Biota Colombiana*, 25, 1152-1153.

Romero, H. J., & Lynch, J. D. (2012). Anfibios de la región Caribe. *Rangel-Ch. JO Colombia Diversidad Biótica XII. La Región Caribe de Colombia. Bogotá DC: Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales*, 677-701.

RUNAP. (2024). Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Sacyr. (2017). Doble Calzada Pamplona-Cúcuta, Estudio de Impacto Ambiental.

Sáenz-Jiménez, F. A. (2010). Aproximación a la fauna asociada a los bosques de roble del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque (Boyacá-Santander, Colombia). *Colombia forestal*, 13(2), 299-334.

Salgado, B. E. (Ed.). (2016). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*.

Santos-Barrera, G., & Urbina-Cardona, J. N. (2011). The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(2), 679-687.

Scheele, B. C., Pasmans, F., Skerratt, L. F., Berger, L., Martel, A., Beukema, W., Acevedo, A. A., Burrowes, P. A., Carvalho, T., Catenazzi, A., De La Riva, I., Fisher, M. C., Flechas, S. V., Foster, C. N., Frías-Álvarez, P., Garner, T. W. J., Gratwicke, B., Guayasamin, J. M., Hirschfeld,

M., Canessa, S. (2019). (2019). Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science*, 363(6434), 1459-1463.

Schmera, D., & Podani, J. (2011). Comments on separating components of beta diversity. *Community Ecology*, 12(2), 153-160.

Schneider-Maunoury, L., Lefebvre, V., Ewers, R. M., Medina-Rangel, G. F., Peres, C. A., Somarriba, E., ... & Pfeifer, M. (2016). Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. *Biological Conservation*, 200, 207-215.

Seefeld, K., & Linder, E. (2007). Statistics using R with biological examples. *Durham: University of New Hampshire*.

Serramo- Lopez, L. C. S., de Aguiar Fracasso, M. P., Mesquita, D. O., Palma, A. R. T., & Riul, P. (2012). The relationship between percentage of singletons and sampling effort: a new approach to reduce the bias of richness estimates. *Ecological indicators*, 14(1), 164-169.

SiB. (2023, August 23). SiB Colombia | Biodiversidad en cifras.

Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783-1786.

Suárez, J. E. C. (2021). Microhabitat use of the Savannah Treefrog *Dendropsophus luddeckei* (Anura: Hylidae) in a pasture agro-ecosystem in Villa de Leyva, Colombia. *Herpetology Notes*, 14, 1193-1198.

Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Petrovan, S. O., & Smith, R. K. (2021). *What works in conservation 2020* (p. 794). Open Book Publishers.

Thompson, M. E., & Donnelly, M. A. (2018). Effects of secondary forest succession on amphibians and reptiles: a review and meta-analysis. *Copeia*, 106(1), 10-19.

Urbina-Cardona, J. N. (2011). Gradientes andinos en la diversidad y patrones de endemismo en anfibios y reptiles de Colombia: Posibles respuestas al cambio climático. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 7(1), 74-91.

Urbina-Cardona, J. N., & Loyola, R. D. (2008). Applying niche-based models to predict endangered-hylid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough?. *Tropical Conservation Science*, 1(4), 417-445.

Urbina-Cardona, J. N., Olivares-Pérez, M., & Reynoso, V. H. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological conservation*, 132(1), 61-75.

Urbina-Cardona, N., Acosta, L. S., Camacho-Rozo, C. P., Peña, A. R. A., Arenas-Rodríguez, A., Albarracín-Caro, J. F., ... & Zabala-Forero, F. A. (2023). Producción científica sobre la herpetología en Colombia. *Caldasia*, 45(1), 1-20.

USGCRP. (2018). Fourth National Climate Assessment.

Vanegas-Guerrero, J., Fernandez, C., Buitrago-Gonzalez, W., & Vargas-Salinas, F. (2016). Urban Remnant Forests Are They Important for Herpetofaunal Conservation in the Central Andes of Colombia . *Herpetological Review*, 47(2), 180–185.

Ospina-Céspedes, V., Caicedo-Cárdenas, Y., & Bernal-Bautista, M. (2023). Biología y Conservación de la Rana Venenosa *Andinobates dorisswansonae*. *Conservación Colombiana*, 28(1).

