PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS NATURALES Y AMBIENTALES

CARRERA DE BIOLOGÍA

MONOGRAFÍA

Freddy Guaña Collaguazo

Distribución y riqueza de peces comestibles en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora y su papel en la seguridad alimentaria del pueblo Shuar.

Ecología/ Manejo de recursos naturales

Quito, 24 de junio de 2026

CERTIFICACIÓN

Certifico que la Monografía de Biología, del Sr. Freddy Guaña Collaguazo ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

MARIA VERONICA CRESPO PEREZ

Firmado digitalmente por MARIA VERONICA CRESPO PEREZ
Fecha: 2026.06.24 16:01:21 -05'00'

PhD. Verónica Crespo Pérez

Directora de la Monografía

Quito, 24 de junio de 2026

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por darme la calma en cada paso de esta investigación, poniendo alegría y amor por el mundo natural que nos sostiene.

A mi familia, que ha estado presente con apoyo incondicional; en especial a mi pa, mi ma y mi querida hermana.

A July, que a través de risas fue la compañía que necesitaba en este camino que se llama vida.

Al coro de la universidad, por darme un espacio seguro cuando más lo necesité.

A mi tutora Vero, por su tiempo y apoyo en el transcurso de esta monografía.

Y a aquellos que fueron olvidados, los peces olvidados.

Tabla de contenido

1. RESUMEN....1
2. ABSTRACT....2
3. INTRODUCCIÓN....3
4. OBJETIVOS....7
4.1 OBJETIVO GENERAL....7
11.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS....7
DESARROLLO TEORICO....8
5.1 COMUNIDADES DE PECES DULCEACUÍCOLAS EN SISTEMAS FLUVIALES....8
11.2.1 CONECTIVIDAD Y HETEROGENEIDAD DE SISTEMAS FLUVIALES....8
11.2.2 RIQUEZA ÍCTICA EN SISTEMAS FLUVIALES....12
11.2.3 RIQUEZA DE PECES COMESTIBLES EN LA ZONA ICTIOHIDROGRÁFICA UPANO-ZAMORA....17
11.2.4 DISTRIBUCIÓN ÍCTICA EN SISTEMAS FLUVIALES....21
11.2.5 DISTRIBUCIÓN DE PECES COMESTIBLES EN LA ZONA ICTIOHIDROGRÁFICA UPANO-ZAMORA....26
11.3 FACTORES AMBIENTALES Y ACTIVIDADES HUMANAS ASOCIADOS A LA PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN DE PECES....28
11.3.1 FACTORES AMBIENTALES Y ACTIVIDADES HUMANAS ASOCIADOS A LA PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN DE PECES EN LA ZONA ICTIOHIDROGRAFICA UPANO-ZAMORA....31
11.4 PECES DE AGUA DULCE Y SU RELACIÓN CON LA SEGURIDAD ALIMENTARIA....34
11.4.1 PECES DE AGUA DULCE Y SU RELACIÓN CON LA SEGURIDAD ALIMENTARIA DEL PUEBLO SHUAR....36
6. CONCLUSIONES....40
7. REFERENCIAS....42
8. ANEXOS....51

1. RESUMEN

Los ecosistemas de agua dulce albergan una biodiversidad íctica extraordinaria, a pesar de representar apenas el 0,01% del agua del planeta y el 1% de la superficie terrestre. En gran parte gracias a su conectividad y heterogeneidad, estos sistemas concentran el 51% de las especies conocidas de peces a nivel global. En la Amazonía ecuatoriana, estos sistemas fluviales sostienen comunidades de peces de gran importancia ecológica y alimentaria, especialmente para comunidades ribereñas indígenas. Mediante una revisión bibliográfica, este estudio analiza los factores que influyen en la composición de comunidades de peces a nivel global, con énfasis en la Amazonía ecuatoriana y explora la importancia de los peces dulceacuícolas como fuente de alimento para el pueblo Shuar de la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora. Además, por medio de análisis de registros georreferenciados de base de datos del GBIF y el INABIO y mapeo en ArcGIS se exploró la riqueza y diversidad de peces comestibles en la zona de estudio. Se identificaron cinco especies focales comestibles: el bocachico (*Prochilodus nigricans*), el bagre (*Rhamdia quelen*), el corroncho (*Chaetostoma microps*), la tilapia (*Oreochromis niloticus*) y la anguilla (*Henonemus punctatus*), además de una especie endémica no comestible (*Cetopsis plumbea*). Los resultados muestran que la riqueza y distribución registradas en los ríos Nangaritza y Zamora son menores en comparación con otras cuencas amazónicas, lo que refleja principalmente vacíos de información y no necesariamente una baja diversidad real. La conectividad fluvial es el factor ecológico clave que sostiene esta diversidad, mientras que las infraestructuras hidroeléctricas del sistema Paute-Zamora-Santiago y la presencia de especies introducidas como la tilapia (*Oreochromis niloticus*) representan las principales presiones antrópicas sobre el sistema.

Palabras clave: peces de agua dulce, conectividad fluvial, Amazonía ecuatoriana, seguridad alimentaria, pueblo Shuar, Upano-Zamora.

2. ABSTRACT

Freshwater ecosystems harbor an extraordinary fish diversity despite representing merely 0.01% of the planet's water and 1% of the Earth's land surface. Largely due to their connectivity and heterogeneity, these systems concentrate 51% of known fish species globally. In the Ecuadorian Amazon, these river systems sustain fish communities of great ecological and dietary importance, especially for indigenous riparian communities. Through a literature review, this study analyzes the factors influencing the composition of fish communities at a global level, with an emphasis on the Ecuadorian Amazon, and explores the importance of freshwater fish as food source for the Shuar people within the Upano-Zamora ichthyohydrographic zone. Furthermore, I explored the richness and diversity of edible fish in the study area by analyzing georeferenced records from the GBIF and INABIO databases, along with ArcGIS mapping. Five focal edible species were identified: bocachico (*Prochilodus nigricans*), bagre (*Rhamdia quelen*), corroncho (*Chaetostoma microps*), tilapia (*Oreochromis niloticus*) and anguilla (*Henonemus punctatus*), along with one non-edible endemic species (*Cetopsis plumbea*). The results show that the registered richness and distribution in the Nangaritza and Zamora rivers are lower compared to other Amazonian basins, reflecting mainly information gaps rather than a naturally low diversity. Fluvial connectivity is the key ecological factor sustaining this diversity, whereas hydroelectric infrastructures in the Paute-Zamora-Santiago system and the presence of introduced species such as tilapia (*Oreochromis niloticus*) represent the main anthropogenic pressures on the system.

Keywords: freshwater fish, fluvial connectivity, Ecuadorian Amazon, food security, Shuar people, Upano-Zamora.

3. INTRODUCCIÓN

Del agua del mundo, solo el 0,01% es agua dulce y sus hábitats representan solo una pequeña parte de la superficie de la Tierra, aproximadamente el 1%, en comparación con fuentes marinas que alcanzan el 71% (Dudgeon et al., 2006; WWF, 2021). Sin embargo, los ecosistemas acuáticos como ríos, lagos y humedales alrededor del mundo albergan altos niveles de biodiversidad. Hasta el 2006 se registraba aproximadamente 100 000 especies, casi el 6% de especies descritas, consolidándose como un recurso natural valioso con importancia económica, cultural y científica (Dudgeon et al., 2006). Con el paso del tiempo se ha manifestado una tendencia antropocentrista a nivel global, que promueve la construcción de represas, drenajes, carreteras y la transformación de ecosistemas naturales en zonas urbanas o tierras de cultivo (WWF, 2021). Todo esto, subestimando los beneficios de ecosistemas acuáticos saludables.

Entre las especies que habitan los ecosistemas de agua dulce, los peces se posicionan como uno de los grupos más numerosos y diversos en la Tierra, con 17 000 especies descritas hasta el momento (Nelson et al., 2016; Klimpel et al., 2019). De acuerdo con los datos de la WWF (2021, p. 8), el 51% de especies de peces conocidas se encuentran en aguas dulces. Oberdorff et al. (1995, citado en Jiménez-Prado et al., 2015) y Amarasinghe y Welcomme (2002, citado en Jiménez-Prado et al., 2015).afirman que las comunidades de peces de agua dulce son mucho más ricas por unidad de volumen de hábitat que las especies marinas. En agua dulce se ha registrado hasta una especie por cada 15 km³, en comparación con una especie por cada 100 000 km³ de agua de mar (Oberdorff et al., 1995, citado en Jiménez-Prado et al., 2015; Amarasinghe & Welcomme, 2002, citado en Jiménez-Prado et al., 2015) , esto se relaciona con barreras de dispersión más efectivas y hábitats más complejos en sistemas dulceacuícolas (Carrete Vega & Wiens, 2012).

Los ecosistemas neotropicales albergan la mayor diversidad de peces de agua dulce a nivel global. Hasta el 2003, se habían registrado 6 000 especies; lo que representaba más del 50% de la diversidad íctica mundial (Reis et al., 2003; Escobar-Camacho et al., 2015). Actualmente, las cifras continúan aumentando y en las últimas décadas han sido descritas más de 800 especies (Cala-Cala, 2019), principalmente en Sudamérica, una de las zonas con mayor abundancia de peces dulceacuícolas del planeta. Gran parte de esta diversidad se concentra en sistemas fluviales amazónicos altamente conectados.

La cuenca del Amazonas, el río más caudaloso y largo del planeta con una longitud de 6.992 km, se destaca por su excepcional diversidad íctica superior a 3 000 especies, integrando tanto linajes basales como especializados. Esta diversidad se encuentra asociada a su variabilidad espacial y temporal (Val, 2019). En Ecuador, la región amazónica abarca casi la mitad del territorio continental (46,7%) y concentra la mayor biodiversidad de peces del país, con 824 especies (Puertas, 2021). Para sistematizar esta riqueza, Barriga (2012) propuso dividir al país en 11 zonas ictiohidrográficas que comprenden 31 sistemas hidrográficos, con base en la distribución de peces y la composición ictiofaunística. Dentro de la región amazónica se reconocen cuatro zonas principales: Alto Napo (AN), Alto Pastaza (AP), Chinchipe (CH) y Upano–Zamora (UZ).

Además de su alta diversidad, los peces de agua dulce tienen un rol importante en la seguridad alimentaria. Son una fuente principal de proteína animal que aporta nutrientes esenciales, como lisina y calcio (Funge-Smith & Bennett, 2019) a 200 millones de personas a nivel global, incluyendo América del Sur y comunidades vulnerables en Asia y África (WWF, 2021). En la Amazonía ecuatoriana, la pesca artesanal proporciona un sustento alimenticio importante; Según Sirén (2011), el consumo anual en esta región alcanza las ocho mil toneladas. Este recurso es primordial en la dieta de poblaciones rurales y periurbanas,

especialmente en los estratos socioeconómicos más pobres y entre las poblaciones indígenas, entre ellas el pueblo Shuar.

A pesar de su importancia, el estado de conservación de peces de agua dulce es crítico (IUCN, 2020, citado en WWF, 2021). El 31% de las especies se encuentran bajo alguna categoría de amenaza (principalmente poblaciones de peces migratorios) y 80 especies han sido declaradas extintas (WWF, 2021). Las cuencas hidrográficas de grandes ríos tropicales como el Ganges están amenazadas por grandes represas, que alteran los patrones de flujo. Está ampliamente documentado que los peces de agua dulce en Ecuador enfrentan graves amenazas derivadas de la pérdida de hábitat, por alteraciones de los ríos, que provocan malas condiciones ambientales y favorecen la colonización de especies invasoras (Casatti et al., 2009).

En la Alta Amazonía ecuatoriana, la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora (UZ) limita al norte con el nacimiento del río Upano en la cordillera Central, hasta aproximadamente los 2.800 m s. n. m.; al este, con los cursos de agua que descienden desde las cordilleras de Cutucú y del Cóndor, así como con la confluencia del río Namangoza con el río Zamora; al sur, con el nacimiento del río Nangaritza; y al oeste, con la cota aproximada de 2.800 m s. n. m. Esta zona alcanza una superficie de 12.432 km² e incluye sistemas fluviales como los ríos Paute, Tutanangosa, Yakipa, Seripa, Pania, Upano, Namangoza, Yantzaza, Yacuambi, Quimi y Santiago. Las condiciones ambientales reportadas para sus cuerpos de agua incluyen temperaturas entre 18 °C y 22 °C, y valores de pH entre 6,6 y 7,4. Entre las principales ciudades asociadas a esta zona se encuentran Macas, Sucúa, Logroño, Méndez, San Juan Bosco, Gualaquiza, Yantzaza, Los Encuentros, Zamora, Santiago y Guayzimi (Barriga, 2012). Además presenta una elevada riqueza de peces dulceacuícolas y es considerada como la tercera más diversa de la región. Sin embargo, los sistemas fluviales asociados al drenaje del río Santiago, directamente conectado al río Zamora enfrentan amenazas debido al desarrollo de proyectos hidroeléctricos y actividades mineras durante los últimos años (Barriga, 1997;

Aguirre et al., 2021).

En Ecuador, hay grandes vacíos de información sobre la relación entre la distribución de peces comestibles y su disponibilidad para el pueblo Shuar en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora. Además, no hay estudios que integren variables espaciales, ambientales y antropogénicos. Esto limita la comprensión del estado del recurso y dificulta la planificación de estrategias de conservación que garanticen la seguridad alimentaria en el sur de la Amazonía. Ante este escenario, el presente estudio busca determinar patrones de distribución de peces comestibles en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora y sus implicaciones para el sustento del pueblo Shuar.

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar la distribución y riqueza de peces comestibles en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora y su relación con la seguridad alimentaria del pueblo Shuar.

