

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN CRISTÓBAL
DE HUAMANGA**

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



TESIS:

**Macroinvertebrados, calidad biológica y características fisicoquímicas
del río Chirutiari, Pichari, La Convención, Cusco 2024**

Para optar el título profesional de:
**BIÓLOGO, ESPECIALIDAD: ECOLOGÍA Y RECURSOS
NATURALES**

PRESENTADO POR:
Bach. Jhonatan ARAUJO PALOMINO

ASESOR:
Dr. Carlos Emilio CARRASCO BADAJOZ

COASESORA:
Mg. Carolina RAYME CHALCO

AYACUCHO - PERÚ

2026

A mis padres y hermana.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, y especialmente a la Facultad de Ciencias Biológicas y a la Especialidad de Ecología y Recursos Naturales, por ofrecer un espacio de aprendizaje que forma profesionales comprometidos con el cuidado de la naturaleza.

Al Laboratorio de Biodiversidad y Sistema de Información Geográfica (BioSIG), por brindarnos los recursos necesarios para procesar y analizar la información.

Al Dr. Carlos Carrasco Badajoz, por su guía técnica y metodológica a lo largo de toda esta investigación. Su mirada crítica, su alto nivel de exigencia y su constante apoyo fueron esenciales para mejorar y finalizar este trabajo.

A mi coasesora, la Mg. Carolina Rayme Chalco, por apoyo en la identificación taxonómica de los organismos colectados, así como por sus consejos y orientación en el proceso de la investigación.

A los profesores de la Especialidad de Ecología y Recursos Naturales, cuyo compromiso con nuestra educación ha sido un pilar fundamental en mi crecimiento profesional.

A mis compañeros de estudio y de investigación, por el constante intercambio de ideas, el apoyo mutuo durante el trabajo de campo y los momentos de estudio compartidos.

Por último, a todas las personas e instituciones que, de una forma u otra, contribuyeron a que este proyecto se hiciera realidad. Su apoyo refuerza la importancia del trabajo en equipo para generar conocimientos que ayuden a manejar nuestros recursos naturales de forma sostenible.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
AGRADECIMIENTOS	iv
ÍNDICE GENERAL	v
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
ÍNDICE DE ANEXOS	ix
RESUMEN	x
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	3
2.1. Antecedentes	3
2.1.1. Internacionales	3
2.1.2. Nacionales	6
2.1.3. Regionales	9
2.2. Marco conceptual	10
2.3. Bases teóricas	11
III. MATERIALES Y MÉTODOS	20
3.1. Lugar de ejecución	20
3.1.1. Ubicación política	20
3.2. Población y muestra	20
3.2.1. Población	20
3.2.2. Muestra	20
3.2.3. Unidad de observación	21
3.3. Sistema de muestreo	21
3.4. Tipo de investigación	21
3.5. Diseño de investigación	21
3.6. Metodología y recolección de datos	21
IV. RESULTADOS	28

V.	DISCUSIÓN	39
V.	CONCLUSIONES	47
VI.	RECOMENDACIONES	49
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
	ANEXOS	63

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua según los índices Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera (EPT) (Abad & Yubert, 2021)	15
Tabla 2. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) (Roldán, 2020).	16
Tabla 3. Clases de calidad, significado de los valores Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) y colores a utilizar en representaciones cartográficas (Roldán, 2020).	17
Tabla 4. Coordenadas de ubicación geográfica y descripción de las zonas de muestreo ubicadas en el río Chirutiari, Pichari 2024.	22
Tabla 5. Macroinvertebrados a nivel de clase, orden y familia, número total de especímenes colectados según zonas de muestreo en el río Chirutiari abril a julio del 2024.	30
Tabla 6. Puntajes promedios y categorías de calidad asignados a las zonas y meses de muestreo para el río Chirutiari, Cusco 2024.	35
Tabla 7. Características físicas y químicas del agua según zonas de muestreo del río Chirutiari, Pichari, Cusco2024.	36
Tabla 8. Correlación de Sperman para los puntajes de los índice BMWP/Col y EPT con las características físicas y químicas, río Chirutiari, abril a julio del 2024.	37

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Abundancia relativa a nivel de familia de macroinvertebrados en el río Chirutiari según zonas de muestreo, abril a julio del 2024.	23
Figura 2. Promedio del puntaje del índices Ephemeroptera, Plecóptera, Trychoptera (EPT) del río Chirutiari según zonas de muestreo, abril a julio del 2024.	29
Figura 3. Promedio del puntaje del índices Ephemeroptera, Plecóptera, Trychoptera (EPT) del río Chirutiari según meses de muestreo, abril a julio del 2024.	31
Figura 4. Promedio del puntaje del índices BMWP/Col según zonas de muestreo en el río Chirutiari, abril a julio del 2024.	32
Figura 5. Promedio del puntaje del índices BMWP/Col según meses de muestreo en el río Chirutiari, abril a julio del 2024.	33

ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
Anexo 1. Resultado de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilks para los datos de los macroinvertebrados acuáticos del río Chirutiari, abril a julio del 2024.	64
Anexo 2. Resultado del test de Kruskal-Wallis para comparar la abundancia absoluta de las familias de macroinvertebrados según zonas de muestreo en el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.	66
Anexo 3. Abundancia relativa a nivel de familia de macroinvertebrados en el río Chirutiari según zonas de muestreo, Pichari, Cusco 2024.	67
Anexo 4. Abundancia relativa a nivel de familia de macroinvertebrados en el río Chirutiari según mese de muestreo, Pichari, Cusco 2024.	68
Anexo 5. Promedio, mínimo y máximo de los puntajes de los índices BMWP/Col y EPT, según las zonas y meses de muestreo para el río Chirutiari Pichari, Cusco 2024.	69
Anexo 6. Resultado del análisis Kruskal-Wallis para comparar los índices EPT y BMWP/Col, por meses de muestreo para el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.	70
Anexo 7. Resultado del análisis Kruskal-Wallis para comparar los índices EPT y BMWP/Col, por zonas y meses de muestreo para el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.	71
Anexo 8. Resultado del análisis Kruskal-Wallis para comparar las características físicas y químicas del agua según zonas de muestreo en el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.	72
Anexo 9. Registro fotográfico de la toma de muestras de macroinvertebrados con el uso de la red Surber en el curso del río Cuirutiari, Pichari, Cusco 2024.	73
Anexo 10. Registro fotográfico del proceso de la preparación de las muestras colectadas de macroinvertebrados y agua en el curso del río Cuirutiari, Pichari, Cusco 2024.	74

RESUMEN

Los ecosistemas fluviales, enfrentan una presión creciente debido a la expansión urbana desordenada y las actividades agroindustriales, lo que alteran drásticamente la integridad ecológica de los cuerpos de agua. Es por ello que, esta investigación aborda la problemática de la degradación de la calidad del agua en el río Chirutiari (Pichari, Cusco). El objetivo principal del estudio fue determinar la calidad biológica del río mediante la aplicación de los índices EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) y BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party adaptado para Colombia), considerando las características físicas y químicas durante el periodo de abril a julio de 2024. La metodología empleó un enfoque cuantitativo, para lo cual se establecieron seis zonas de muestreo (P1 a P6): una zona de referencia (P1), dos zonas de influencia por un efluente de una piscigranja de peces tropicales (P2-P3) y tres zonas de impacto urbano (P4-P6). La colecta de los macroinvertebrados fue realizada mediante una red Surber con dos repeticiones, así mismo, se midieron variables físico químicas *in situ* y en laboratorio, dichas actividades fueron llevadas a cabo de manera mensual. Los resultados muestran una alteración severa en la estructura comunitaria a lo largo de las zonas de muestreo. Se registró un reemplazo de taxones a lo largo del arroyo, los macroinvertebrados de referencia, dominada por taxones sensibles como *Perlidae* y *Leptophlebiidae*, fue sustituida en el tramo urbano por organismos tolerantes, principalmente *Chironomidae* (Díptera) y *Physidae* (Gastropoda). El análisis estadístico confirmó diferencias significativas ($p < 0,001$) para el índice EPT, cuyo puntaje medio disminuyó de 59 puntos (calidad buena) en la cabecera, a 10 puntos (calidad mala) en la zona urbana (P4). Físicamente, el río experimentó un proceso de mineralización y eutrofización, con aumentos significativos en la conductividad eléctrica, alcalinidad y temperatura, paralelamente con una reducción crítica del oxígeno disuelto hasta niveles de 4,6 mg/L. Se detectó una discrepancia de diagnóstico entre los índices, donde mientras el EPT fue sensible al impacto, el índice BMWP/Col mostró una baja resolución, categorizando todas las estaciones como "Aceptable" debido al incremento de puntaje dada por familias generalistas. Temporalmente, se observó una recuperación de la calidad biológica hacia el mes de julio (época seca), explicada por la estabilidad hidrológica que favorece la recolonización. Como conclusión se afirma que el "síndrome del río urbano" en el Chirutiari, hace que se elimine selectivamente taxones sensibles debido al estrés químico (conductividad) y térmico, donde el índice EPT es la herramienta más robusta para el monitoreo de dicho río.

Palabras clave: Macroinvertebrados bentónicos, bioindicadores acuáticos, índice EPT, calidad del agua, río urbano.

I. INTRODUCCIÓN

El río Chirutiari, ubicado en una zona tropical andina del Perú, es un ecosistema fluvial que atraviesa de la ciudad de Pichari, empleado como principal abastecedor de agua para una piscigranja de peces tropicales, además que en ella se descarga aguas residuales y residuos sólidos. Esta realidad es común a muchas otras que se hallan próximas a centros urbanos que en estos últimos años han sufrido el incremento de presiones antrópicas, que se traduce en la alteración del sistema que ponen en riesgo los procesos ecológicos, la salud humana y las actividades productivas dependientes del agua (Albert et al., 2021).

Es común la práctica de determinar las características físicas y químicas (pH, nutrientes, metales, entre otros) para determinar el estado de los ríos, los cuales proporcionan información solo para el momento del muestreo (Angeles et al., 2024). Frente a ello, muchos países han implementado metodologías basada en bioindicadores que permiten identificar perturbaciones que han ocurrido tiempo atrás (30 días), ofreciendo una visión más completa de la salud del ecosistema acuático (Roldán-Pérez, 2016). Por ello, entre los indicadores biológicos más empleados en dichas determinaciones resalta los macroinvertebrados bentónicos, llamados también como acuáticos, cuya composición y abundancia reflejan fielmente la calidad del agua (Abad & Yubert, 2021). Existe evidencia que dichos organismos responden de forma predecible a variaciones ambientales como la disponibilidad de oxígeno o la presencia de materia orgánica (Dabessa et al., 2021). Se han desarrollado índices basados en diferentes comunidades, las más empleadas se toma como referencia a los macroinvertebrados, destacando el índice BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party), que tiene la característica de asignar puntuaciones de tolerancia a la contaminación a las familias, debido a su sensibilidad ha sido adaptado a versiones locales en América del Sur, como el BMWP/Col en Colombia (Roldán-Pérez, 2016). Por su parte, también el índice

Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) es empleada con frecuencia, ésta se centra en la riqueza de los tres órdenes más sensibles, siendo su abundancia un indicador directo de buena calidad hídrica (Masese & Raburu, 2017).