Salinas, F. V., Sierra, T. A., Ospina, A., Úsuga, A. R., & Solano, L. A. R. (2019). Comunicación y ecología reproductiva. In *Biología de los Anfibios y Reptiles en el bosque seco tropical del norte de Colombia* (pp. 249-296). Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

WCS, W. C. (2023). Anfibios. WCS Colombia. <https://colombia.wcs.org/es-es/Especies/Anfibios.aspx>

WDPA. (2024a). Explore the World's Protected Areas- Report. Protected Planet .

WDPA. (2024b). Protected Area Profile for Colombia from the World Database on Protected Areas.

Whiles, M. R., Lips, K. R., Pringle, C. M., Kilham, S. S., Bixby, R. J., Brenes, R., ... & Peterson, S. (2006). The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(1), 27-34.

Whittaker, R. H. (1965). Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, 147(3655), 250-260.

Wickham, H. (2016). ggplot2. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>

Wren, S., Borzée, A., Marcec-Greaves, R., & Angulo, A. (2022). The Amphibian Conservation Action Plan (ACAP): a status review and roadmap for global amphibian conservation. *Preprint ed.*

WWF, C. (2012). Una mirada a la agricultura de Colombia desde su Huella Hídrica.

Yáñez-Muñoz, M. (2007). Anfibios y reptiles. In *Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales*.

Yandi, C. E. B., Díaz, M. A. G., Figueroa, A. G., Trujillo, D. A. V., & García, W. B. (2016). Ensamblaje de anfibios presentes en un bosque seco y en sistemas productivos, Valle Medio del Magdalena, Victoria y La Dorada, Caldas, Colombia. *Revista de Ciencias*, 20(2), 13-13.

Zvoleff, A., & Cooper, M. (2023). Package ‘gfcanalysis.’ CRAN.

9. Anexos

Anexo 1.

Registro taxonómico de especies encontradas en la cuenca del río Pamplonita año 2024.

Orden	Familia	Genero	Código	Especie	n
ANURA	Aromobatidae	<i>Aromobates</i>	1	<i>Aromobates cf saltuensis</i>	19
	Hylidae	<i>Boana</i>	2	<i>Boana platanera</i>	38
	Centrolenidae	<i>Centrolene</i>	3	<i>Centrolene daidalea</i>	9
	Hylidae	<i>Dendropsophus</i>	4	<i>Dendropsophus microcephalus</i>	22
			5	<i>Dendropsophus minutus</i>	9
			6	<i>Dendropsophus molitor</i>	41
	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	7	<i>Engystomops postulosus</i>	23
	Hylidae	<i>Hyloscirtus</i>	8	<i>Hyloscirtus platydactylus</i>	28
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	9	<i>Leptodactylus colombiensis</i>	65
			10	<i>Leptodactylus poecilochilus</i>	16
			11	<i>Leptodactylus sp1</i>	2
	Raniedae	<i>Lithobates</i>	12	<i>Lithobates palmipes</i>	13
	Leptodactylidae	<i>Lithodytes</i>	13	<i>Lithodytes lineatus</i>	13
	Hylidae	<i>Phyllomedusa</i>	14	<i>Phyllomedusa venusta</i>	19
	Strabomantidae	<i>Pristimantis</i>	15	<i>Pristimantis cf. anorilex</i>	39

		16	<i>Pristimantis sp1</i>	7
		17	<i>Pristimantis sp2</i>	9
		18	<i>Pristimantis sp3</i>	2
		19	<i>Pristimantis sp4</i>	4
		20	<i>Pristimantis sp5</i>	24
		21	<i>Pristimantis sp6</i>	17
		22	<i>Pristimantis sp7</i>	4
		23	<i>Pristimantis sp8</i>	13
		24	<i>Pristimantis sp9</i>	17
		25	<i>Pristimantis cf. taeniatus</i>	30
Bufonidae	<i>Rhinella</i>	26	<i>Rhinella horribilis</i>	26
		27	<i>Rhinella humboldti</i>	9
		28	<i>Rhinella margaritifera</i>	19
Hylidae	<i>Scinax</i>	29	<i>Scinax manriquei</i>	2
		30	<i>Scinax rostratus</i>	14
		31	<i>Scinax ruber</i>	8
Strabomantidae	<i>Tachiramantis</i>	32	<i>Tachiramantis lentiginosus</i>	25
		33	<i>Tachiramantis cf. prolixodiscus</i>	5

Anexo 2.

Valores de diversidad de los cinco biomas de la cuenca del río Pamplonita.