11.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS

- Recopilar información bibliográfica sobre los factores ecológicos y biogeográficos que determinan la riqueza y distribución de peces de agua dulce a nivel global, con énfasis en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora.
- Analizar los factores ambientales y antropogénicos que influyen en la distribución y riqueza de los peces comestibles.
- Determinar la riqueza y distribución espacial de las especies de peces comestibles en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora.
- Determinar cómo la disponibilidad y distribución de los peces comestibles influyen en la seguridad alimentaria del pueblo Shuar.

DESARROLLO TEORICO

5.1 COMUNIDADES DE PECES DULCEACUÍCOLAS EN SISTEMAS FLUVIALES

La ictiofauna habita diferentes cuerpos de agua en todo el mundo, entre ellos los sistemas fluviales. Los ríos presentan barreras naturales asociadas a su baja similitud espacial y sus propias condiciones y dinámicas (WWF, 2021; Carrete Vega y Wiens, 2012). Aunque albergan solo una pequeña fracción del agua del planeta, acogen a una gran cantidad y diversidad de peces (Cala-Cala, 2019).

En la cuenca del Amazonas, las comunidades de peces de agua dulce han evolucionado para ocupar casi todo el nicho acuático. Varios factores han influido en la diversificación y distribución íctica, tales como, fluctuaciones estacionales del caudal, tamaño de las cuencas y nivel de interconexión hidrográfica norte-sur (Val, 2019).

11.2.1 CONECTIVIDAD Y HETEROGENEIDAD DE SISTEMAS FLUVIALES

Los cuerpos de agua dulce deben ser siempre entendidos como parte de una cuenca hidrográfica y no restringir su estudio solo a su perímetro inundado. Estos sistemas se encuentran influenciados por la red de drenaje aguas arriba, el terreno circundante, la zona ribereña y, en el caso de la fauna acuática migratoria, incluidos peces de agua dulce, los tramos aguas abajo. Por ello, se consideran sistemas abiertos y direccionales que funcionan como redes de drenaje dinámicas (Dudgeon et al., 2006).

Bunn y Arthington (2002) sostienen que en los ríos la interacción entre el régimen natural del flujo, la geología y el relieve local influye en el tamaño y la forma de los cauces fluviales, así como en la formación de hábitats, como pozas, rápidos, llanuras aluviales y humedales, que forman parte de la jerarquía fluvial. En este contexto, variaciones hidrológicas como inundaciones, periodos de bajo caudal y sequías modifican la disponibilidad y calidad

de estos hábitats, incluso a nivel de unidades o parches del sistema de agua dulce. Para los peces dulceacuícolas, esta dinámica del caudal es determinante, ya que eventos vitales clave se encuentran vinculados al régimen del flujo natural. Esto incluye la reproducción, el desove, la supervivencia larvaria, el crecimiento y el reclutamiento, además de otros procesos ecológicos de la biota acuática (Welcomme 1985, Junk et al. 1989, Copp 1989, 1990, Sparks 1995, Humphries et al. 1999, citados en Bunn y Arthington, 2002).

A partir de esta dinámica, los sistemas fluviales presentan dos tipos principales de conectividad. En primer lugar, la conectividad longitudinal, asociada al movimiento a lo largo del cauce, desde las cabeceras hasta las zonas bajas. Esta continuidad a lo largo del río es crucial para peces migratorios, principalmente algunos diádromos (especies que migran entre ambientes de agua dulce y marinos de acuerdo a diferentes etapas de su ciclo de vida especialmente reproducción y desove) (Verhelst et al., 2025), cuyo desplazamiento se extiende desde los cauces principales hasta los afluentes más grandes de los ríos. Por otro lado, la conectividad lateral permite la conexión entre el cauce del río y su llanura aluvial durante los periodos de inundación, que en otras épocas permanecen aislados. Estas zonas cumplen un papel importante como hábitats de desove, cría y alimentación para varias especies de peces y de otros vertebrados, como nutrias, aves acuáticas y ranas (Dudgeon et al., 2006; Bunn y Arthington, 2002).

En la cuenca Amazónica, la conectividad abarca una escala espacial mayor por la relación funcional entre los Andes tropicales y las regiones bajas amazónicas. Las tierras bajas aportan vapor de agua que alimenta las precipitaciones andinas mediante “ríos voladores”, mientras que los Andes aportan agua corriente hacia las tierras bajas. Además, muchos ríos amazónicos nacen en los Andes y sus afluentes contribuyen con aproximadamente la mitad del caudal anual del río Amazonas, transportando sedimentos, materia orgánica y nutrientes (Ritter et al., 2025). Esta dinámica se integra a un sistema hidrográfico de gran magnitud, donde el río Amazonas recoge agua de afluentes del norte y

del sur y descarga cerca del 20% (más de 250.000 m³) del agua dulce que fluye hacia los océanos del mundo (Val, 2019).

Bajo un enfoque biogeográfico, la evolución de los sistemas fluviales amazónicos, especialmente de sus hábitats lóticos (ríos) y lénticos (lagos), se encuentra estrechamente relacionada con la historia de las comunidades de peces amazónicos. Los procesos de conectividad y aislamiento de las redes hidrográficas en Sudamérica han influido en la dispersión y diferenciación de peces dulceacuícolas. En este contexto, la conexiones entre cuencas pueden facilitar el intercambio de linajes; mientras que los límites entre sistemas hidrográficos pueden favorecer procesos de vicarianza (Renno et al., 2011).

A pesar de esta conectividad a gran escala, la cuenca Amazónica no es homogénea ni monótona. Por el contrario, cada espacio puede presentar características únicas y estar sujeto a cambios dinámicos a lo largo del día, mostrando una marcada heterogeneidad espacial y temporal. Según Granado (2000), la variación espacial se refiere a la complejidad de hábitats acuáticos pertenecientes a la región y sus distintas condiciones físico-químicas, mientras que la variación temporal responde a las fluctuaciones estacionales de los niveles de agua.

Un claro ejemplo de esta heterogeneidad en la Amazonía es la presencia de tres tipos principales de agua. Alfred Russel Wallace (1852-1853) clasificó la cuenca hidrográfica del Amazonas, en aguas blancas, aguas claras o azules y ríos de aguas negras (Cala-Cala, 2019; Val, 2019). Cada tipo presenta propiedades físico-químicas y coloraciones específicas. Las aguas blancas tienden a ser turbias y blanco-amarillentas por la suspensión de sedimentos que son transportados desde las cabeceras de los Andes, además de contener nutrientes y un pH ligeramente ácido a neutro. Por otro lado, las aguas negras, son más ácidas, pobres en nutrientes y oscuras debido a la presencia de compuestos orgánicos como taninos y polifenoles. Las aguas claras, en cambio, presentan menor carga de sedimentos, mayor transparencia y nacen en terrenos con agua cristalina y cursos de pendiente reducida. Por

ejemplo, el río Amazonas tiene un pH cercano a la neutralidad, mientras que uno de sus afluentes, el río Negro, posee aguas acidas y pobres en iones (Sioli, 1984; Val y Almeida-Val, 1995, como se citó en Val, 2019). Aunque no hay barreras físicas entre estos tipos de agua y la biota acuática puede desplazarse entre ellas, las diferencias en el pH pueden representar factores limitantes para algunos peces que los habitan (Puertas, 2021; Val, 2019).

La variación temporal tiene una relación directa con los sistemas fluviales amazónicos. De hecho, la estacionalidad es uno de los factores principales que influye en la biología y ecología de sus ecosistemas, especialmente en el intercambio de nutrientes y energía entre el medio acuático y el entorno terrestre. En la Amazonía ecuatoriana hay dos estaciones: una seca, entre noviembre y febrero, y una lluviosa, entre abril y julio, además de periodos de transición en los que fluctúan de los niveles de agua, fundamentales para la regulación de comunidades acuáticas (Welcomme, 1992; Terneus, 2007).

Estas fluctuaciones estacionales en la Amazonía ecuatoriana se manifiestan en pulsos de inundación y reflujo, los cuales modifican la extensión del hábitat. Durante los periodos de lluvia, áreas importantes del bosque se inundan generando nuevos hábitats transitorios que estarán disponibles para la biota acuática, mientras que durante la sequía dejaran de existir o se reducen. A su vez, los periodos de inundación y contracción pueden determinar cambios en los procesos productivos de la cuenca y en características químicas del agua, como la disponibilidad de oxígeno. De esta manera la estructura de la comunidad de peces amazónicos responde a la dinámica estacional del rio ya que muchas especies ajustan el uso de los ambientes dentro del sistema fluvial según el nivel del agua y la disponibilidad de hábitats, alimento o zonas reproductivas (Galvis et al., 2006, como se citó en Puertas, 2021; Val, 2019; Fabré y Batista, 2011).

Según Barriga (2012), la delimitación de zonas ictiohidrográficas en Ecuador integra cuencas, subcuencas y tributarios asociados a las cordilleras costera, andina y oriental. La presencia de estas formaciones montañosas ha influido en los sistemas hidrográficos tanto a

nivel morfológico como ecológico, debido a que las características de cada cuenca hidrográfica son producto de factores biogeográficos e históricos. Por esta razón, cuando dos o más cuencas presentan una composición ictiofaunística similar y los sistemas hidrográficos nunca han estado aislados por barreras físicas, pueden integrarse en una sola zona ictiohidrográfica. Esta delimitación se basa principalmente en la composición particular de las comunidades de peces, la cual responde a factores evolutivos, orográficos, hidrográficos, físico-químicos, altitudinales y de salinidad. En conjunto, estos factores han intervenido en procesos de vicarianza, dispersión y especiación de la ictiofauna dulceacuícola.

La zona ictiohidrográfica Upano–Zamora representa una subregión relevante dentro de la Alta Amazonía ecuatoriana, debido a que abarca una red de sistemas fluviales, subcuencas y tributarios del suroriente del país. Su estructura hidrográfica evidencia la conectividad entre cuerpos de agua dulce y, al mismo tiempo, una heterogeneidad asociada a gradientes altitudinales, condiciones físico-químicas y características ecológicas propias de los sistemas amazónicos. Estas condiciones influyen en la composición de las comunidades de peces dulceacuícolas. De esta manera, el estudio de esta zona aporta conocimiento fundamental para evaluar la presencia, riqueza y distribución de peces dulceacuícolas comestibles en sistemas fluviales amazónicos (Barriga, 2012).

11.2.2 RIQUEZA ÍCTICA EN SISTEMAS FLUVIALES

La riqueza de peces dulceacuícolas es el resultado de la interacción entre complejos procesos ecológicos e historia biogeográfica. Desde una perspectiva ecológica, Welcomme (1992) señala que el total de especies que habitan en los diferentes sistemas fluviales está influenciado por el tamaño del río, medido por variables como la superficie de la cuenca, la longitud del cauce principal o el orden de la corriente. Estas relaciones evidencian que, al acercarse a los trópicos, es decir, a latitudes más bajas, la riqueza íctica aumenta más rápidamente, debido a que los sistemas más grandes suelen presentar una mayor variedad de nichos ecológicos. De forma complementaria, Granado (2000) propone que, aunque los

hábitats en la Región Tropical presentan cierto grado de parcheo, tienden a ser más continuos y menos fragmentados, favoreciendo una mayor conexión entre poblaciones y el intercambio de especies. Asimismo, este autor señala que estas regiones se caracterizan por una mayor estabilidad ambiental, donde los factores bióticos tienen un mayor papel ecológico que los factores abióticos, a diferencia de latitudes altas donde la temperatura es un factor dominante que influye sobre los organismos y poblaciones.

Con relación al patrón altitudinal y la profundidad en ambientes acuáticos, el número de especies tiende a disminuir conforme aumenta la elevación. Esta tendencia se encuentra directamente influenciada por condiciones ambientales más hostiles, principalmente las bajas temperaturas, junto a una menor disponibilidad de área, la reducción de la heterogeneidad del hábitat y el mayor aislamiento entre cuerpos de agua. De este modo, los ambientes de mayor elevación presentan barreras restrictivas para el establecimiento y permanencia de especies, mientras que las zonas bajas presentan una mayor concentración de riqueza íctica por la presencia de hábitats más extensos, conectados y de gran diversidad ambiental (Granado, 2000).

A escala biogeográfica, la composición actual de las comunidades de peces dulceacuícolas está fuertemente relacionada con eventos históricos de especiación y extinción de la vida en la Tierra. Estos eventos fueron determinados por presiones internas y externas a la biosfera, como el movimiento de los continentes, los cambios en la atmósfera, las variaciones del nivel del mar y las modificaciones climáticas, que han contribuido a moldear los ecosistemas acuáticos y su riqueza de especies, cada una con distintas intensidades y efectos geográficos diferenciados. En ecosistemas lóticos, los patrones de riqueza íctica y sus asociaciones dependen de factores biogeográficos que actúan en distintas escalas temporales, por lo que las comunidades actuales no pueden entenderse únicamente desde las condiciones ambientales presentes, sino también desde la historia evolutiva de los sistemas fluviales (Granado, 2000). Además, desde esta perspectiva histórica, las

comunidades de peces continentales funcionan de manera similar a la fauna de las islas debido a su aislamiento entre sí; bajo este principio, los ríos de mayor tamaño albergan una mayor diversidad al mantener un equilibrio dinámico entre la colonización y la extinción local (Welcomme, 1992).