En este contexto, la importancia de la investigación radica en afianzar el conocimiento que ya se dispone de los macroinvertebrados en ríos del Valle del Río Apurímac, Ene y Mantaro (VRAEM). Lo determinado en el río Chirutiari, calidad biológica mediante BMWP/Col y EPT, complementando, con las características físicas y químicas determinadas desde abril y julio de 2024, incrementa la información de ecosistemas acuáticos tropicales (bióticas y abióticas), que es limitado. Por lo que, la información científica generada contribuye a la gestión sostenible de las microcuencas existentes en el Valle del Río Apurímac, Ene y Mantaro (VRAEM). Asimismo, los resultados, principalmente referente a los macroinvertebrados, sentarán las bases para un posible programa de monitoreo continuo que integre indicadores químicos y biológicos, garantizando la conservación de estas importantes a fuente de agua. Por ello, el trabajo de investigación tuvo como objetivos los siguientes:

- a. Determinar la calidad biológica mediante los índices Ephemeroptera, Plecóptera, Trychoptera (EPT) del río Chirutiari durante abril a julio del 2024.
- b. Determinar la calidad biológica mediante el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) del río Chirutiari durante los meses de abril a julio del 2024.
- c. Determinar las características físicas y químicas de las aguas del río Chirutiari durante abril a julio del 2024.
- d. Relacionar los puntajes de los índices de calidad biológica (EPT y BMWP/Col) con las características físicas y químicas del agua del río Chirutiari durante abril a julio del 2024.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes

2.1.1. Internacionales

Roldán-Pérez (2016), afirma que existen índices basados en los macroinvertebrados acuáticos que pueden ser empleados como bioindicadores del estado ecológico de cuerpos de agua continentales. No obstante, persisten vacíos de información significativos en otros grupos, como anélidos, moluscos, ácaros y dípteros, cuyos aspectos taxonómicos y de autoecología requieren mayor investigación. Así mismo, resalta que el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), de origen europeo y ampliamente adoptado en Colombia y Latinoamérica desde la década de 1970, todavía requiere ser calibrado según las particularidades biogeográficas de las distintas regiones del continente. Su trabajo sintetiza el estado del arte de las investigaciones realizadas en Colombia y, de manera general, en Latinoamérica durante las últimas cuatro décadas, con el fin de presentar una panorámica del conocimiento actual sobre los diferentes grupos de macroinvertebrados acuáticos, su resolución taxonómica, ecología y uso como bioindicadores.

Se evaluó la variación temporal del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en dos sitios del río Naranjo (Costa Rica), en cuatro periodos hidrológicos anuales, y determinó su relación con variables físicas y químicas, el sustrato y el caudal. La metodología consistió en mediciones ambientales y muestreos de macroinvertebrados en microhábitats, analizados mediante PERMANOVA, Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) y correlaciones de Spearman. Los resultados determinaron una mayor abundancia de organismos en la estación seca, mientras que la transición a la época lluviosa la menor abundancia. El ACC mostró que el primer eje de ordenación se correlacionó positivamente con sustratos de limo y arena, y negativamente con la velocidad de corriente y el

sustrato rocoso. El segundo eje tuvo una relación positiva con el caudal y los nitratos, y negativa con el canto rodado. La mayoría de los taxones mostraron una respuesta negativa al incremento del caudal y la concentración de nitratos. El aumento del caudal intensifica la fuerza de arrastre, movilizandolos sustratos finos y removiendo organismos que no poseen adaptaciones para resistir tales condiciones. Paralelamente, el incremento de nitratos podría explicar la disminución de grupos sensibles como efemerópteros y plecópteros. En la conclusión mencionan que, pese a las variaciones ambientales registradas, éstas no fueron de una magnitud suficiente para alterar estructuralmente el ensamblaje de macroinvertebrados. (Quesada-Alvarado et al., 2020)

Silva & Moreno (2023), llevaron a cabo un estudio en la cuenca alta del río Tota (Colombia), donde caracterizaron variables físicas y químicas y los macroinvertebrados acuáticos, con el propósito de explorar las condiciones ecológicas. El muestreo se realizó entre mayo y julio de 2021, en seis estaciones seleccionadas considerando varios criterios, como la región de nacimiento del río, la formación del riachuelo, áreas de captación de agua, pastoreo, presencia de animales, cultivos, recursos maderables y proximidad a asentamientos humanos. Los resultados revelaron una estabilidad en las variables físicas y químicas, con una presencia destacada de la familia Hyalellidae, y fluctuaciones en la diversidad de taxones. Se identificaron un total de 1 694 individuos pertenecientes a 15 familias y 7 órdenes. El río mostró características de oxigenación alta, temperaturas frías, baja mineralización y pH ligeramente básico. El índice BMWP/Col oscilaron entre críticos y aceptables, con un promedio de 47 (calidad aceptable). Se observaron bajos niveles de tolerancia a la variación de las condiciones físicas y químicas en ciertas familias, como Hydrobiosidae, Perlidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Scirtidae, Baetidae, Hyalellidae y Ptilodactylidae, mientras que otras, como Muscidae, Elmidae, Ceratopogonidae y Simuliidae, mostraron una mayor tolerancia, asociada a una menor calidad del agua. Concluyen mencionado que, las variables físicas y químicas analizadas se mantuvieron dentro de los rangos permitidos para el consumo humano. Los grupos dominantes, como los coleópteros y anfípodos, junto con algunas familias representativas, sugieren condiciones ecológicas específicas para este sistema fluvial.

La investigación se llevó a cabo en el río Copueño (Ecuador), con el objetivo de evaluar la calidad biológica del agua del río, para ello se empleó

macroinvertebrados como bioindicadores. Se recolectó especímenes que luego de su identificación, permitió estimar los índices BMWP/Col y EPT. Colectaron 3 122 ejemplares (1391 en verano y 1731 en invierno). La calidad del agua fue calificada como buena durante la estación seca y aceptable durante la estación húmeda, según BMWP/Col; mientras que, el EPT indicó una calidad regular durante ambas estaciones. Concluyen mencionando que la calidad del agua disminuye a medida que se acerca a las zonas urbanas. Las principales contribuciones del artículo incluyen la evaluación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos y el énfasis en la necesidad de realizar esfuerzos de conservación en la región (Chacón-Vélez et al., 2024).

Pérez-Gómez et al. (2021), estudiaron el río Grande de Tárcos (Costa Rica), con el objetivo de caracterizar la contaminación del río y evaluar la idoneidad de los macroinvertebrados como indicadores biológicos. Llevaron a cabo evaluaciones físicas y químicas, microbiológicas y de macroinvertebrados en cuatro ubicaciones durante un período de doce meses consecutivos, empleando dos índices de calidad del agua (ICA-NSF y holandés). Emplearon sustratos artificiales destinados a los macroinvertebrados acuáticos, los que fueron colectados mensualmente. Además, se realizó una caracterización del uso del suelo en la parte baja del río utilizando datos de cobertura de suelo. Se observó que algunas variables físicas y químicas presentaban concentraciones similares a las registradas en otros ríos costarricenses, aunque los niveles de oxígeno fueron más bajos. Por otro lado, las variables microbiológicas indicaron niveles elevados de contaminación, especialmente durante la temporada de lluvias. Durante la estación seca, se observó una mayor presencia de macroinvertebrados acuáticos, siendo Chironomidae, Oligochaeta e Hydrobiidae los más abundantes. La calidad del agua del río se clasificó como "incipiente" según el índice holandés y como "media" según el ICA-NSF. Concluyen que la alteración del río es resultado de un uso inadecuado del suelo y la presencia de actividades humanas. Recomiendan la implementación de un plan de gestión de cuencas y la realización de investigaciones adicionales sobre la salud del ecosistema y la conservación de especies vulnerables.

Gutiérrez & Moreno (2019), llevaron a cabo una investigación en una quebrada La Chaparrala ubicada en Antioquia (Colombia), con el propósito de caracterizar la calidad del agua. Para ello, se analizó la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, se midieron variables físicas y químicas y se estimaron índices, con el

fin de establecer relaciones entre las condiciones de los recursos hidrobiológicos y las actividades humanas en la cuenca. Las variables físicas y químicas evaluadas, como la turbidez, DQO, alcalinidad, nitratos, N-amoniaco, nitrógeno total, fósforo total, ortofosfatos y dureza total, mostraron una alta variabilidad y superaron los límites de calidad aceptables para el consumo humano. Se identificaron 37 géneros de insectos acuáticos, pertenecientes a 27 familias y cinco phyla, destacando los dípteros como el orden más abundante, representando el 25.9% del total. Predominó las familias Chironomidae, Baetidae, Simuliidae y Physidae, que constituyen el 79,56% del total. A pesar de una calidad biológica dudosa (BMWP/Col medio=46.33, EPT=48.83%), con una progresiva disminución en la calidad del agua, se observó la presencia de familias como Leptophlebiidae, Perlidae e Hydropsychidae, indicativas de aguas limpias y oxigenadas. Concluyen que la quebrada mantiene capacidad de autorregeneración.

La investigación se llevó a cabo en el tramo medio-bajo del río Jordán (Colombia), para evaluar la calidad del agua del río utilizando varios índices bióticos, físico químicos y de diversidad basados en macroinvertebrados. Se muestreó en tres estaciones a diferentes altitudes, donde se recolectó macroinvertebrados (grava, cantos rodados y macrófitos), y medir las variables físicas y químicas y microbiológicas. Los resultados señalan que los índices de diversidad presentan una mayor equidad y riqueza en la estación E1, mientras que el BMWP/Univalle clasificó la E1 como «buena», la E2 como «aceptable» y la E3 como «dudosa». El estudio concluye que la mejor calidad del agua se encontró en la estación E1, donde la influencia antropogénica era menor, e identificó las variables de contaminación orgánica (BOD₅ y coliformes totales) como factores clave que explican los patrones de diversidad (Restrepo & Peña-Salamanca, 2021).

2.1.2. Antecedentes Nacionales

La investigación se llevó a cabo en el río Cunas (sierra central del Perú), durante la estación lluviosa (febrero, marzo y abril) y la estación seca (mayo, junio y julio) del 2016 con el objetivo de evaluar su calidad a través de indicadores ambientales. Se recolectó muestras de agua y macroinvertebrados bentónicos para determinar el estado trófico y evaluar las presiones antropogénicas midiendo la demanda biológica de oxígeno (DBO₅). Se halló que las cargas de DBO₅ se incrementaron como consecuencia de las actividades urbanas. La calidad del agua varió en tres sectores, donde dos de ellas mostraron una buena calidad y una fue mala, según

varios índices. Concluyeron que el río Cunas está sometido a una presión antropogénica significativa, que afecta negativamente a la calidad del agua y a la biodiversidad, en particular a la entomofauna bentónica (Custodio et al., 2019).

La investigación se llevó a cabo en el río Cañipia (Cusco) con el objetivo de evaluar su calidad utilizando tres índices bióticos. Muestrearon cuatro estaciones durante la estación seca y húmeda, donde la identificación de los macroinvertebrados bentónicos fue a nivel familiar, se realizaron análisis físicas y químicas y la determinación de las concentraciones de metales pesados. Los resultados indicaron que las familias Elmidae y Chironomidae fueron las más abundantes. El índice BMWP/Col mostró que la calidad del agua oscilaba entre crítica y dudosa, mientras que el índice ABI (Índice Biótico Andino) indicaba un estado de malo a bueno. El índice EPT clasificó la calidad del agua de mala a moderada. Concluyen que los resultados sugieren un impacto moderado en la calidad del agua del río Cañipia, probablemente influenciado por factores antropogénicos (Jimenez-Broncano et al., 2025).