Bioma	Orden	Diversidad observada	Diversidad esperada
BS	q0	14,00	14,00
	q1	13,31	13,88
	q2	12,76	13,79
Bsa	q0	16,00	16,25
	q1	12,01	12,72
	q2	10,14	10,86
BA	q0	10,00	10,00
	q1	7,10	7,43
	q2	5,76	6,04
BAa	q0	4,00	4,00
	q1	3,00	3,06

Pa	q2	2,77	2,83
	q0	5,00	5,00
	q1	4,13	4,20
	q2	3,68	3,77

Anexo 3.

Magnitudes de diferencia entre la diversidad de los cinco biomas de la cuenca del río pamplonita.

Bioma	Diferencia absoluta	Diferencia relativa (%)
BS	0,203	3,03
BSa	0,04	1,36
BA	0,533	3,86
BAa	0,56	4,58
Pa	0,533	1,35

Anexo 4.

Cambios en la cobertura vegetal en los municipios del departamento de Norte de Santander. * = Municipios contemplados en esta investigación.

ID	Municipio	Perdida (ha)	Ganancia (ha)
1	Tibú	89281,4	308,5
2	Sardinata	14843,8	134,0
3	El Carmen	11421,7	184,9
4	El Tarra	8547,5	63,9
5	Teorama	7111,4	87,6
6	San José de Cúcuta	6833,0	118,5
7	Convención	4970,7	100,5
8	El Zulia	3257,7	50,9
9	Abrego	2172,8	153,4
10	San Calixto	2140,0	44,3
11	Cáchira	1760,4	71,8
12	Toledo	1743,5	168,7
13	La Esperanza	1638,0	53,4
14	Hacarí	1624,5	35,8

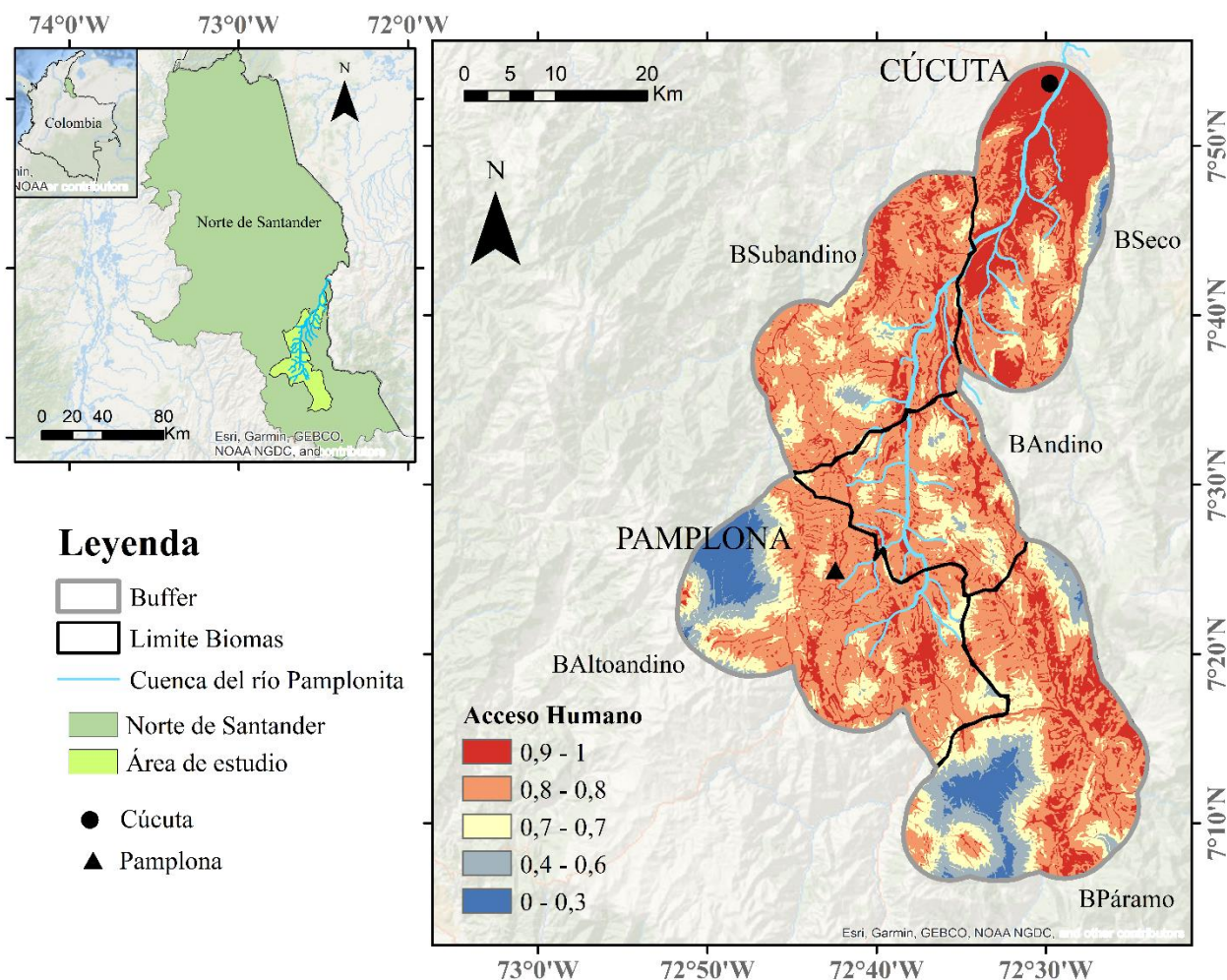
15	Puerto Santander	863,8	16,2
16	Ocaña	596,3	38,4
17	San Cayetano	521,7	15,5
18	Bucarasica	499,0	23,6
19	Durania	486,3	18,4
20	Santiago	474,8	15,2
21	Chitagá	365,4	71,8
22	Salazar de las Palmas	314,6	47,4
23	Gramalote	288,8	16,4
24	Arboledas	272,5	50,7
25	La Playa de Belén	262,4	26,8
26	Chinácota	258,2	18,3
27	Labateca*	254,7	25,1
28	Los Patios*	246,2	7,7
29	Villa Caro	236,0	38,3
30	Villa del Rosario	225,3	21,5
31	Pamplonita*	220,5	17,2
32	Lourdes	219,5	10,7
33	Bochalema*	199,5	18,5
34	Pamplona*	153,2	28,7
35	Cucutilla	116,4	39,5
36	Ragonvalia	55,0	10,3
37	Herrán	33,9	15,5
38	Cácota	13,0	13,3
39	Santo Domingo de Silos	9,5	41,5
40	Mutiscua	9,3	14,2