La historia geológica e hidrográfica de Sudamérica ha sido fundamental para comprender la elevada riqueza de peces dulceacuícolas en la Amazonía. En esta región, la configuración actual de las redes fluviales no ha sido estática, sino el resultado de transformaciones asociadas a procesos tectónicos, climáticos y marinos ocurridos a distintas escalas temporales. Granado (2000) señala que la riqueza de peces en sistemas acuáticos está influenciada por factores biogeográficos de larga duración, entre ellos, los cambios en el nivel del mar, las modificaciones climáticas y el movimiento de los continentes. La Amazonía se posiciona como un escenario dinámico, donde los cambios paleogeográficos han influido en las rutas de intercambio, separación y acumulación de linajes ícticos. En este sentido, Renno et al. (2011) proponen que el levantamiento de los Andes, las sucesivas incursiones y regresiones marinas fueron procesos clave en la transformación de las redes hidrográficas. Estos eventos modificaron la organización de cuencas, tributarios y cabeceras, las cuales generaron nuevas conexiones entre sistemas fluviales, así como períodos de aislamiento entre redes hidrográficas previamente conectadas.

Los cambios hidrográficos históricos permiten explicar la diversificación de los peces dulceacuícolas, a través de procesos fundamentales como la dispersión, la vicarianza, la especiación y el endemismo. La dispersión ocurre cuando las conexiones entre cuencas, cabeceras o sistemas fluviales permiten el movimiento de linajes entre áreas distintas; en cambio, la vicarianza se produce cuando poblaciones previamente conectadas quedan separadas por barreras geográficas o hidrográficas, favoreciendo su diferenciación evolutiva. Renno et al. (2011) señalan que el estudio de la distribución de peces en Sudamérica permite inferir áreas de endemismo, patrones de distribución compartidos y posibles vías de

dispersión entre redes hidrográficas. Asimismo, los autores proponen que estructuras paleogeográficas como los paleoarcos (antiguas elevaciones o divisorias del relieve), junto a conexiones temporales entre cabeceras o tributarios de una cuenca hacia otra y refugios acuáticos, pudieron favorecer procesos de especiación alopátrica, ecológica e incluso simpátrica. En este sentido, los periodos de perturbación climática, como las glaciaciones, también pudieron influir en la contracción, persistencia de refugios y posterior recolonización de hábitats acuáticos, contribuyendo a la acumulación de especies en regiones tropicales (Granado, 2000).

Granado (2000) plantea que, en aguas epicontinentales, la elevada riqueza íctica ha sido considerada por algunos autores como una consecuencia del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y de su plasticidad fenotípica, donde la complejidad y partición trófica de sus hábitats promueven procesos de especialización. En el Amazonas, uno de los mayores sistemas fluviales del mundo, esta complejidad se expresa en la diversidad física de sus ambientes. Welcomme (1992) describe que los meandros generan una sucesión de hábitats regulares en el curso principal del río, mientras que algunos lagos del llano inundable pueden permanecer aislados del resto del sistema durante largos periodos. Además, hábitats similares dentro de los subsistemas fluviales pueden encontrarse separados por distancias considerables de biotopo hostil, favoreciendo la formación de grupos distintos de especies adaptadas a condiciones locales a lo largo del río. Sin embargo, Roberts (1973, citado en Welcomme, 1992) señala que esta relación también puede observarse en ríos de menor tamaño. En consecuencia, el río Amazonas al ser un entorno diverso y dinámico, alberga una de las riquezas ícticas más destacadas entre los ecosistemas dulceacuícolas del mundo (Val, 2019).

En la Amazonia ecuatoriana se delimitan dos sectores principales que comprenden tanto las estribaciones andinas como los cursos bajos de los ríos. En las estribaciones orientales se ubican los cursos superiores y medios de los ríos, mientras que, en la baja

Amazonía del nororiente, se desarrollan zonas de inundación como el Igapó y la Várzea, las cuales son más marcadas en invierno, cuando los ríos grandes incrementan su caudal e inundan las áreas boscosas de sus riberas formando bosques de inundación (Barriga, 2012). El número de especies de peces dulceacuícolas se asocia a esta heterogeneidad ambiental por la combinación de gradientes altitudinales que abarcan diferentes cursos fluviales y condiciones ecológicas.

A nivel regional, Escobar-Camacho et al. (2015) destacan al Parque Nacional Yasuní como evidencia de una concentración excepcional de peces, al integrar ríos andinos que fluyen hacia el alto Amazonas, sistemas de aguas blancas y negras, y una transición entre piedemonte andino y llanuras aluviales de tierras bajas. Hacia el sur, Anaguano-Yancha et al. (2024) muestran que la cuenca baja del río Santiago también presenta una riqueza importante de peces en un paisaje asociado a planicies aluviales, colinas medianas y al corredor biodiverso Kutukú-Cóndor. En conjunto, la composición íctica responde a las diferencias ambientales entre el norte y el sur, así como a unidades hidrográficas específicas.

La riqueza de peces en ecosistemas acuáticos se puede detallar a nivel taxonómico. Gran parte de la diversidad actual pertenece a la clase Actinopterygii (peces de aletas radiadas), uno de los linajes más diversos (Carrete Vega & Wiens, 2012). Adicionalmente, Granado (2000) señala que la fauna íctica se distribuye en 4.265 géneros, 482 familias y 57 órdenes, con una dominancia en peces óseos (Tabla 1 de los Anexos). Dentro de este estudio, el autor destaca que en ambientes epicontinentales, el superorden Ostariophysi destaca como uno de los grupos dulceacuícolas mejor representados, incluyendo órdenes ampliamente diversificados, como Cypriniformes, Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes.

Por otro lado, los órdenes que más contribuyen a la riqueza en la región Neotropical son Characiformes y Siluriformes ya que reúnen el 85% de especies (Puertas, 2021). Este patrón se refleja claramente a escala local, en los sistemas de agua dulce de la Amazonia

ecuatoriana. De esta manera, Barriga (2012) reporta que, entre los peces dulceacuícolas del país, Siluriformes presenta el mayor número de especies, con 365; seguido por Characiformes, con 344; y Gymnotiformes, con 44. En contraste, para la vertiente oriental, las familias Characidae (Characiformes) y Loricariidae (Siluriformes) son las más representativas. Esta misma tendencia se observa en sistemas amazónicos del norte, como el Parque Nacional Yasuní, y del suroriente, como la cuenca baja del río Santiago y el Alto Nangaritza.

11.2.3 RIQUEZA DE PECES COMESTIBLES EN LA ZONA ICTIOHIDROGRÁFICA UPANO-ZAMORA

La zona ictiohidrográfica Upano–Zamora es relevante porque forma parte de las estribaciones orientales de la Alta Amazonía ecuatoriana, donde la composición de peces responde a procesos históricos, geomorfológicos e hidrográficos. Barriga (2012) señala que, hacia el sur de la Amazonía ecuatoriana, varios ríos conforman el curso superior del río Santiago, uno de los principales tributarios del alto Marañón. Asimismo, el autor reconoce que el valor de endemismo en las zonas ictiohidrográficas fue un criterio determinante para poder diferenciarlas, debido a que algunas especies presentan distribuciones restringidas a cuencas, subcuencas o unidades hidrográficas específicas.

Según Barriga (2012), la presencia de endemismos locales como Cetopsis plumbea en Upano–Zamora evidencia que la singularidad de esta zona no solo depende de su ubicación en la Amazonía sur, sino también de procesos de aislamiento, diferenciación y especiación que han contribuido a la conformación de su ictiofauna. En esta misma unidad hidrográfica, el autor reportó un total de 40 especies nativas pertenecientes a familias como Crenuchidae y Characidae (Tabla 1 los Anexos). Sin embargo, aún falta información específica sobre la riqueza de especies en el área, especialmente de aquellas con valor alimentario para el pueblo Shuar.

Para este estudio se revisó bibliografía sobre especies de peces comestibles reportadas para la zona Upano-Zamora. Dado que varias referencias sobre seguridad alimentaria enfocadas al pueblo Shuar registraron nombres comunes o locales, pero no siempre nombres científicos. Los nombres comunes fueron verificados con guías de ictiofauna, literatura especializada, bases de datos de colecciones y registros de ocurrencia disponibles en GBIF e INABIO y para mapear se utilizó ArcGis. A partir de esta revisión se identificaron las cinco especies comestibles con más datos e información en la literatura consultada: bocachico (Prochilodus nigricans), bagre (Rhamdia quelen), corroncho (Chaetostoma microps), tilapia (Oreochromis niloticus) y anguilla (Henonemus punctatus). Además, se incluyó a Cetopsis plumbea como especie endémica de la zona (Tabla 2 los Anexos y Figura 1).

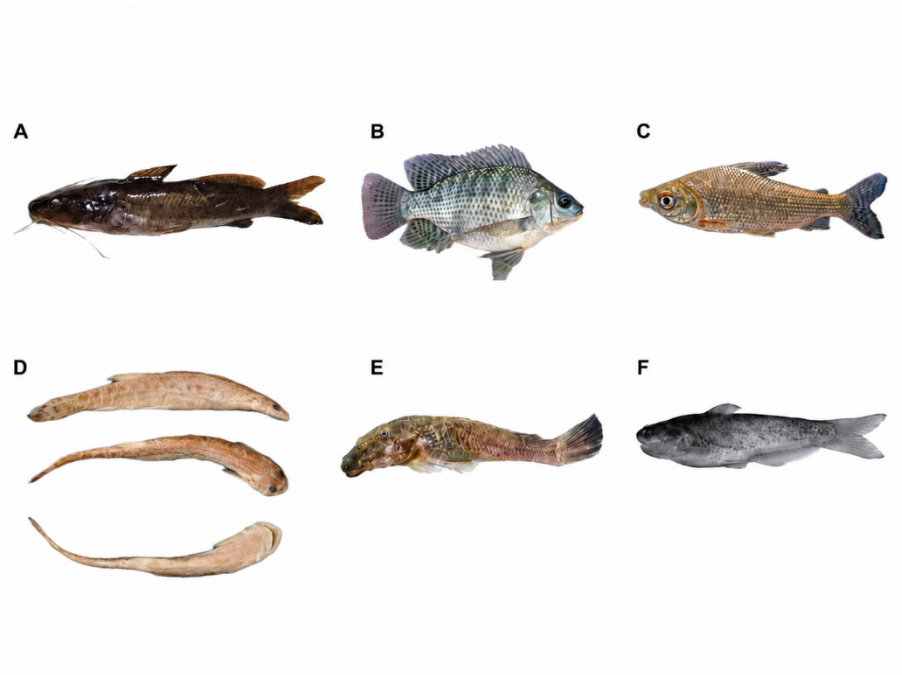


Figura 1. Especies consideradas en el análisis de peces comestibles y especie endémica registrada para la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora. **A** *Rhamdia quelen* (Heptapteridae), bagre, especie nativa; **B** *Oreochromis niloticus* (Cichlidae), tilapia, especie introducida; **C** *Prochilodus nigricans* (Prochilodontidae), bocachico, especie nativa; **D** *Henonemus punctatus* (Trichomycteridae), anguilla, especie nativa; **E** *Chaetostoma microps* (Loricariidae), corroncho, especie nativa; **F** *Cetopsis plumbea* (Cetopsidae), especie endémica de la zona

ictiohidrográfica Upano–Zamora. Fotografías: Florida Museum of Natural History; Lic. Danilo R. Aichino, Biología Pesquera Regional, Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Misiones; Smithsonian Tropical Research Institute; y Südamerikafans.

La riqueza de las cinco especies de peces comestibles elegidas registra valores diferentes entre las unidades hidrográficas analizadas (Tabla 1 y Figura 2). La cuenca del río Napo presenta el nivel más alto de riqueza, con presencia de las cinco especies consideradas y 77 puntos de registro. Le siguen las cuencas de los ríos Aguarico y Pastaza, así como la unidad Santiago-Morona/Amazonía sur, donde están presentes cuatro especies focales. Por otro lado, en la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora, los puntos de ocurrencia están más limitados: el río Nangaritza presenta dos especies focales, mientras que el río Zamora registra una. Este patrón puede relacionarse con la diferencia de tamaños de los sistemas fluviales propuestos. Además de la conectividad y heterogeneidad de los ambientes lóticos de tierras bajas, donde suelen concentrarse más hábitats disponibles para peces dulceacuícolas (Welcomme, 1992; Granado, 2000). Es importante destacar que estos resultados son una aproximación a la riqueza de peces comestibles en la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora, y no un inventario absoluto de cada unidad hidrográfica. La mayor concentración de registros en el río Napo puede ser el resultado de un mayor esfuerzo de muestreo en la Amazonía norte, a lo largo de los años, debido a su importancia ecológica y pesquera. En cambio, los índices reducidos de riqueza registrada en los ríos Nangaritza y Zamora no implican necesariamente una baja presencia real de peces comestibles, si no que puede estar relacionada un menor número de registros georreferenciados disponibles para la Amazonía sur (Tabla 1).

En la Amazonía ecuatoriana todavía existe un sesgo de muestreo de especies, falta de verificación en colecciones oficiales y ausencia de datos sobre la pesca en ríos, lo que dificulta evaluar con precisión la distribución y disponibilidad del recurso (Sirén, 2011;

Jimenez-Prado & Robles, 2025). De esta manera, la riqueza focal observada permite identificar áreas con mayor evidencia documental, pero también resalta la necesidad de fortalecer la información para la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora asociada a la Amazonía sur del Ecuador, especialmente por su relación con especies de importancia alimentaria para el pueblo Shuar.

Tabla 1. Riqueza de las especies comestibles seleccionadas por unidades hidrográficas de la Amazonía ecuatoriana.

