

Diversidad y abundancia íctica en dos ríos del municipio de Coromoro, Santander, Colombia

Vladimir Andrés Beltrán Tirado

Trabajo de Grado para Optar al Título de Biólogo

Director

Sergio Andrés Marchant Rojas

Doctor en Ciencias Biológicas

Codirector

Víctor Hugo Serrano Cardozo

Doctor en Ciencias Biológicas

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Bucaramanga

2022

### **Dedicatoria**

A mis padres Vladimir René y Sonia Patricia, a mis hermanos María Alejandra y Sebastián René y a mi compañera Maibeth, por ser mi apoyo y mi soporte incondicional en cada paso que he dado, por ser quienes con amor y determinación me motivan a ser mejor cada día y a brindarle a la sociedad y a la naturaleza, lo mejor de mí.

A mi familia, en especial a mis abuelos maternos Rosa y Laureano y a mis abuelos paternos Ricardo y Delcy quienes, con su ejemplo, me han demostrado que, en la vida, con constancia y amor en lo que hacemos, podemos alcanzar nuestras metas y cumplir nuestros sueños.

A mis amigos, en especial a Jhon Ortiz, Duban Savedra, Andrés Henríquez, Martín Palencia y Mario Beltrán, quienes con su alegría y empatía me han animado a enfrentar cada reto.

A mis mascotas Gea, Teo y Henry, por ser mi compañía fiel en mis noches de estudio.

### **Agradecimientos**

A la Universidad Industria de Santander, en especial al equipo humano que integra la Escuela de Biología, por las enseñanzas profesionales brindadas y por aportarme tantos valores, que, de seguro, servirán para hacer de mí, un gran profesional y una gran persona.

A los profesores Sergio Andrés Marchant y Víctor Hugo Serrano Cardozo por su apoyo incondicional, por cada enseñanza brindada y por la confianza que han depositado en mí.

A Luis Eduardo Pinzón Quiñonez, por brindarme tantos conocimientos valiosos sobre los peces y por animarme con su ejemplo a seguir este camino que apenas empieza.

A José Luis Gómez Díaz por su ayuda en la realización del mapa de Coromoro.

A los habitantes de Coromoro, por su hospitalidad y calor humano. En especial a don Oscar, que fue el pescador que nos acompañó a cada sitio y, a doña María y a sus hijas, que nos acogieron en su casa como parte de la familia.

**Tabla de Contenido**

1. Introducción.....	11
1.1 La ictiofauna de la cordillera oriental.....	11
1.2 Vacíos de conocimiento en peces altoandinos .....	12
1.3 La diversidad como estrategia de conocimiento y conservación .....	12
1.4 Región de estudio en la cordillera oriental andina .....	14
2. Objetivos.....	17
2.1 Objetivo general .....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3. Metodología .....	19
3.1 Área de estudio .....	19
3.4 Análisis de datos.....	23
3.5. Composición y estructura íctica .....	24
3.6. Diversidad íctica.....	25
3.7. Asociación de las especies con posibles rasgos funcionales .....	25
4. Resultados .....	27
4.1 Composición y estructura íctica .....	27
4.2 Distribución espacial .....	31
4.3 Diversidad íctica.....	32
5. Discusión.....	37
5.1 Composición y estructura íctica .....	37

5.2 Factores que explican patrones de diversidad altitudinal .....	37
5.2.1 Factores físicos y tolerancia fisiológica de los peces .....	37
5.2.2 Complejidad de hábitat y disponibilidad de recursos .....	39
5.2.3 Aislamiento geográfico .....	40
5.3 Análisis de rasgos funcionales y complejidad de hábitat .....	40
5.4 Análisis de composición por rango de distribución .....	41
5.5 Diversidad íctica .....	43
5.6 Recomendaciones para la conservación del Rio Ture y Taquiza .....	44
6. Conclusiones .....	47
7. Recomendaciones .....	49
8. Referencias bibliográficas .....	50
9. Anexos .....	60

**Lista de Tablas**

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo sobre el río Ture y río Taquiza.....	19
Tabla 2. Análisis de similitud (ANOSIM) entre los cuatro rangos altitudinales establecidos para el río Ture y río Taquiza. ....	29
Tabla 3. Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre todos los rangos comparados y que en su conjunto explican más del 70% de las diferencias. ....	30

**Lista de Figuras**

Figura 1. Mapa del municipio de Coromoro, Santander, con los sitios que conforman los diferentes rangos altitudinales evaluados. ....	21
Figura 2. Gráfico de rango abundancia de las especies colectadas en el río Ture y río Taquiza..	27
Figura 3. Análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS) entre los cuatro rangos altitudinales establecidos para el río Ture y el río Taquiza. ....	28
Figura 4. Abundancia relativa de las especies colectadas y su distribución espacial en los dos rangos altitudinales establecidos para cada el río Ture y el río Taquiza. ....	32
Figura 5. Curvas de rarefacción para la diversidad de orden 0, 1 y 2 de los cuatro rangos altitudinales ubicados sobre el río Ture y Taquiza. ....	33
Figura 6. Componentes de la diversidad beta entre rangos altitudinales entre el río Ture y río Taquiza.....	36

**Lista de Anexos**

Anexo 1. Abundancia de las especies colectadas en cada uno de los rangos altitudinales establecidos sobre río Ture y río Taquiza y el grupo funcional asignado que a cada una de ellas (T: torrencial, Pe: especie pelágica, Po: Peces de piscinas).....	60
Anexo 2. Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre todos los rangos comparados. ....	64
Anexo 3. Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre los dos rangos altitudinales del río Ture. ....	65
Anexo 4. Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre el rango bajo del río Ture y el rango alto del río Taquiza.....	66
Anexo 5. Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre los dos rangos altitudinales del río Taquiza.....	67
Anexo 6. Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre el rango alto del río Ture y el rango bajo del río Taquiza. ....	68
Anexo 7. Peces de Coromoro, Santander, Colombia.....	65

## Resumen

**Título:** Diversidad y abundancia íctica en dos ríos del municipio de Coromoro, Santander, Colombia\*

**Autor:** Vladimir Andrés Beltrán Tirado, Víctor Hugo Serrano Cardozo y Sergio Andrés Marchant Rojas\*\*

**Palabras Clave:** Colombia, diversidad, ictiofauna, rango altitudinal.

**Descripción:** Describir los patrones de distribución y la diversidad de peces es un paso inicial y fundamental para el desarrollo de estrategias de conservación. En el marco del proyecto “Una expedición para reducir el déficit de conocimiento en biodiversidad a una escala en Santander, Colombia” financiado por MINCIENCIAS, se caracterizó la diversidad, composición y abundancia de peces de dos ríos evaluando cuatro sitios con diferentes rangos altitudinales. Para el río Ture se evaluó la composición de 1200 a 1700 msnm (rango I) y de 1700 a 2000 msnm (rango II) y para el río Taquiza de 1200 a 1700 msnm (rango III) y de 1700 a 2100 msnm (rango IV). Empleando electro pesca y otras artes complementarias, se recolectaron 2793 individuos, identificándose 20 especies, 13 géneros y 8 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Astroblepidae y Characidae. Las especies más abundantes fueron *Hemibrycon colombianus* y *Trichomycterus cf. ruitoquensis*, mientras que *Astroblepus pradai* y *Saccodon dariensis*, fueron las menos abundantes. El rango 1 presentó la mayor riqueza (17 especies), mientras que el rango 3 tuvo la mayor diversidad ( $q=1$ , números de Hill). La diversidad de orden 2 ( $q=2$ ) fue mayor en los dos rangos altitudinales establecidos en el río Taquiza. La diversidad, composición y abundancia de las comunidades de peces entre los rangos altitudinales evaluados fueron significativamente diferentes (ANOSIM  $R=0.2563$ ,  $P=0.0005$ ). El análisis de similitud de porcentajes (SIMPER), mostró que *Hemibrycon colombianus*, *Trichomycterus ruitoquensis* y *Astroblepus micrescens* son las especies que más contribuyen a las disimilitudes entre los rangos altitudinales (porcentaje global de 87-88%). La alta diversidad de especies observada a menor altitud es congruente con patrones reportados en otros estudios. Sin embargo, no es fácil distinguir el efecto de la complejidad del hábitat, la tolerancia fisiológica y las interacciones biológicas sobre las diferencias observadas en la composición y abundancia de especies. Los estudios futuros deberían investigar los mecanismos asociados con estos patrones para mejorar los esfuerzos de conservación.

---

\*Trabajo de Grado

\*\*Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Director: Sergio Andrés Marchant Rojas. Doctor en Ciencias Biológicas. Codirector: Víctor Hugo Serrano Cardozo. Doctor en Ciencias Biológicas.

### Abstract

**Title:** Diversidad y abundancia íctica en dos ríos del municipio de Coromoro, Santander, Colombia\*

**Author(s):** Vladimir Andrés Beltrán Tirado, Víctor Hugo Serrano Cardozo y Sergio Andrés Marchant Rojas\*\*

**Key Words:** Colombia, diversity, ichthyofauna, altitude range.

**Description:** Describing the distribution patterns and diversity of fish is an initial and fundamental step for the development of conservation strategies. Within the framework of the project "An expedition to reduce the knowledge deficit in biodiversity on a scale in Santander, Colombia" financed by MINCIENCIAS, the diversity, composition and abundance of fish in two rivers were characterized by evaluating four sites with different altitude ranges. For the Ture River, the composition was evaluated from 1,200 to 1,700 masl (range I) and from 1,700 to 2,000 masl (range II) and for the Taquiza river from 1,200 to 1,700 masl (range III) and from 1,700 to 2,100 masl (range IV). Using electrofishing and other complementary arts, 2793 individuals were collected, identifying 20 species, 13 genera and 8 families. The families with the highest number of species were Astroblepidae and Characidae. The most abundant species were *Hemibrycon colombianus* and *Trichomycterus cf. ruitoquensis*, while *Astroblepus pradai* and *Saccodon dariensis* were the least abundant. Site 1 had the highest richness (17 species), while site 3 had the highest diversity ( $q=1$ , Hill numbers). The diversity of order 2 ( $q=2$ ) was greater in the two altitude ranges established in the Taquiza river. The diversity, composition and abundance of the fish communities between the evaluated altitudinal ranges were significantly different (ANOSIM  $R=0.2563$ ,  $P=0.0005$ ). The analysis of similarity of percentages (SIMPER), showed that *Hemibrycon colombianus*, *Trichomycterus ruitoquensis* and *Astroblepus micrescens* are the species that contribute the most to the dissimilarities between the altitudinal ranges (overall percentage of 87-88%). The high diversity of species observed at lower altitudes is consistent with patterns recorded in other studies, which could be explained by a greater availability of prey elements and different habitats. However, it is not easy to distinguish the effect of habitat complexity, physiological tolerance, and biological interactions on the observed differences in species composition and abundance. Future studies should investigate the mechanisms associated with these patterns to improve conservation efforts.

---

\* Trabajo de Grado

\*\* Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Biología. Director: Sergio Andrés Marchant Rojas.

Doctor en Ciencias Biológicas. Codirector: Víctor Hugo Serrano Cardozo. Doctor en Ciencias Biológicas.

## 1. Introducción

### 1.1 La ictiofauna de la cordillera oriental

El departamento de Santander es uno de los departamentos más montañosos del país con una gran parte de su territorio ubicado en la Cordillera Oriental (65% del departamento) (Royero & Clavijo, 2001). La cordillera Oriental es de suma importancia para la biodiversidad de especies en el planeta. Esta región, es reconocida como uno de los lugares de mayor endemismo de peces dulceacuícolas, asociado a las marcadas variaciones de altitud, generadas por las montañas, que sirven como barreras para la dispersión y colonización de la ictiofauna en estos ecosistemas andinos (Jaramillo-Villa et al., 2010). A pesar de ser un área de gran endemismo y de la importancia ecológica, económica y cultural que han tenido los peces en esta región, el creciente desarrollo socioeconómico y el aumento de la contaminación generado por una mayor ocupación humana que ha tenido el departamento, viene generando que los ecosistemas típicos que componen los paisajes andinos se modifiquen, siendo los ecosistemas fluviales, los más afectados durante este proceso, poniendo en riesgo de extinción a la fauna íctica que allí habita (Castellanos-Morales et al., 2011).

La baja capacidad de dispersión y alta adaptación a condiciones bióticas y abióticas muy restringidas, también es un factor que aumenta el peligro de extinción de los peces andinos (Mojica et al., 2002). Las extinciones de la biodiversidad presente en cuerpos de agua dulce han sido mayores que la de animales terrestres, siendo los peces dulceacuícolas y principalmente los de montañas, los vertebrados que más amenazados se encuentran en el mundo (Mojica et al., 2002; Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011). Sin embargo, es escaso el conocimiento que hay de los peces de montañas andinas, siendo históricamente mayores los esfuerzos de estudio de las poblaciones de tierras bajas (Jaramillo-Villa et al., 2010).

## **1.2 Vacíos de conocimiento en peces altoandinos**

Los peces andinos han sido históricamente poco estudiados. De la mayoría de especies, solo se conoce la localidad tipo y la descripción original. Su distribución, estado de conservación, ecología y preferencias de hábitats, siguen siendo ampliamente desconocidas (Reis et al., 2016; Tognelli et al., 2019).

Un grupo de expertos de la UICN, intentando establecer el estado de conservación de las especies de peces andinos tropicales, evaluó 666 peces. Encontrando que un tercio del número total de especies, no poseía datos suficientes para poder ser evaluadas y que del 77% de ellas, no se conocía información sobre su dinámica poblacional. Lo que generó que solo a una pequeña fracción de las especies, se les pudiera asignar algún estado de conservación (Tognelli et al., 2019).

Estos resultados son una muestra del panorama general del conocimiento de los peces andinos. En donde los escasos estudios de las poblaciones en relación con su entorno, han dificultado no solo establecer su estado de conservación, si no también, poder desarrollar estrategias de conservación y gestionar de manera eficiente los ecosistemas acuáticos de los Andes tropicales.

## **1.3 La diversidad como estrategia de conocimiento y conservación**

Los peces son indicadores del estado de los cuerpos de agua (Rosli & Zainudin, 2005), por ende, conocer la diversidad de peces es esencial para el diseño de estrategias de conservación que buscan mantener las funciones ecológicas de los ecosistemas acuáticos, sirviendo también, como un indicador del estado de las poblaciones (Jaramillo-Villa et al., 2010; Askeyeb et al., 2017).