Anexo 5.

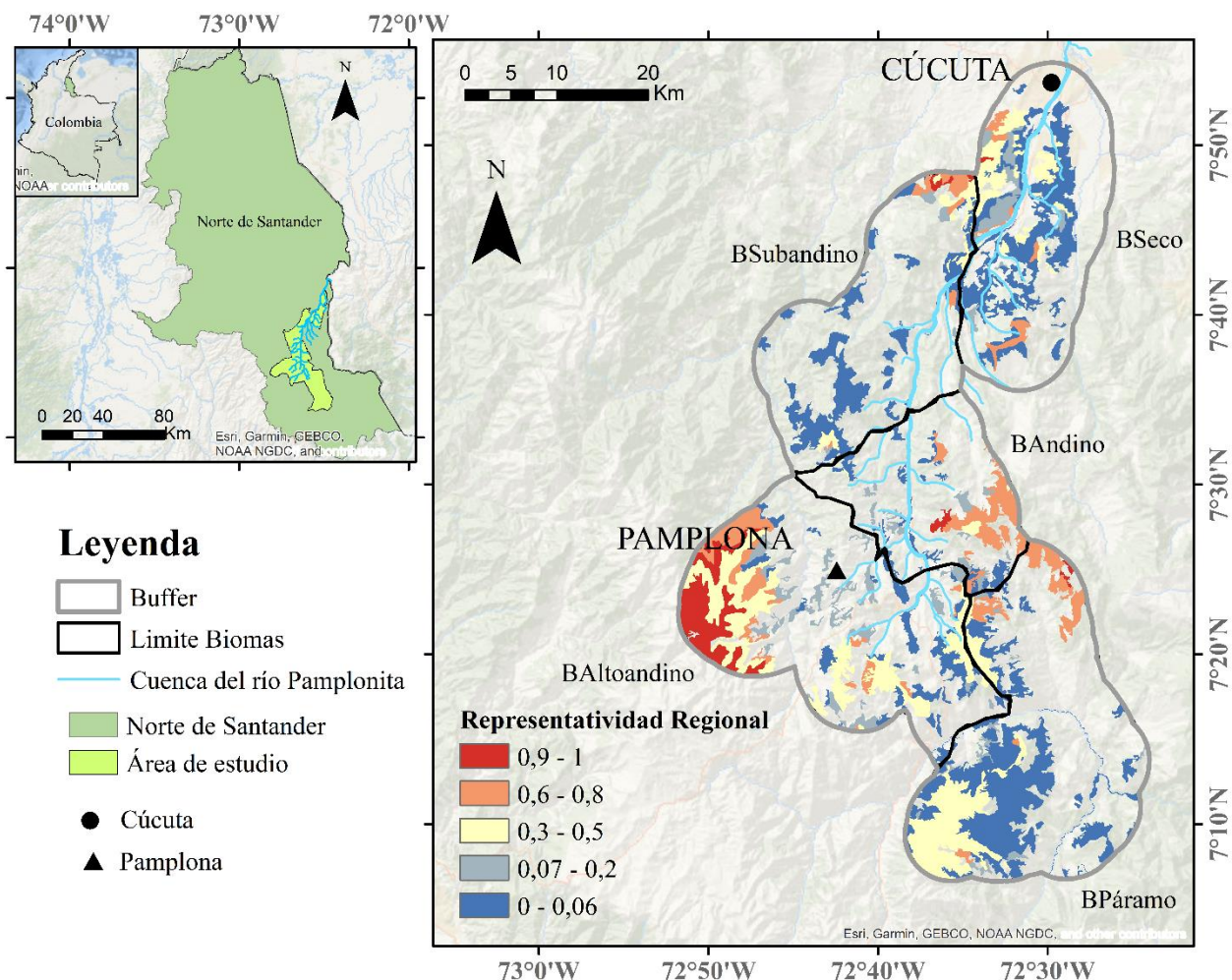
Registro taxonómico de especies encontradas en la cuenca del río Pamplonita año 2014.