Unidad hidrográfica	Bocachico	Bagre	Corroncho	Tilapia	Anguilla	Riqueza	N.º puntos
Cuenca del río Napo	1	1	1	1	1	5	77
Cuenca del río Aguarico	1	1	1	0	1	4	39
Cuenca del río Pastaza	1	1	1	0	1	4	41
Sistema Santiago-Morona / Amazonía sur	1	1	1	1	0	4	38
Subcuenca del río Nangaritza / UZ	0	1	1	0	0	2	4
Subcuenca del río Zamora / UZ	0	1	0	0	0	1	1

Nota. La riqueza corresponde al número de especies comestibles registradas por unidad hidrográfica, donde 1 = presencia y 0 = ausencia. UZ = zona ictiohidrográfica Upano-Zamora. Bocachico = *Prochilodus nigricans*; Bagre = *Rhamdia quelen*; Corroncho = *Chaetostoma microps*; Tilapia = *Oreochromis niloticus*; Anguilla = *Henonemus punctatus*. El número de puntos corresponde a registros georreferenciados incluidos en el análisis espacial. Total = 200 puntos.

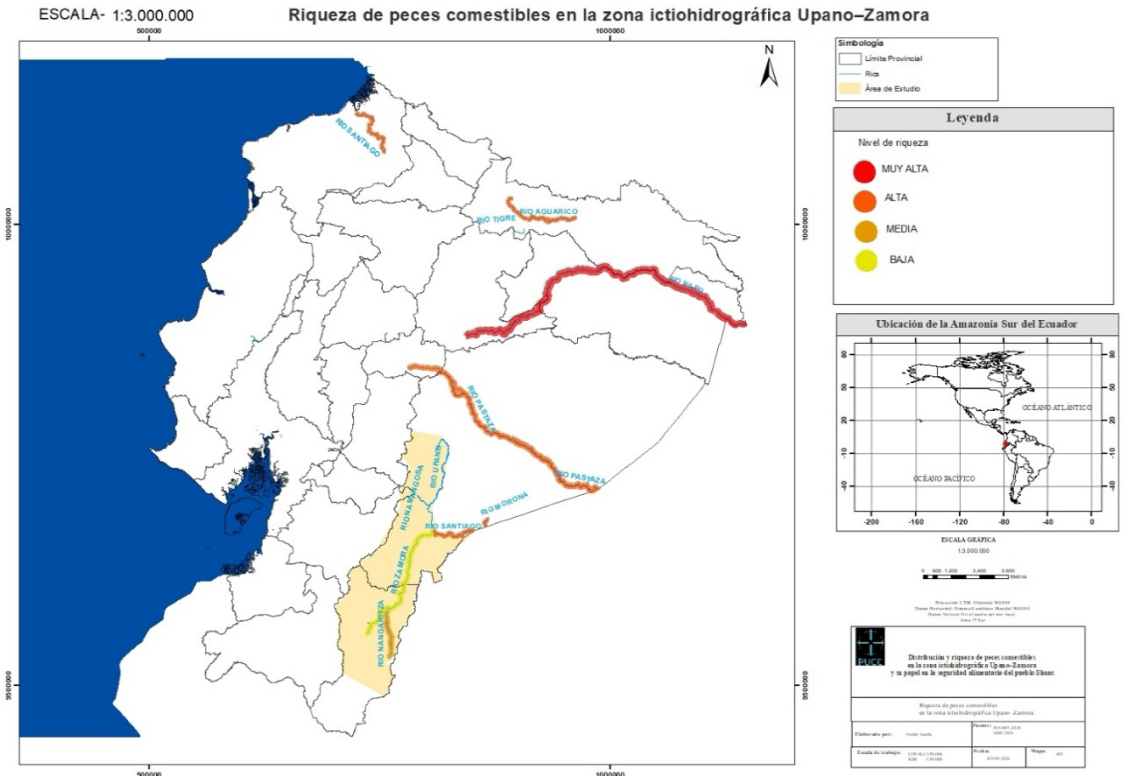


Figura 2. Riqueza de las especies comestibles seleccionadas por unidades hidrográficas de la Amazonía ecuatoriana.

11.2.4 DISTRIBUCIÓN ÍCTICA EN SISTEMAS FLUVIALES

La distribución íctica explica cómo las especies de peces ocupan distintos ambientes acuáticos y se organizan espacialmente dentro de ellos. Según Granado (2000), este patrón ecológico responde al tipo de ambiente y la tolerancia fisiológica de las especies a determinadas condiciones, como la salinidad. Debido a esto, los peces se pueden clasificar en grupos marinos, primarios, secundarios, periféricos y diádromos, según su relación con ambientes marinos, epicontinentales o mixtos. Por esta razón, los ríos evidencian su importancia biogeográfica dentro de hábitats epicontinentales, ya que concentran un mayor número de especies y familias que otros sistemas, con aproximadamente 7 500 especies y 157 familias en comparación con lagos y estuarios (Granado, 2000). Así, esta distribución heterogénea de las especies de peces dulceacuícolas se encuentra asociada a la estructura de las cuencas y redes de drenaje de los sistemas fluviales, que se caracterizan por su

conectividad (Welcomme, 1992; Dudgeon et al., 2006).

Las causas que determinan la distribución de las especies en los cursos fluviales se dividen en dos tipos: factores geográficos y factores geomorfológicos (Welcomme, 1992). Los factores geográficos se relacionan con el aislamiento entre corrientes dentro de una cuenca, mientras que los geomorfológicos se asocian a las condiciones de cada tramo. De este modo, cuando no existen discontinuidades geográficas importantes como grandes cascadas o rápidos, la diversidad tiende a aumentar río abajo por la adición de nuevas especies, en lugar de una sustitución de especies. En cambio, cuando sí existen barreras físicas, estas pueden interrumpir la continuidad fluvial y dividir la composición de peces en zonas faunísticas diferentes dentro de un mismo río. Un ejemplo, es la ictiofauna del río Zambeze en África que se divide en tres zonas, donde la más pobre está entre los rápidos de Cahora Bassa y las cataratas Victoria. Por otro lado, a partir del factor geomorfológico, se diferencian comunidades de ritrón (rápidos y mayor corriente) y de potamón (tramos bajos y flujo lento), cuya distribución está ligada a su comportamiento y capacidad de desplazamiento (Welcomme, 1992).

Los gradientes tanto latitudinales como altitudinales influyen en el rango de distribución de las especies, cuya amplitud puede disminuir o aumentar de acuerdo a la ubicación geográfica de los peces de agua dulce. Granado (2000) utiliza la regla de Rapoport para explicar que, en latitudes bajas o regiones tropicales, las especies presentan áreas de distribución más estrechas, aumentando el recambio de especies. Esta hipótesis también se cumple en el gradiente altitudinal, ya que a medida que se asciende en elevación la amplitud de los rangos también es mayor. Sin embargo, las características geográficas continentales, las condiciones climáticas y la competencia entre especies también influyen en los rangos de distribución. El área tropical es un claro escenario donde las variaciones ambientales extremas disminuyen, favoreciendo procesos de recolonización después de una perturbación natural (Brown, 1995, como se citó en Granado, 2000).

Los peces de agua dulce se encuentran limitados por su fisiología a cuerpos de agua, pero existe escasa información sobre la estructura fina de su distribución (Puertas, 2021). En este contexto, Welcomme (1992) o se distribuyen de manera uniforme a lo largo de un río, sino que pueden ocupar tramos y hábitats específicos según sus requerimientos ecológicos Algunas especies pueden ubicarse en las zonas de anegamiento, mientras que otras están limitadas a las aguas turbulentas de los rápidos y de los tributarios en las cabeceras y rara vez, o nunca, se encuentran en los sectores de flujo lento de la llanura. Aunque los números totales de individuos en redes hídricas grandes suelen ser elevados, esta marcada variedad de hábitats impide que las especies se distribuyan de manera homogénea.

La variación espacial en los sistemas fluviales se puede evidenciar a nivel poblacional, debido a que las poblaciones no suelen ser homogéneas. Galvis et al. (2006, como se citó en Puertas, 2021) señalan que dentro de un sistema fluvial pueden distinguirse subpoblaciones, estirpes o stocks. Cuando estas agrupaciones de poblaciones de una misma especie mantienen cierto grado de conexión e intercambio de individuos, funcionan como metapoblaciones; en cambio, cuando se encuentran separadas por barreras físicas o condiciones que limitan el desplazamiento, se comportan como poblaciones aisladas. Esta organización también depende del comportamiento ecológico de la ictiofauna; Welcomme (1992) divide estos comportamientos en dos grupos: las especies de peces oscuros (sedentarias de llanura inundable) más propensas a la evolución de subpoblaciones a lo largo del río y las especies de peces blancos (móviles y migratorios) que tienen mayor oportunidad para la dispersión y la mezcla constante de linajes.

Las comunidades de peces pueden ocupar en los sistemas dulceacuícolas los hábitats de distintas formas, lo cual tiene una relación directa con las fluctuaciones estacionales en el nivel del agua (Silva et al., 2017, como se citó en Puertas, 2021). La dispersión se puede dar desde las zonas de descanso o de cría hacia los lugares de alimentación, de manera que realizan tres tipos de movimientos: el longitudinal, que se realiza

de aguas arriba hacia aguas abajo, generalmente dentro del cauce principal; el lateral, que conecta la zona de inundación con el río o las lagunas; y el vertical, donde los organismos ascienden a la superficie durante el día para alimentarse y regresan al fondo en diferentes periodos de tiempo (Puertas, 2021). Por otro lado, existen grupos territoriales que permanecen en áreas específicas debido a su cuidado parental, como ocurre en algunos cíclidos (Welcomme, 1992).

A escala global, las rutas de distribución cambian según la geografía de las cuencas y la tolerancia fisiológica de los peces. En las desembocaduras de los ríos, Welcomme (1992) menciona que hay una separación donde van a cohabitar especies estenohalinas (restringidas estrictamente al agua dulce o al mar) y eurihalinas (capaces de adaptarse a salinidades cambiantes). Además, existen especies que para cumplir su ciclo de vida tienen que viajar entre el río y el océano. Estas pueden ser anádromas, cuyo ciclo de cría ocurre en agua dulce, pero viven en el mar, como los salmónidos en Europa, o catádromas, que habitan en los ríos, pero migran al mar para reproducirse. Tal es el caso de la anguila (*Anguilla nebulosa*) en el río Zambeze. Sin embargo, en aguas continentales usualmente el desove y la alimentación no suceden en el mismo espacio, obligando a los peces adultos, como *Brycinus leuciscus,* a tener migraciones masivas que pueden ser en contra o a favor de la corriente en el cauce principal, entre el cauce y las llanuras de inundación e incluso movimientos de refugio según la época de inundación o sequía (Blache et al., 1964; Williams, 1971; como se citaron en Welcomme, 1992).

Los peces se caracterizan por tener la capacidad de orientarse, especialmente los migratorios. En experimentos de marcación con el género *Prochilodus* se demostró que individuos alejados de su lugar de origen a cientos de kilómetros, incluso a ramales distintos del mismo sistema fluvial, regresaban a su punto de partida en poco tiempo (Welcomme, 1992). Asimismo, los grandes bagres de la familia Pimelodidae, donde destacan los géneros *Brachyplatystoma* y *Pseudoplatystoma*, realizan sus migraciones de acuerdo al incremento

del nivel del agua por precipitaciones en las cabeceras simultáneamente al proceso de maduración gonadal y culminan su reproducción río arriba donde casi siempre se encuentran las áreas de desove (Villamil-Rodríguez et al., 2018, como se citó en Puertas, 2021).

En la Amazonía, el bocachico (*Prochilodus nigricans*), a lo largo de su vida realiza cuatro tipos de migración anual: 1) una reproductiva aguas arriba en el cauce principal para desovar, 2) el arrastre de sus huevos y larvas aguas arribas en el cauce principal, 3) una migración masiva para reclutamiento, dispersión y sobrevivencia y 4) movimientos laterales en la misma área ante cambios del hábitat (Silva et al., 2017, como se citó en Puertas, 2021). Esta especie es gregaria y los cardúmenes pueden recorrer largas distancias para llegar a desovar, produciendo un sonido, principalmente al atardecer, que puede ser escuchado durante semanas, pero hasta ahora se desconocen las razones del mismo (Puertas, 2021). La migración de esta especie es conocida como potamódroma ya que solo se da dentro de ecosistemas acuáticos continentales, abarcando hábitats lacustres y fluviales (Villamil-Rodríguez et al., 2018, como se citó en Puertas, 2021).

Las comunidades de peces dulceacuícolas presentan variación temporal debido a los ciclos de inundación y sequía en la Amazonía (Puertas, 2021). Durante la época lluviosa, parte del bosque se inunda a causa del aumento del caudal, creando hábitats temporales donde la mayoría de especies van a reproducirse y alimentarse, ya que es la época con más alimento y refugios frente a sus depredadores. Por otro lado, cuando las aguas descienden, el hábitat disponible se reduce drásticamente, concentrando a las poblaciones en el cauce principal o en pozas residuales (Galvis et al., 2006, como se citó en Puertas, 2021). De este modo, durante las inundaciones los peces tienen la capacidad de acumular grasa para subsistir en la época seca (Welcomme, 1992, como se citó en Puertas, 2021). Varias especies como el guanchiche (*Hoplias malabaricus*) tienen adaptaciones fisiológicas que les ayudan a sobrevivir; por ejemplo, este pez nativo de la Amazonía ecuatoriana puede respirar aire atmosférico, lo que le permite permanecer durante meses enterrado en el lecho de barro

húmedo de entornos completamente secos (FishBase, 2019, como se citó en Puertas, 2021).