La investigación se llevó a cabo en la cuenca alta del río Huallaga (Perú), abarcando desde el curso del río, desde una altitud de 3 655 msnm, hasta los 1 886 msnm, con la finalidad de determinar la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos (MIB). Para ello establecieron 12 estaciones de muestreo con evaluaciones durante las estaciones secas y lluviosas. Se determinaron parámetros físicos y químicos del agua, QBR-and mediante las características de los macroinvertebrados. Registraron 30 taxones de macroinvertebrados, con las familias Chironomidae y Baetidae como las más abundantes. Los índices biológicos como el ABI (Índice Biótico Andino), el BMWP/Col y el EPT indicaron que las principales estaciones del canal fluvial experimentaron cierto grado de perturbación, mientras que los afluentes mostraron una buena calidad. Las principales contribuciones del artículo incluyen la evaluación biológica de la calidad del agua utilizando el MIB en la cuenca alta del río Huallaga, destacando el impacto de las actividades humanas en los ecosistemas fluviales y proporcionando una línea de base para futuros esfuerzos de monitoreo y conservación ambiental (Alomía et al., 2017).

Bulnes & Gil (2019) evaluaron la calidad ecológica de los ríos Chillón y Mala (Lima, Perú) durante las temporadas seca y lluviosa de 2015, en contextos de uso del suelo diferentes. El estudio caracterizó el agua, el hábitat físico mediante el protocolo SVAP (Stream Visual Assessment Protocol) y la comunidad de

macroinvertebrados bentónicos en la sección media de ambos ríos. El SVAP (Stream Visual Assessment Protocol) clasificó el hábitat entre “moderado” y “bueno”. Los parámetros físicos y químicos mostraron pH neutro a ligeramente alcalino, conductividad de 150–870 $\mu\text{S}/\text{cm}$, oxígeno disuelto $>7 \text{ mg}/\text{L}$ y sólidos totales disueltos $>150 \text{ mg}/\text{L}$, con diferencias significativas entre ríos y estaciones. La comunidad bentónica, dominada por Baetidae, Chironomidae y Elmidae, fue más abundante, rica y diversa en la estación seca. Los índices biológicos presentaron resultados dispares, el EPT indicó baja calidad, mientras que ABI, BMWP e IBH reflejaron condiciones generalmente adecuadas, excepto en el río Mala durante la temporada lluviosa, aunque sin diferencias estadísticamente significativas. El Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) identificó a la temperatura, la conductividad y los sólidos totales disueltos como las variables ambientales más influyentes. En conjunto, ambos ríos muestran condiciones típicas de ecosistemas altoandinos en buen estado ecológico, donde la variabilidad estacional es el principal factor que modula tanto el hábitat como la estructura de la comunidad bentónica.

Hoyos Pompa (2019) determinó la calidad del agua en función a los macroinvertebrados bentónicos y parámetros físicos y químicos en el río Muyoc (Celendín) con la finalidad de determinar la integridad de dicho río. La investigación se desarrolló entre octubre de 2018 y enero de 2019, se estableció seis puntos de monitoreo. Utilizando la red Surber, colectó macroinvertebrados bentónicos con tres repeticiones por punto, además de determinar parámetros físicos y químicos. Estimaron los índices EPT, BMWP/Col, ABI e IBF. Los resultados de los índices bióticos determinaron una calidad del agua deficiente. El índice EPT como el IBF clasificaron la calidad como “pobre” en dos estaciones, mientras que el BMWP/Col la señaló como “crítica”. El índice ABI mostró una leve variación estacional, pasando de “moderada” en la época seca a “mala” en la húmeda. También registró valores de oxígeno disuelto entre 6,37 y 8,49 $\text{mg O}_2/\text{L}$, temperatura entre 7,5 y 10°C, y conductividad eléctrica de 224,3 a 322,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los nitritos/nitratos y dureza total del agua se mantuvieron dentro de los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA), el pH en tres puntos durante la estación húmeda superó los rangos permisibles. Este investigador concluye que, la calidad ambiental del río es preocupante, con los organismos bentónicos reflejando un estado ecológico más desfavorable.

2.1.3. Antecedentes regionales

En un estudio realizado en el río Pichari (Pichari, La Convención, Cusco), se muestreó cinco zonas que en forma general abarcaron antes y después de la ciudad entre mayo y octubre de 2022. Para el muestreo de los macroinvertebrados se utilizó una red Surber y un dispositivo multiparamétrico portátil para determinar las características físicas-químicas del agua. Con la finalidad de estimar la calidad biológica se aplicaron tres índices bióticos, IBF, BMWP/Col y EPT. Los índices arrojaron resultados contradictorios. El IBF calificó la calidad del agua como "muy buena a buena", el EPT como "buena a regular" y el BMWP/Col como "buena a aceptable". Por otro lado, el pH, la conductividad y los sólidos disueltos totales (TDS) presentaron valores similares en todas las zonas, sugiriendo que el impacto no era claramente detectado por estos parámetros en el cauce principal (Jeri, 2024).

Otro trabajo de investigación se desarrolló en el río Pichari y sus tributarios Amargura y Kinkori (Pichari, Cusco), en el año 2015. Se empleó una red Surber para la colecta de macroinvertebrados y se estimó el índice BMWP/Col (adaptación colombiana) para evaluar la calidad. El estudio encontró diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) entre los ríos. El río Pichari (cauce principal) registró los valores máximos de conductividad eléctrica, turbidez y temperatura. En contraste, el tributario río Amargura (más limpio) presentó valores menores, mientras que con respecto al índice de diversidad (Shannon-Weaner) fue mayor (Tinco, 2024).

Oré (2022), caracterizó la calidad ecológica mediante macroinvertebrados además de determinar las características físicas y químicas del río Alameda (Ayacucho). El objetivo principal fue evaluar la calidad ecológica del río mediante el uso de los índices BMWP/Col y ABI. Se establecieron 6 estaciones de monitoreo a lo largo del curso del río Alameda, considerando su proximidad al área urbana de Ayacucho, antes (I y II), durante (III y IV) y después del centro urbano (V y VI). Se colectó macroinvertebrados mediante el uso de una red Surber. Los resultados obtenidos revelaron un aumento significativo en la dureza total, cloruros, alcalinidad total, conductividad, turbidez, DBO5, sulfato, nitrato y fosfatos desde la estación I hasta la VI ($p < 0,05$), con la excepción del pH y la temperatura del agua. Se identificaron un total de 33 taxones pertenecientes a 22 familias. El número de familias mostraron una disminución progresiva desde la estación I hasta la VI, al igual que los puntajes de BMWP/Col y ABI ($p < 0,05$), asignado categorías de

calidad que oscilaron desde aceptable (I, II y III) hasta crítica (IV, V y VI), mostrando discrepancias en algunas estaciones.

2.2. Marco conceptual

- a. **Macroinvertebrados acuáticos:** Son organismos sin columna vertebral, visibles a simple vista, que habitan durante al menos una parte de su ciclo de vida en ambientes acuáticos. Son ampliamente utilizados como bioindicadores debido a su sensibilidad a la contaminación y su relativa incapacidad para desplazarse largas distancias (Roldán, 2020).
- b. **Calidad biológica de un río:** estado de las condiciones ecológicas de un río evaluado mediante la estructura y función de sus comunidades biológicas, como peces, algas o macroinvertebrados. Refleja la integridad del ecosistema frente a perturbaciones humanas a lo largo del tiempo (Domínguez et al., 2021)
- c. **Características físicas y químicas del agua:** propiedades físicas y químicas medibles que determinan la aptitud del agua para sostener la vida acuática y que influyen directamente en la estructura de las comunidades biológicas. Entre ellas se encuentran la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto, la conductividad y la concentración de nutrientes (Chacón, 2017)
- d. **Río:** Corriente de agua continua que fluye por un cauce definido, desde una zona de origen (fuente) hacia una desembocadura en otro cuerpo de agua. Constituye un ecosistema dinámico estructurado por las interacciones entre el hábitat físico, las condiciones químicas y las comunidades biológicas (Allan & Castillo, 2007)
- e. **Índices Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col):** Índice que asigna un puntaje (1-10) a cada familia de macroinvertebrados según su tolerancia a la contaminación. El puntaje total (suma de familias presentes) indica la calidad: valores altos implican agua limpia (familias sensibles), y valores bajos sugieren agua contaminada (familias tolerantes) (Roldán-Pérez, 2016)
- f. **Índice Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera (EPT):** Índice biótico basado en la riqueza de taxones de tres órdenes de insectos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) sensibles a la contaminación. Una alta riqueza de familias EPT indica mejor calidad de agua, mientras que su ausencia o baja representación (valores bajos) sugiere estrés ambiental y degradación (Jimenez-Broncano et al., 2025)

- g. **Indicador biológico:** Organismo o grupo de organismos cuyas características (presencia, ausencia, abundancia o comportamiento) proveen información sobre las condiciones ambientales en un ecosistema, reflejando cambios integrados en el tiempo y la calidad del hábitat (Domínguez et al., 2021)
- h. **Bioindicación:** Técnica de evaluación ambiental que utiliza la composición, diversidad y respuestas funcionales de comunidades biológicas (p. ej., macroinvertebrados) para diagnosticar las condiciones integradas de un ecosistema a lo largo del tiempo, superando las limitaciones de los muestreos físicos y químicos puntuales (Pérez & Restrepo, 2008)
- i. **Calidad ecológica:** Término integral que evalúa la salud de un ecosistema acuático, considerando la estructura y función de sus comunidades biológicas, sus hábitats físicos y sus procesos hidromorfológicos en comparación con las condiciones de referencia de un entorno no alterado (Domínguez et al., 2021).

2.3. Bases teóricas

2.3.1. Ríos tropicales andinos

Los ríos en el Neotrópico enfrentan a desafíos derivados principalmente de la expansión urbana desordenada y la intensificación de las actividades agroindustriales. Los ríos situados en la franja altitudinal de transición entre los ecosistemas andinos de alta montaña y las planicies aluviales de las cuencas bajas, presentan alta complejidad hidrobiológica con vulnerabilidad ambiental. Dichos ecosistemas acuáticos ubicados a altitudes de 700 a 500 msnm exhiben características limnológicas particulares que los diferencian de los fríos arroyos de altura como de los grandes ríos de llanura. La temperatura del agua, la disponibilidad de luz y la energía del flujo del agua crean un hábitat propicio para comunidades de macroinvertebrados bentónicos altamente especializadas, lamentablemente en estos últimos años se observa alteración en la estructura y función por la influencia de centros urbanos. Es por ello que es necesario desarrollar acciones que permita realizar un diagnóstico de dichos ríos, no solo con el uso de métodos físicos y químicos, sino mediante el uso de índices bióticos que permita determinar la aptitud para poder soportar vida. Dentro del conjunto de índices empleados se puede mencionar a EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) y BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party adaptado para Colombia) como los más empleados en esta parte del mundo. Dichos índice complementan muy bien el diagnóstico realizado mediante técnicas clásicas (Roldán, 2020).