Orden	Familia	Genero	Código	Especie	n
ANURA	Aromobatidae	<i>Aromobates</i>	1	<i>Aromobates cf saltuensis</i>	75
	Hylidae	<i>Boana</i>	2	<i>Boana platanera</i>	28
	Centrolenidae	<i>Centrolene</i>	3	<i>Centrolene daidalea</i>	29
	Hylidae	<i>Dendropsophus</i>	4	<i>Dendropsophus microcephalus</i>	3
	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	7	<i>Engystomops postulosus</i>	10
	Hylidae	<i>Hyloscirtus</i>	8	<i>Hyloscirtus platydactylus</i>	19
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	9	<i>Leptodactylus colombiensis</i>	24

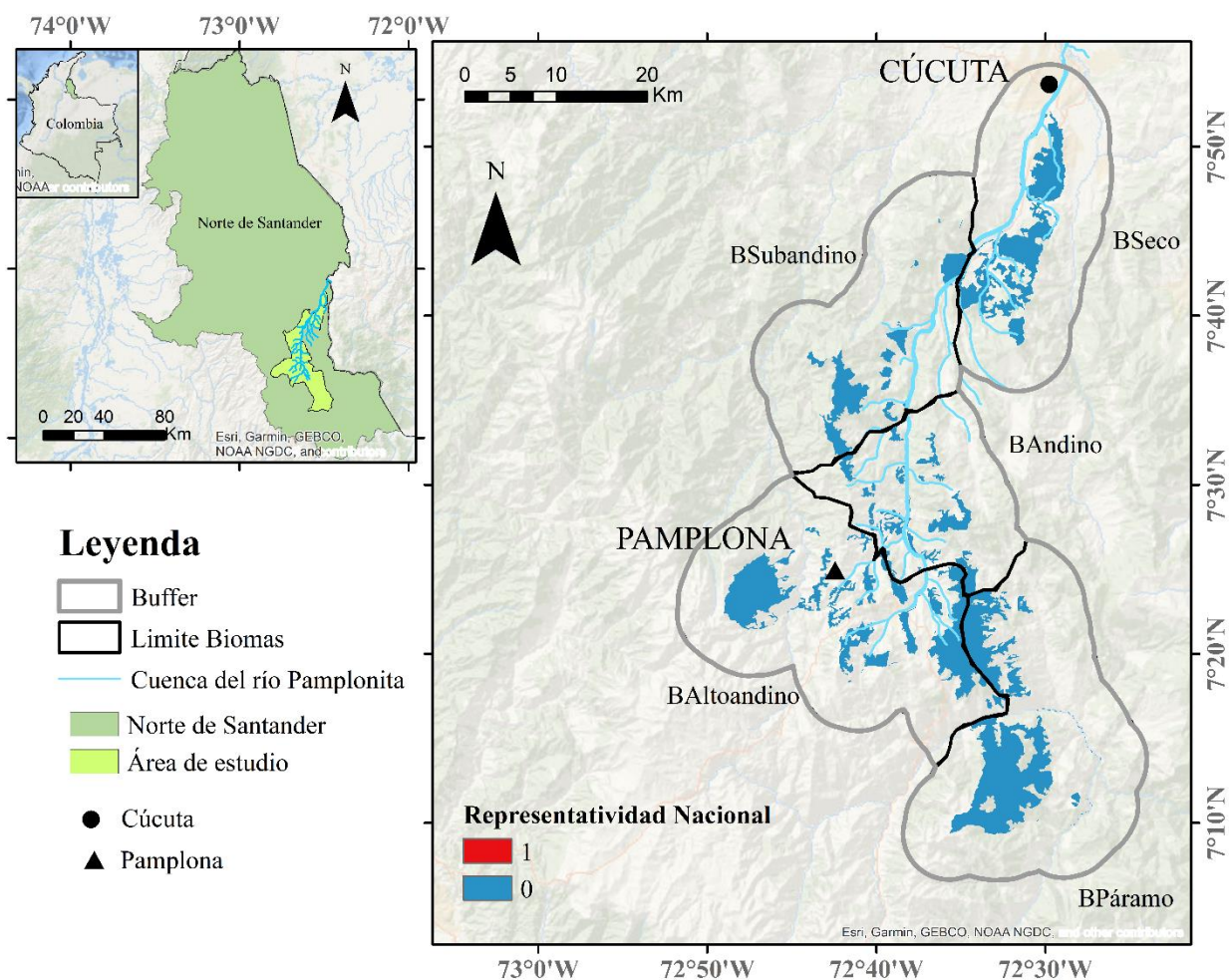
		10	<i>Leptodactylus pecilochilus</i>	1
		11	<i>Leptodactylus sp1</i>	1
Raniedae	<i>Lithobates</i>	12	<i>Lithobates palmipes</i>	2
Leptodactylidae	<i>Lithodytes</i>	13	<i>Lithodytes lineatus</i>	2
Strabomantidae	<i>Pristimantis</i>	25	<i>Pristimantis cf taeniatus</i>	4
Bufonidae	<i>Rhinella</i>	26	<i>Rhinella horribilis</i>	24
		27	<i>Rhinella humboldti</i>	2
Hylidae	<i>Scinax</i>	29	<i>Scinax manriquei</i>	14
		30	<i>Scinax rostratus</i>	1
Strabomantidae	<i>Tachiramantis</i>	32	<i>Tachiramantis lentiginosus</i>	78
Hylidae	<i>Trachycephalus</i>	34	<i>Trachycephalus typhonius</i>	1