11.2.5 DISTRIBUCIÓN DE PECES COMESTIBLES EN LA ZONA ICTIOHIDROGRÁFICA UPANO-ZAMORA

Desde una perspectiva geográfica, la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora, al estar formada por varios ríos, representa una unidad relevante para la distribución de peces de agua dulce en la Alta Amazonía sur del Ecuador. Por esta razón, Barriga (2012) describe que esta región abarca cuencas, subcuencas y tributarios que nacen en la cordillera Central hasta los 2.800 msnm y descienden hacia el este bordeando las cordilleras de Cutucú y el Cóndor, integrando sistemas principales como los ríos Upano, Namangoza, Yacuambi, Quimi, Nangaritza, Zamora y Santiago. A partir de estas particularidades geográficas, la ocupación espacial de las comunidades ícticas no es homogénea, también esta influenciada por la dinámica de los ríos que actúan como barreras o refugios, sus condiciones hidrográficas, ecológicas y el gradiente altitudinal. La presencia de especies endémicas limitadas a esta zona ictiohidrográfica, como el pez ciego *Cetopsis plumbea* (Figura 1), evidencia que algunos linajes dependen de hábitats exclusivos para su dispersión (Barriga, 2012). Por ende, es importante profundizar el estudio de este patrón ecológico a nivel local, enfocándose en aquellas especies clave que para la seguridad alimentaria del pueblo Shuar.

Para analizar la distribución espacial de las especies focales se utilizaron registros de ocurrencia obtenidos principalmente de GBIF e INABIO, además de información complementaria procedente de literatura y guías de ictiofauna (Tabla 1 del Anexo). Solo se consideraron para el mapa aquellos registros que contaban con coordenadas geográficas únicas y bien georreferenciadas y una identificación taxonómica verificable. Los puntos fueron organizados y representados mediante ArcGIS, con el fin de observar su distribución en relación con ríos, unidades hidrográficas del área de estudio.

El patrón de distribución de los peces comestibles seleccionados muestra una relación con los valores de riqueza obtenidos previamente (Tabla 1 y Figura 2), ya que las zonas con mayor número de puntos también concentran una mayor presencia de especies (Figura 3). En el mapa, la cuenca del río Napo reúne la mayor cantidad de puntos georreferenciados, mientras que las cuencas de la Amazonía sur presentan una menor densidad de puntos. Esto puede ser el resultado de vacíos de información espacial (Tabla 3 los Anexos) y no de una diferencia ecológica y geográfica entre cuencas. Por ejemplo, entrevistas realizadas a comunidades Shuar del corredor Zamora–Nangaritza evidencian la presencia de tilapia y su uso como fuente de alimento (Álvarez & Pogo, 2009), pero no existen puntos de ocurrencia de esta especie en la zona Upano–Zamora (Figura 3).

Los registros se concentran principalmente en los ríos Nangaritza y Zamora (Figura 2). En el primero se observa la presencia de bagre (*Rhamdia quelen*) y corroncho (*Chaetostoma microps*) (Figura 3), mientras que en el segundo se registra bagre (*Rhamdia quelen*) (Figura 3). En cambio, especies como bocachico (*Prochilodus nigricans*) y anguilla (*Henonemus punctatus*) aparecen distribuidas en otras unidades hidrográficas amazónicas, pero no cuentan con registros georreferenciados dentro de Upano–Zamora (Figura 3), según el conjunto de datos analizados. Sin embargo, esta ausencia cartográfica no implica necesariamente ausencia local, ya que Álvarez y Pogo (2009) reportan bocachico y anguilla entre las especies conocidas por comunidades Shuar del corredor fluvial Zamora–Nangaritza. Por este motivo, la diferencia entre los registros georreferenciados y los reportes comunitarios evidencia una limitación de la información espacial disponible que pueda ayudar a entender la riqueza de peces en la Amazonía y la distribución entre unidades hidrográficas de especies de valor alimentario.

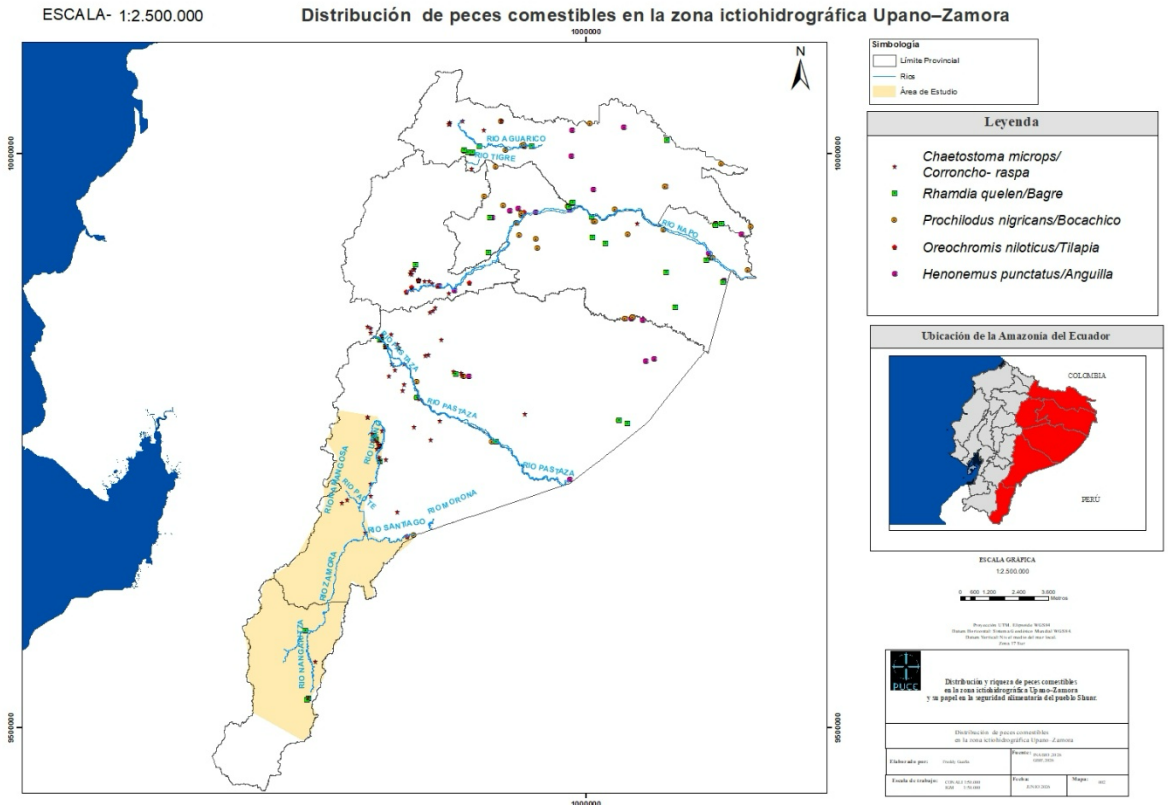


Figura 3. Mapa de distribución de peces comestibles en la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora.

11.3 FACTORES AMBIENTALES Y ACTIVIDADES HUMANAS ASOCIADOS A LA PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN DE PECES

Los sistemas fluviales se encuentran amenazados por presiones ambientales y actividades humanas que modifican las condiciones necesarias para la presencia y distribución de los peces. Según Jiménez-Prado et al. (2015), estos ecosistemas presentan el porcentaje más alto de pérdida de hábitats y especies en comparación a los terrestres u oceánicos. Las principales causas son la contaminación, el cambio de uso del suelo, la alteración del caudal y la introducción de especies exóticas que actúan en conjunto para alterar la estructura física y química de los ríos. En este contexto, la degradación del entorno fluvial es provocada por factores como la excavación de arena de río o impactos que transforman la dinámica dentro de la cuenca de drenaje. Un ejemplo, es la tala de bosques que altera la escorrentía superficial y las cargas de sedimentos, generando el desgaste de las orillas ribereñas, exceso de lodo en las zonas poco profundas y obstrucción de los fondos

de los ríos, reduciendo la disponibilidad de refugios naturales para la ictiofauna (Dudgeon et al., 2006).

Dentro de las presiones físicas, las modificaciones del caudal representan un problema constante para las aguas corrientes (Dudgeon et al., 2006). El efecto a nivel global es elevado; las represas actuales retienen grandes cantidades de agua que equivalen a cinco veces el volumen de todos los ríos del mundo juntos (Nilsson y Berggren, 2000, como se citó en Dudgeon et al., 2006). La gran cantidad de represas hidroeléctricas, como ocurre en el hemisferio norte, altera en gran medida los caudales afectando a la fauna íctica (Dudgeon et al., 2006). Tal es el impacto que incluso algunos de los ríos más grandes del planeta se secan por completo durante meses, rompiendo la conectividad longitudinal y lateral necesaria para las comunidades de peces (Dudgeon et al., 2006). Sin embargo, Sala et al. (2000) advierten que las alteraciones asociadas al cambio climático como las lluvias y sequías extremas representan un factor aún más determinante en la dinámica de las aguas continentales.

Las modificaciones estructurales no son el único problema para los ríos, se añade la introducción de especies exóticas que puede ser intencional o accidental; esta invasión es facilitada ya que los taxones introducidos colonizan con mayor éxito las aguas continentales que se encuentran degradadas o modificadas por los humanos (Bunn y Arthington, 2002; Koehn, 2004; como se citaron en Dudgeon et al., 2006). Varios estudios evidencian el colapso de las especies nativas o endémicas por la presencia de especies introducidas como la perca del Nilo (*Lates niloticus*) en el lago Victoria, la plaga de cangrejos de río en Europa y el impacto de los salmónidos en lagos y arroyos del hemisferio sur (Rahel, 2002, como se citó en Dudgeon et al., 2006). Por otro lado, estas especies exóticas también pueden ser plantas como *Tamarix spp.,* las cuales alteran el régimen hídrico de los suelos ribereños y disminuyen los caudales de los arroyos en Australia y América del Norte (Tickner et al., 2001, como se citó en Dudgeon et al., 2006).

A escala regional, la conectividad de la cuenca del río Amazonas se encuentra amenazada debido a la cantidad de presiones ambientales y antrópicas que afectan la funcionalidad de sus recursos hídricos. En esta red hidrográfica, la rápida deforestación provocada por la agricultura a escala industrial y la rápida desecación debido al cambio climático, aumentan la probabilidad de incendios forestales que degradan las llanuras inundables. El 19% de los Andes amazónicos, y el 24% de los ecosistemas fluviales se encuentran perjudicados debido a estos factores. Sin embargo, la construcción de represas y el auge de la minería ilegal pueden causar aún más daño en la conectividad de los sistemas acuáticos y el transporte de sedimentos y nutrientes hacia las regiones bajas. (Ritter et al., 2025).

En los sistemas fluviales de la Amazonía ecuatoriana, las principales amenazas que perturban la presencia y distribución de los peces dulceacuícolas son la minería ilegal y las represas hidroeléctricas (Aguirre et al., 2021). Estas últimas aíslan la cabecera de los ríos de las regiones bajas, interrumpiendo las rutas migratorias que los grandes bagres migratorios necesitan para completar sus ciclos biológicos. Existe evidencia en el país de esta fragmentación al norte con la operación de la Central Hidroeléctrica Coca Codo Sinclair en el río Coca. La central de este complejo no solo altera de forma rápida los patrones de caudal natural, si no que provoca desvíos masivos que dejan tramos enteros de ríos secos (Aguirre et al., 2021). Por otro lado, la minería ilegal afecta los ecosistemas acuáticos mediante la contaminación del agua con metales pesados, especialmente mercurio, que afecta la salud de los peces y por ende representa un riesgo para las poblaciones humanas que los consumen (Aguirre et al., 2021; Jimenez-Prado & Robles, 2025).

La introducción de especies foráneas al Ecuador se posiciona como otro problema ecológico y data desde fines del siglo XIX con la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), la cual se estableció con éxito en los sistemas andinos (Barriga, 2012). Posteriormente, en la década de 1970 se introdujeron especies africanas de tilapia como *Oreochromis niloticus*, las

cuales han colonizado gran parte de los cursos de agua de tierras bajas debido a su escape desde centros de piscicultura (Aguirre et al., 2021; Barriga, 2012).

11.3.1 FACTORES AMBIENTALES Y ACTIVIDADES HUMANAS ASOCIADOS A LA PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN DE PECES EN LA ZONA ICTIOHIDROGRAFICA UPANO-ZAMORA

Los factores antrópicos más relevantes para la dispersión y presencia de peces dulceacuícolas en la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora se relacionan con la alteración de la conectividad fluvial y la presencia de especies introducidas. En el caso de las hidroeléctricas, Aguirre et al. (2021) señalan que en el sur del país existe evidencia de fragmentación en la cuenca del río Santiago, donde opera el Complejo Hidroeléctrico Paute Integral (Figura 4). Este dato es importante porque el río Paute forma parte del sistema hidrográfico de Upano–Zamora, generando cambios potenciales dentro de una red fluvial conectada. A esto se suma la introducción de especies exóticas, ya que Barriga (2012) registra para Upano–Zamora varias especies introducidas de familias como Cyprinidae, Poeciliidae y Cichlidae, entre ellas carpas, gambusia y tilapias.

Con el propósito de resaltar los factores antrópicos se elaboró un mapa con las principales hidroeléctricas ubicadas en la Amazonía sur del Ecuador, con énfasis en infraestructuras cercanas o asociadas al área de estudio. El mapa fue elaborado en ArcGIS a partir de coordenadas disponibles en el sitio web de la Corporación Eléctrica del Ecuador (CELEC EP, 2020, 2023, 2025). Cabe recalcar que no se representan la totalidad de proyectos hidroeléctricos existentes en la región, sino que se seleccionaron las infraestructuras principales relacionadas con el área de estudio.