La diversidad alfa, es un parámetro que permite dilucidar cómo se encuentra distribuida la diversidad íctica de una región, a partir de la riqueza y abundancia de los individuos (Rolls et al., 2018). Los patrones de diversidad altitudinal alfa en sistemas acuáticos andinos muestran una

disminución de tipo monotónica a medida que aumenta la altura, mostrando una diversidad creciente y luego decreciente (Cheng et al., 2019).

La diversidad beta, por su parte, ayuda a identificar discontinuidades históricas y actuales de las comunidades de peces, que pueden estar asociadas con características ambientales, la historia biogeográfica de las especies o interacciones ecológicas (Hubbell, 2001; Graham et al., 2006). La diversidad beta actualmente es usada para identificar áreas óptimas para la gestión de recursos acuáticos (Bonn & Gaston, 2005). De esta manera, en lugar de centrar los esfuerzos de conservación en áreas con elevadas riquezas de especies locales (Reid, 1998), especies endémicas (Van der Werff & Consiglio, 2004), o especies amenazadas (Ricketts et al., 2005), los ecologistas y conservacionistas, están implementando una visión integradora, es decir tener en cuenta, tanto la diversidad alfa como la beta para un área, en la toma de decisiones (Fairbanks et al., 2001).

La diversidad alfa y beta, pueden variar dependiendo del organismo, los paisajes y de la escala a la que se evalúen. La diversidad beta también muestra una disminución y luego un aumento a medida que se desciende en la escala altitudinal (Li et al., 2009).

Estos patrones de diversidad pueden ser resultado de una combinación de procesos, que incluyen el aislamiento geográfico, las barreras que restringen la dispersión, el tamaño del cuerpo de agua donde habitan y la heterogeneidad del paisaje en diferentes escalas (Poveda-Cuellar et al., 2021). Entre mayor envergadura tienen los ríos y quebradas, ofrecen una mayor disponibilidad de posibles hábitats y características hidrológicas, que resultan en una mayor diversidad y variación de la distribución de las especies de peces (Carvajal-Quintero et al., 2015; Jaramillo-Villa et al., 2010).

Por otra parte, el estudio de los rasgos funcionales en las comunidades de peces, puede ser de gran utilidad para el entendimiento de la forma en la que los organismos responden al medio

ambiente (Poveda-Cuellar et al., 2021). El rasgo funcional es definido por McGill et al., (2006) como un atributo medible de los organismos, que influye en la supervivencia de los mismos. En el caso de los peces, las formas que tienen los individuos o los hábitos alimenticios les ayudan a establecer los posibles nichos ecológicos que estos pueden habitar, siendo rasgos medibles y cuantificables.

#### **1.4 Región de estudio en la cordillera oriental andina**

Coromoro es un municipio de Santander que se encuentra ubicado en la ladera occidental de la cordillera oriental de los Andes, a 136 km de la capital santandereana, entre los 6° 36' 36'' de latitud Norte y 73° 04' 18'' de longitud Oeste, limitando con el municipio de Ocamonte, Mogotes, Belén y Charalá. En esta región predominan los tradicionales paisajes tropicales de montañas andinas, en las cuales se originan una gran cantidad de quebradas y ríos que recorren el municipio a través de un marcado gradiente altitudinal que va desde una altitud de 1200 hasta los 3000 m.s.n.m. aproximadamente. Este municipio, se encuentra en una región considerada como un hotspot de biodiversidad (Encalada et al., 2019), y los afluentes que se encuentran allí, se caracterizan por sustentar una alta biodiversidad, y brindar importantes servicios ambientales, incluyendo el suministro de agua para consumo humano y el riego de plantaciones (Miranda et al., 2021; Walteros & Ramírez, 2020).

Los ríos Ture y Taquiza, los afluentes más importantes del municipio de Coromoro, son utilizados como suministro de agua para la población local y para la agricultura, y recogen las aguas que vienen de todas las quebradas que hacen parte de la jurisdicción del municipio, para posteriormente unirse a la red hidrográfica del río Fonce que hace parte a su vez, de la cuenca

hidrográfica del río Magdalena, uno de los ríos más importantes del país (Alejandro & Cuellar, 2020).

Históricamente, los ríos y quebradas de Coromoro han sufrido relativamente poca intervención antrópica, ya que el municipio ha sido una zona de baja ocupación humana y poco desarrollo industrial y comercial, atribuibles a su difícil acceso por el mal estado de las vías que comunican cada una de sus veredas (DANE, 2020). Sin embargo, en los últimos años, en Coromoro se ha evidenciado un aumento de la población humana, probablemente por el mejoramiento de las vías. El aumento de actividades de ganadería, extracción de materiales pétreos de los ríos para construcción, generan impactos negativos a los ríos, observable por una mayor contaminación de sus afluentes (DANE, 2020), por lo que es posible esperar una afectación en la calidad y cantidad de agua del territorio, con efectos adversos a la biodiversidad que allí existe. Adicionalmente, aunque los efectos que puede traer la mala calidad del agua para la salud humana han sido objeto de especial atención (Satterthwaite, 2003; Bivins et al., 2020), sigue siendo deficiente el entendimiento del efecto del crecimiento antrópico sobre la biodiversidad y a las funciones que cumplen estos ecosistemas altamente biodiversos (Encalada et al., 2019).

En el marco del proyecto de investigación 8034 “Una expedición para reducir el déficit de conocimiento en biodiversidad a una escala en Santander, Colombia” apoyado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, se realizaron recolectas en 27 localidades de muestreo sobre los afluentes (quebradas y ríos) de Coromoro. Las recolectas se acogieron a un protocolo cuantitativo, realizado en compañía de pescadores locales utilizando electropesca, chinchorro, trampa y atarraya y el material biológico fue preservado, catalogado e ingresado al Museo de Historia Natural de la Universidad Industrial de Santander (UIS).

El presente estudio busca describir los patrones de diversidad y abundancia íctica en los ríos Ture y Taquiza teniendo en cuenta la variación altitudinal, con el propósito de comprender de mejor manera el estado actual de estos dos cuerpos de agua, los posibles efectos que ha traído la modificación de los paisajes, y el posible aumento de la contaminación de los afluentes en la respuesta de las comunidades de peces que habitan esta región. De igual forma, se busca establecer las bases para el diseño e implementación de políticas de protección y uso sostenible de los recursos naturales mediante el reconocimiento de posibles áreas prioritarias para la conservación.

## **2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo general**

Caracterizar la diversidad, composición y abundancia de peces en el río Ture y río Taquiza, afluentes del municipio de Coromoro, Santander.

### **2.2 Objetivos específicos**

1. Comparar la diversidad íctica de cuatro sitios ubicados en diferentes rangos altitudinales sobre el río Ture y río Taquiza.
2. Determinar la influencia que tiene la altura en los patrones de diversidad y abundancia de peces en el río Ture y río Taquiza.
3. Sugerir medidas que permitan el adecuado manejo y conservación de especies presentes en el río Ture y río Taquiza.

### **Competencias**

- Adquiere destrezas en técnicas de campo y laboratorio para la caracterización de la ictiofauna, su preservación, identificación y depósito en colecciones biológicas.
- Adquiere habilidades en la evaluación del estado de las comunidades ícticas que están presentes en ecosistemas lóticos como ríos y quebradas.
- Aplica análisis estadísticos para estimar la diversidad taxonómica y la diversidad beta de la ictiofauna presente en los sitios de estudio.
- Elabora correctamente informes concisos y con rigor científico.

### 3. Metodología

#### 3.1 Área de estudio

El estudio fue realizado a partir de los datos recopilados en el marco del proyecto 8034 “Una expedición para reducir el déficit de conocimiento en biodiversidad a una escala en Santander, Colombia” que se llevó a cabo entre el día 10 y el 31 de mayo del 2021, en el cual se colectaron peces provenientes de 27 localidades (Tabla 1, localizadas en las planchas #151IID, 152IC, 151IVB y 152IIIA (IGAC, 2021) ubicadas entre los 1200 y 2100 m.s.n.m. sobre la red hidrográfica del río Ture y río Taquiza en el municipio de Coromoro, Santander (Figura 1).

**Tabla 1.** Ubicación de los sitios de muestreo sobre el río Ture y río Taquiza.

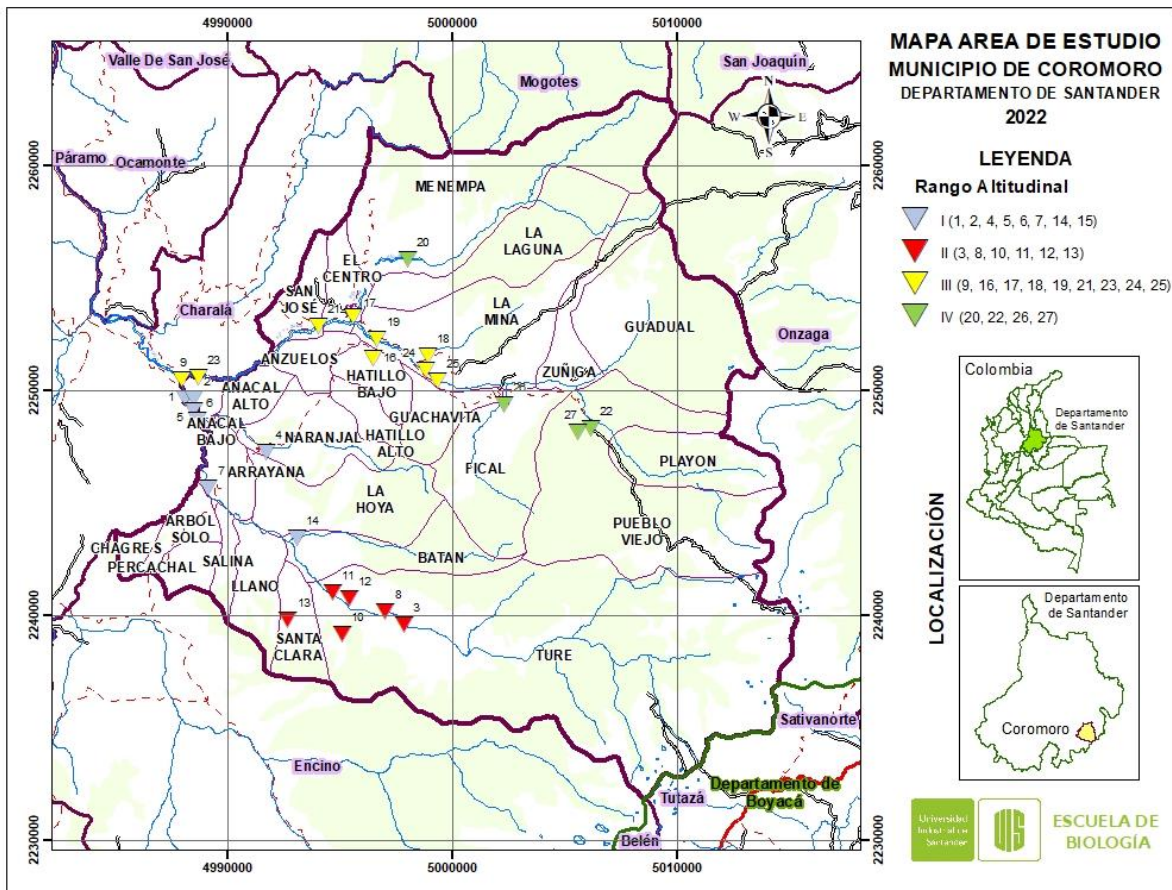
Rango altitudinal	Localidad	Afluente	Altitud (m.s.n.m.)	N	W
Ture, bajo	1	Río Ture, sitio el Puente	1311	6.25899	-73.10796
	2	Quebrada Capuchina	1298	6.25905	-73.10452
	4	Quebrada La Potrera	1562	6.16799	-73.02004
	5	Río Ture, sitio Las Mulas	1336	6.237570	-73.07561
	6	Quebrada La Ensalada	1340	6.25422	-73.10455
	7	Río Ture, Vereda Arrayana	1432	6.25028	-73.10316
	14	Quebrada La Caisa	1683	6.22335	-73.09873
	15	Quebrada cerca a vereda Naranjal	1561	6.17338	-73.02737
Ture, alto	3	Río Ture, sitio Las Coizas	1980	6.26700	-73.10942
	8	Río Ture, sitio La Vega	1953	6.16433	-73.04482
	10	Quebrada Las Ánimas	1800	6.18092	-73.04839
	11	Quebrada El Cardonal	1773	6.17884	-73.04186
	12	Quebrada La Lejía	1901	6.16988	-73.06655
	13	Quebrada Guamala	1962	6.20307	-73.06318
Taquiza, bajo	9	Río Taquiza, vereda Anacal Bajo	1282	6.23969	-73.07507

	16	Quebrada Hatillo	1586	6.27538	-73.03215
	17	Río Taquiza, Vereda el Centro	1526	6.29239	-73.04027
	18	Quebrada Guachavita	1678	6.27651	-73.01036
	19	Río Taquiza, Vereda Menempa	1518	6.28289	-73.03077
	21	Quebrada Pisigua	1455	6.31539	-73.01846
	23	Río Taquiza, aguas arriba de la confluencia con el río Ture	1323	6.28826	-73.05433
	24	Río Taquiza, Vereda La Mina	1588	6.24737	-72.94482
	25	Río Taquiza, cerca de la quebrada Guachavita	1625	6.26761	-73.10275
Taquiza, alto	20	Río Taquiza, Vereda Menempa	1705	6.27078	-73.01106
	22	Quebrada El Guayabo	2089	6.26636	-73.00665
	26	Quebrada Honda	1862	6.25668	-72.97973
	27	Quebrada Guacharaca	2167	6.24578	-72.94975

**Nota.** Los sitios sombreados, hacen referencia a los rangos bajos establecidos en cada río. Los sitios sin color, se refieren a los rangos altos establecidos en los dos ríos.

Coromoro se encuentra ubicado en la ladera occidental de la cordillera oriental de los andes, a 136 km de la capital santandereana, entre los 6° 36' 36'' de latitud norte y 73° 04' 18'' de longitud oeste, en límites con el municipio de Ocamonte, Mogotes, Belén y Charalá. Este municipio tiene un área aproximada de 554 km<sup>2</sup> y una temperatura media anual de 21°C (Barrera, 2013).

**Figura 1.** Mapa del municipio de Coromoro, Santander, con los sitios que conforman los diferentes rangos altitudinales evaluados.



**Nota.** En el mapa se asignaron diferentes colores para los sitios que conforman los rangos altitudinales evaluados. En color azul, el rango altitudinal bajo del río Ture (rango I); en rojo, el rango altitudinal alto del río Ture (rango II); en amarillo, el rango altitudinal bajo del río Taquiza (rango III) y en verde, el rango altitudinal alto del río Taquiza (rango IV).