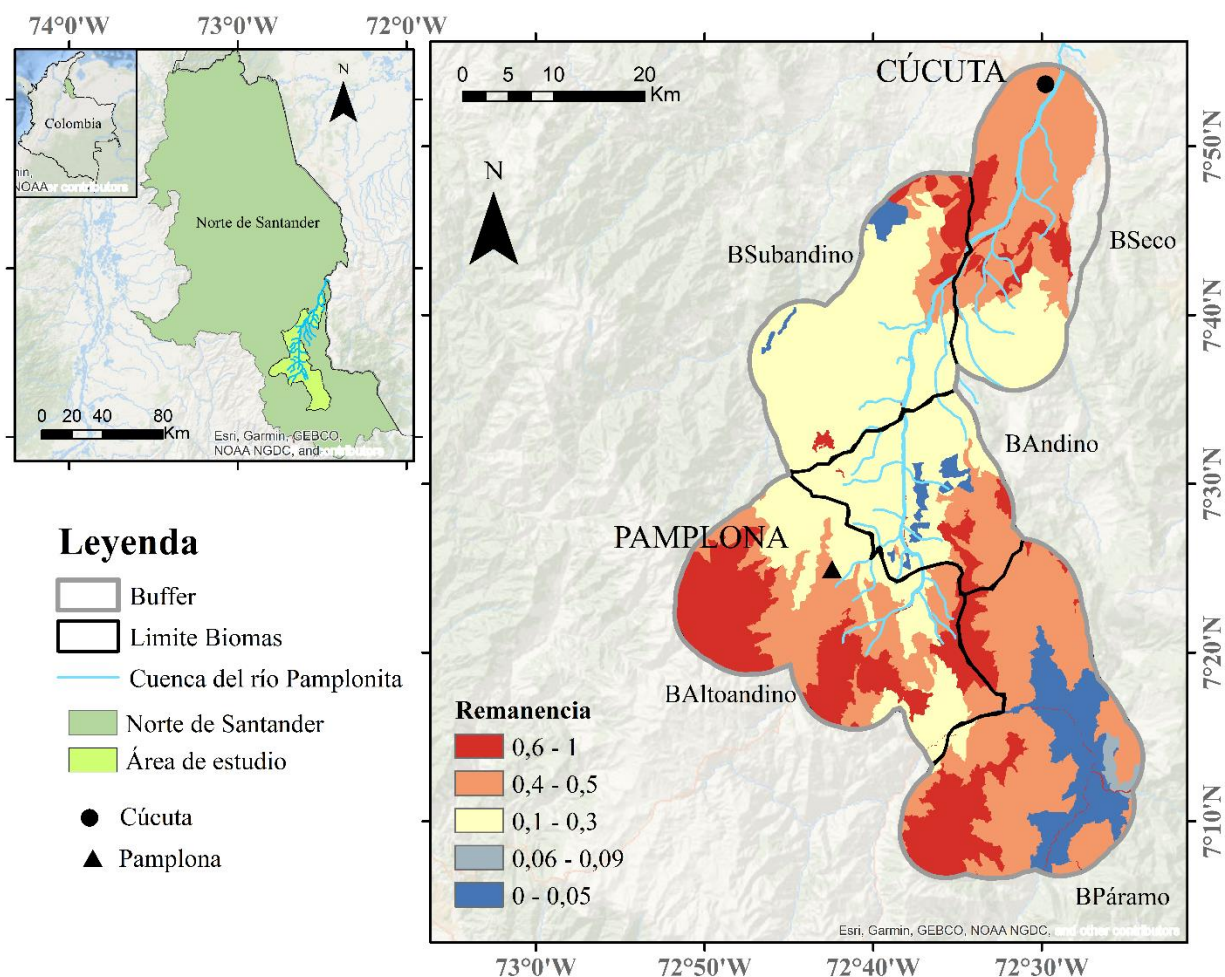
Anexo 6. Mapa de probabilidad de acceso humano al límite de las áreas de los cinco biomas en la cuenca del río Pamplonita. Donde aquellos que presentan un valor cercano a 1 (100%) son los más accesibles para los humanos y aquellos cercanos a 0 presentan menos accesibilidad.