Las cinco infraestructuras hidroeléctricas principales asociadas a los ríos de la Amazonía sur del Ecuador y cercanas a la zona ictiohidrográfica Upano-Zamorar son: el Proyecto Hidroeléctrico Santiago, el Proyecto Zamora–Santiago, el Proyecto Cardenillo, la

Central Sopladora y la Central Mazar (Figura 4). Estas infraestructuras se ubican en ríos conectados a la zona como Paute, Zamora y Santiago (Figura 4), por lo que su georreferenciación es relevante para interpretar posibles presiones sobre los peces de la zona Upano-Zamora. Sin embargo, en la actualidad existe un vacío crítico en la evaluación de los impactos que estas construcciones generan sobre los recursos pesqueros, ignorando el riesgo potencial para las especies clave que sostienen la dieta y la soberanía alimentaria del pueblo Shuar.

Con relación a las especies introducidas se reportan tres para la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora: carpa, *Hypophthalmichthys nobilis* (Cyprinidae), gambusia, *Gambusia affinis* (Poeciliidae) y tilapia, *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) (Figura 5) . De acuerdo con Barriga (2012), la tilapia se encuentra ampliamente distribuida dentro de Upano-Zamora, aunque no cuenta con registros espaciales suficientes en los repositorios. Asimismo, las otras dos especies introducidas están registradas para la zona, pero no existe información espacial en la Amazonía sur del Ecuador. En este contexto, a nivel general hay vacíos de información sobre la distribución de especies exóticas y estudios que evalúen su efecto en la riqueza y presencia de peces comestibles.

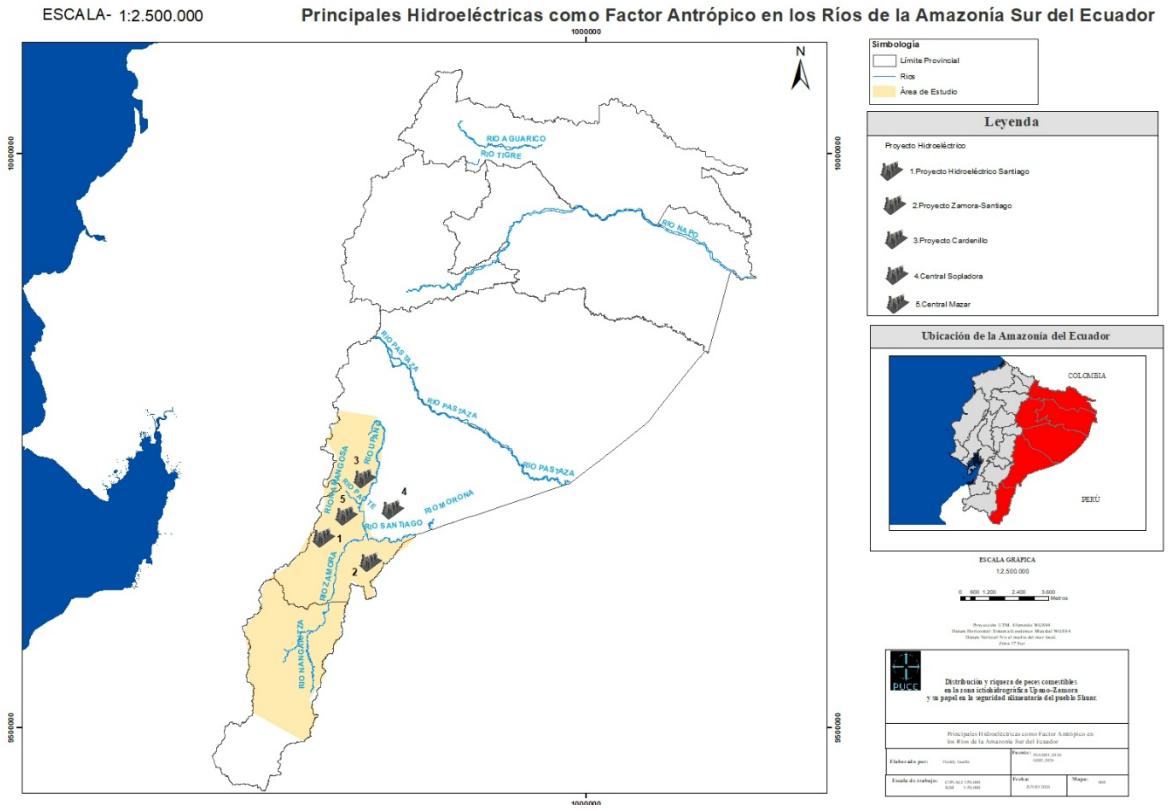


Figura 4. Mapa de las principales hidroeléctricas en la Amazonia sur del Ecuador.



Figura 5. Especies introducidas reportadas para la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora. **A** *Oreochromis niloticus (*Cichlidae*),* tilapia; **B** *Gambusia affinis* (Poeciliidae), gambusia; **C** *Hypophthalmichthys nobilis* (Cyprinidae). Fotografías: U.S. Geological Survey, Smithsonian Tropical Research Institute y Bertaco et al. (2023). Fuente: Barriga (2012).

11.4 PECES DE AGUA DULCE Y SU RELACIÓN CON LA SEGURIDAD ALIMENTARIA

Los peces cumplen un rol fundamental en la seguridad alimentaria a nivel global, debido a que aportan alrededor del 6,5% de la proteína consumida por la población humana y son una fuente de alimento importante para millones de personas. Esta relación es más marcada en zonas rurales, que dependen directamente de la pesca para su alimentación debido a la dificultad para acceder a grandes mercados y a su limitado abastecimiento de recursos. En 2017, las pesquerías continentales registraron una captura de 11,9 millones de toneladas, lo que representa el 12,7% del total mundial reportado . Es importante considerar que esta cifra puede estar subestimada, ya que gran parte de la pesca artesanal, familiar o de autoconsumo no ingresa en los registros oficiales (Funge-Smith & Bennett, 2019).

La ictiofauna dulceacuícola, además de su valor nutricional, representa un sustento económico para aproximadamente 60 millones de personas y genera oportunidades laborales para poblaciones vulnerables (WWF, 2021). A diferencia de otros sistemas de producción animal, la pesca continental puede aportar proteína sin necesidad de deforestación, conversión de suelos o uso intensivo de agua de riego, siempre que estos ecosistemas acuáticos mantengan condiciones adecuadas para sostener poblaciones saludables de peces (Funge-Smith & Bennett, 2019; Begossi et al., 2019). Por lo tanto, la seguridad alimentaria no depende solo de la presencia de especies comestibles en los sistemas fluviales, sino de conservar estos hábitats con el fin de garantizar su calidad para el consumo humano.

En la Amazonía, la seguridad alimentaria y los peces de agua dulce tienen una relación mucho más directa, debido a que el pescado forma parte de la dieta cotidiana de muchas poblaciones ribereñas e indígenas. A lo largo de la cuenca amazónica se reportan consumos per cápita altos, que pueden variar entre 369 y 805 g diarios, lo que demuestra una dependencia alimentaria mayor a la que se observa en otros contextos regionales (Jiménez-Prado & Robles, 2025). Esta importancia también se refleja en sectores como el

Bajo Amazonas, Bajo Purus y Trombetas (en Brasil), donde el pescado aporta del 64% al 76% del peso de la proteína animal consumida, a pesar de contar con otras fuentes de alimento como carne de monte, aves, huevos, carne enlatada o ganado (Begossi et al., 2019). Por este motivo, la pesca amazónica no solo es una actividad extractiva, sino que forma parte fundamental de la alimentación local que se complementa mediante los ríos, bosques inundables, el conocimiento y prácticas ancestrales de sus comunidades.

La vulnerabilidad del sustento alimentario en la región amazónica aumenta cuando disminuye la disponibilidad de peces o cuando se desconoce el estado de conservación de las especies más consumidas. Begossi et al. (2019) señalan que de las especies amazónicas más importantes según los pescadores, 90 se encontraban en la Lista Roja de la UICN y el 78% no había sido evaluado. Esta situación se agrava por la sobreexplotación de especies grandes y preferidas como el pirarucú y el tambaquí, las cuales al ser más grandes aportan mayor cantidad de alimento a la dieta diaria, pero reducen su abundancia por la sobrepesca. Como consecuencia, la disminución de estas especies puede cambiar los hábitos alimentarios de las poblaciones ribereñas, obligándolas a depender más de productos externos o procesados.

Dentro de la cuenca amazónica, Ecuador representa menos del 2% del sistema fluvial; sin embargo, se estima que su riqueza ictiológica se podría estar acercando a un total de 850 especies de agua dulce. Esta gran biodiversidad tiene un papel fundamental en la alimentación de familias ribereñas e indígenas, basada exclusivamente en capturas artesanales y de consumo propio realizadas en ríos, quebradas y lagunas (Jimenez-Prado & Robles, 2025). De forma complementaria, Sirén (2011) destaca que la pesca comercial en la Amazonía ecuatoriana es limitada, pero que la dieta de un gran porcentaje de la población depende de ella. En esta región, el recurso íctico no solo representa proteína animal, además promueve la movilidad fluvial y el acceso directo a los ecosistemas acuáticos.

La distribución de los peces comestibles en el país está determinada por la conservación de los sistemas hidrográficos. El crecimiento poblacional ha impulsado una pesca indiscriminada que captura individuos jóvenes antes de su madurez, interrumpiendo su ciclo reproductivo que provoca el declive de su población (Barriga, 2012). En Ecuador, hay varias especies de agua dulce en distintas categorías de vulnerabilidad de acuerdo a la UICN, como la preñadilla (*Astroblepus ubidai*) que se encuentra en Peligro Crítico. Esta situación amenaza la seguridad alimentaria en la Amazonía, debido a que muchas especies usadas para el consumo dependen de la conectividad de los ríos. Según Jiménez-Prado y Robles (2025) más del 70% de la captura corresponde a especies migratorias como el bocachico (*Prochilodus nigricans*). Por lo tanto, la sobrepesca de juveniles y la alteración de los caudales reducen drásticamente la abundancia del recurso pesquero, afectando también a la calidad del agua y la biodiversidad acuática del país.

Desde una perspectiva etnoictiológica, la relación entre peces y seguridad alimentaria no se reduce solo a ser un recurso alimenticio, sino que abarca conocimientos, prácticas y formas de uso adaptadas a los ecosistemas acuáticos. Andrade (2021) señala que varios estudios sobre la Amazonía ecuatoriana y sus comunidades tienden a tener como fuente de alimento principal a los peces, lo que evidencia la importancia del recurso íctico para la soberanía alimentaria de los pueblos indígenas amazónicos.

11.4.1 PECES DE AGUA DULCE Y SU RELACIÓN CON LA SEGURIDAD ALIMENTARIA DEL PUEBLO SHUAR

El pueblo indígena Shuar es originario de Ecuador y Perú. En Ecuador la etnia Shuar habita principalmente en las provincias de Morona Santiago, Zamora Chinchipe y Pastaza. En la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora habitan en cantones como El Pangui, Gualaquiza, Nangaritza, Yantzaza y Zamora y se relacionan con ríos como Zamora, Nangaritza, Santiago y otros tributarios del área de estudio (Figura 6). La ubicación de estas comunidades, está

ligada a la distribución de las cinco especies focales comestibles (Figura 3), lo que sugiere que el consumo de las especies focales nativas e introducida forman parte de su seguridad alimentaria.

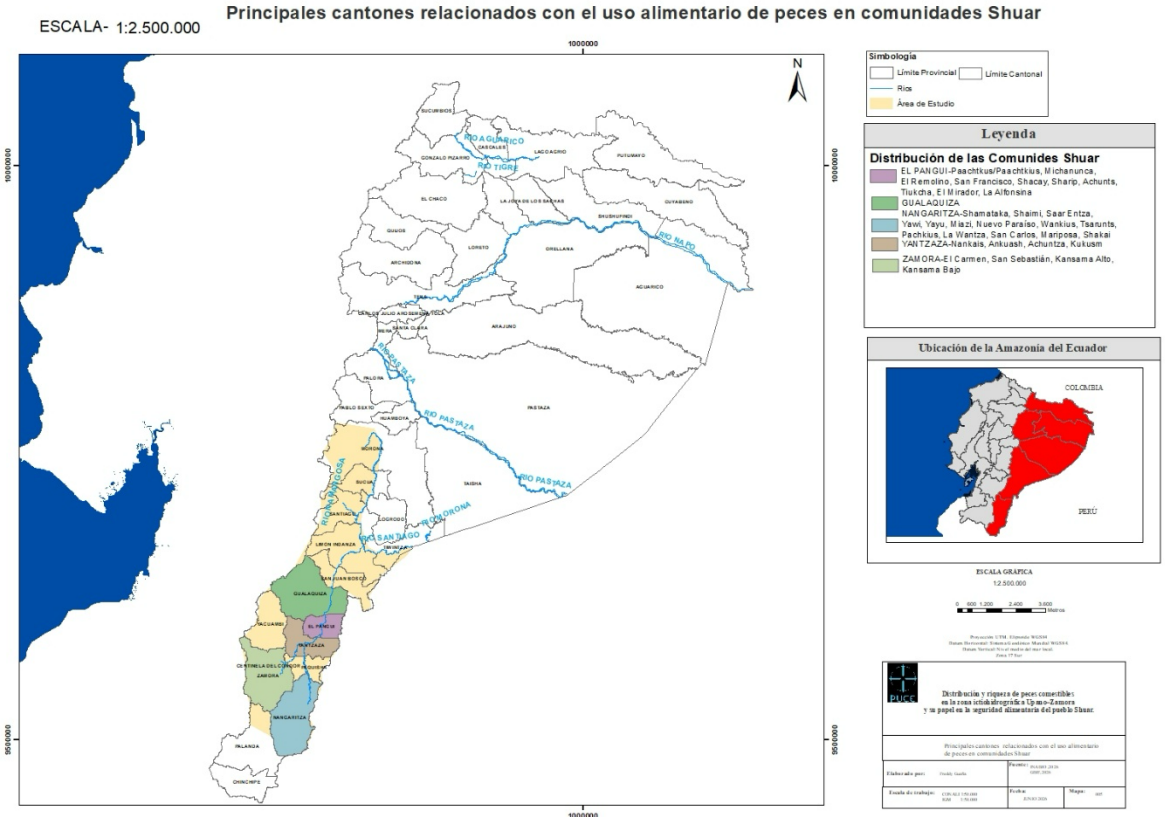


Figura 6. Mapa de los principales cantones y comunidades Shuar vinculadas al uso alimentario de peces en la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora.