2.3.2. Características de los ríos tropicales andinos

Dentro de las principales características que podemos resaltar tenemos a los siguientes:

a. Morfología y régimen hidrológico

Los ríos andinos de cabecera son sistemas definidos por la gravedad y la geología, lo que determina su estructura física y, consecuentemente, su función ecológica. Como sistemas de montaña, se caracterizan por pendientes pronunciadas y un alto confinamiento en valles, a menudo con morfología de "V". El perfil longitudinal no es uniforme, sino que se organiza en una secuencia escalonada de unidades geomorfológicas que se suceden, como rápidos (corrientes de flujo rápido y turbulento) y zonas someras de sustrato grueso, así como zonas con aguas empozadas (Hampel et al., 2023).

b. Sustrato y heterogeneidad

La alta velocidad del flujo no permite la acumulación de sedimentos finos (limos, arenas). El lecho del río está dominado por un sustrato grueso e inorgánico, compuesto por cantos rodados, rocas, bloques y gravas. Esta complejidad estructural del sustrato es fundamental, ya que la heterogeneidad del hábitat físico es un factor determinante clave que estructura y sostiene una alta diversidad (diversidad alfa y beta) de comunidades de macroinvertebrados (Díaz-Rojas et al., 2023).

c. Régimen hidrológico y caudal base

Los ríos tropicales andinos experimentan una fuerte variabilidad de sus caudales estacional, marcada por una época de lluvias (caudales elevados, mayor arrastre) y una época seca o de estiaje (caudales bajos). Sin embargo, un rasgo distintivo y ecológicamente crítico de los ecosistemas altoandinos es la capacidad de sus cuencas para mantener un caudal base estable (Guest, 2024). Las formaciones geológicas (depósitos de talud, morrenas laterales) y ecosistemas como las turberas de altura (bofedales) actúan como esponjas naturales, capturando la precipitación (que puede ser lluvia o nieve/glaciar en zonas más altas) y la liberan lentamente (Caballero et al., 2002). Este proceso asegura un flujo de agua subterránea sostenido que alimenta el río durante la estación seca. Esta estabilidad del caudal de estiaje es vital, ya que proporciona refugios (flujo y hábitat húmedo) para que la biota, incluidos los macroinvertebrados sensibles, pueda sobrevivir.

d. La hidráulica del hábitat

La morfología del río andino prístino determina en funcionamiento de un sistema activo que genera calidad de agua. La combinación de pendientes pronunciadas, sustrato grueso y heterogéneo, y la morfología del canal heterogéneo determina que el agua fluya turbulentamente. Esta turbulencia, es importante ecológicamente ya que es el motor físico fundamental que promueve la aireación constante al maximizar el contacto entre el agua y la atmósfera, la turbulencia asegura la disolución continua de oxígeno. Cualquier alteración morfológica que reduzca esta turbulencia (como la canalización o el represamiento) degradará la calidad del agua, incluso en ausencia de contaminantes químicos (Trinci et al., 2023).

2.3.3. Ríos urbanos

En un sistema fluvial que discurre total o parcialmente a través de una zona urbana, por lo que experimenta profundas modificaciones en su estructura y funcionamiento. Estas transformaciones van más allá de la simple presencia de la ciudad en su ribera y configuran una entidad ecológica distintiva, caracterizada por el síndrome del río urbano (Walsh et al., 2005). Este síndrome engloba un conjunto de modificaciones recurrentes que incluyen la alteración hidrológica, con caudales marcados por picos de crecida y rápidos debido a la impermeabilización de la cuenca, la degradación de la calidad del agua por contaminación difusa (presencia de metales pesados, hidrocarburos y otros contaminantes de las superficies urbanas), así como la modificación física del canal del río, frecuentemente determinado por encauzamientos, rectificaciones y la destrucción de llanuras de inundación (Wenger et al., 2009).

Las áreas urbanas introducen una mezcla compleja de contaminantes, principalmente a través de descargas de aguas residuales domésticas (a menudo sin tratar) y la escorrentía superficial de calles e industrias (Armijos-Arcos et al., 2025). Dentro de las principales alteraciones se tiene incremento drástico en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO), a menudo superando los estándares regulatorios. Aumentos significativos en la conductividad eléctrica (CE) de los sólidos disueltos totales (TDS) y la turbidez. Contaminación fecal, por lo que presenta niveles elevados de coliformes fecales, generando riesgo sanitario. Eutrofización debido al enriquecimiento por nutrientes (nitratos y fosfatos) provenientes de aguas residuales. Presencia de tóxicos, como metales pesados (plomo, arsénico, cadmio) y otros contaminantes producto de la escorrentía urbana o descargas industriales (Armijos-Arcos et al., 2025).

La contaminación química y homogeneización del hábitat, genera una drástica reducción de la biodiversidad nativa. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, por ejemplo, suelen mostrar un colapso de los grupos sensibles (como efemerópteros, plecópteros y tricópteros) y un dominio de taxones tolerantes, oportunistas y generalistas, como los quironómidos y las oligoquetos (Bohus et al., 2023). Es por ello que su manejo requiere un enfoque integrado que contemple no solo la seguridad hidráulica y el saneamiento de aguas, sino también la restauración de procesos ecológicos, la mejora de la conectividad fluvial y la recuperación de su valor social y recreativo para los ciudadanos, lo que lo convierte en un elemento clave para la construcción de ciudades más resilientes y sostenibles (Meyer et al., 2005).

El principal impacto negativo es el agotamiento del oxígeno disuelto (hipoxia), como consecuencia del incremento de la materia orgánica que actúa como un subsidio abundante de recursos para las bacterias y otros microorganismos descomponedores que se hallan en el agua. Dichas poblaciones experimentan un crecimiento explosivo, consumiendo el oxígeno disuelto a una velocidad mucho mayor de su incorporación en el agua. Este problema se agrava por la canalización, que reduce la turbulencia y, por lo tanto, la capacidad natural del río para incorporar oxígeno. El resultado es el colapso de los niveles de OD, llevando al río a condiciones de hipoxia (definida como $OD < 5 \text{ mg/L}$) o incluso anoxia ($OD = 0 \text{ mg/L}$). Esta hipoxia es el factor letal para la biota, donde los organismos como los macroinvertebrados son fisiológicamente incapaces de sobrevivir (Savić et al., 2021).

2.3.4. Biomonitorio de ecosistemas fluviales

Los ecosistemas fluviales neotropicales enfrentan una presión antropogénica creciente, resultado de la transformación extensiva del paisaje y la contaminación derivada de desechos industriales y domésticos que tienen a los ríos como destino final (Albert et al., 2021).

El biomonitorio, que utiliza organismos vivos para obtener información sobre la salud de un ecosistema, se ha consolidado como una herramienta fundamental. En este campo, los macroinvertebrados bentónicos (organismos como larvas de insectos, moluscos y crustáceos) son el grupo bioindicador preferido (Damanik-Ambarita et al., 2016). A diferencia de un análisis físico y químico, que solo representa las condiciones del agua en el instante del muestreo, la comunidad de macroinvertebrados refleja de manera integral el estado ecológico (Tampo et al.,

2021). Debido a que estos organismos pasan la mayor parte de su ciclo de vida en el río y responden a los disturbios de forma predecible, su composición integra los efectos de la contaminación y la degradación del hábitat a lo largo del tiempo (Iannacone, 2025).

El uso de macroinvertebrados como bioindicadores tiene una larga historia en la región. Su aplicación sistemática en Latinoamérica data de la década de 1970 y, desde entonces, su uso se ha extendido ampliamente por todos lados (Roldán-Pérez, 2016).

2.3.5. Índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua

Para estandarizar los procesos de evaluación mediante estos índices, se han desarrollado índices bióticos que permiten que la compleja composición de la comunidad se transforme a un puntaje numérico que indica la calidad del agua. Dentro de los índices tenemos:

a. Índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

Este índice emplea la sensibilidad de tres órdenes de insectos acuáticos, Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, estos tres grupos son los mejor conocidos dentro de los insectos acuáticos, así como por su ecología y su clara sensibilidad a la degradación (Domínguez & Fernández, 2009). Estos organismos generalmente requieren aguas limpias, bien oxigenadas y con baja carga orgánica. Por lo tanto, una alta riqueza de familias EPT se asocia directamente con sitios de buena calidad de agua, mientras que su ausencia o escasez sugiere estrés ambiental (Oscanoa et al., 2022). El puntaje del índice EPT se basa en el porcentaje de abundancia que representan los individuos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, considerando a estos organismos como intolerantes (sensibles) a efectos de perturbación (Abad & Yubert, 2021). Finalmente, los porcentajes obtenidos se compara con la siguiente clasificación de calidad:

Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua según los índices Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera (EPT) (Abad & Yubert, 2021)

Número	Índice EPT (%)	Calidad del Agua
1	75 – 100	Muy Buena
2	50 – 74	Buena

3	25 – 49	Regular
4	0 – 24	Mala

b. Índice BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party)

El BMWP/Col es uno de los índices más empleados en América del Sur como Ecuador, Perú y Colombia (Roldán-Pérez, 2016). Su metodología consiste en asignar un puntaje de tolerancia que va desde 1 a 10, a cada familia de macroinvertebrados identificada en una muestra. Las familias más sensibles a la contaminación, como los que pertenecen al orden Plecoptera reciben puntajes altos (como por ejemplo 10); mientras que las familias más tolerantes, como Chironomidae u Oligochaeta, reciben puntajes bajos como uno (Gotore et al., 2022). El puntaje total de la muestra que representa a una zona que resulta de la suma de los puntajes de todas las familias presentes, indica la calidad biológica. Así, un puntaje BMWP/Col alto sugiere aguas limpias, y un puntaje bajo revela la dominancia de organismos tolerantes, indicando una probable contaminación (Hora et al., 2025).

Tabla 2. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Roldán, 2020).

Familias	Puntuación
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophebiidae Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Oligoneuridae, Limnephilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Platycnemididae, Coenagrionidae	6

Oligoneuriidae, Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae	5
Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sialidae, Piscicolidae, Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dysticidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Sphaeridae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephydriidae	2
Oligochaeta (todas las clases)	1

La suma de los puntajes asignados a todas las familias de una muestra, constituye el puntaje total BMWP/Col, el que se tiene que comparar con los valores de referencia lo que permite determinar la calidad del cuerpo de agua (Roldán-Pérez, 2016).

Tabla 3. Clases de calidad, significado de los valores Biological Monitoring Working Party (BMWP) y colores a utilizar en representaciones cartográficas (Roldán, 2020).

Clase	Calidad	Valor BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	> 150	Aguas muy limpias a limpias.	Azul
II	Aceptable	101-120	Aguas ligeramente contaminadas.	Verde
III	Dudosa	61-100	Aguas moderadamente contaminadas.	Amarillo
IV	Crítica	36-60	Aguas muy contaminadas.	Naranja
V	Muy crítica	16-35	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo
		< 15		

2.3.6. Respuesta de los índices EPT y BMWP a la contaminación

a. Dinámica del orden Ephemeroptera

En la estación de referencia donde la alteración no existe o es mínima, se espera la presencia de géneros como *Baetodes*, *Thraulodes* y *Lachlania*.

El mecanismo impacto observado sobre *Baetodes* es el siguiente, al ser un raspador que se alimenta de microalgas que se hallan sobre las rocas, se ve afectado por la sedimentación que cubre el biofilm (perifiton) con una capa inorgánica inerte. Además, aunque algunos Baetidos son moderadamente tolerantes a la materia orgánica, la combinación de sedimentación y toxicidad por amonio suele reducir sus poblaciones drásticamente en el tramo urbano. Se registra una disminución en la abundancia y riqueza de efemerópteros sensibles, persistiendo quizás solo los géneros más resilientes en densidades bajas (Tampo et al., 2021).

b. Dinámica de los Plecoptera

El orden Plecoptera, y específicamente el género *Anacroneuria* (familia Perlidae), actúa como el bioindicador más estricto en este sistema.