En Coromoro, se pueden encontrar cuatro zonas de vida diferentes: Bosque Húmedo Premontano (bh-PM), Bosque Muy Húmedo Premontado (bmh-PM), Bosque Seco Montano Bajo (bs-MB) y Bosque Húmedo Montano Bajo (bh-MB) (Espinal, 1977). Los bh-PM y bmh-PM, poseen una temperatura entre 18 y 24°C, un promedio anual de lluvias de 1.000 a 2.000 mm y se encuentran entre los 900 a 2000 m.s.n.m. con variaciones de acuerdo a las condiciones locales. Mientras que los bs-MB y bh-MB, poseen una temperatura entre 12 y 18°C, un promedio anual de lluvias de 1.000 a 2.000 mm y se encuentran entre los 2000 y 3000 m.s.n.m. con variaciones de acuerdo a las condiciones locales. Los ríos Ture y Taquiza, son los afluentes principales de Coromoro, nacen en la parte alta (>3000 m.s.n.m.) y, a medida que van atravesando el municipio, van formando una intrincada red hidrográfica, compuesta por quebradas, arroyos, que nacen dentro de diferentes zonas en el territorio y, se unen al cauce de estos dos ríos. Dentro del gradiente altitudinal en Coromoro, los afluentes pueden agruparse en tres categorías: Arroyos de altura media (>1000 – 1500 m.s.n.m.), donde la pendiente es moderada (20 a 60°), caracterizados por canales estrechos, profundos y la presencia de rocas de varios tamaños, Arroyos de altura (>1500 – 2000 m.s.n.m.), donde la pendiente es más pronunciada (45 a 80°), con cauces profundos, sustratos rocosos y ausencia de remansos y Arroyos de altiplano (>2000 m.s.n.m.), que tienen características similares a las de los cuerpos de agua de tierras bajas en áreas planas con canales estrechos y profundos (Rodríguez et al., 2004 y Jaramillo-Villa et al., 2010).

### **3.2 Colecta del material biológico**

La colecta de los especímenes, se realizó durante el proyecto 8034 “Una expedición para reducir el déficit de conocimiento en biodiversidad a una escala en Santander, Colombia” y se acogió a una metodología de tipo cuantitativa, siguiendo la última versión del protocolo estándar de colecta (Baird & Bridgewater, 2017). Para la pesca se utilizó un equipo de electropesca (Samus

725 MS) asociado con un Chinchorro artesanal (para incrementar la probabilidad de captura) con dimensiones 5m de largo x 1,20 de alto y ojo de malla de 0,3mm empleando en conjunto un esfuerzo de pesca de 48m<sup>2</sup> en cada sitio. También se empleó una atarraya de nylon con ojo de malla de 1 ½ de punta, 1 ½ varas de alta y 6 Lb de peso, con mecanismo de cierre concéntrico con un esfuerzo de pesca por localidad de 20 lances efectivos.

Una vez capturados, los ejemplares fueron fijados en una solución de formaldehído al 37% y agua destilada, en proporción 1:9, separados por localidad de pesca utilizando bolsas de sello hermético.

### **3.3 Fase de laboratorio**

Los individuos fueron preservados en etanol al 70% y determinados de acuerdo con los listados de especies de peces dulceacuícolas para Colombia (Maldonado-Ocampo et al., 2008; DoNascimento et al; 2017); así como claves y revisiones taxonómicas en la literatura disponible para la cuenca del Río Magdalena (Agudelo-Zamora et al., 2020; Ardila, 2015; Ardila, 2017; Ardila, 2018; Ballen & Vari, 2012; Betarco, 2008; Eigenmann, 1917, entre otros).

Se verificaron los nombres científicos de cada especie a través de consulta en línea de las bases de datos de Eschmeyer's Catalog of Fishes (Fricke et al., 2021) y fishbase (Froese et al., 2017) con el fin de reportar el nombre válido hasta la fecha de revisión.

Posteriormente, se depositó el material biológico en la Colección Ictiológica de la Universidad Industrial de Santander (UIS-MHN-T).

### **3.4 Análisis de datos**

Para evaluar el efecto de la localidad y altitud en la composición de especies, se establecieron dos rangos altitudinales conformados por afluentes de primer a cuarto orden (Stralher, 1954) del río Ture y río Taquiza (Tabla 1): (1) Rango altitudinal bajo en el río Ture

(rango I) agrupa sitios de colecta que se encuentra entre los 1200 a 1700 m.s.n.m., (2) Rango altitudinal alto dentro de este mismo río (rango II), que agrupa sitios de colecta que se encuentra entre los 1700 a 2000 m.s.n.m, (3) Rango altitudinal bajo en el río Taquiza (rango III), que agrupa sitios de colecta que se encuentra entre los 1200 y 1700 m.s.n.m y, (4) Rango altitudinal alto (rango IV) dentro de este mismo río, que agrupa sitios de colecta que se encuentra entre los 1700 a 2100 m.s.n.m. Esta clasificación fue creada teniendo en cuenta las zonas de vida que se distinguen en el territorio (Espinal, 1977) y las categorías de los afluentes encontrados en esta zona andina. Se tuvieron en cuenta 25 de los 27 puntos muestreados ya que, en dos de estos puntos, no se colectaron peces.

### **3.5. Composición y estructura íctica**

Establecidos los rangos altitudinales, se determinó la composición íctica de cada uno de los sitios, calculando la abundancia relativa (AR%) a partir del número de individuos colectados de cada especie en relación con el número total de individuos. Utilizando un análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS), basado en la matriz de similitud de Bray Curtis (Clarke, 1993), se evaluaron las diferencias en la estructura de los conjuntos de peces entre sitios. Asimismo, se determinaron si existen diferencias significativas en la estructura del ensamblaje de peces entre sitios, aplicando un análisis de similitud (ANOSIM) (Chapman & Underwood, 1999); y un análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) para determinar cuáles son las especies que más contribuyen a las disimilitudes entre los rangos altitudinales. Estos dos últimos análisis, se realizaron utilizando el paquete Vegan del programa R (R Development Core Team, 2021).

### 3.6. Diversidad íctica

Con ayuda de la función “diversity” del paquete Vegan del programa R (R Development Core Team, 2021) se evaluó la diversidad íctica utilizando el número efectivo de especies o números de Hill (Hill, 1973; Jost, 2006). La diversidad, medida con números de Hill, se calculó como parámetro descriptivo de las relaciones especie-abundancia, con el fin de evaluar las variaciones en la estructura de las comunidades de peces en los sitios. Además, con ayuda de la función iNEXT del paquete iNEXT del programa R (R Development Core Team, 2021), se emplearon curvas de estimación (interpolación y extrapolación) para realizar comparaciones de diversidad entre los sitios. Finalmente se calculó la diversidad beta entre sitios con el índice de disimilitud de Sørensen ( $\beta$ SOR; Baselga, 2010; Baselga y Orme, 2012). Debido a que la diversidad beta ( $\beta$ SOR) es el resultado del reemplazo de especies entre sitios (recambio) y la pérdida de especies de un sitio a otro (anidamiento), se calcularon sus 2 componentes: recambio espacial ( $\beta$ SIM) y anidamiento de especies ( $\beta$ NES) para los sitios (Baselga, 2010). Estos análisis se ejecutaron con la librería “betapart” (Baselga y Orme, 2012) en R 3.6.1 (R Development Core Team, 2019).

### 3.7. Asociación de las especies con posibles rasgos funcionales

Teniendo en cuenta la categorización de rasgos funcionales dada a cada especie en el libro “Peces de los Andes de Colombia” (Maldonado-Ocampo et al., 2005), se asignaron los rasgos funcionales a las especies encontradas en este estudio. Cuando no fue posible identificar la misma especie, la asignación funcional se realizó considerando el congénere taxonómicamente más cercano, como una forma de obtener más información de los datos, a pesar de la ausencia de estudio y análisis de rasgos funcionales. Los rasgos funcionales son de gran ayuda para la discusión

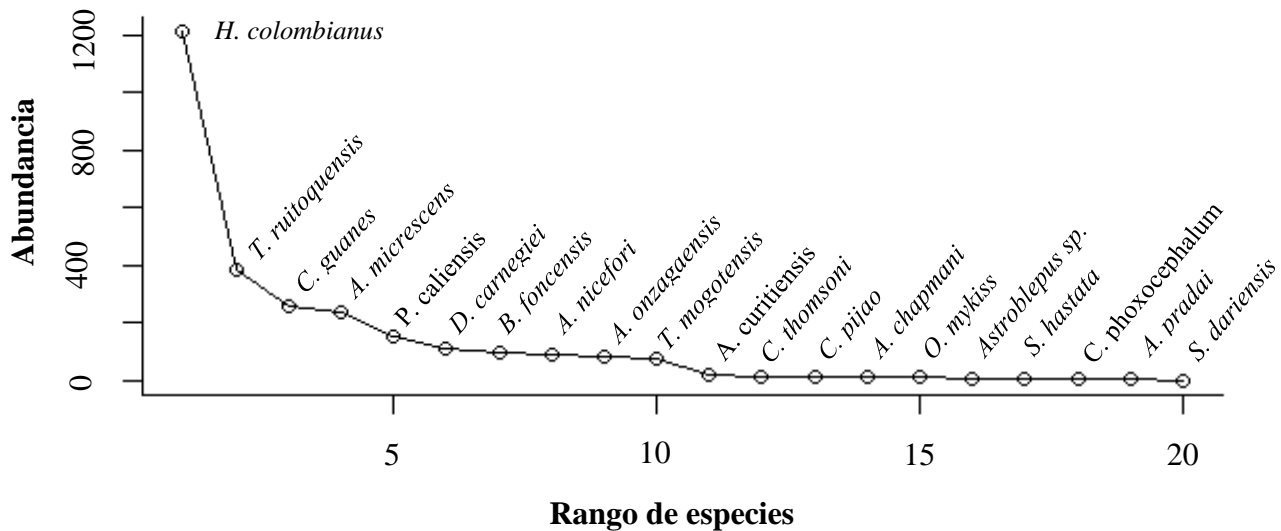
de los patrones de composición, distribución y diversidad encontrados en la ictiofauna del río Ture y Taquiza. La asignación se estableció de acuerdo a la forma del cuerpo y el tipo de hábitat de los peces: “Torrenciales (T)”, a especies que viven en el fondo de los ríos, tienen cuerpos pequeños a medianos, están comprimidos dorsoventralmente y tienen adaptaciones morfológicas como disco de succión y odontoides operculares; “Pelágicos (Pe)”, a peces que viven en la columna de agua y tienen cuerpos fusiformes con formas hidrodinámicas que les permite nadar en corrientes rápidas y “Peces de Estanques (Po)” a especies que viven en estanques aislados, temporales o permanentes o en canales de corrientes lentas (Tabla 1, Anexos).

**4. Resultados**

**4.1 Composición y estructura íctica**

Se colectaron 2793 peces pertenecientes a 20 especies (Anexo 7), 13 géneros, 8 familias y 4 órdenes. La familia más representativa de los 25 sitios fue Astroblepidae (7 spp.), seguida de Characidae (4spp.) y Loricariidae (3spp.). *Hemibrycon colombianus* fue la especie más abundante con 1210 individuos, que representan el 43% del total de los individuos colectados, seguido de *Trichomycterus ruitoquensis* con 386 individuos que representan el 14%, *Creagrutus guanes* con 259 individuos que representan el 9% y *Astroblepus micrescens* con 239 individuos que representan el 9% (Figura 2). En tan solo estas cuatro especies se distribuye el 75% del total de los ejemplares colectados.

**Figura 2.** Gráfico de rango abundancia de las especies colectadas en el río Ture y río Taquiza.

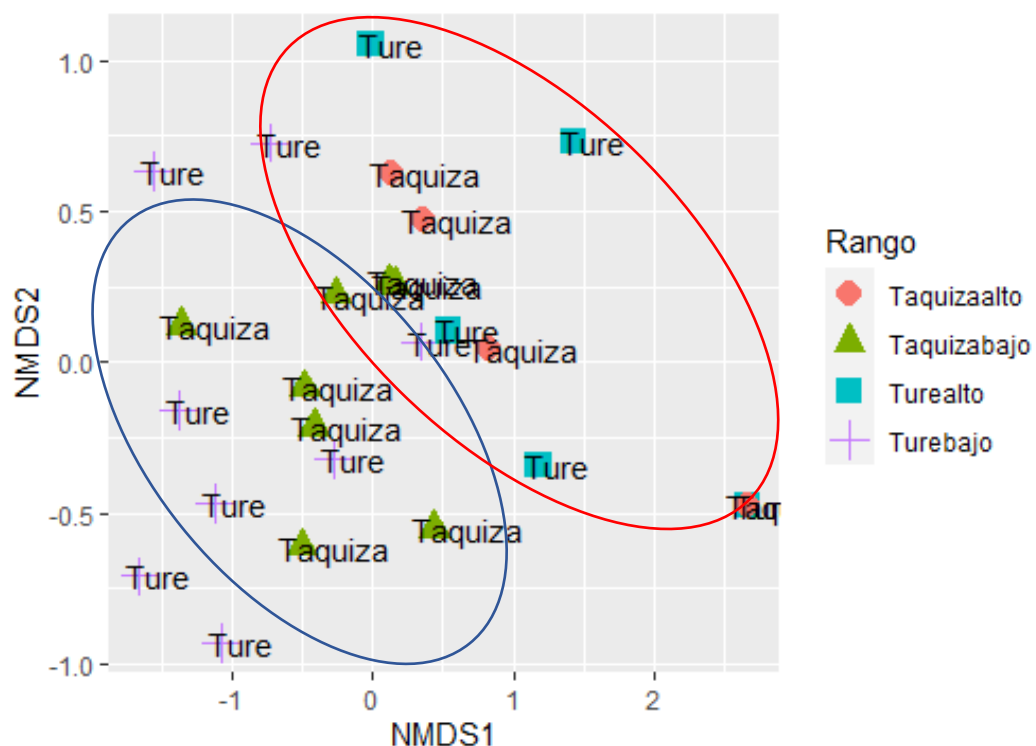


Nota. Se muestran las especies más abundantes de los 25 sitios de colecta.

En el análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS) se encontró la formación de dos agrupaciones con un estrés de 0.098, una conformada por los rangos de menor altitud (rangos I y III), y otra, por los rangos de mayor altitud (rangos II y IV). Esto quiere decir que los rangos altitudinales bajos están más relacionados en cuanto a su composición y estructura, al igual que los rangos altitudinales altos (Figura 3). Al realizar el ANOSIM, se encontraron diferencias significativas entre los rangos altitudinales evaluados, siendo menores, entre los rangos altitudinales mencionados anteriormente, lo que soportaría las agrupaciones obtenidas. Al hacer el análisis entre los rangos altitudinales de cada río, no se observaron diferencias significativas entre ellos.