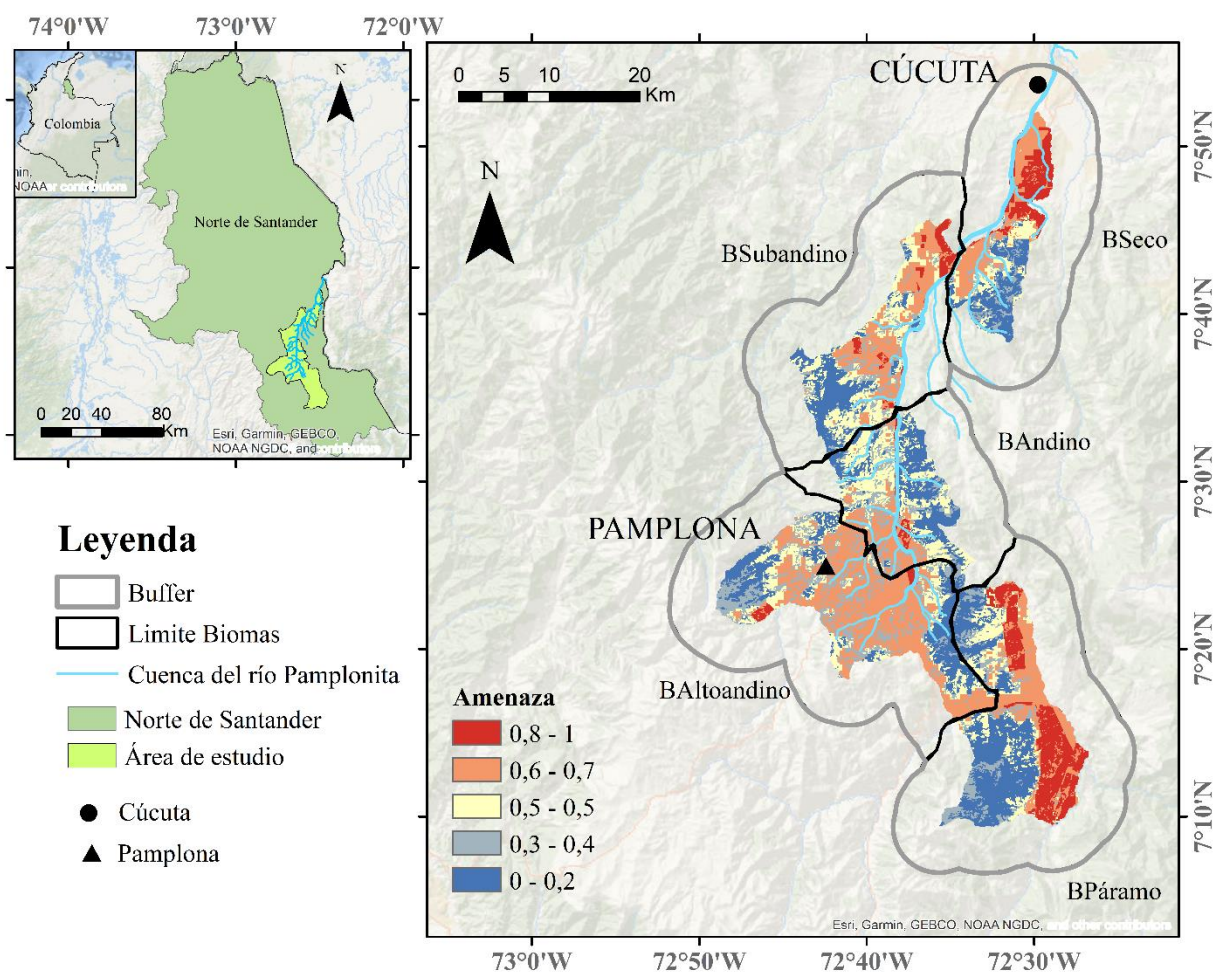
Anexo 7. Mapa de representatividad de los ecosistemas de la cuenca del río pamplonita a escala regional. Donde aquellos que presentan un valor cercano a 1 (100%) son los más representativos en las áreas protegidas y aquellos cercanos a 0 presentan menos representatividad en las áreas protegidas.