El mecanismo de impacto sobre los plecópteros, se establece a partir de que estos organismos tienen requerimientos metabólicos de oxígeno extremadamente altos. La hipoxia inducida por la carga orgánica urbana resulta letal para estas ninfas. Es por ello que la desaparición del orden Plecoptera en el tramo impactado. Su ausencia reduce significativamente el puntaje del índice BMWP (la familia *Perlidae* aporta 10 puntos, el máximo posible) (Nascimento et al., 2018).

c. Dinámica de los Trichoptera

Los tricópteros frente a eventos de alteración de los ríos muestran una respuesta mixta pero tendiente a la baja diversidad. En agua poco impactadas las familias sensibles como Calamoceratidae (indicadores de buena calidad y materia orgánica gruesa) y Hydropsychidae (Smicridea), se hallan presentes. En zonas impactadas, desaparecen de los constructores de estuches de arena o materia vegetal debido a la alteración del sustrato. Pueden persistir algunas larvas de *Hydropsychidae* (filtradores tolerantes) si la corriente es suficiente para mantener partículas en suspensión, pero la riqueza general del orden cae. La familia *Hydropsychidae* tiene una tolerancia moderada (puntaje BMWP medio), pero su dominancia exclusiva sin otros tricópteros es señal de desequilibrio.

d. Dinámica de taxones tolerantes (Diptera y Oligochaeta)

La caída de los índices EPT se ve acompañada por un aumento en la abundancia (no necesariamente en la diversidad) de organismos tolerantes, lo cual deprime el

puntaje promedio por taxón (Average Score Per Taxon: ASPT) y mantiene bajo el BMWP total (Domingues et al., 2021).

Los Diptera, como la familia *Chironomidae* (larvas rojas) domina en los sustratos lodosos y anóxicos de la zona urbana debido a su capacidad utilizar hemoglobina para capturar oxígeno en condiciones prácticamente anóxicas, hecho que les otorga una ventaja competitiva masiva. Los Oligochaeta, como los gusanos tubífidos proliferan en los sedimentos ricos en materia orgánica. Su presencia masiva es indicativa de condiciones de "polución orgánica" severa. En el índice BMWP, estas familias tienen puntajes muy bajos (1 o 2 puntos), arrastrando el índice hacia categorías de mala calidad (Restrepo-Manrique, 2018).

2.3.7. La adaptación de índices

Una consideración teórica crucial es la validación de los índices para su uso local, Roldán-Pérez (2016), advierte sobre el uso indiscriminado de índices en regiones para las cuales no fueron calibrados, lo que puede generar resultados poco fiables. Esto ha impulsado la creación de adaptaciones regionales, como el BMWP-Col (Colombia) o calibraciones específicas para el Perú, como las desarrolladas para ríos altoandinos (Hora et al., 2025).

2.3.8. Relación entre la biota y los parámetros físico-químicos

La premisa central de la bioindicación es la existencia de una correlación estrecha y predecible entre la estructura de la comunidad biológica (índices) y la química del agua. Los puntajes de los índices bióticos (EPT, BMWP) disminuyen en respuesta directa a los cambios que puedan sufrir los parámetros físicos y químicos cuando los ecosistemas acuáticos se degradan, como lo que ocurre en los ecosistemas que sufren el impacto urbano (Crisigiovanni et al., 2020).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Lugar de ejecución

Esta investigación se realizó en un sector del trayecto del río Chirutiari que abarca desde antes de su empleo por la Piscigranja de Peces Tropicales de la Municipal de Pichari hasta antes de su unión con el río Apurímac

3.1.1. Ubicación política

Departamento : Cusco

Provincia : La Convención

Distrito : Pichari

Río : Chirutiari

3.1.2. Ubicación geográfica

La ubicación del tramo estudiado del río se muestra en la Tabla 4.

3.2. Población y muestra

3.2.1. Población

La población está conformada por la comunidad macroinvertebrados acuáticos y el agua del río Chirutiari cuyo cauce se desarrolla dentro de la ciudad de Pichari.

3.2.2. Muestra

48 colecciones de macroinvertebrados, los cuales fueron obtenidos de seis zonas muestreadas durante 4 meses (abril a julio de 2024) con dos repeticiones.

Para estimar el tamaño de muestra se empleó los siguientes datos de Tinco (2024) que estimó los puntajes del índice BMWP/Col para tres ríos ubicados en el distrito de Pichari:

Media: 66,64

Varianza: 519,08

Con dichos datos, considerando que tenemos una muestra infinita, se empleó el siguiente algoritmo matemático (Hernández, 2018):

$$n = \frac{Z_{1-\alpha}^2 * S^2}{d^2}$$

Donde:

Z= Valor de la distribución normal a una confianza del 95% (1,96)

S²= Varianza (519,085)

d= Error máximo admisible, 10% de la media (6,66)

A partir de los cálculos se obtuvo como resultado 44,9, por lo que, para conferirle mayor confiabilidad al trabajo de investigación, se determinó que el tamaño de muestra fuese 48.

3.2.3.Unidad de observación

Una muestra de macroinvertebrados que estuvo constituida por cinco colectas.

3.3. Sistema de muestreo

Una vez determinado las seis zonas de muestreo, la colecta de muestras se hizo observando las recomendaciones de un muestreo aleatorio sistemático, que consistió coleccionar en meses sucesivos, en puntos que distaron uno de otro en aproximadamente dos metros (Ramírez, 1999).

3.4. Tipo de investigación

La presente investigación es de tipo cuantitativo transversal, ya que busca determinar los puntajes de los índices EPT y BMWP/Col en el río (Hernández, 2018).

3.5. Diseño de investigación

El diseño es no experimental, donde las variables consideradas no fueron manipuladas, se observaron y midieron en su contexto natural (Arias, 2012).

3.6. Metodología y recolección de datos

3.6.1. Procedimiento de recolección de información

Para evaluar el posible efecto de la ciudad de Pichari, se estableció un transecto a siguiendo el cauce del río.

Con el criterio de tratar de abarcar zonas que muestre una gradiente de la magnitud de la contaminación, el investigador determinó un punto en la cabecera del río (control) y otro, luego de atravesar la ciudad. Entre dichas zonas se ubicaron las cuatro zonas restantes, tal como recomienda Ramírez (1999). Las características de las zonas de muestreo fueron las siguientes:

- La zona P1, ubicada a la mayor altitud (663 msnm), se consideró como el punto de referencia o control, representativo de las condiciones basales del río antes de recibir impactos urbanos significativos.
- La zona P2, ubicada entre los estanques de la piscigranja y una urbanización, próxima a una vía de comunicación de vehículos motorizados.

- La zona P3, ubicada a una altitud de 581 msnm, estuvo ubicada en la conjunción del río estudiado con el canal de desfogue la piscigranja de peces tropicales.
- La zona P4, ubicada en un sector de la ciudad con la presencia de viviendas de concreto. Se observó en la ribera y el cauce del río la presencia de residuos sólidos; así como, la incorporación de aguas residuales.
- La zona P5, se halló próximo a terrenos cercados con poca presencia de viviendas. Muchos de esos terrenos empleados para la crianza de animales domésticos (cerdos y patos), así como empleado para el secado de cacao.
- La zona P6, que comprendió el cauce del río ubicado en la periferia de la ciudad, muy próximo al río Apurímac, donde se observó gran cantidad de desmonte con abundantes restos de construcción. No se observó la presencia de viviendas.

La ubicación de las zonas, permitió evaluar los cambios progresivos en la calidad del agua en base a las características físicas y químicas del agua, así como de los índices.

La ubicación geográfica de las zonas de muestreo y la altitud de cada zona de muestreo se detallan en la Tabla 4.

Tabla 4. Coordenadas de ubicación geográfica y descripción de las zonas de muestreo ubicadas en el río Chirutiari, Pichari 2024.

	Coordenadas (UTM)		Altitud (msnm)	Observaciones
	X	Y		
P1	629002	8615877	663	Zona poco influencia
P2	628701	8615631	590	Antes unión con efluentes de la piscigranja
P3	628471	8615409	581	Luego unión con efluentes de la piscigranja
P4	628587	8615074	569	Dentro de la ciudad (bajo puente)
P5	628404	8614731	562	Dentro de la ciudad
P6	627726	8614610	561	Luego de la ciudad

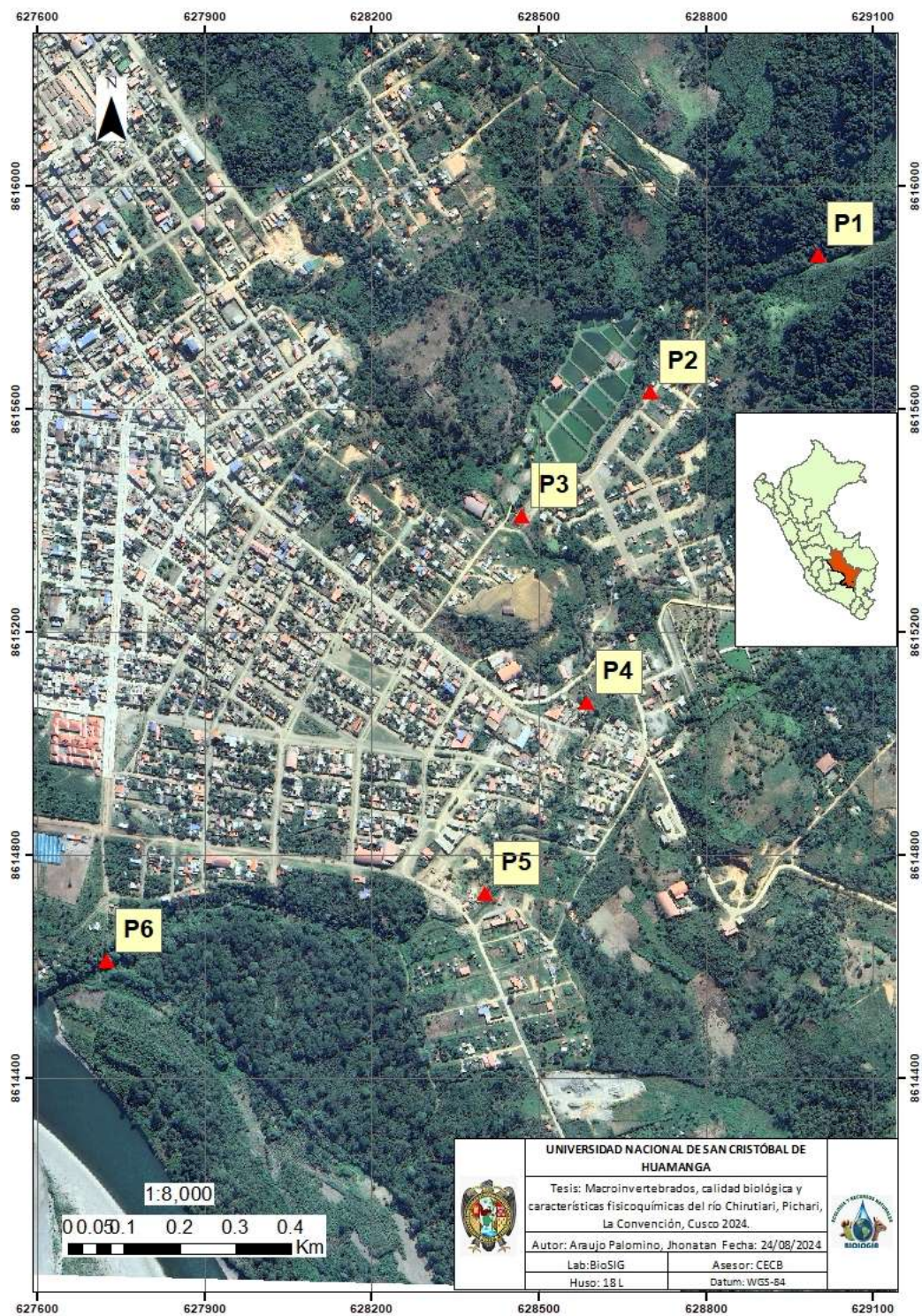


Figura 1. Mapa de ubicación de las zonas de muestreo en el curso del arroyo Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.