En la Tabla 2, se observó diferencias significativas entre todos los rangos altitudinales ( $R=0,3345$ ,  $P=0,0009$ ), menos entre los dos rangos bajos de los ríos (rango I y III) ( $R=0.04325$ ,  $P=0.2132$ ) y los rangos altos de los ríos (rangos II y IV) ( $R=-0.2156$ ,  $P=0.949$ ).

**Figura 3.** Análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS) entre los cuatro rangos altitudinales establecidos para el río Ture y el río Taquiza.



*Nota.* El análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS) está basado en la matriz de similaridad de Bray-Curtis usando los datos de abundancia de peces entre los dos rangos altitudinales establecidos para el río Ture y el río Taquiza. Se asignaron símbolos diferentes a cada rango altitudinal evaluado. Las circunferencias roja y azul indican las dos agrupaciones formadas en el análisis. Dentro del grupo de la circunferencia azul, se agruparon los rangos altitudinales bajos del río Ture y el río Taquiza (rangos I y III, Figura 1) y, dentro del grupo de la circunferencia roja, se agruparon los rangos altitudinales altos de los dos ríos (rangos II y IV, Figura 1). El estrés obtenido en el análisis fue de 0.098.

**Tabla 2.** Análisis de similitud (ANOSIM) entre los cuatro rangos altitudinales establecidos para el río Ture y río Taquiza.

R			RÍO TURE		RÍO TAQUIZA	
			RANGO BAJO	RANGO ALTO	RANGO BAJO	RANGO ALTO
RÍO TURE	RANGO BAJO	R	-	*0.6717	0.04325	*0.7151
		probabilidad	-	*0.0012	0.2132	*0.002
	RANGO ALTO	R	*0.6717	-	*0.3882	-0.2143
		probabilidad	*0.0012	-	*0.0048	0.9549
RÍO TAQUIZA	RANGO BAJO	R	0.04325	*0.3882	-	*0.4007
		probabilidad	0.2132	*0.0048	-	*0.0173
	RANGO ALTO	R	*0.7151	-0.2156	*0.4007	-
		probabilidad	*0.002	0.949	*0.0153	-

*Nota.* En la tabla se muestran los valores de “R anosim” y “probabilidad” obtenidos al realizar el ANOSIM entre cada uno de los rangos altitudinales establecidos para los dos ríos. Los valores que tienen asterisco (\*), hacen referencia a diferencias significativas entre dichos rangos altitudinales.

El análisis de similitud de porcentajes (SIMPER), mostró que *Hemibrycon colombianus* (34.73%), *Astroblepus micrescens* (14.2%) y *Trichomycterus ruitoquensis* (8.15%), fueron las especies que contribuyeron en mayor porcentaje a las disimilitudes entre los rangos altitudinales entre los dos ríos (Anexo 2). En el río Ture, se encontró que *Hemibrycon colombianus* (48.39%), *Priapichthys caliensis* (10,79%) y *Trichomycterus ruitoquensis* (9.55%), fueron las especies que más contribuyeron a las disimilitudes entre el rango altitudinal bajo y el alto (Anexo 3). Las especies que más contribuyeron a las disimilitudes entre el rango bajo del río Ture y el rango alto del río Taquiza fue *H. colombianus* (41,5 %), *A. micrencens* (16,5%) y *P. caliensis* (9,27%) (Tabla 4, Anexos). En el río Taquiza, se encontró que *H. colombianus* (25,47%), *A. micrencens* (22,4%) y *C. guanés* (9,77%), fueron las especies que contribuyeron en mayor porcentaje a las disimilitudes entre el rango altitudinal bajo y alto (Anexo 5). Las especies que más contribuyeron a las disimilitudes entre el rango alto del río Ture y el rango bajo del río Taquiza fueron *H.colombianus* (29,63%), *A. micrencens* (11,36%) y *D. carnegiei* (10,75%) (Anexo 6).

**Tabla 3.** Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre todos los rangos comparados y que en su conjunto explican más del 70% de las diferencias.

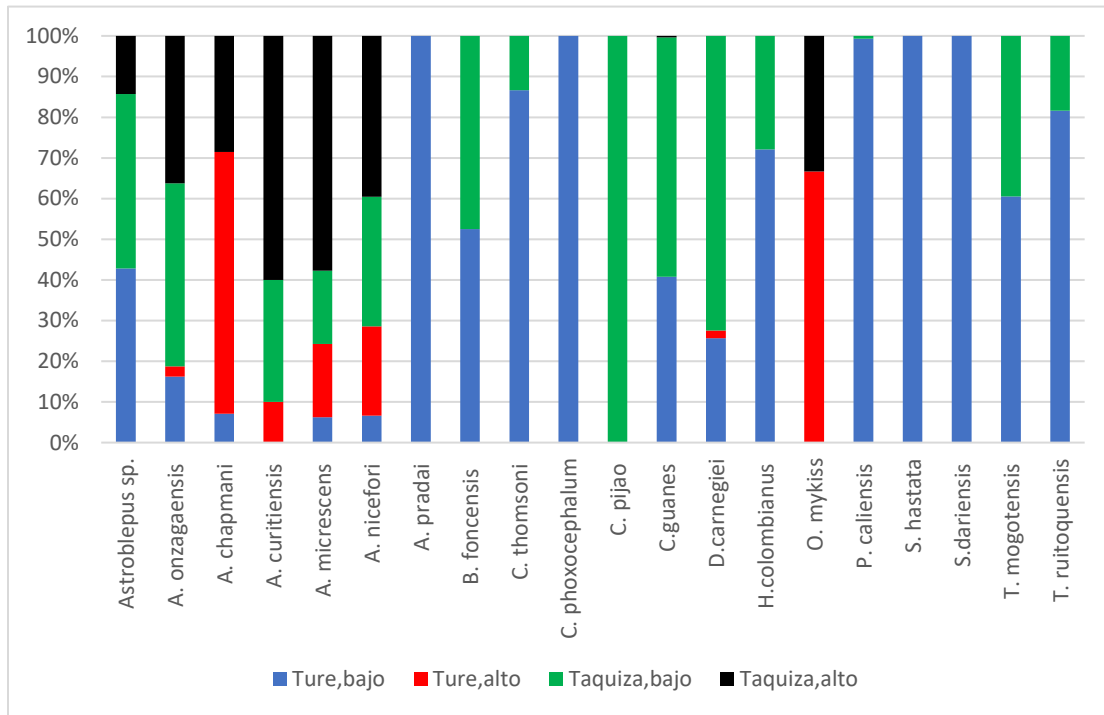
<i>SIMPER</i>	Porcentaje disimilitud 86,33		
Taxon	% Disimilitud	% Contribución	% Acumulado
<i>Hemibrycon colombianus</i>	29,9	34,73	34,73
<i>Astroblepus micrescens</i>	12,34	14,29	49,02
<i>Trichomycterus ruitoquensis</i>	7,04	8,159	57,18
<i>Creagrutus guanes</i>	6,63	7,68	64,87
<i>Astroblepus nicefori</i>	5,346	6,193	71,06

Nota. En la tabla se observan las especies con su respectivo porcentaje de disimilitud (% disimilitud), porcentaje de contribución a las disimilitudes (% Contribución) y el porcentaje acumulado (% Acumulado).

#### 4.2 Distribución espacial

En cuanto a la distribución espacial de las especies (Figura 4), *Astroblepus cf. onzagaensis*, *Astroblepus nicefori*, *Astroblepus micrescens* fueron frecuentes en los 4 rangos altitudinales evaluados. *Astroblepus pradai*, *Characidium cf. phoxocephalum*, *Saccoderma hastata* y *Saccodon dariensis* fueron especies exclusivas para el primer rango altitudinal del río Ture (Rango I). *Bryconamericus foncensis*, *C. thomsoni*, *Trichomycterus cf. mogotensis* y *Trichomycterus ruitoquensis*, *H. colombianus* y *P. caliensis* solo estuvieron presentes en los rangos altitudinales bajos (rangos I y III). *Creagrutus pijao*, fue exclusiva para el rango altitudinal bajo del río Taquiza. *Oncorhynchus mykiss* solo estuvo presente en el rango altitudinal alto de los dos ríos (rangos II y IV, Figura 1). *A. curitiensis* fue encontrado en los rangos altitudinales altos de los dos ríos (rangos II y IV) y en el rango bajo del río Taquiza (rango III), en el rango I no fue encontrado. *Astroblepus chapmani* fue encontrado en el rango I y en los dos rangos altitudinales altos, no fue encontrado en el rango bajo del río Taquiza. *Dolichancistrus carnegiei* se encontró en todos los rangos, menos el rango alto del río Taquiza (rango IV) y *Astroblepus sp.* Se encontró en todos los rangos, menos en el rango alto del río Ture (rango II).

**Figura 4.** Abundancia relativa de las especies colectadas y su distribución espacial en los dos rangos altitudinales establecidos para cada el río Ture y el río Taquiza.



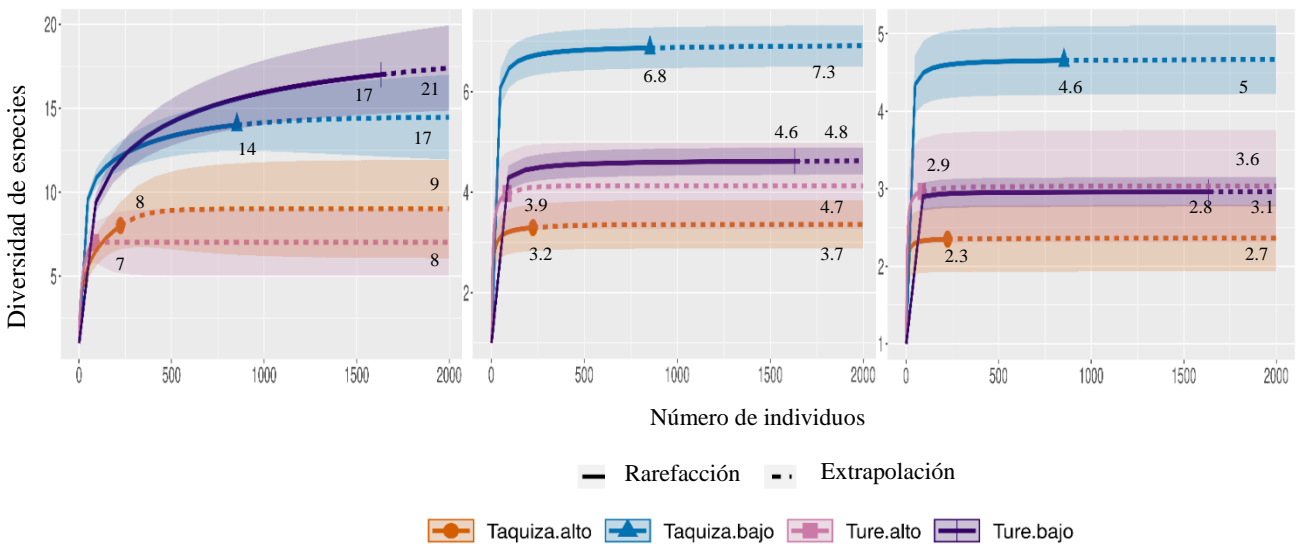
**Nota.** Se asignaron cuatro colores diferentes para cada uno de los rangos altitudinales evaluados: azul (rango altitudinal bajo, río Ture), rojo (rango altitudinal alto, río Ture), verde (rango altitudinal bajo, río Taquiza), negro (rango altitudinal alto, río Taquiza). La magnitud de la abundancia relativa se representa con la longitud que posee cada barra de color en la Figura.

### 4.3 Diversidad íctica

La diversidad alfa, como se observa en la Figura 5, muestra que el rango altitudinal bajo del río Ture presenta una mayor riqueza de especies con 17 especies entre los rangos altitudinales evaluados, le sigue el rango III con 14 especies, el rango IV con 8 especies y, por último, el rango altitudinal que menor riqueza presentó, fue el rango II con 7 especies (Figura 5). La diversidad de

Shannon ( $q=1$ ), muestra que el rango III es el más diverso o el que mayor número efectivo de especies tiene (6.8), seguido del rango I (4.6), el rango II (3.9) y por último, el rango IV (3.2). En cuanto a la equitatividad ( $q=2$ ), se encontró el mismo patrón de la diversidad, pero en este caso, el rango altitudinal alto del río Ture, presentó mayor equitatividad que el rango bajo del mismo río. Las curvas de rarefacción obtenidas por los métodos de interpolación y extrapolación no mostraron superposición, lo que soporta la existencia de diferencias significativas en la diversidad de especies entre los rangos altitudinales evaluados (Tabla 2).

**Figura 5.** Curvas de rarefacción para la diversidad de orden 0, 1 y 2 de los cuatro rangos altitudinales ubicados sobre el río Ture y Taquiza.



*Nota.* Curvas de rarefacción de la diversidad alfa evaluada. Rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea discontinua) para la diversidad de orden 0,1 y 2. A. El  $q=0$  para el rango I fue de 17 especies y el esperado 21 especies, para el rango II, el  $q=0$  observado fue de 7 especies y se esperaban encontrar 8, el  $q=0$  esperado para el rango III fue de 14 y se esperaban encontrar 17 y el  $q=0$  para el rango IV fue de 8 especies y se esperaban encontrar 9, B. El  $q=1$  para el rango I fue

de 4.6 especies efectivas y el esperado 4.8 especies efectivas, para el rango II, el  $q=1$  observado fue de 3.9 especies efectivas y se esperaban encontrar 4.7, el  $q=1$  esperado para el rango III fue de 6.8 especies efectivas y se esperaban encontrar 7.3 y el  $q=1$  para el rango IV fue de 3.2 especies efectivas y se esperaban encontrar 3.7 y C. El  $q=2$  para el rango I fue de 2.8 y el esperado 3.1, para el rango II, el  $q=2$  observado fue de 2.9 y se esperaba encontrar 3.6, el  $q=2$  esperado para el rango III fue de 4.6 y se esperaba encontrar 5 y el  $q=2$  para el rango IV fue de 2.3 y se esperaba encontrar 2.7.