Ståhl y Silfvergrip, (1999) registraron en el Centro Shuar Mutints, Morona Santiago, el consumo de al menos 25 especies de peces nombradas en lengua shuar. Aunque la pesca en esta comunidad está limitada por el tamaño del río, que es pequeño y poco profundo, los peces pequeños capturados en estos ambientes siguen siendo una fuente importante de proteína. Por esta razón, la dieta alimenticia Shuar es amplia incluyendo peces grandes o comerciales y especies nativas asociadas a los sistemas fluviales y prácticas familiares de pesca.

En el corredor Zamora-Nangaritza, las comunidades Shuar tienen un vínculo con los recursos pesqueros nativos e introducidos para asegurar su alimentación. Álvarez y Pogo

(2009) registraron que especies identificadas localmente como corroncho (nayump en shuar), anguila y bagre destacan como las de mayor preferencia para el consumo (Figura 7), seguidas en orden de importancia por el bocachico y la tilapia (Figura 7). Esta selección se asocia con características específicas como el buen sabor y la menor cantidad de espinas; en el caso de la anguila, se resalta que posee principalmente una vértebra central, lo que facilita su consumo.

Las prácticas pesqueras en el corredor reflejan cómo este recurso influye en los conocimientos y gastronomía locales. Álvarez y Pogo (2009) describen métodos tradicionales como la pesca con anzuelo, el uso de redes y la captura manual de corronchos que se encuentran adheridos a las piedras en ríos y quebradas, conocida como “corronchar”. La carne de pescado se incorpora a preparaciones ancestrales como el ayampaco o maito envuelto en hojas, el caldo de corroncho y el pescado asado, además de técnicas de conservación como el seco-salado, que consiste en salar la carne y dejarla secar para reducir la humedad, de esta forma conservar por más tiempo. En la actualidad, Mora Quito y Parra Urgiles (2024) muestran que en el cantón Gualaquiza el consumo ha cambiado respecto a épocas anteriores, evidenciando una mayor preferencia por especies introducidas como la tilapia, mientras que varias especies nativas se consumen en menor cantidad. De esta manera, la seguridad alimentaria se puede entender a través de especies principales para el pueblo Shuar junto con sus prácticas ancestrales contribuyendo a la compresión de la ecología de los peces dulceacuícolas de la Amazonía Sur.

Se calcularon los porcentajes de consumo reportados para las especies focales en comunidades Shuar del corredor fluvial Zamora-Nangaritza, a partir de los datos de Álvarez y Pogo (2009). Estos porcentajes permiten identificar cuáles especies sostienen con mayor fuerza el consumo local. El consumo de las especies focales varía entre cantones (Figura 7). En El Pangui, el corroncho, la anguilla y el bocachico se encuentran entre las especies más consumidas, mientras que en Zamora destacan el bagre, el corroncho y la anguilla. En

Nangaritza, el corroncho, el corronchillo y la anguilla son considerados como la misma especie, por lo que se les asignó el mismo valor de consumo (100%). Estos datos de consumo muestran que especies nativas como corroncho, anguilla, bagre y bocachico representa una fuente de alimento importante para las comunidades Shuar del corredor Zamora–Nangaritza. Sin embargo, también se observa la presencia de tilapia dentro de los registros de consumo, lo que evidencia que las especies introducidas ya forman parte de algunos contextos alimentarios locales. De hecho, en el cantón Gualaquiza reporta preferencia por estas especies (Mora Quito y Parra Urgiles; 2024), aunque no existe información adicional sobre las preferencias de consumo en este cantón.

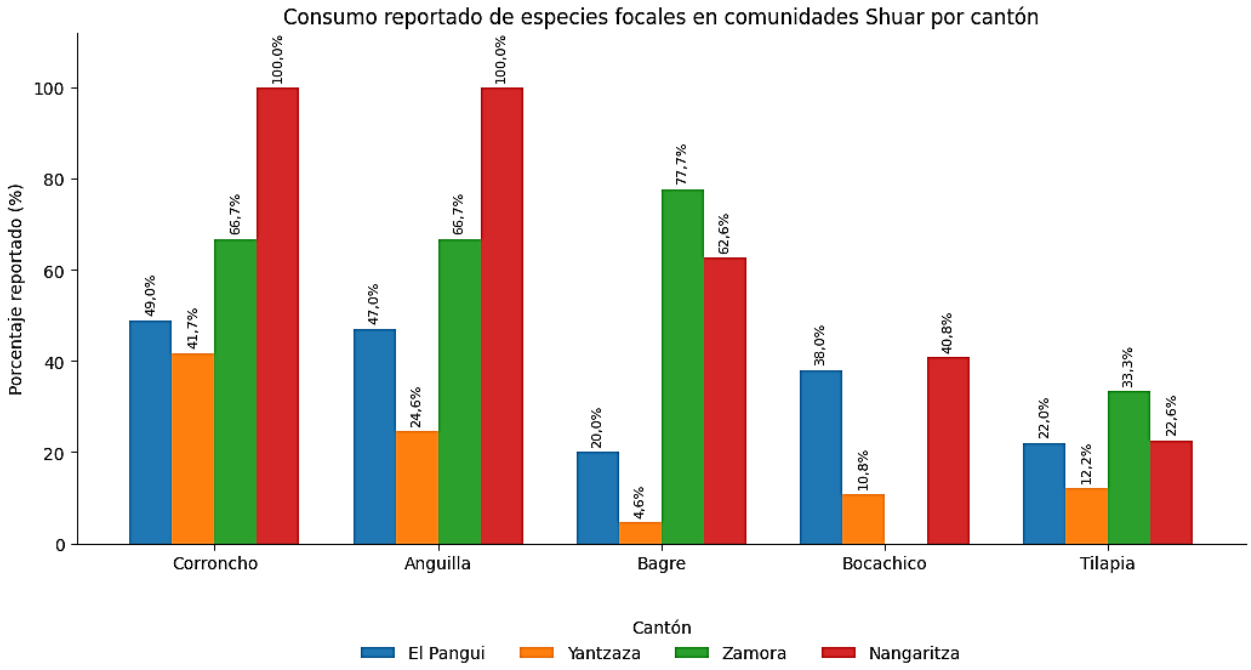


Figura 7. Porcentaje de consumo reportado para especies focales de importancia alimentaria en comunidades Shuar del corredor fluvial Zamora–Nangaritza. Fuente: Álvarez y Pogo (2009). La ausencia de barra para bocachico en Zamora indica que la especie no fue reportada dentro de las especies más consumidas en la figura original.

6. CONCLUSIONES

1. A pesar de que el agua dulce representa apenas el 0,01% del agua del planeta y que sus hábitats ocupan una pequeña fracción de la superficie terrestre, los sistemas fluviales albergan una proporción desproporcionadamente alta de la diversidad íctica global. Esto se debe a que la conectividad longitudinal y lateral de estos sistemas, junto con la heterogeneidad de sus hábitats, crea condiciones únicas que favorecen el establecimiento, distribución y diversificación de comunidades de peces a lo largo del espacio y el tiempo.

2. La continuidad longitudinal y lateral de los sistemas fluviales es el factor ecológico principal que sostiene la riqueza de peces dulceacuícolas en la Amazonía ecuatoriana. Cualquier evento de fragmentación de hábitat en las redes de drenaje amenaza de forma directa al establecimiento, la dispersión y disponibilidad de las especies comestibles para las poblaciones locales.

3. En la zona ictiohidrográfica Upano–Zamora habitan especies nativas de importancia alimentaria como el bagre *(Rhamdia quelen*), el corroncho (*Chaetostoma microps*), *el* bocachcico (*Prochilodus nigricans*) *y* la anguilla (*Henonemus punctatus*) y endémicas como el pez ciego *Cetopsis plumbea*. Sin embargo, la escasez de registros georreferenciados para la Amazonía sur del Ecuador en bases de datos limita la comprensión de la presencia y distribución real de este recurso.

4. Las infraestructuras hidroeléctricas ubicadas en el sistema Paute-Zamora-Santiago representan una presión antrópica relevante a nivel de ecosistema, cuyas alteraciones en el caudal, transporte de sedimentos y hábitats lóticos no se limitan al tramo del río donde se ubican, afectando de manera progresiva a toda la red fluvial conectada y comprometiendo a largo plazo la disponibilidad de recursos pesqueros para las comunidades ribereñas.

5. La minería ilegal compromete la integridad de los ecosistemas acuáticos de la zona Upano–Zamora debido a la contaminación de metales pesados, principalmente mercurio que

afecta directamente a la fisiología, reproducción y supervivencia de los peces dulceacuícolas. Esta contaminación no solo impacta la ictiofauna nativa, sino que también representa una amenaza directa para la seguridad alimentaria y la salud del pueblo Shuar, cuya dieta depende del consumo de estos peces.

6. La presencia de especies exóticas como la tilapia (*Oreochromis niloticus*) representa una intervención antrópica creciente en los ecosistemas acuáticos de la zona ictiohidrográfica Upano-Zamora. Este factor antrópico altera el equilibrio ecológico de los ríos y requiere estudios locales urgentes para evaluar sus efectos sobre la ictiofauna comestible.

7. Los peces de agua dulce constituyen un eje central para la seguridad alimentaria del pueblo Shuar, siendo una fuente de proteína animal significativa. A nivel cultural, su importancia radica en la transmisión de conocimientos ancestrales y métodos de pesca tradicionales en las comunidades de la zona.

8. Además de albergar una diversidad íctica importante, la zona ictiográfica Upano-Zamora sostiene comunidades indígenas ribereñas. Ambos grupos (peces y humanos) son interdependientes, donde los primeros dependen de la conectividad fluvial y el equilibrio de los ecosistemas para desplazarse, reproducirse y sobrevivir, y los segundos dependen de la conservación de este recurso íctico para su alimentación. Conservar la integridad de estos sistemas fluviales significa cuidar la permanencia de ambas comunidades.

7. REFERENCIAS

Aichino, D. R. (2024, 31 de agosto). Peces del río Paraná: Rhamdia quelen [Fotografía]. Primera Edición. https://www.primeraedicion.com.ar/nota/100915542/peces-del-rio-parana-rhamdia-quelen/

Aguirre, W. E., Alvarez-Mieles, G., Anaguano-Yancha, F., Morán, R. B., Cucalón, R. V., Escobar-Camacho, D., Jácome-Negrete, I., Prado, P. J., Laaz, E., Miranda-Troya, K., Navarrete-Amaya, R., Salazar, F. N., Revelo, W., Rivadeneira, J. F., Rivera, J. V., & Hugo, E. Z. (2021). Conservation threats and future prospects for the freshwater fishes of Ecuador: A hotspot of Neotropical fish diversity. Journal Of Fish Biology, 99(4), 1158-1189. https://doi.org/10.1111/jfb.14844

Álvarez F., y Pogo C. 2009. Inventario de los Recursos Ancestrales Relacionados con la Pesca en las comunidades Shuar del Corredor Fluvial Zamora – Nangaritza. Tesis Previa al Título de Ingeniaras en Producción Educación y Extensión Agropecuaria. Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Universidad Nacional de Loja. Loja / Ecuador. 130p.

Anaguano-Yancha, F., Narankas, G., Ampam, M., Narankas, I., Tunki, D., & Chuim, L. (2024). Peces del Centro Shuar Kaputna, cuenca baja del río Santiago, Amazonía sur de Ecuador. Neotropical Hydrobiology and Aquatic Conservation, 5(1), 33–49. https://doi.org/10.55565/nhac.rtwe4681

Andrade Gaibor, D. K. (2021). Estado actual de la etnoictiología amazónica ecuatoriana [Trabajo de titulación, Universidad Central del Ecuador].

Barriga, R. (1997). Programa de Evaluación Rápida. La Región Cordillera del Cóndor 200de Ecuador y Perú: Una Evaluación Biológica. Peces Cordillera del Cóndor. Documentos de trabajo de RAP. 7.

Barriga, R. (2012). Lista de peces de agua dulce e intermareales del Ecuador. Revista Politécnica, 30(3), 83–119.

Begossi, A., Salivonchyk, S. V., Hallwass, G., Hanazaki, N., Lopes, P. F. M., Silvano, R. A. M., Dumaresq, D., & Pittock, J. (2019). Fish consumption on the Amazon: A review of biodiversity, hydropower and food security issues. Brazilian Journal of Biology, 79(2), 345–357. https://doi.org/10.1590/1519-6984.186572

Bertaco, V. A., Azevedo, M. A., & Malabarba, L. R. (2023). Peixes de água doce não nativos e os impactos sobre a ictiofauna do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Bio Diverso, 3, Artículo e1. https://seer.ufrgs.br/biodiverso/article/view/127020

Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental Management, 30(4), 492–507. https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0

Cala-Cala, P. (2019). Medio ambiente y diversidad de los peces de agua dulce de Colombia. Bogotá: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras No. 36.