Los detalles de la ubicación geográfica son complementados en la Figura 1, donde se muestra las seis zonas de muestreo en el curso del río. Así mismo, se observa la ubicación del curso del río en relación con la ciudad de Pichari.

3.6.2. Colección de macroinvertebrados

Para la colecta de muestras, se empleó una red Surber procurando abarcar todas los hábitat posibles como orilla, parte central del cauce, próximo a vegetación entre otros (muestreo multihábitat) tal como lo recomienda Touma et al., (2009).

Una muestra estuvo compuesta por cinco colectas sucesivas, las que se obtuvieron de zonas aledañas. El muestreo consistió en los siguientes pasos:

- Se colocó la red Surber sobre el sustrato del lecho del río, con la apertura orientada en contra de la corriente, asegurando que el marco inferior estuviera firmemente asentado sobre el lecho del río.
- Se removió manualmente o con la ayuda del pie todo el sustrato delante de la boca de la red (piedras, gravas, arena) hasta una profundidad aproximada de 30 cm.
- El material biológico de interés conjuntamente con restos vegetales, piedras pequeñas y arena fina acumulado en la red, fueron transferidos a envases de plástico de boca ancha y fijadas in situ con alcohol al 96%. Cada recipiente fue etiquetado con el código de la zona de muestreo (P1 a P6) y la fecha de muestreo.
- Finalmente, las muestras se trasladaron al laboratorio para su posterior procesamiento.

3.6.3. Procesamiento de muestras en laboratorio

Las muestras biológicas fijadas, provenientes de las seis zonas de muestreo, fueron trasladadas al laboratorio para su procesamiento, la que consistió de las siguientes etapas:

- **Limpieza y tamizado:** Las muestras se vertieron sobre un tamiz de malla fina y con agua corriente se eliminó el lodo, los sedimentos finos.
- **Selección de los especímenes:** El material retenido en el tamiz se depositó en bandejas plásticas de color blanco al cual se agregó agua hasta cubrir ligeramente el material que constituía la muestra. Con la ayuda de pinzas entomológicas finas y una lupa, se realizó la selección de los organismos, separándolos cuidadosamente del resto de detritos y material inorgánico.
- **Agrupamiento por morfotipo:** Los organismos seleccionados fueron separados en viales considerando el agrupamiento por morfotipos (es decir, por sus formas externas similares), donde también se realizó el conteo.
- **Identificación taxonómica:** Utilizando claves taxonómicas especializadas para la región neotropical (Domínguez & Fernández, 2009; Hamada et al.,

2018), se procedió a la identificación taxonómica hasta nivel de familia de los organismos colectados. Este nivel de resolución es el estándar requerido para el cálculo de los índices bióticos como el BMWP/Col y el EPT.

3.6.4. Cálculo de los índices bióticos

A partir de los listados taxonómicos (nivel de familia) obtenidos en el laboratorio, se calcularon los siguientes índices bióticos para cada una de las seis zonas de muestreo (P1-P6):

a. Índice EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera)

Este índice se calculó como la riqueza de taxones EPT. Para cada muestra, se contabilizó el número total de individuos pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, así como el número total de organismos por muestra. Tomando en cuenta ambos valores se estimó el porcentaje que representa el número de organismos EPT en función del total, tomando en cuenta la siguiente fórmula:

$$EPT = \frac{EPT\ Total}{Abundancia\ total} \times 100$$

b. Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party/ Col)

Para este estudio, se empleó la adaptación regional BMWP/Col (adaptación colombiana), un índice cualitativo (basado en presencia/ausencia). El cálculo se realizó de la siguiente manera:

- A cada familia identificada en la muestra se le asignó el puntaje de tolerancia a la contaminación correspondiente según la tabla estandarizada del BMWP/Col (donde 1 = familia muy tolerante; 10 = familia muy sensible).
- El puntaje total del índice BMWP/Col para cada muestra se obtuvo mediante la sumatoria de los puntajes de tolerancia de todas las familias presentes en esa muestra.
- Posteriormente se asignó una categoría de calidad según la tabla de referencia.

Un puntaje total alto indica la presencia de familias sensibles y, por lo tanto, una mejor calidad biológica del agua.

3.6.5. Medición de las características físico-químicas

El análisis de las características físico-químicas del agua se realizó en dos fases, el que coincidió con el muestreo de los macroinvertebrados en las seis zonas (P1-P6).

a. Mediciones in situ

Las características físico-químicas que se midieron directamente en el campo (*in situ*) fueron realizadas mediante un multiparámetro portátil marca AZ modelo 86031. Para el cual fue necesario coleccionar una muestra de agua con un recipiente plástico, para posteriormente el electrodo del equipo ser introducido en el agua hasta obtener una lectura estable. Las características (con sus respectivos rangos de precisión) que fueron registradas con el equipo fueron:

- Potencial de hidrógeno (pH) (+/- 0,1)
- Oxígeno disuelto (mg/L) (+/- 3%)
- Temperatura del agua (°C) (+/- 0,5)
- Conductividad eléctrica (μS/cm) (0,1 μS/cm)
- Sólidos Totales Disueltos (mg/L) (+/- 1%)

b. Análisis en laboratorio

Para la determinación de las características físicas y químicas, como alcalinidad, dureza total, dureza cálcica, cloruros, turbidez, sulfatos, nitratos, fosfatos, se coleccionaron muestras de agua. Las colectas de muestras fueron realizadas en frascos de polietileno de 700 ml, posteriormente etiquetadas (zona y fecha de muestreo) y transportadas bajo refrigeración (aprox. 4 °C) y transportadas al Laboratorio de BioSIG (Laboratorio de Biodiversidad y Sistema de Información Geográfica) para su respectivo análisis.

3.6.6. Análisis de los datos

Los datos biológicos (listados taxonómicos, puntajes EPT y BMWP/Col) y los datos físicos y químicos (mediciones *in situ* y de laboratorio) de las seis zonas de muestreo (P1-P6) se organizaron en una matriz de datos. El análisis estadístico llevado a cabo fue:

- a. Análisis descriptivo:** Se calcularon estadísticas descriptivas (media, desviación estándar) para cada uno de los índices bióticos y parámetros físicos y químicos en cada una de las seis zonas de muestreo, permitiendo observar las tendencias generales del gradiente de contaminación desde P1 (control) hasta P6 (impacto).
- b. Análisis de diferencias (Comparación de zonas y meses de muestreo):**
Para comprobar si las diferencias observadas entre la zona control (P1) y las

zonas impactadas (P2-P6) eran estadísticamente significativas, se emplearon pruebas de inferencia. Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, ya que los datos no cumplieron con el supuesto de distribución normal, para comparar los valores medios de los índices y los parámetros físicos y químicos entre las zonas. De igual manera se procedió para comparar los meses de muestreo.

c. Análisis de correlación (entre las características físico-químicas y los índices): Para este aspecto se utilizó un análisis de correlación bivariada.

- Se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman (los datos no presentaron distribución normal).
- Este análisis midió la fuerza de la asociación entre los puntajes de los índices (variable dependiente) y cada parámetro físico y químico (variables independientes).

IV. RESULTADOS

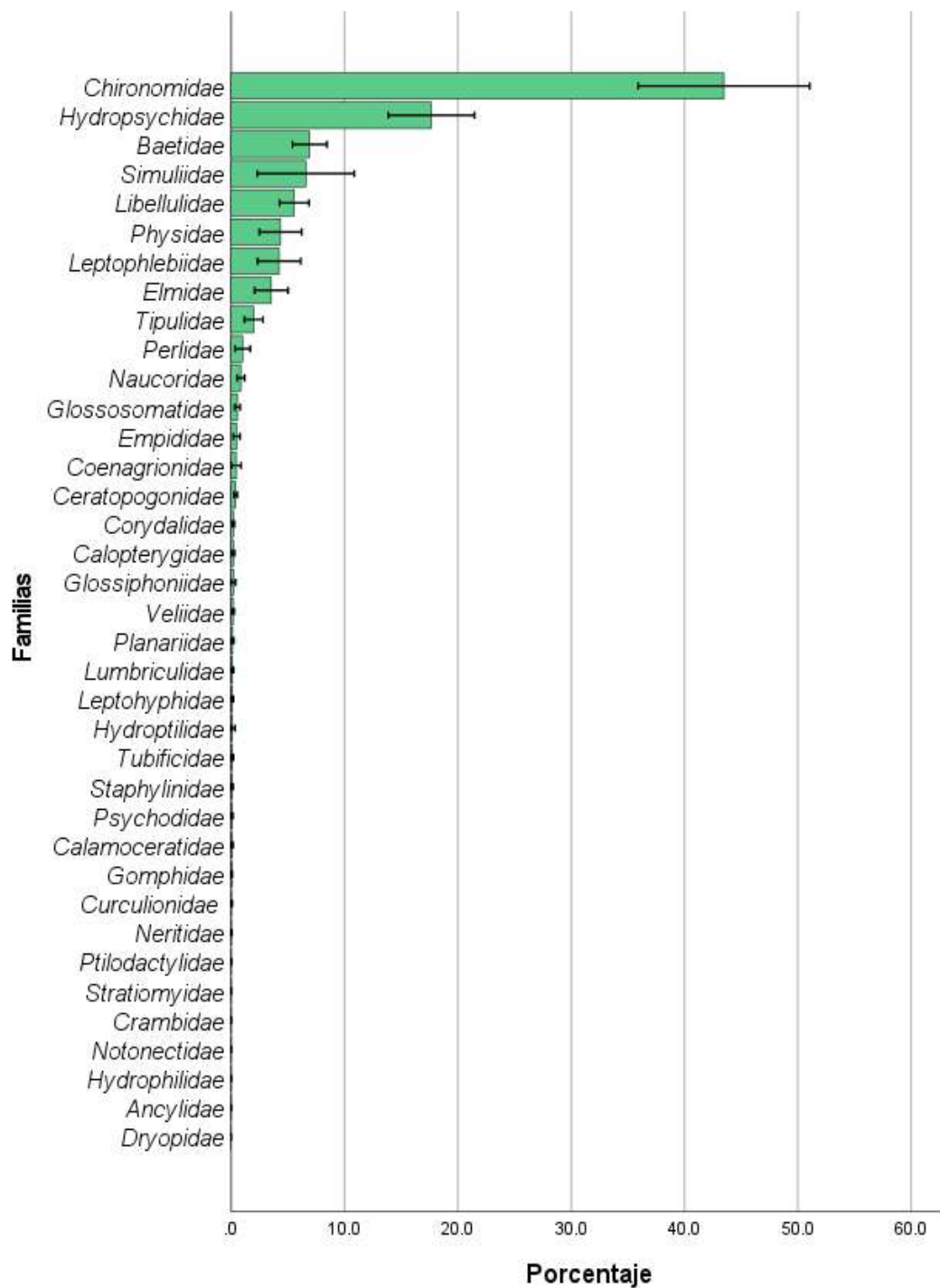


Figura 2. Abundancia relativa de familias de macroinvertebrados hallados en el río Chirutiari, abril a julio del 2024.