En cuanto a la diversidad beta (Figura 6), pudimos observar que, el rango I presentó las mayores disimilitudes con el rango alto (rango II) del mismo río en un 58.3% y el rango alto (rango IV) del río Taquiza en un 52%. Esto quiere decir que, para el caso del rango I y II, de las 24 especies colectadas entre los dos rangos, el 58.3% (14 especies: *Astroblepus sp*, *A.curitiensis*, *A.pradai*, *B.foncensis*, *C.thomsoni*, *C.phoxocephalum*, *C.pijao*, *C.guanes*, *H.colombianus*, *O.mykiss*, *P.caliensis*, *S.hastata*, *S.dariensis*, *T.mogotensis* y *T.ruitoquensis*) no se comparten entre rangos y, que para el caso del rango I y IV, de las 25 especies colectadas entre los dos rangos, el 52% (12 especies: *A.curitiensis*, *A.pradai*, *B.foncensis*, *C.thomsoni*, *C.phoxocephalum*, *D.carnegiei*, *H.colombianus*, *O.mykiss*, *P.caliensis*, *S.hastata*, *S.dariensis*, *T.mogotensis* y *T.ruitoquensis*) no se comparten entre los dos rangos.

La contribución del recambio entre el rango I y II fue de 0.285, lo que significa que del 58.3% de la disimilitud total (14 especies), el 28.5% corresponde a cuatro (4) especies exclusivas que se recambian entre rangos (*A.pradai*, *O.mykiss*, *C.phoxocephalum* y *S.hastata*). La contribución del anidamiento (riqueza), corresponde a un 29.7%, lo que equivale a la diferencia de riqueza de especies que hay entre los dos rangos (10 especies) con respecto al total de las

especies colectadas. De todas las especies, *H.colombianus* (48,39%), *P.caliensis* (10,79%) y *T.ruitoquensis* (9,55%) fueron las especies que contribuyeron en mayor medida a las disimilitudes.

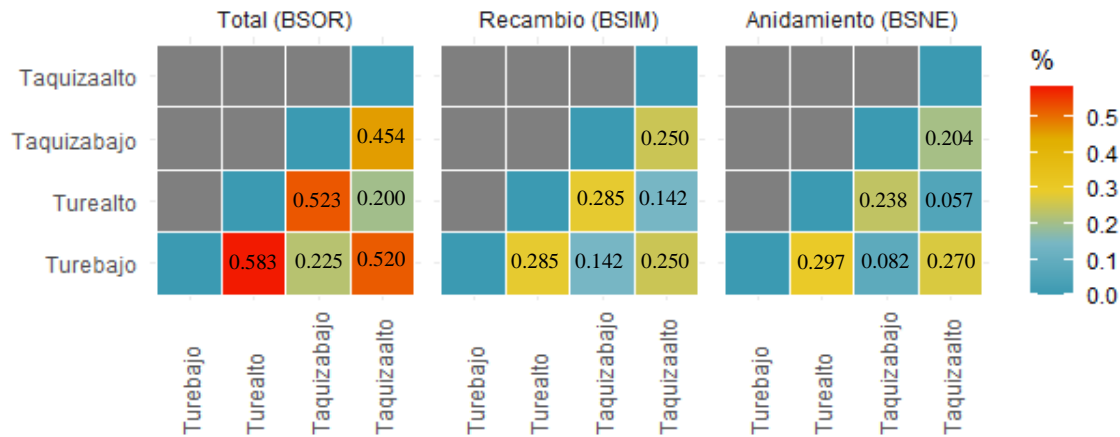
Para el caso de las disimilitudes entre el rango I y IV, el comportamiento de la diversidad beta fue muy similar, la contribución del recambio fue de 0.25, lo que significa que del 52% de la disimilitud total (12 especies), el 25% corresponde a tres especies exclusivas (*A. curitiensis*, *O.mykiss* y *A.pradai*) que se recambian entre los dos rangos. La contribución del anidamiento (riqueza), corresponde a un 27%, lo que equivale a la diferencia de riqueza de especies que hay entre los dos rangos (9 especies) con respecto al total de las especies colectadas. Las especies que más contribuyeron a las disimilitudes entre estos dos rangos fue *H. colombianus* (41,5%), *A. micrencens* (16,5%) y *P. caliensis* (9,27%).

El rango altitudinal alto del río Ture (rango II), mostró un 52.3% de disimilitud total con el rango bajo del río Taquiza (rango III), lo que significa que de las 21 especies colectadas entre los dos rangos, el 52.3% (10 especies: *Astroblepus sp.*, *A.chapmani*, *B.foncensis*, *C.thomsoni*, *C.pijao*, *C.guanes*, *H.colombianus*, *P.caliensis*, *T.mogotensis* y *T.ruitoquensis*) no se comparten entre rangos. La contribución del recambio en este caso, fue de 0.285, lo que significa que del 52.3% de la disimilitud total, el 28.5% corresponde al recambio de seis especies exclusivas (*Astroblepus sp.*, *A.chapmani*, *B.foncensis*, *C.thomsoni*, *O.mykiss* y *P.caliensis*) que se da entre los dos rangos. La contribución del anidamiento (riqueza), corresponde a un 23.8%, lo que equivale a la diferencia de riqueza de especies que hay entre los dos rangos (7 especies) con respecto al total de las especies colectadas. Las especies que más contribuyeron a las disimilitudes fue *H.colombianus* (29,63%), *A. micrencens* (11,36%) y *D. carnegiei* (10,75%)

Entre el rango III y IV, se encontró una disimilitud total de 45.4%, lo que significa que, de las 22 especies encontradas en ambos rangos altitudinales, el 45.4% (10 especies: *A. chapmani*, *B.*

*foncensis*, *C. thomsoni*, *C. pijao*, *D. carnegiei*, *H. colombianus*, *O. mykiss*, *P. caliensis*, *T. mogotensis* y *T. ruitoquensis*) no se comparten entre rangos. La contribución del recambio en este caso, fue de 0.25, lo que significa que del 45.4% (10 especies) de la disimilitud total, el 25% corresponde al recambio de dos especies exclusivas (*A. chapmani* y *O. mykiss*) entre rangos. La contribución del anidamiento (riqueza), corresponde a un 20,4%, lo que equivale a la diferencia de riqueza de especies que hay entre los dos rangos (6 especies) con respecto al total de las especies colectadas. Las especies que más contribuyeron a las disimilitudes entre estos dos rangos fue *H. colombianus* (25,47%), *A. micrencens* (22,4%) y *C. guanés* (9,77%).

**Figura 6.** Componentes de la diversidad beta entre rangos altitudinales entre el río Ture y río Taquiza.



*Nota.* Las tonalidades de coloración corresponden al grado de disimilitud que existe entre los diferentes rangos altitudinales evaluados, tonalidades azules indican baja disimilitud y las tonalidades rojas, alta disimilitud. La barra de porcentaje (%) toma valores entre 0% a 0.5%, debido a que la diversidad total (BSOR) se divide entre el índice de recambio (BSIM) y el de anidamiento (BSNE).

## 5. Discusión

### 5.1 Composición y estructura íctica

En total se colectaron 2793 peces pertenecientes a 20 especies (Anexo 7), 13 géneros, 8 familias y 4 órdenes, las cuales representan el 15% de las especies reportadas para el Alto Magdalena (Mojica et al., 2006) y el 17% de las especies informadas para el departamento de Santander (Castellanos-Morales et al., 2011). La composición taxonómica que presenta el río Ture y el río Taquiza en los cuatro rangos altitudinales evaluados, es similar a la encontrada en otros estudios realizados sobre ecosistemas dulceacuícolas de la cordillera andina y en rangos altitudinales similares a los establecidos en nuestro trabajo, tanto en Colombia (Álvarez-León & Ortiz-Muñoz, 2004; Jaramillo-Villa et al., 2010; Poveda-Cuellar et al., 2021), como en otros países (Venezuela: Hoeninghauset et al., 2004; Bolivia: Miranda-Chumacero, 2004 y Argentina: Bistoni & Hued, 2002).

### 5.2 Factores que explican patrones de diversidad altitudinal

#### 5.2.1 Factores físicos y tolerancia fisiológica de los peces

Estudios previos realizados en patrones de distribución y composición de peces, en quebradas de las laderas orientales de la cordillera central andina muestran que, en altitudes superiores a los 1700 m.s.n.m., existe una alta dominancia de especies del género *Astroblepus* y, en rangos altitudinales inferiores a los 1700 m.s.n.m, es menor la dominancia y van apareciendo especies de familias como Characidae, Trichomycteridae, Poecilidae y Loricariidae (Jaramillo-Villa et al., 2010; Poveda-Cuellar et al., 2021), similar a lo encontrado en nuestro estudio.

Este patrón, ha sido atribuido a la heterogeneidad del paisaje andino, ya que este presenta amplios gradientes de elevación, sobre los cuales las condiciones climáticas van cambiando

drásticamente, generando filtros ambientales (mayor corriente y menor temperatura del agua) a los que solo pocas especies, con características adaptadas a ambientes extremos (especies sensibles), pueden sobrevivir (Lomolino, 2001).

La eficacia de las barreras altitudinales depende de la diferencia entre el régimen térmico ancestral (experimentado por el linaje en el pasado) y el nuevo régimen térmico que experimenten las especies con potencial colonizador (Janzen, 1967). La temperatura, los niveles de oxígeno y el pH en el agua, son tres de las variables que cambian con la altura y que se ha visto que influyen en gran medida en la distribución de los peces, ya que, su aumento o disminución, afecta de manera diferencial el metabolismo, la reproducción, el desarrollo, el crecimiento y el comportamiento de los mismos (Buisson et al., 200<sup>a</sup>).

A bajas altitudes (<1700 m.s.n.m) las condiciones de la calidad del agua (mayores temperaturas, oxígeno disuelto y pH bajos) modifican la composición de los ensamblajes de peces, favoreciendo encontrar en mayor medida especies tolerantes (*B.foncensis*, *C.thomsoni*, *H.colombianus*, *T.mogotensis* y *T.ruitoquensis*) y en menor medida, especies sensibles (género *Astroblepus*) y, a medida que se asciende en el gradiente altitudinal, las condiciones cambian (bajas temperaturas, menor oxígeno disuelto y pH alto) generando una reducción en la riqueza de especies, donde las especies dominantes son las sensibles y empiezan a ser escasas las especies tolerantes (Jackson et al., 2001).

Las especies que fueron frecuentes en altitudes altas y bajas (*A.onzagaensis*, *A.micrencens* y *A.nicefori*), podrían presentar una mayor tolerancia térmica con respecto a las otras especies, lo que les permite habitar todo el gradiente altitudinal. Mientras que aquellas especies que estuvieron presentes en algunos rangos establecidos y no en otros (*Astroblepus sp.*, *A.chapmani*, *C.guanes* y *D.carnegiei*), su distribución podría estar explicada en mayor medida como consecuencia de un

proceso histórico relacionado con la orogénesis de la región andina en Colombia, más específicamente, el proceso de levantamiento de valles, que aisló algunas especies en diferentes altitudes que por limitaciones fisiológicas.

### ***5.2.2 Complejidad de hábitat y disponibilidad de recursos***

Adicionalmente, otras características a escala local que contribuyen a la estructuración de las comunidades de peces, es la complejidad del hábitat. Una mayor complejidad estructural o heterogeneidad ambiental (diversidad de sustratos, grandes restos de madera) puede hacer que aumente la riqueza de la comunidad, ya que la estructura proporciona una mayor disponibilidad de refugio, de ítems alimenticios, un hábitat de forrajeo y estrategias reproductivas específicas del sustrato (Angermeier & Karr, 19883).

La vegetación riverense es una de las características paisajísticas que determina la disponibilidad de ítems alimenticios y otros recursos (Poveda-Cuellar et al., 2021). En las zonas más altas (>1700 m.s.n.m.), se pudo observar poca vegetación riverense con predominancia de arbustos, pendientes pronunciadas, quebradas rápidas con sustrato rocoso; y ausencia de remansos. En estas alturas, la dominancia del género *Astroblepus*, ha sido asociada a que las condiciones favorecen el establecimiento de ítems alimenticios consumidos por las especies de este género: invertebrados terrestres que caen al agua, detritos (es decir, recursos alóctonos) y perifiton. Mientras que en zonas bajas (<1700m.s.n.m), el aumento en la riqueza de grupos taxonómicos, se asocia con una mayor vegetación riverense y una mayor variación paisajística: canales anchos y poco profundos de baja pendiente, con remansos y charcas y también, canales más estrechos y profundos con pendientes más pronunciadas, que permite el establecimiento de una mayor diversidad de ítems alimenticios, disponibilidad de refugios y hábitats de forrajeo.

### **5.2.3 Aislamiento geográfico**

Sin embargo, Lomolino (2001) propuso que la riqueza de especies disminuye con la elevación a medida que la tasa de inmigración disminuye con el crecimiento del aislamiento de las comunidades debido a la complejidad del hábitat. La complejidad que genera la fragmentación longitudinal de las redes hidrográficas, causada por las cascadas y los rápidos, se ha propuesto como un factor biogeográfico implicado en darle forma a las comunidades de peces a través de gradientes de diversidad a gran escala, sobre la base de que podrían estar actuando como barreras ecológicas que limitan los procesos de dispersión de las poblaciones. El aislamiento y la baja capacidad de dispersión de las especies de tierras bajas es una causa reconocida de diferenciación faunística y también explica el alto endemismo que caracteriza a las comunidades de peces de alta montaña (Fue et al., 2004), lo que es congruente con este estudio, ya que, de las 20 especies encontradas, 19 son endémicas del departamento.

### **5.3 Análisis de rasgos funcionales y complejidad de hábitat**

La asignación de rasgos funcionales atribuido a cada especie puede explicar la variación en diversidad observada en el gradiente altitudinal. En zonas altas (>1700 m.s.n.m.), que son más extremas, las especies del género *Astroblepus*, que son el género más dominante, son mayoritariamente especies “Torrenciales” presentando adaptaciones (bocas succionadores, cuerpos deprimidos dorsoventralmente y hábitos de tipo insectívoro) que les permite habitar este tipo de ambientes de alta complejidad, en los que otras especies no son capaces de habitar, pero cuando descendemos altitudinalmente encontramos los tres tipos de grupo funcional: “especies de piscina”, “especies pelágicas y “especies torrenciales”, que exhiben morfologías más diversas,

asociadas a un mayor disponibilidad de hábitats diferentes, ítems alimenticios y menor complejidad del hábitat (Maldonado-Ocampo, 2005).

Las especies de *Astroblepus* que coexisten en rangos altitudinales altos, pueden presentar diferencias en el número y la distancia de las branquiespinas entre ellos, que sugiere partición de los recursos en los afluentes donde se distribuyen, ya que estos, son rasgos que indican relaciones de coexistencia y partición de recursos (Spiegel et al., 2011). Por lo que se sugiere hacer estudios de morfología íctica en las especies de *Astroblepus* encontradas en esta región, para así conocer la forma en la que se están distribuyendo los recursos en los afluentes.