Carrete Vega, G., & Wiens, J. J. (2012). Why are there so few fish in the sea? Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 279(1737), 2323-2329. https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0075

Casatti, L. , de Paula Ferreira, C. , & Carvalho, F. R. (2009). Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. Hydrobiologia, 632, 273–283

Corporación Eléctrica del Ecuador. (2020, 30 de enero). El proyecto hidroeléctrico Paute Cardenillo ya cuenta con licencia ambiental. https://www.celec.gob.ec/noticias/el-proyecto-hidroelectrico-paute-cardenillo-ya-cuenta-con-licencia-ambiental/

Corporación Eléctrica del Ecuador. (2023, 19 de junio). Inicia contratación del estructurador del proceso público de selección para la concesión del Proyecto Hidroeléctrico Santiago. https://www.celec.gob.ec/noticias/inicia-contratacion-del-estructurador-del-proceso-publico-de-seleccion-para-la-concesion-del-proyecto-hidroelectrico-santiago/

Corporación Eléctrica del Ecuador. (2025, 10 de febrero). Presa Mazar alcanza su cota máxima y el Gobierno del Nuevo Ecuador reafirma un servicio energético eficiente. https://www.celec.gob.ec/noticias/presa-mazar-alcanza-su-cota-maxima-y-el-gobierno-del-nuevo-ecuador-reafirma-un-servicio-energetico-eficiente/

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81(2), 163–182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

Escobar-Camacho, D., Barriga, R., & Ron, S. R. (2015). Discovering Hidden Diversity of Characins (Teleostei: Characiformes) in Ecuador's Yasuní National Park. PLoS ONE, 10(8), e0135569. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135569

Fabré, N. N., & Batista, V. da S. (2011). Estratégias de vida e conservação das

espécies de peixes na Amazônia Central. En J. Núñez, F. Chu-Koo, J. Porto, & C. R. García-Dávila (Eds.), Biología de las poblaciones de peces amazónicos y piscicultura (pp. 73–80). Institut de Recherche pour le Développement.

Fishes of North Carolina. (2016, 22 de abril). Prochilodus nigricans [Fotografía]. Flickr. https://www.flickr.com/photos/ncfishes/26501704271

Funge-Smith S and Bennett A (2019) A fresh look at inland fisheries and their role in food security and livelihoods. Fish and Fisheries, Volume 20, Issue 6, pp 1176-1195. https://doi.org/10.1111/faf.12403

Florida Museum of Natural History. (2017, 23 de octubre). Cetopsis plumbea [Fotografía]. Florida Museum of Natural History. https://www.floridamuseum.ufl.edu/fish/catfish/cetopsidae/plumbea/

GBIF.org. (2026a, 19 de junio). GBIF occurrence download [Conjunto de datos]. GBIF. https://doi.org/10.15468/dl.f2ejdw

GBIF.org. (2026b, 19 de junio). GBIF occurrence download [Conjunto de datos]. GBIF. https://doi.org/10.15468/dl.2sfter

GBIF.org. (2026c, 19 de junio). GBIF occurrence download [Conjunto de datos]. GBIF. https://doi.org/10.15468/dl.qt6ugj

GBIF.org. (2026d, 19 de junio). GBIF occurrence download [Conjunto de datos]. GBIF. https://doi.org/10.15468/dl.sqbzy9

GBIF.org. (2026e, 19 de junio). GBIF occurrence download [Conjunto de datos]. GBIF.

https://doi.org/10.15468/dl.jdattt

Granado, L. C. (2000). Ecología de comunidades: El paradigma de los peces de agua dulce. Secretariado de publicaciones. Sevilla: Universidad de Sevilla.

Hoese, G., Addison, A., Toulkeridis, T., & Toomey, R., III. (2015). Observation of the catfish Chaetostoma microps climbing in a cave in Tena, Ecuador. Subterranean Biology, 15, 29–35. https://doi.org/10.3897/subtbiol.15.4809

Instituto Nacional de Biodiversidad. (s. f.). Base Nacional de Datos de Biodiversidad [Base de datos]. https://bndb.sisbioecuador.bio/bndb/

Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca. (2018). Prochilodus nigricans (Spix & Agassiz, 1829) [Ficha ictiológica]. Gobierno del Ecuador. https://institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2018/01/FICHA-002-Prochilodus-nigricans.pdf

Jimenez-Prado, P., & Robles, M. (2025). Análisis situacional y desafíos para la pesquería Amazónica ecuatoriana. En P. Jiménez-Prado, C. Carrillo-Moreno, & M. Robles (Eds.), Pesquería en la Amazonía ecuatoriana: Estado actual y perspectivas de manejo sustentable (pp. 13–18). The Nature Conservancy.

Jiménez-Prado, P., Aguirre, W., Laaz-Moncayo, E., Navarrete-Amaya, R., Nugra-Salazar, F., Rebolledo-Monsalve, E., Zárate-Hugo, E., Torres-Noboa, A. y Valdiviezo-Rivera, J. (2015). Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador. Esmeraldas: Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas (PUCESE); Universidad del Azuay (UDA) y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad.

Klimpel S., Kuhn, T., Münster, J., Dörge, D., Klapper, R. y Kochmann, J. (2019). Anatomy and Morphology of Fish and Cephalopods. In: Parasites of Marine Fish and Cephalopods. (Chapter 2). New York, NY: Springer, Cham. Lagler K.F., Bardach, J., Millar, R. y May

Ministerio de Ambiente y Energía. (s. f.). Sopladora. https://www.ambienteyenergia.gob.ec/sopladora/

Mora Quito, E. F., & Parra Urgiles, L. M. (2024). Peces con importancia económica y alimenticia del cantón Gualaquiza [Trabajo de grado, Universidad del Azuay].

Nelson, J., Grande, T. y Wilson, M. (2016). Fishes of the World. Fifth Edition. New Jersey: Ed. John Wiley & Sons, Inc.

Nugra Salazar, F., Abad, D., & Zárate, E. (2018). Guía de peces del Alto Nangaritza. Universidad del Azuay. https://doi.org/10.33324/ceuazuay.37

Ortiz Muñoz, P., Álvarez, F., & Pogo Capa, C. (2011). El conocimiento ancestral sobre la pesca en las comunidades Shuar asentadas en el corredor fluvial Zamora–Nangaritza. Revista CEDAMAZ, 112–127.

Puertas, C. (2021). Ecología de los peces amazónicos en el Ecuador. En P. Jiménez-Prado & J. Valdiviezo-Rivera (Eds.), Biodiversidad de peces en el Ecuador (pp. 10–21). Red Ecuatoriana de Ictiología; Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas; Universidad Tecnológica Indoamérica; Instituto Nacional de Biodiversidad.

Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris, C. J., Jr. (Eds.). (2003). Check list of the

freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS.

Sala, O. E., Chapin, F. S., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science, 287(5459), 1770–1774. https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770

Südamerikafans–Welsfans. (s. f.). Henonemus punctatus [Fotografía]. Südamerikafans. https://www.suedamerikafans.de/en/wels-datenbank/welsart/?art=2945

Smithsonian Tropical Research Institute. (s. f.). Oreochromis niloticus [Fotografía]. Shorefishes of the Greater Caribbean. https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/en/thefishes/species/4502

Renno, J.-F., Carvajal-Vallejos, F., Torrico, J. P., Duponchelle, F., Núñez, J., García-Dávila, C., Sirvas, S., Bonhomme, F., Desmarais, E., & Hubert, N. (2011). Biodiversidad y evolución de los peces en Amazonía. En J. Núñez, F. Chu-Koo, J. Porto, & C. R. García-Dávila (Eds.), Biología de las poblaciones de peces amazónicos y piscicultura *(*pp. 11–20). Institut de Recherche pour le Développement.

Ritter, C.D., Muñoz, J., Machado, A.F., Albert, J.S., Ribas, C.C., Carnaval, A.C., Ulloa Ulloa, C., Carrillo, J.D., Tuomisto, H., Armenteras, D., Guayasamin, J.M. (2025). Conectividad en la cuenca del río Amazonas: el papel fundamental de los Territorios Indígenas y las Áreas Protegidas. Panel Científico por la Amazonía (SPA). Sustainable Development Solutions Network (SDSN). Nueva York, EE. UU. https://doi.org/10.55161/PBNJ8471

Sirén, Anders. Consumo de pescado y fauna acuática en la Amazonía ecuatoriana.

COPESCAL Documento Ocasional. No 12. Roma, FAO. 2011. 27 pp.

Ståhl, B. & Silfvergrip, A. 1999. Pesca y peces. En Mutints.En Borgtoft, H., Skov, F., Fjeldså, J. Schjellerup, I. y Øllgard, B. (editores). La gente y la biodiversidad. Dos estudios en comunidades de las estribaciones de los Andes en Ecuador. Centro para la Investigación de la Diversidad Cultural y Biológica de los Bosques Pluviales Andinos (DIVA), Dinamarca y Ediciones Abya Yala, Ecuador. 1ra edición en español. pp 119-120.

Terneus, E. (2007). Las plantas acuáticas en el Sistema Lacustre-Riberino Lagartococha, Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, Ecuador. Actualidades Biológicas 29(86), 97-106.

Tufiño P., & Ramiro-Barrantes, A. (2013). Ictiofauna común de los ríos Zamora, Quimi y Machinaza. Provincia de Zamora Chinchipe. SIMBIOE, Tomo I. Quito, Ecuador.

U.S. Geological Survey. (s. f.). Western mosquitofish (Gambusia affinis) [Fotografía]. Nonindigenous Aquatic Species Database. https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=846

Val, A. (2019). Fishes of the Amazon: diversity and beyond. An Acad Bras Cienc 91: e20190260. https://doi.org/10.1590/0001-3765201920190260

Verhelst, P., Pauwels, I., Pohl, L., Reubens, J., Schilt, B., & Hermans, A. (2025). Electromagnetic fields and diadromous fish spawning migration: An urgent call for knowledge. Marine Environmental Research, 204, 106857. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106857

Welcomme, R. L. (1992). *Pesca fluvial*. FAO Documento Técnico de Pesca No. 262.

FAO

World Wide Fund. (2021). Los peces olvidados del mundo. World Wildlife Fund. https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/world_s_forgotten_fishes__final_april9_.pdf

8. ANEXOS

Tabla 1. Síntesis taxonómica de la riqueza íctica en diferentes escalas espaciales.

Escala	Fuente	Área/sistema	Dato de riqueza/composición	Grupos u observación taxonómica dominante
General / epicontinental	Granado (2000)	Fauna íctica general y ambientes epicontinentales	4.265 géneros, 482 familias y 57 órdenes; en ambientes epicontinentales destaca Ostariophysi.	Ostariophysi Cypriniformes Characiformes Siluriformes y Gymnotiformes.
Amazónica	Jiménez-Prado et al. (2015)	Cuenca amazónica	Characidae como una de las familias más diversas y Siluriformes reúnen cerca del 85% de las especies amazónicas.	Characiformes y Siluriformes
Ecuador	Barriga (2012)	Peces dulceacuícolas e intermareales del Ecuador	951 especies; en agua dulce: Siluriformes 365, Characiformes 344 y Gymnotiformes 44.	Siluriformes, Characiformes y Gymnotiformes.
Vertiente oriental	Puertas (2021); Aguirre et al. (2021)	Oriente ecuatoriano	La vertiente oriental concentra una alta proporción de la ictiofauna dulceacuícola del país.	Characidae y Loricariidae
Amazonía occidental norte	Escobar-Camacho et al. (2015).	Parque Nacional Yasuní	458 especies distribuidas en 239 géneros, 47 familias y 13 órdenes.	Characiformes, Siluriformes, Cichliformes y Gymnotiformes.
Amazonía sur / Santiago	Anaguano -Yancha et al. (2024)	Centro Shuar Kaputna, cuenca baja del río Santiago	144 especies, 35 familias y ocho órdenes.	Siluriformes Characiformes
Alto Nangaritza	Nugra et al. (2018)	Alto Nangaritza	Guía organizada por órdenes, familias, géneros y especies de peces del Alto Nangaritza.	Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes, Salmoniformes y Perciformes.
Upano-Zamora	Barriga (2012)	Zona ictiohidrográfica UZ	Cetopsidae, Crenuchidae y Characidae 40 especies nativas presencia de endemismo local.	*Cetopsis plumbea*, especie endémica local de UZ; orden Siluriformes,

Tabla 2. Especies focales de peces comestibles.

Origen	Nombre local o común reportado	Especie seleccionada	Fuentes consultadas
Nativa	Corroncho / raspa	*Chaetostoma microps*	**Uso alimentario** Álvarez & Pogo (2009); Ortiz Muñoz et al. (2011); Sirén (2011); Mora Quito & Parra Urgiles (2024); Jiménez-Prado et al. (2015) **Presencia regional y respaldo ictiológico** Barriga (2012); Nugra et al. (2018); Escobar-Camacho et al. (2015); Anaguano-Yancha et al. (2024); Tufiño Mateus & Ramiro-Barrantes (2013).
Nativa	Anguilla	*Henonemus punctatus*	
Nativa	Bagre	*Rhamdia quelen*	
Nativa	Bocachico	*Prochilodus nigricans*	
Introducida	Tilapia	*Oreochromis niloticus*	

Nota. Las especies fueron seleccionadas por su importancia alimentaria reportada y por su respaldo en fuentes ictiológicas regionales.

Tabla 3. Registros georreferenciados limpios de ocurrencia por especie focal.

Especie focal	Nombre local o común	Origen	Registros georreferenciados limpios	Evidencia sin coordenadas
Chaetostoma microps	Corroncho / raspa	Nativa	87	9
Henonemus punctatus	Anguilla	Nativa	30	4
Oreochromis niloticus	Tilapia	Introducida	8	0
Prochilodus nigricans	Bocachico	Nativa	38	7
Rhamdia quelen	Bagre	Nativa	37	8
Total	**—**	**—**	**200**	**28**

Nota. Datos de ocurrencia extraídos de GBIF e INABIO y depurados por el autor.