Tabla 5. Macroinvertebrados a nivel de clase, orden y familia, número total de especímenes colectados según zonas de muestreo en el río Chirutiari abril a julio del 2024.

Clase	Orden	Familia	Zonas de muestreo					
			P1	P2	P3	P4	P5	P6
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	101	71	263	221	207	239
		Leptohyphidae	3	6	3	1	1	0
		Leptophlebiidae	108	383	39	23	11	8
		Calopterygidae	0	2	4	5	6	10
	Odonata	Coenagrionidae	18	6	4	3	2	2
		Gomphidae	0	0	1	1	0	4
		Libellulidae	16	88	175	179	175	171
	Plecoptera	Perlidae	66	16	3	0	0	0
		Naucoridae	15	35	29	1	9	8
	Hemiptera	Notonectidae	0	0	1	1	0	0
		Veliidae	4	9	1	0	1	5
	Megaloptera	Corydalidae	3	3	2	7	1	8
		Calamoceratidae	3	0	0	0	0	0
	Trichoptera	Glossosomatidae	12	11	32	9	7	6
		Hydropsychidae	423	367	506	161	327	588
		Hydroptilidae	0	0	0	0	22	0
	Lepidoptera	Crambidae	0	0	0	0	2	0
		Ceratopogonidae	3	9	17	17	15	12
		Chironomidae	85	480	1295	3452	1605	2068
	Diptera	Empididae	0	3	6	19	34	6
		Psychodidae	0	0	7	5	0	0
		Simuliidae	131	752	119	9	0	0
		Stratiomyidae	0	0	0	0	1	1
		Tipulidae	73	61	30	7	8	11
		Curculionidae	1	0	0	0	0	0
		Dryopidae	0	0	0	0	0	1
		Elmidae	147	134	36	23	16	15
	Coleoptera	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	1
		Ptilodactylidae	2	0	0	0	0	0
		Staphylinidae	2	1	0	1	0	19
		Glossiphoniidae	0	0	2	2	5	24
Clitellata	Hirudinida	Glossiphoniidae	0	0	2	2	5	24
	Lumbriculida	Lumbriculidae	1	2	4	2	10	5
Turbellaria	Tubificida	Tubificidae	0	0	0	0	0	14
	Tricladida	Planariidae	0	0	0	1	14	4
Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	0	0	0	0	0	1
		Physidae	0	6	15	283	253	204
	Neritopsida	Neritidae	0	0	0	0	2	4

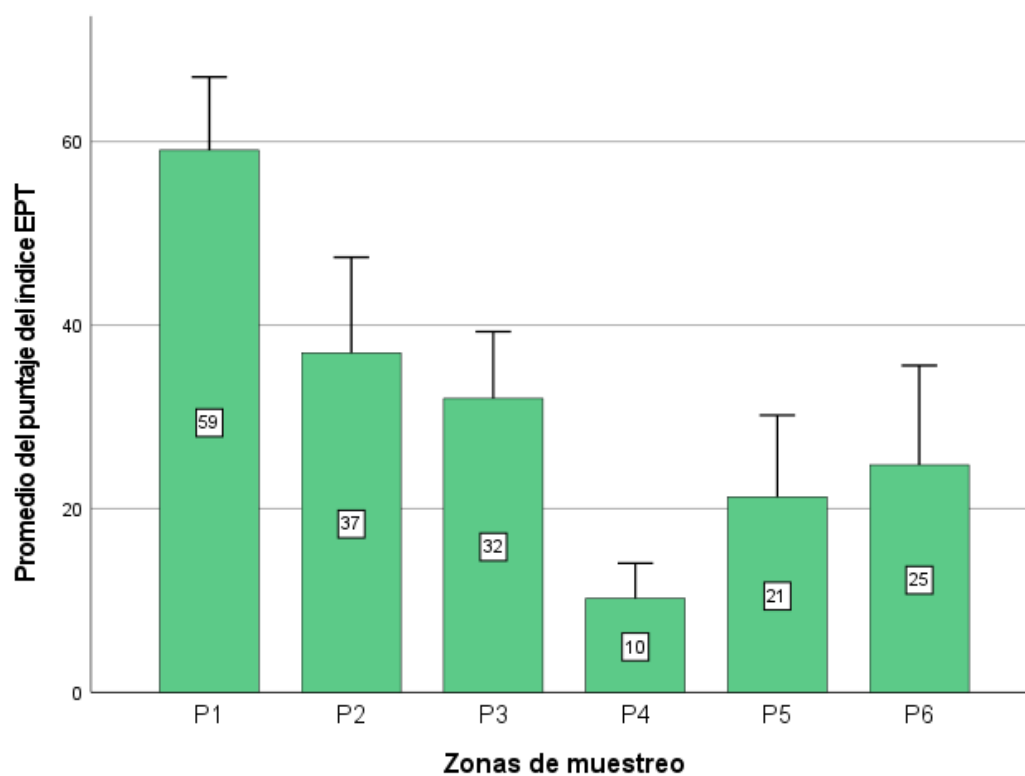


Figura 3, Promedio del puntaje del índices Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera (EPT) del río Chirutiari según zonas de muestreo, abril a julio del 2024.

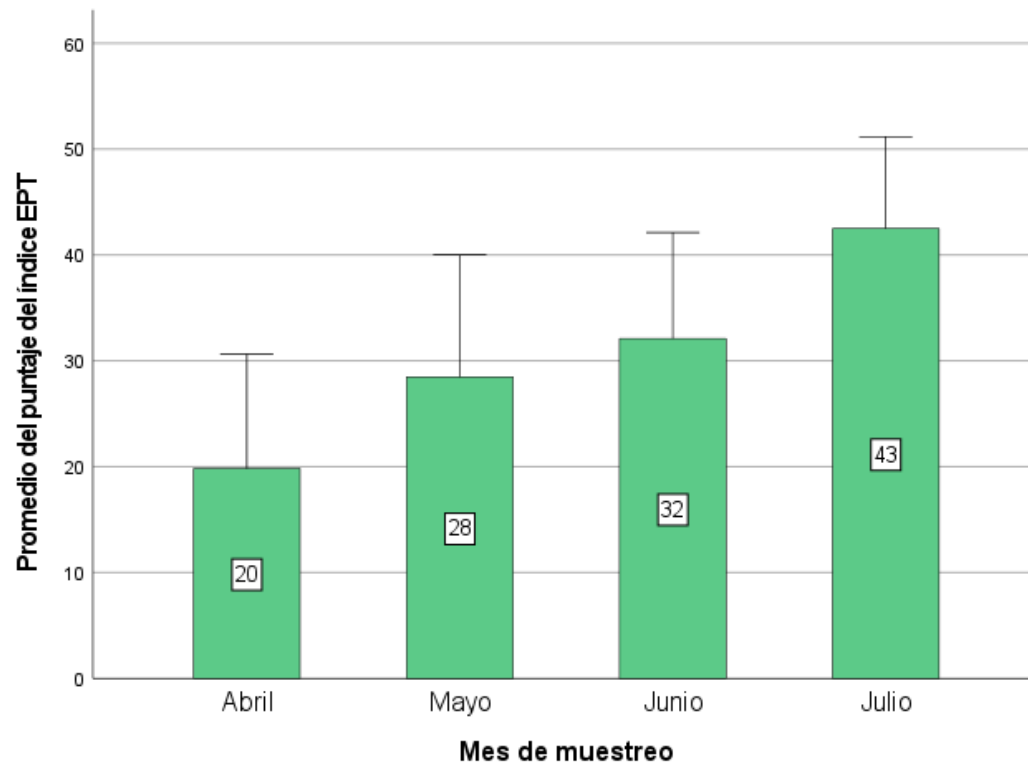


Figura 4. Promedio del puntaje del índice Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera (EPT) del río Chirutiari según meses de muestreo, abril a julio del 2024.

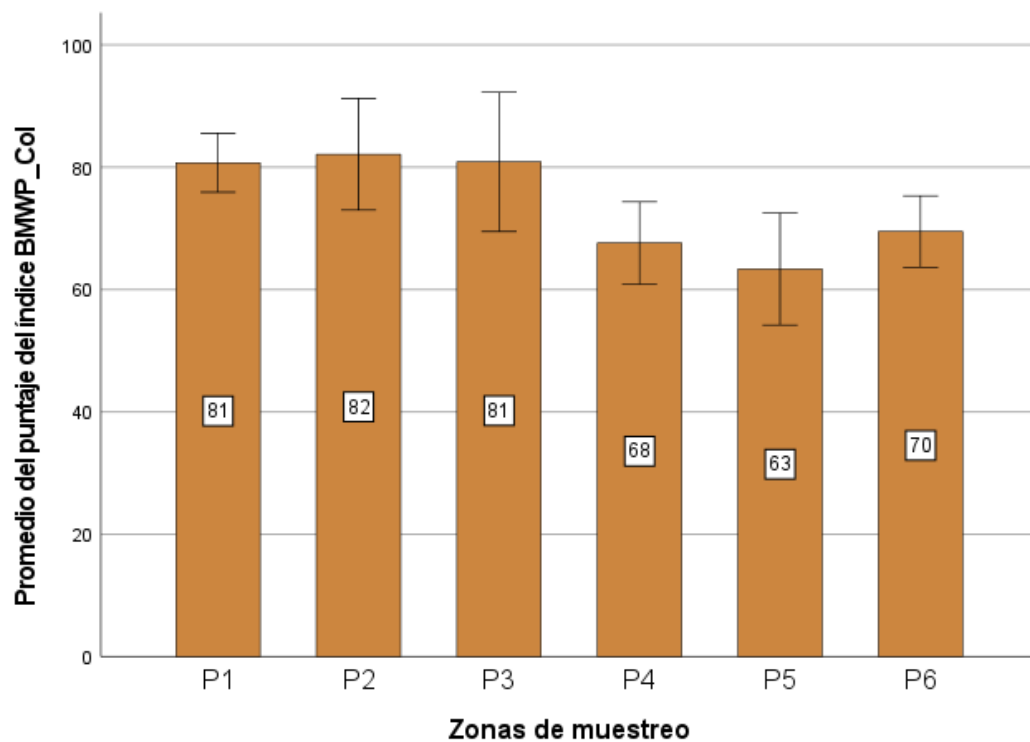


Figura 5. Promedio del puntaje del índice BMWP/Col según zonas de muestreo en el río Chirutiari, abril a julio del 2024.