#### **5.4 Análisis de composición por rango de distribución**

*A. pradai*, *C. phoxocephalum*, *S. hastata* y *S. dariensis*, solo se encontraron en el rango bajo del río Ture. Las localidades muestreadas en este rango altitudinal, fueron las más cercanas al río Ture o sobre él. Esto explica que estas especies solo sean encontradas en este rango altitudinal, ya que, son especies características de afluentes que poseen mayor anchura y profundidad y que se encuentran más cercanas o sobre ríos principales (Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011).

*Creagrutus pijao*, solo se encontró en el rango altitudinal bajo del río Taquiza. Lo que podría indicar que las características que posee este afluente por debajo de los 1700 m.s.n.m están dentro del rango óptimo para esta especie y que las características que presentan los demás rangos evaluados, presentan posibles variaciones que dificultan que esta especie habite allí. Sin embargo, es extraño para nosotros no encontrar esta especie en el rango bajo del río Ture, ya que, entre los dos ríos, existe una conexión que podría facilitar el flujo de esta especie a esas localidades y que según lo encontrado en el ANOSIM, los rangos bajos de los dos ríos son más similares en

composición y estructura de peces entre ellos, que con los rangos altos y viceversa, lo que podría demostrar a su vez que, las características paisajísticas y fisicoquímicas entre estos rangos, son similares. Por ello, se sugieren hacer estudios más detallados para esta especie, que permitan descifrar las razones por las cuales solo tiene preferencia por el rango bajo del río Taquiza.

Al igual que en *C.pijao*, nosotros encontramos varias especies que se encuentran en solo unos rangos altitudinales de los dos ríos, y en los otros no. Por ejemplo, *A.curitiensis* fue encontrada en los rangos altitudinales altos de los dos ríos (rangos II y IV) y en el rango bajo del río Taquiza (rango III), pero en el rango bajo del río Ture, no. *A. chapmani*, fue encontrado en el rango I y en los dos rangos altitudinales altos de los ríos, pero no, en el rango bajo del río Taquiza. *D. carnegiei* se encontró en todos los rangos, menos en el rango alto del río Taquiza (rango IV) y *Astroblepus sp.*, se encontró en todos los rangos, menos en el rango alto del río Ture (rango II). Todas estas variaciones en la distribución, parecieran indicar que estas especies tienen requerimientos particulares que solo se encuentran en los sitios donde se distribuyen. Sin embargo, como fue mencionado anteriormente, Maldonado-Ocampo et al. (2005), dice que estas diferencias en distribución de especies en lugares específicos, podría ser consecuencia de un proceso histórico relacionado con la orogénesis de la región andina en Colombia, más específicamente, el proceso de levantamiento de valles, que aisló algunas especies en diferentes altitudes.

*Oncorhynchus mykiss*, es una especie introducida que solo fue encontrada en altitudes por encima de los 1700 m.s.n.m en los dos ríos. Según lo que pudimos dialogar con algunos actores importantes del municipio, esta especie se encuentran en estos afluentes de altura, debido a que hace décadas la población local de Coromoro ha venido estableciendo el cultivo de Trucha arcoíris como parte de su actividad productiva, ubicando las trucheras cerca de quebradas o en conexión

con ellas, ocasionando que algunos individuos de esta especie escapen a los afluentes donde fueron encontrados.

### 5.5 Diversidad íctica

El análisis de diversidad alfa, arrojó que el rango bajo del río Ture fue el que presentó la mayor riqueza de especies, seguido del rango III, el IV y II y que, el río Taquiza (rango III) fue el que presentó una mayor diversidad, seguido del rango I, el IV y III. Esto puede explicarse porque, en los rangos altitudinales bajos (I y III), se tomaron puntos cercanos o sobre los afluentes principales, lo que según, Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011, está asociado a encontrar un mayor número de especies. Este resultado a su vez, muestra que la diversidad de peces de los ríos Ture y Taquiza del municipio de Coromoro, Santander, al igual que la riqueza, se agrupa en cuerpos de agua con altitudes inferiores a los 1700 m.s.n.m. En cuanto a la equitatividad ( $q=2$ ), se encontró el mismo patrón que encontramos en diversidad, pero esta vez, los dos rangos del río Taquiza, fueron los más equitativos.

En cuanto a la diversidad beta, podemos observar que las disimilitudes entre los rangos altos de los dos ríos (rangos II y IV) con respecto a los rangos bajos (rangos I y III), en cuanto al recambio de especies, se debe principalmente a que las especies encontradas en rangos bajos, a medida que aumenta la altitud, no pueden habitar rangos altos y son reemplazadas por dos especies (*O. mykiss* y *A. chapmani*) que están adaptadas únicamente a altitudes por encima de los 1700 m.s.n.m. Cabe resaltar que, como se observa en los resultados obtenidos de diversidad beta, las diferencias en las riquezas de las especies entre los rangos evaluados, también juega un papel importante en los patrones de diversidad observados en el río Ture y río Taquiza. Sin embargo, las disimilitudes que se dan entre los rangos establecidos, se deben en mayor medida a la forma en

que naturalmente las especies habitan en un sitio y no en los otros, que por el número de especies que se tienen a la hora de hacer los análisis.

Los cuerpos de agua ubicados por debajo de los 1700 m.s.n.m. en el río Ture y Taquiza del municipio de Coromoro, presentan una composición de peces similar, que es explicada por la cercanía que existe entre estas dos partes de los ríos y que, en este gradiente altitudinal se distribuye la mayor diversidad y riqueza del total de la ictiofauna presente en el municipio.

Cabe resaltar que en los afluentes del río Taquiza que se encuentra por debajo de los 1700 m.s.n.m., fue donde se encontró la mayor diversidad de la región, siendo este, un punto clave para la conservación de la ictiofauna dulceacuícola del municipio, que en su mayoría es endémica del departamento de Santander.

### **5.6 Recomendaciones para la conservación del Río Ture y Taquiza**

El alto grado de endemismo encontrado en este estudio, refleja la importancia que tiene esta región dentro de la cordillera andina y el departamento de Santander y, la necesidad de hacer otros estudios que puedan determinar las variables fisicoquímicas y paisajísticas que se encargan de establecer los patrones de composición y estructura de las comunidades de peces (ya que las posibles explicaciones dadas a los patrones encontrados, se hicieron con la literatura disponible y no con variables medidas durante la colecta de los especímenes), para de este manera, poder entender la forma en la que responden las especies de esta región a las variaciones que ocurren en los afluentes y el posible papel que este teniendo el ser humano y el cambio climático sobre la distribución de las especies de peces, ya que se considera que la región andina es una de las regiones del planeta que presenta una mayor intervención y ocupación antrópica (Rodríguez et al., 2004).

Para el caso de Santander, mucha del área productiva se encuentra principalmente en las montañas andinas, las cuales han mostrado un crecimiento en los últimos años, lo que supone una mayor contaminación y modificación de los cuerpos de agua, representando mayores presiones sobre las comunidades de peces, generando posiblemente procesos de extinción (Mojica et al., 2012).

Uno de los temas que también preocupa de esta región de alto grado de endemismo, es que son pocos los estudios que determinen el grado de amenaza en la que se encuentran las especies, por esto, es importante desarrollar estudios que permitan conocer mejor el estado de las comunidades de peces, para de esta manera, establecer políticas de conservación y manejo, que permitan resguardar y proteger los peces que solo encontramos en esta región del planeta.

Al buscar información sobre el grado de amenaza de las especies encontradas en Coromoro según la UICN, solo encontramos información de dos especies: *Characidium cf. phoxocephalum* (Vulnerable A2c) y *Saccodon dariensis* (Preocupación menor), para el resto, no hay suficiente información que permita asignarles algún grado de amenaza.

Por otra parte, encontrar una menor diversidad y dominancia de especies en altitudes superiores a los 1700 m.s.n.m. no supone que sean afluentes menos importantes. Sugiere que estos afluentes del río Ture y Taquiza son de gran importancia, porque en ellos, se distribuyen especies adaptadas a condiciones climáticas, fisicoquímicas y paisajísticas particulares, que podrían perecer más rápidamente si se modifican los sitios donde habitan.

Por ello, el hecho de encontrar Trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) en algunos afluentes de los rangos altitudinales superiores (“Quebrada Guacharaca”) de los dos ríos, es un hecho bastante preocupante, ya que se ha evidenciado que es una especie exótica que desplaza otras especies nativas como las de los géneros *Astroblepus* y *Trichomycterus* (Diavanera, 2006).

En el municipio de Coromoro, se cuenta con múltiples criaderos de Trucha arcoíris en altitudes por encima de los 1700 m.s.n.m. que representan una parte importante de la economía de la región. Hablando con las personas locales, nos contaban que algunas veces, individuos de Trucha arcoíris, se escapan de los criaderos y se dirigen a las quebradas, siendo imposible su recuperación. Por ello, es que ya se encuentran habitando las quebradas de mayores alturas.

La ausencia de ejemplares ícticos en 2 de los 27 afluentes visitados podría estar relacionado con la recolonización tardía de los peces de estos ecosistemas temporales (en la época de sequía el afluente no tiene agua) para el caso de la quebrada La Lejía o con otro tipo de barreras físicas en el caso de la quebrada Guachavita; sin embargo, se requiere ampliar los estudios sobre estos afluentes para corroborar mencionadas hipótesis.

En los rangos altitudinales establecidos en este estudio, hubo una diferencia de 900 m.s.n.m., entre el punto más bajo y el más alto. Según lo encontrado en el ANOSIM, todos los rangos altitudinales, presentan diferencias significativas entre ellos, lo que podría sugerir que cada uno, posee características fisicoquímicas y paisajísticas diferentes, que hacen que la composición y estructura de peces entre rangos varíe. Sin embargo, nosotros no pudimos tomar información de las variables fisicoquímicas ni paisajísticas para llegar a este tipo de conclusiones, por lo que se sugiere hacerlo en próximos estudios.

## 6. Conclusiones

El río Ture y río Taquiza del municipio de Coromoro, Santander, presentan una composición y diversidad de peces similar a la que se ha encontrado en la cordillera central de los andes colombianos y otras regiones de la cordillera andina. Las especies del género *Astroblepus*, fueron dominantes en altitudes superiores a los 1700 m.s.n.m. y, en altitudes inferiores, se encontró una mayor riqueza de géneros, entre los que se encuentran *Trichomycterus*, *Hemibrycon* y *Saccoderma*.

Existe una alta diferenciación de las comunidades de peces entre los rangos altitudinales evaluados, reflejando posiblemente procesos geográficos particulares en cada sitio (relacionados a la orogénesis de la cordillera oriental andina), que probablemente han generado unas características bióticas, abióticas y climáticas particulares que establecen las especies que pueden habitar en cada uno de ellos, de acuerdo a sus limitaciones fisiológicas y a la historia de vida de cada especie.

Los cuerpos de agua del municipio que se encuentran por debajo de los 1700 m.s.n.m. y los que se encuentran por encima de esta altura, tienen una composición y estructura de peces diferente entre ellos, probablemente asociados a los cambios bióticos y abióticos que ocurren con el aumento en la altitud, por el posible efecto que estén teniendo las actividades humanas y la influencia del cambio climático.

La mayor diversidad íctica de Coromoro, se encuentra asociada a los afluentes que componen la red hidrográfica del río Taquiza por debajo de los 1700 m.s.n.m. y la mayor riqueza a los que componen la red hidrográfica del río Ture por debajo de esa misma altitud.

Este estudio permitió tener un acercamiento a los patrones de diversidad y composición de peces en el municipio de Coromoro y determinar posibles sitios importantes donde se deben

enfocar los esfuerzos de conservación, por ser lugares donde se agrupa la mayor diversidad de peces de la región.

## 7. Recomendaciones

El hecho de agrupar afluentes de orden uno a cuatro (Stralher, 1954), pudo haber tenido influencia en los hallazgos de nuestro estudio, ya que, la tendencia de la mayoría de grupos taxonómicos de peces, es ubicarse sobre el afluente principal. Por lo que se sugieren hacer estudios que agrupen únicamente afluentes de primer a tercer orden. Sin embargo, consideramos que nuestro estudio es un aporte importante al conocimiento de los patrones de diversidad de peces andinos, teniendo en cuenta que la información de este grupo taxonómico en esta área de gran endemismo, es escasa.

Se sugieren realizar otros estudios que evalúen el papel que podrían tener las variables fisicoquímicas y paisajísticas en los patrones de composición, distribución y diversidad de peces en los ríos Ture y Taquiza, ya que así, podríamos entender mejor la forma en que responden en la que se distribuyen los peces y la respuesta que tiene, ante las variaciones que hay en los cuerpos de agua, todo lo anterior, para poder establecer planes de manejo eficaces que permitan su conservación.

Se sugiere a los entes pertinentes, establecer un plan de manejo que priorice en conservación el río Taquiza y el río Ture en altitudes por debajo a los 1700 m.s.n.m., con el fin de resguardar la diversidad y riqueza de peces que existe en el territorio de Coromoro y establecer también, planes de manejo que puedan evitar que individuos de Trucha arcoíris, lleguen a los afluentes, donde podrían afectar a las especies de la región que habitan esas altitudes y que son diferentes a las encontradas en altitudes bajas.

## 8. Referencias bibliográficas

Alejandro, D., & Cuellar, M. (2020). Ciencia Unisalle Identificación y análisis de los factores de riesgo en el municipio de Charalá Santander para el fortalecimiento de este componente en el esquema de ordenamiento territorial.