Anexo 8. Mapa de representatividad de los ecosistemas de la cuenca del río pamplonita a escala nacional. Donde aquellos que presentan un valor cercano a 1 (100%) son los más representativos en las áreas protegidas y aquellos cercanos a 0 presentan menos representatividad en las áreas protegidas.



Anexo 9. Mapa de remanencia de los cinco biomas de la cuenca del río pamplonita. Donde aquellos que presentan un valor cercano a 1 (100%) son los más remanentes con áreas con mayor cobertura natural y aquellos cercanos a 0 presentan menos remanencia con áreas con menor cobertura natural.



Anexo 10. Mapa de amenaza de los cinco biomas de la cuenca del río pamplonita. Donde aquellos que presentan un valor cercano a 1 (100%) son los más amenazados con áreas más expuestas a actividades antrópicas y aquellos cercanos a 0 presentan menos con áreas menos expuestas a actividades antrópicas.

11. Publicaciones científicas

11.1 Notas científicas aceptadas para publicación en *Herpetology Notes*

[HN] Herpetology Notes Manuscript Decision

Recibidos x

Anyelet Valencia-Aguilar via Biotaxa: Online library f...

4 jun 2024, 13:41

para Aldemar, Darío, mí, Laura ▼

Traducir al español

Dear Aldemar Alberto Acevedo, Darío Arrieta, Giovany Díaz, Laura J. Ortiz:

I have reached a decision regarding your submission to *Herpetology Notes* entitled

Advertisement and aggressive calls of *Lithodytes lineatus* (Schneider, 1799), with records from two new localities in Norte de Santander, Colombia

While your manuscript is almost ready for publication, some revisions are required. Please submit the corrected version **within the next 30 days**. You will find the relevant information in the attached document, please make your changes and send one document with change control and a 'clean' version including the changes (without change control).

[HN] Herpetology Notes Manuscript Decision ([HN]

Decision del manuscrito de notas de herpetología)

Recibidos x

Fábio Hepp via Biotaxa: Online library for taxonomic ...

lun, 15 abr, 13:31

para Laura, mí, Darío, Aldemar ▼

Traducir al español

Dear Laura J. Ortiz, Giovany Díaz, Darío Arrieta, Aldemar A. Acevedo:

I have reached a decision regarding your submission to *Herpetology Notes* entitled

Another case of interspecies amplexus: *Rhinella horribilis* (Wiegmann, 1833) and *Lithobates palmipes* (Spix, 1824) in northeastern Colombia

While your manuscript is almost ready for publication, some revisions are required.