Ardila, C. 2015. Cuatro nuevas especies del departamento de Santander. Universidad metropolitana de Barranquilla.  
[https://www.researchgate.net/publication/323078572\\_Astroblepus\\_verai\\_spnov\\_Astroblepus\\_pradai\\_Astroblepus\\_curitiensis\\_Astroblepus\\_onzagaensis\\_CUATRO\\_NUEVAS\\_ESPECIES\\_DEL\\_DEPARTAMENTO\\_DE\\_SANTANDER-COLOMBIA](https://www.researchgate.net/publication/323078572_Astroblepus_verai_spnov_Astroblepus_pradai_Astroblepus_curitiensis_Astroblepus_onzagaensis_CUATRO_NUEVAS_ESPECIES_DEL_DEPARTAMENTO_DE_SANTANDER-COLOMBIA)

Ardila, C. 2017. Dos nuevas especies de peces Trichomycterus para el departamento de Santander, Colombia. Universidad metropolitana de Barranquilla.  
[https://www.researchgate.net/publication/323178538\\_TRICHOMYCTERUS\\_BETULIENSIS\\_Y\\_TRICHOMYCTERUS\\_MOGOTENSIS\\_DOS\\_NUEVAS\\_ESPECIES\\_DE\\_PECES\\_TRICHOMYCTERUS\\_PARA\\_EL\\_DEPARTAMENTO\\_DE\\_SANTANDER\\_COLOMBIA](https://www.researchgate.net/publication/323178538_TRICHOMYCTERUS_BETULIENSIS_Y_TRICHOMYCTERUS_MOGOTENSIS_DOS_NUEVAS_ESPECIES_DE_PECES_TRICHOMYCTERUS_PARA_EL_DEPARTAMENTO_DE_SANTANDER_COLOMBIA)

Ardila-Rodríguez, C. 2018. Cinco nuevas especies de peces astroblépidos para los andes colombianos. Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas, 27(October 2015), 1–144.  
<https://revistaaccb.org/r/index.php/accb/article/download/110/110/438>

Anderson, E. P., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2011). Una Perspectiva Regional de la Diversidad y Conservación de Peces Andinos Tropicales. *Conservation Biology*, 25(1), 30–39.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01568.x>

Askeyev, A., Askeyev, O., Yanybaev, N., Askeyev, I., Monakhov, S., Marić, S., & Hulsman, K. (2017). River fish assemblages along an elevation gradient in the eastern extremity

of Europe. *Environmental Biology of Fishes*, 100(5), 585–596. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0588-z>

Alvarez-León, R & Ortiz-Muñoz, V. (2004). Distribución altitudinal de las familias de peces en tributaries de los ríos Magdalena y Upía. *Dahlia* 7, 87-94.

Angermeier, P. L., & Karr, J. R. (1983). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9 (2), 117-15. <https://doi.org/10.1007/BF00690857>.

Agudelo-Zamora, H. D., Ortega-Lara, A., & Taphorn, D. C. B. 2020. *Characidium chancoense*, a new species of South American darter from the Río Cauca drainage, Colombia (Characiformes: Crenuchidae). *Zootaxa*, 4768(2), 249–263. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4768.2.6>

Ballen, G. & Vari, R. 2012. Review of the Andean armored catfishes of the genus *Dolichancistrus* Isbrücker (Siluriformes: Loricariidae). *Neotropical Ichthyology* 10 (3): 499-518 <https://www.scielo.br/j/ni/a/Zrjqgv4rVYgc9QKpFhfKG8L/abstract/?lang=es>

Barrera, G. G. (2013). Definición de las tendencias de fertilidad en suelos cafeteros de Charalá, Coromoro y Ocamonte (Santander). *Ciencia y Agricultura*, 10 (2), 67-72. <https://doi.org/10.19053/01228420.2843>.

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19:14-14. <https://doi.org/10.1111/j.1466-828.2009.00490.x>

Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: and R package for the study of beta diversity. *Methods in ecology and evolution*, 3(5), 808-812.

Bistoni, M. A. & Hued, A.C.(2002) Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 753-764.

Bivins, A., North, D., Ahmad, A., Ahmed, W., Alm, E., Been, F., Bhattacharya, P., Bijlsma, L., Boehm, A. B., Brown, J., Buttiglieri, G., Calabro, V., Carducci, A., Castiglioni, S., Cetecioglu, Z., Chakraborty, S., Costa, F., Curcio, S., de Los Reyes, F. L., ... Bibby, K. (2020). Wastewater-Based Epidemiology: Global Collaborative to Maximize Contributions in the Fight against COVID-19. *Environmental Science and Technology*, 54(13), 7754–7757. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02388>

Boon, A. & Gaston, K. J. (2005). Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation*, 14, 108-1100.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., & Rodrigues, A. S. L. (n.d.). Global Biodiversity Conservation Priorities. [www.sciencemag.org](http://www.sciencemag.org)

Buisson, L. Blanc, L. & Grenouillet, G. (2008<sup>a</sup>). Modelling stream fish species distribution a river network: the relative effects of temperatura versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 17, 244-257. doi: 10.1111/j.1600-06.2007. 00276.x

Carvajal-Quintero, J. D., Escobar, F., Alvarado, F., Villa-Navarro, F. A., Jaramillo-Villa, Ú., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2015). Variation in freshwater fish assemblages along a regional elevation gradient in the northern Andes, Colombia. *Ecology and Evolution*, 5(13), 2608–2620. <https://doi.org/10.1002/ece3.1539>

Castellanos-Morales, C. A., Marino-Zamudio, L. L., Guerrero-V, L., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2011). Peces del departamento de Santander, Colombia. *REV.ACAD.COLOMB.CIENC*, 35(135), 189–212.

[https://www.researchgate.net/publication/314776054\\_Peces\\_del\\_departamento\\_de\\_Santander\\_Colombia](https://www.researchgate.net/publication/314776054_Peces_del_departamento_de_Santander_Colombia)

Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*. 18,117-143.

Chapman, M. G., & Underwood, A.J. (1999). Ecological patterns in multivariate assemblages: information and interpretation of negative values in ANOSIM tests. *Marine ecology Progress Series*, 180, 257-265.

Cheng, D., Zhao, X., Song, J., Sun, H., Wang, S., Bai, H., & Li, Q. (2019). Quantifying the distribution and diversity of fish species along elevational gradients in the Weihe River Basin, Northwest China. *Sustainability (Switzerland)*, 11(21). <https://doi.org/10.3390/su11216177>.

DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2020). Indicador de Inversión en Obras Civiles (IIOC).

DoNacimiento C, Herrera-Collazos EE, Herrera-R GA, Ortega-Lara A, Villa-Navarro FA, Usma-Oviedo JS, Maldonado-Ocampo JA. (2017). Checklist of the freshwater fishes of Colombia: a Darwin Core alternative to the updating problem. *ZooKeys* 708: 25–138. <https://doi.org/10.3897/zookeys.708.13897>

Diavanera, A. 2006. Plan de manejo de la trucha (*Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta*) en el Parque Nacional Chingaza. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia. 44 pp.

Encalada, A. C., Flecker, A. S., Poff, N. L. R., Suárez, E., Herrera, G. A., Ríos-Touma, B., Jumani, S., Larson, E. I., & Anderson, E. P. (2019). A global perspective on tropical montane rivers. *Science*, 365(6458), 1124–1129. <https://doi.org/10.1126/science.aax1682>.

Espinal, S. (1977). Zonas de vida o formaciones vegetales de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

Eigenmann, C.H. (1917). Eighteen New Species of Fishes from Northwestern South America. *Proceedings of the American Philosophical Society*, 56(7): 673-689.  
<https://www.jstor.org/stable/983888>

Fairbanks, D.H.K., Reyers, B. & van Jaarsveld, A.S. (2001). Species and environment representation: selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. *Biological Conservation*, 98, 365-379.

Fricke, R., Eschmeyer, W. N. & R. van der Laan. 2021. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references.  
<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Electronic version accessed junio/2021.

Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2017. FishBase. World Wide Web electronic publication.  
<http://wfpb.sinica.edu.tw/search.php?lang=Spanish>

Fu, C., J. Wu, X. Wang, G. Lei, and J.Chen. (2004). Patterns of diversity, altitudinal range and body size among freshwater fishes in the Yangtze River Basin, China. *Glob. Ecol. Biogeography*. 1:54-552.

Graham, C.H., Moritz, C. & Williams, S.E. (2006). Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 103, 632-636.

Grenyer, R., Orme, C. D. L., Jackson, S. F., Thomas, G. H., Davies, R. G., Davies, T. J., Jones, K. E., Olson, V. A., Ridgely, R. S., Rasmussen, P. C., Ding, T. S., Bennett, P. M., Blackburn, T. M., Gaston, K. J., Gittleman, J. L., & Owens, I. P. F. (2006). Global distribution and

conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature*, 444(7115), 93–96.  
<https://doi.org/10.1038/nature05237>

Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54 (2), 427-42. <https://doi.org/10.2307/194352>.

Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K.O & Taphorn, D. C. (2004). Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont, Llanos floodplain gradient of the río Portuguesa, Venezuela. *Neotropical Ichthyology* 2, 85-92. Doi: 10.1590/S1679-62252004000200005.

Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.

IGAC. (2021). Geoportel del Instituto Agustín Codazzi, planchas del municipio de Coromoro. <https://geoportel.igac.gov.co/contenido/consulta-de-planchas>

Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J. A., & Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology*, 76(10), 2401–2417. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02629.x>.

Jackson, D. A., Perez-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (1), 157-170.

Janzen, D. H. (1967). Why mountain passes are higher in the tropics. *American Naturalist*, 101, 233-249. Doi: 10.1086/282487.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*. 11 (2): 363-375.

Li, J., He, Q., Hua, X., Zhou, J., Xu, H., Chen, J., & Fu, C. (2009). Climate and history explain the species richness peak at mid-elevation for *Schizothorax* fishes (Cypriniformes:

Cyprinidae) distributed in the Tibetan Plateau and its adjacent regions. *Global Ecology and Biogeography*, 18(2), 264–272. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00430.x>

Lomolino, M.V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology & Biogeography*, 10, -1. Doi: 10.1046/j.1466822x.2001.00229.x.

Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma, J. S., Galvis, V. G., Villa-Navarro, F. A., Vasquez, G. L., Prada-Pedrerros, S. & Ardila, R.C. (2005). *Peces de los Andes de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Maldonado-Ocampo, J.A., Vari, R.P. & Usma, J.S. 2008. Checklist of the freshwater fishes of Colombia. *Biota Colombiana* 9(12): 143-237. <http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/32813/201-200-1-PB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Miranda, R., Ríos-Touma, B., Falconí-López, A., Pino-del-Carpio, A., Gaspar, S., Ortega, H., Peláez-Rodríguez, M., Araujo-Flores, J. M., & Tobes, I. (2021). Evaluating the influence of environmental variables on fish assemblages along Tropical Andes: considerations from ecology to conservation. *Hydrobiologia*, 3. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04726-3>

Mojica, J. I. C., Castellanos, C., Usma, J. S. & Álvarez-León, R. (Eds). (2002). *Libro Rojo de Peces dulceacuícolas de Colombia*. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente.

Miranda-Chumacero, G. (2004). Distribución altitudinal, adundancia relativa y densidad de peces en el río Huarinilla y sus tributarios (Cotapata, Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 41, 79-93.

Mojica, J. I., Galvis, G., Sanchez-Duarte, P., Castellanos, C & Villa-Navarro, F. A. (2006). *Peces del valle medio del río Magdalena*. *Biota colombiana* 7, 23-38.

McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4), 178-185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>.

Poveda-Cuellar, J. L., López Delgado, E. O., Zúñiga-Upegui, P. T., & Villa Navarro, F. A. (2021). What controls fish functional diversity patterns in Colombian Andean streams? *Ecology of Freshwater Fish*, 31(1), 87–101. <https://doi.org/10.1111/eff.12615>

Quintero- Dueñas, Ilse Ibeth. (2012). Santander: Hacia una nueva geografía económica y humana. Universidad Javeriana Facultad de Ciencias Sociales Maestría en Historia.

Reid, W. (1998). Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 275-280.

Reis, R.E. 2013). Conserving South American Freshwater Fishes. In. *Zoo Yb.*, 47:65-70. <https://doi.org/10.1111/izy.12000>.

Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Boucher, T. et al. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 102, 18497-18501.

Royero, J., & Clavijo, J. (2001). Memoria explicativa del mapa geológico generalizado del departamento de Santander, escala 1:400.000. Ingeominas, 256.

Ríos-Touma, B., Villamarín, C., Jijón, G., Checa, J., Granda-Albuja, G., Bonifaz, E., & Guerrero-Latorre, L. (2022). Aquatic biodiversity loss in Andean urban streams. *Urban Ecosystems*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01248-1>

Rolls, R. J., Heino, J., Ryder, D. S., Chessman, B. C., Grown, I. O., Thompson, R. M., & Gido, K. B. (2018). Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. *Biological Reviews*, 93(2), 971–995. <https://doi.org/10.1111/brv.12381>

Rosli, M., & Zainudin, Y. (2005). ASSESSMENT OF FISH COMMUNITY DISTRIBUTION AND COMPOSITION IN THE PERAK RIVER IN ORDER TO DETERMINE BIOLOGICAL INDICATORS FOR FRESHWATER HEALTH.

Rodriguez, N., Armenteras, D., Morales, M. & Romero, M. (2004). Ecosistemas de los andes Colombianos.

R Core Team. (2021). R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Satterthwaite, D. (2003). The Links between Poverty and the Environment in Urban Areas of Africa, Asia, and Latin America. In *Annals of the American Academy of Political and Social Science* (Vol. 590, pp. 73–92). <https://doi.org/10.1177/0002716203257095>

Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

Strahler, A.N. (1954). Quantitative geomorphology of erosional landscapes. In CR 19<sup>th</sup> International Geological Congress, Algiers, 1952.

Spiegel, J. R., Quist, M. C., & Morris, J.E. (2011). Trophic ecology and gill raker morphology of seven catostomid species in low a rivers. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(5), 1159-1164. <https://doi.org/10.1111/j.149-0426.2011.01779.x>

Tognelli, M. F., E. P. Anderson, L. F. Jiménez-Segura, J.Chuctaya, L. Chocano, J. A. Maldonado-Ocampo, L.Mesa-Salazar, J. I. Mojica, F. M. Carvajal-Vallejos, V.Correa, H. Ortega, J. F. Rivadeneira Romero, P. Sa´nchez-Duarte, N. A. Cox, M. Hidalgo, P. Jiménez Prado, C.A. Lasso, J. Sarmiento, M. A. Vela´squez & F. A. Villa-Navarro. (2019). Assessing conservation

priorities of endemic freshwater fishes in the Tropical Andes region. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29:1123–1132

Van der Werff, H. & Consiglio, T. (2004). Distribution and conservation significance of endemic species of flowering plants in Peru. *Biodiversity and Conservation*, 1, 1699-1713.

Walteros, J. M., & Ramírez, A. (2020). Urban streams in latin america: Current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S13–S28.  
<https://doi.org/10.15517/RBT.V68IS2.44330>

## 9. Anexos

**Anexo 1.** Abundancia de las especies colectadas en cada uno de los rangos altitudinales establecidos sobre río Ture y río Taquiza y el grupo funcional asignado que a cada una de ellas (T: torrencial, Pe: especie pelágica, Po: Peces de piscinas).

Orden	Familia	Especie	Endemismo	Rangos altitudinales				Total	Grupos funcionales
				Ture bajo	Ture alto	Taquiza bajo	Taquiza alto		
		<i>Astroblepus</i> <i>sp. Humboldt,</i> 1805	Endémica	3	0	3	1	7	T
		<i>Astroblepus</i> <i>cf.</i> <i>onzagaensis</i> Ardila Rodríguez, 2015	Endémica	13	2	36	29	80	T
<b>Siluriformes</b>		<i>Astroblepus</i> <i>chapmani</i> Eigenmann, 1912	Endémica	1	9	0	4	14	T
	<b>Astroblepidae</b>	<i>Astroblepus</i> <i>curitiensis</i> Ardila Rodríguez, 2015	Endémica	0	2	6	12	20	T
<b>Siluriformes</b>		<i>Astroblepus</i> <i>micrescens</i> Eigenmann, 1918	Endémica	15	43	43	138	239	T
		<i>Astroblepus</i> <i>nicefori</i> Myers, 1932	Endémica	6	20	29	36	91	T

		<i>Astroblepus pradai</i> Ardila Rodríguez, 2015	Endémica	2	0	0	0	2	<b>T</b>
		<i>Trichomycter us cf. mogotensis</i> Ardila Rodríguez, 2017	Endémica	46	0	30	0	76	<b>T</b>
	<b>Trichomycterid ae</b>	<i>Trichomycter us cf. Ruitoquensis</i> Ardila Rodríguez, 2007	Endémica	315	0	71	0	386	<b>T</b>
<b>Siluriformes</b>		<i>Cordylancistr us cf. pijao</i> Provenzano & Villa- Navarro, 2017	Endémica	0	0	15	0	15	<b>T</b>
	<b>Loricariidae</b>	<i>Dolichancistr us carnegiei</i> Eigenmann, 1916	Endémica	28	2	79	0	109	<b>T</b>
<b>Siluriformes</b>		<i>Chaetostoma cf. thomsoni</i> Regan, 1904	Endémica	52	0	47	0	99	<b>T</b>

		<i>Bryconamericus foncensis</i> Román-Valencia, Vanegas-Ríos & Ruiz-C., 2009	Endémica	13	0	2	0	15	<b>Po</b>
	<b>Characidae</b>	<i>Creagrutus guanes</i> Torres-Mejia & Vari, 2005	Endémica	106	0	153	1	260	<b>Po</b>
<b>Characiformes</b>		<i>Hemibrycon colombianus</i> Eigenmann, 1914	Endémica	872	0	338	0	1210	<b>Pe</b>
		<i>Saccoderma hastata</i> Eigenmann, 1913	Endémica	5	0	0	0	5	<b>Pe</b>
	<b>Crenuchidae</b>	<i>Characidium cf. phoxocephalum</i> Eigenmann, 1912	Endémica	3	0	0	0	3	<b>T</b>
<b>Characiformes</b>	<b>Parodontidae</b>	<i>Saccodon dariensis</i> Meek & Hildebrand, 1913	Endémica	1	0	0	0	1	<b>T</b>
<b>Salmoniformes</b>	<b>Salmonidae</b>	<i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum, 1792	Doméstica	0	6	0	3	9	<b>Pe</b>

<b>Blenniiformes</b>	<b>Poeciliidae</b>	<i>Priapichthys caliensis</i> Eigenmann & Henn, 1916	Endémica	151	0	1	0	152	<b>Po</b>
<b>Total</b>				163	84	853	224	2793	

**Nota.** Los valores numéricos corresponden a las abundancias de las especies colectadas en cada uno de los rangos altitudinales establecidos para el río Ture y para el río Taquiza.

**Anexo 2.** Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre todos los rangos comparados.

Taxon	%. disimilitud	% Contribución	% Acumulado	Media 1	Media 2	Media 3	Media 4
<i>H.colombianus</i>	29,98	34,73	34,73	109	0	42,3	0
<i>A. micrescens</i>	12,34	14,29	49,02	1,88	8,6	5,38	34,5
<i>T. ruitoquensis</i>	7,044	8,159	57,18	39,4	0	8,88	0
<i>C.guanes</i>	6,636	7,686	64,87	13,3	0	19,1	0,25
<i>A. nicefori</i>	5,346	6,193	71,06	0,75	4	3,63	9
<i>P. caliensis</i>	5,168	5,986	77,05	18,9	0	0,125	0
<i>D.carnegiei</i>	5,153	5,969	83,02	3,5	0,4	9,88	0
<i>A. onzagaensis</i>	4,261	4,936	87,95	1,63	0,4	4,5	7,25
<i>B. foncensis</i>	2,212	2,562	90,52	6,5	0	5,88	0
<i>T. mogotensis</i>	1,97	2,282	92,8	5,75	0	3,75	0
<i>C. pijao</i>	1,87	2,166	94,96	0	0	1,88	0
<i>O. mykiss</i>	1,274	1,476	96,44	0	1,2	0	0,75
<i>A. chapmani</i>	1,184	1,372	97,81	0,125	1,8	0	1
<i>A. curitiensis</i>	1,092	1,264	99,08	0	0,4	0,75	3
<i>C. thomsoni</i>	0,2696	0,3122	99,39	1,63	0	0,25	0
<i>Astroblepus sp.</i>	0,2174	0,2518	99,64	0,375	0	0,375	0,25
<i>S. hastata</i>	0,1502	0,1739	99,81	0,625	0	0	0
<i>C. phoxocephalum</i>	0,0807	0,09348	99,91	0,375	0	0	0
<i>A. pradai</i>	0,06945	0,08045	99,99	0,25	0	0	0
<i>S.dariensis</i>	0,01124	0,01302	100	0,125	0	0	0

Nota. En la tabla se observan las especies con su respectivo porcentaje de disimilitud (% disimilitud), porcentaje de contribución a las disimilitudes (% Contribución), el porcentaje acumulado (% Acumulado) y la desviación media con respecto a cada rango evaluado (Mean 1,2,3,4).

**Anexo 3.** Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre los dos rangos altitudinales del río Ture.

Taxon	% Disimilitud	% Contribución	% Acumulado	Media 1	Media 2
<i>H.colombianus</i>	46,48	48,39	48,39	109	0
<i>P. caliensis</i>	10,37	10,79	59,18	18,9	0
<i>T. ruitoquensis</i>	9,18	9,557	68,74	39,4	0
<i>A. micrescens</i>	7,782	8,102	76,84	1,88	8,6
<i>C.guanes</i>	4,92	5,123	81,96	13,3	0
<i>D.carnegiei</i>	3,432	3,573	85,54	3,5	0,4
<i>A. nicefori</i>	3,416	3,557	89,09	0,75	4
<i>B. foncensis</i>	2,338	2,434	91,53	6,5	0
<i>T. mogotensis</i>	1,996	2,078	93,6	5,75	0
<i>A. onzagaensis</i>	1,891	1,968	95,57	1,63	0,4
<i>A. chapmani</i>	1,603	1,669	97,24	0,125	1,8
<i>O. mykiss</i>	1,15	1,197	98,44	0	1,2
<i>C. thomsoni</i>	0,381	0,3966	98,84	1,63	0
<i>S. hastata</i>	0,3011	0,3135	99,15	0,625	0
<i>A. curitiensis</i>	0,285	0,2967	99,45	0	0,4
<i>Astroblepus sp.</i>	0,21	0,2186	99,67	0,375	0
<i>C. phoxocephalum</i>	0,1607	0,1673	99,83	0,375	0
<i>A. pradai</i>	0,1404	0,1462	99,98	0,25	0
<i>S.dariensis</i>	0,02024	0,02107	100	0,125	0
<i>C. pijao</i>	0	0	100	0	0

Nota. En la tabla se observan las especies con su respectivo porcentaje de disimilitud (% disimilitud), porcentaje de contribución a las disimilitudes (% Contribución), el porcentaje acumulado (% Acumulado) y la desviación media con respecto a cada rango evaluado (Mean 1,4).

**Anexo 4.** Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre el rango bajo del río Ture y el rango alto del río Taquiza.

Taxon	% Disimilitud	% Contribución	% Acumulado	Media 1	Media 4
<i>H.colombianus</i>	39,58	41,5	41,5	109	0
<i>A. micrescens</i>	15,74	16,5	58,01	1,88	34,5
<i>P. caliensis</i>	8,843	9,273	67,28	18,9	0
<i>T. ruitoquensis</i>	8,342	8,748	76,03	39,4	0
<i>C.guanes</i>	4,439	4,655	80,68	13,3	0,25
<i>A. nicefori</i>	4,396	4,61	85,29	0,75	9
<i>A. onzagaensis</i>	4,04	4,237	89,53	1,63	7,25
<i>D.carnegiei</i>	2,672	2,802	92,33	3,5	0
<i>B. foncensis</i>	2,017	2,116	94,45	6,5	0
<i>T. mogotensis</i>	1,721	1,805	96,25	5,75	0
<i>A. curitiensis</i>	1,374	1,441	97,69	0	3
<i>A. chapmani</i>	0,5956	0,6246	98,32	0,125	1
<i>O. mykiss</i>	0,4729	0,4959	98,81	0	0,75
<i>C. thomsoni</i>	0,3487	0,3656	99,18	1,63	0
<i>S. hastata</i>	0,258	0,2706	99,45	0,625	0
<i>Astroblepus sp.</i>	0,2486	0,2607	99,71	0,375	0,25
<i>C. phoxocephalum</i>	0,1386	0,1453	99,85	0,375	0
<i>A. pradai</i>	0,1195	0,1253	99,98	0,25	0
<i>S.dariensis</i>	0,01911	0,02004	100	0,125	0
<i>C. pijao</i>	0	0	100	0	0

Nota. En la tabla se observan las especies con su respectivo porcentaje de disimilitud (% disimilitud), porcentaje de contribución a las disimilitudes (% Contribución), el porcentaje acumulado (% Acumulado) y la desviación media con respecto a cada rango evaluado (Mean 1,4).

**Anexo 5.** Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre los dos rangos altitudinales del río Taquiza.

Taxon	% Disimilitud	% Contribución	% Acumulado	Media 3	Media 4
<i>H.colombianus</i>	22,05	25,47	25,47	42,3	0
<i>A. micrescens</i>	19,39	22,4	47,87	5,38	34,5
<i>C.guanes</i>	8,459	9,771	57,64	19,1	0,25
<i>D.carnegiei</i>	7,793	9,001	66,64	9,88	0
<i>A. nicefori</i>	6,565	7,583	74,23	3,63	9
<i>A. onzagaensis</i>	5,637	6,511	80,74	4,5	7,25
<i>T. ruitoquensis</i>	4,752	5,489	86,23	8,88	0
<i>C. pijao</i>	3,771	4,356	90,58	1,88	0
<i>A. curitiensis</i>	2,254	2,604	93,19	0,75	3
<i>B. foncensis</i>	2,146	2,478	95,67	5,88	0
<i>T. mogotensis</i>	2,113	2,441	98,11	3,75	0
<i>O. mykiss</i>	0,6735	0,7779	98,89	0	0,75
<i>A. chapmani</i>	0,5155	0,5954	99,48	0	1
<i>Astroblepus sp.</i>	0,2629	0,3036	99,78	0,375	0,25
<i>C. thomsoni</i>	0,135	0,1559	99,94	0,25	0
<i>P. caliensis</i>	0,05156	0,05956	100	0,125	0
<i>A. pradai</i>	0	0	100	0	0
<i>C. phoxocephalum</i>	0	0	100	0	0
<i>S.dariensis</i>	0	0	100	0	0
<i>S. hastata</i>	0	0	100	0	0

Nota. En la tabla se observan las especies con su respectivo porcentaje de disimilitud (% disimilitud), porcentaje de contribución a las disimilitudes (% Contribución), el porcentaje acumulado (% Acumulado) y la desviación media con respecto a cada rango evaluado (Mean 3,4).

**Anexo 6.** Resultados del Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) de las especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud encontrada entre el rango alto del río Ture y el rango bajo del río Taquiza.

Taxon	% Disimilitud	% Contribución	% Acumulado	Media 2	Media 3
<i>H.colombianus</i>	26,81	29,63	29,63	0	42,3
<i>A. micrescens</i>	10,29	11,36	40,99	8,6	5,38
<i>D.carnegiei</i>	9,726	10,75	51,74	0,4	9,88
<i>C.guanes</i>	9,716	10,74	62,47	0	19,1
<i>A. nicefori</i>	7,479	8,263	70,73	4	3,63
<i>T. ruitoquensis</i>	5,681	6,277	77,01	0	8,88
<i>A. onzagaensis</i>	5,601	6,189	83,2	0,4	4,5
<i>C. pijao</i>	5,365	5,928	89,13	0	1,88
<i>T. mogotensis</i>	2,557	2,825	91,95	0	3,75
<i>B. foncensis</i>	2,445	2,702	94,66	0	5,88
<i>A. chapmani</i>	1,991	2,199	96,85	1,8	0
<i>O. mykiss</i>	1,727	1,908	98,76	1,2	0
<i>A. curitiensis</i>	0,7508	0,8295	99,59	0,4	0,75
<i>C. thomsoni</i>	0,1614	0,1783	99,77	0	0,25
<i>Astroblepus sp.</i>	0,1481	0,1636	99,93	0	0,375
<i>P. caliensis</i>	0,05948	0,06572	100	0	0,125
<i>A. pradai</i>	0	0	100	0	0
<i>C. phoxocephalum</i>	0	0	100	0	0
<i>S.dariensis</i>	0	0	100	0	0
<i>S. hastata</i>	0	0	100	0	0

Nota. En la tabla se observan las especies con su respectivo porcentaje de disimilitud (% disimilitud), porcentaje de contribución a las disimilitudes (% Contribución), el porcentaje acumulado (% Acumulado) y la desviación media con respecto a cada rango evaluado (Mean 2,3).

**Anexo 7.** Peces de Coromoro, Santander, Colombia. a, *Astroblepus* sp.; b, *Astroblepus* cf. *onzagaensis*; c, *Astroblepus chapmani*; d, *Astroblepus curitiensis*; e, *Astroblepus micrescens*; f, *Astroblepus nicefori*; g, *Astroblepus pradai*; h, *Bryconamericus foncensis*; i, *Chaetostoma* cf. *thomsoni*; j, *Characidium* cf. *phoxocephalum*; k, *Cordylancistrus* cf. *pijao*; l, *Creagrutus guanes*; m, *Dolichancistrus carnegiei*; n, *Hemibrycon colombianus*; o, *Oncorhynchus mykiss*; p, *Priapichthys caliensis*; q, *Saccoderma hastata*; r, *Saccodon dariensis*; s, *Trichomycterus* cf. *mogotensis*; t, *Trichomycterus* cf. *rutoquensis*.



Nota. En cada imagen, la línea negra que se encuentra en la parte inferior izquierda, representa 1 cm de longitud con respecto al cuerpo del individuo.