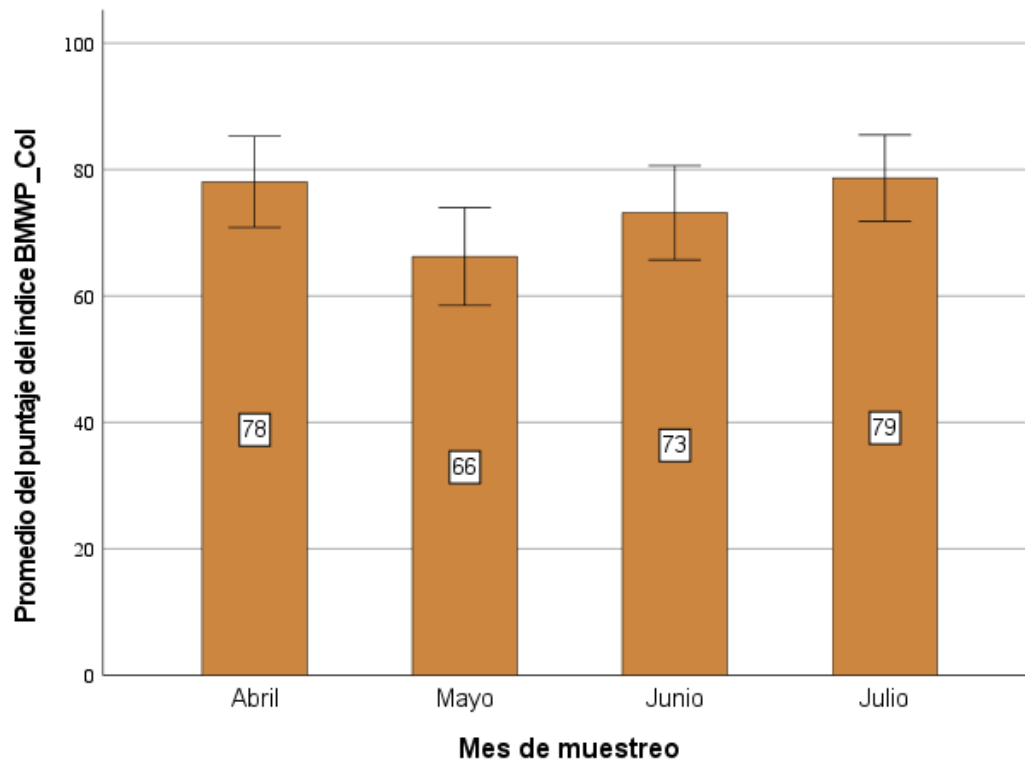


Figura 6. Promedio del puntaje del índice BMWP/Col según meses de muestreo en el río Chirutiari, abril a julio del 2024.

Tabla 6. Puntajes promedios y categorías de calidad asignados a las zonas y meses de muestreo para el río Chirutiari, Cusco 2024.

Zonas y meses de muestreo		Puntos EPT		Puntos BMWP/Col	
		Puntaje Promedio	Categoría	Puntaje Promedio	Categoría
Zonas de muestreo	P1	59	Buena	81	Aceptable
	P2	37	Regular	82	Aceptable
	P3	32	Regular	81	Aceptable
	P4	10	Mala	68	Aceptable
	P5	21	Mala	63	Aceptable
	P6	25	Regular	69	Aceptable
Mes de muestreo	Abril	20	Mala	78	Aceptable
	Mayo	28	Regular	66	Aceptable
	Junio	32	Regular	73	Aceptable
	Julio	43	Regular	79	Aceptable

Tabla 7. Características físicas y químicas del agua según zonas de muestreo del río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.

Características físicas-químicas	Zonas de muestreo											
	P1		P2		P3		P4		P5		P6	
	M	DS	M	DS	M	DS	M	DS	M	DS	M	DS
Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	44.5	11.2	45.0	10.0	48.5	11.1	51.5	15.5	52.0	15.6	57.5	14.1
Dureza Cálcica (mg/L Ca)	24.0	6.7	23.5	9.1	25.0	11.1	27.5	11.1	28.5	12.8	33.5	12.7
Dureza Magnésica (mg/L Mg)	20.5	11.1	21.5	10.0	23.5	6.6	24.0	5.7	23.5	6.0	24.0	5.7
Cloruros (mg/L Cl)	15.3	3.5	16.8	2.0	16.3	4.2	17.3	4.2	20.8	3.2	21.9	2.9
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	33.5	6.6	36.5	6.4	41.0	2.6	46.5	4.7	51.0	3.5	49.5	5.0
pH	6.4	0.4	6.4	0.3	6.3	0.2	6.5	0.3	6.2	0.0	6.1	0.1
Conductividad eléctrica (µs/cm)	55.7	20.1	77.2	0.8	74.3	3.6	79.1	3.3	84.9	7.6	87.6	7.0
Sólidos Disueltos Totales (ppm)	50.5	15.0	38.6	0.3	36.6	1.5	41.1	4.4	44.0	2.8	49.1	3.5
Temperatura (°C)	23.0	0.7	23.5	0.5	24.3	0.5	24.7	0.5	25.1	0.6	25.4	0.9
Turbidez (NTU)	25.9	1.3	27.4	2.2	62.3	55.3	48.7	24.6	43.6	17.3	50.2	31.5
Sulfato (mg/L)	348.3	41.5	346.3	82.2	214.1	23.7	217.2	114.0	215.4	59.3	189.8	86.8
Fosfatos (mg/L PO ₃)	2.0	0.7	2.2	1.3	4.5	2.7	3.7	0.8	2.9	1.8	4.1	1.1
Nitratos (mg/L NO ₃)	0.4	0.2	0.4	0.2	0.5	0.3	0.5	0.3	0.5	0.2	0.5	0.3
Oxígeno disuelto (mg/L)	6.8	0.4	6.5	0.2	5.5	0.4	5.8	1.1	4.6	1.0	4.7	1.1

M: Promedio
DS: Desviación estándar

Tabla 8. Correlación de Sperman para los puntajes de los índices BMWP/Col y EPT con las características físicas y químicas, río Chirutiari, abril a julio del 2024.

Características físicas-químicas	Puntos BMWP/Col	Puntos EPT
Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	-.467*	0.031
Dureza Cálcica (mg/L Ca)	-0.336	0.165
Dureza Magnésica (mg/L Mg)	-0.174	-0.107
Cloruros (mg/L Cl)	-0.289	-0.234
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	-.676**	-.650**
pH	0.111	0.131
Conductividad eléctrica (μs/cm)	-.593**	-0.358
Sólidos Disueltos Totales (ppm)	-0.162	0.017
Temperatura (°C)	-.585**	-.551**
Turbidez (NTU)	-.406*	-0.286
Sulfato (mg/L)	0.286	.514*
Fosfatos (mg/L PO ₃)	-.578**	-0.226
Nitratos (mg/L NO ₃)	-0.399	-.542**
Oxígeno disuelto (mg/L)	0.403	.428*

*: Significativo

** : Altamente significativo

V. DISCUSIÓN

En la Figura 2, se muestra la abundancia relativa de las familias halladas en el arroyo Chirutiari en el tramo comprendido dentro de la investigación y con muestreos desarrollados desde abril a julio de 2024. En la Figura en mención resalta una elevada dominancia de la familia Chironomidae, con barras de error asociadas notablemente amplias, indicando que esta dominancia no es uniforme, sino que esta ocurre por incrementos radicales focalizados en los tramos de mayor impacto por la urbanización. En segundo lugar, se encuentra la familia Hydropsychidae, seguida por Baetidae y Simuliidae. Es importante destacar que, la gran mayoría de las familias (como Perlidae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae) presentan abundancias relativas inferiores al 1- 2%, que es típico en sistemas perturbados, donde la equidad es baja y donde los recursos disponibles son monopolizados por unos pocos taxones generalistas (Asueta et al., 2019). La dominancia elevada del orden Diptera (Chironomidae) es un patrón común en ríos tropicales andinos afectados por centros urbanos. En investigaciones similares, como por ejemplo llevados a cabo en la cuenca del río Chonta (Cajamarca) y en ríos de la sabana de Bogotá, reportan que, bajo presión antrópica, los Chironomidae pueden llegar a constituir entre el 60% y 90% de la biomasa total de macroinvertebrados, desplazando a los grupos EPT (Barasa et al., 2025). La abundancia relativa de Chironomidae que sobresale sobre el resto de componentes de los macroinvertebrados, posiblemente responde a las estrategias desarrolladas por dichos organismos, que se caracterizan por presentar ciclos de vida cortos y alta tasa reproductiva, además de presentar adaptaciones fisiológicas que le permite afrontar condiciones críticas de su hábitat, tal como lo describe Lancaster & Downes (2013). Además, está demostrado que muchas especies con dichas características presentan hemoglobina en su hemolinfa, el que actúa como un mecanismo compensatorio ante la hipoxia, permitiéndoles ocupar nichos dejados por la desaparición de otros organismos sensibles como

los Plecoptera (Perlidae) (Krebs, 2014). La codominancia de Hydropsychidae, hace asemejar nuestros resultados a estudios realizados en ríos receptores de efluentes acuícolas o agroindustriales en los andes colombianos, donde el incremento de materia orgánica particulada fina (MOPF) favorece selectivamente a los filtradores, es por ello que Hydropsychidae mantiene poblaciones altas (Luo et al., 2018).

En la Tabla 5 se muestra la composición y el número total de organismos colectados de macroinvertebrados a nivel de familia en las zonas de muestreo del arroyo Chirutiari. Se observa en forma general que, de acuerdo a los organismos hallados, existe la presencia de tres zonas diferenciadas; una zona de referencia (P1), una zona de transición e impacto urbano (P2-P3) y una zona de impacto urbano severo (P4-P6). La estación P1 (que se halla a una altitud de 663 m.s.n.m.), se caracteriza por la dominancia de taxones sensibles y especialistas, dentro de ellas destaca con elevada abundancia la familia Leptophlebiidae (108 individuos) y Perlidae (66 individuos), así como la presencia exclusiva de familias estenotolerantes como Calamoceratidae y Ptilodactylidae, las cuales no se registran en ninguna otra zona de muestreo aguas abajo. En el tramo intermedio (P2 y P3), influenciado posiblemente por las aguas efluentes de la Piscigranja Municipal de Pichari, así como actividad urbana, se observa un cambio, resaltando la proliferación explosiva de organismos filtradores, dentro de las cuales está la familia Simuliidae, que alcanza su máximo pico en P2 (752 individuos); mientras que Hydropsychidae domina en P3 (506 individuos). Simultáneamente, se registra el inicio del declive de los plecópteros (Perlidae), cuya abundancia cae de 66 en P1 a solo 3 individuos en P3. Finalmente, el tramo urbano (P4, P5, P6) muestra la desaparición de las familias consideradas sensibles con la sustitución por taxones tolerantes. Es el caso de la familia Chironomidae que muestra un incremento explosivo, pasando de 85 individuos en la referencia (P1) a 3 452 en P4, convirtiéndose en el taxón dominante. Simultáneamente, aparecen gasterópodos de la familia Physidae (283 en P4) y anélidos de la familia Tubificidae (concentrados hacia P6), mientras que la familia Perlidae desaparece en todo el tramo urbano. Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis, mostrado en el Anexo 2, confirma diferencias significativas en la abundancia de las familias clave a lo largo del gradiente ($p < 0,05$). Es el caso de los taxones sensibles, Perlidae ($H = 36,66$ $p < 0,001$) como Leptophlebiidae ($H = 25,63$, $p < 0,001$) que muestran variaciones altamente significativas, confirmando que su desaparición aguas

abajo no es aleatoria, sino una respuesta directa a las condiciones ambientales adversas. Del mismo modo, la presencia de taxones tolerantes es estadísticamente significativo, con Chironomidae ($H=33,16$, $p<0,001$) y Physidae ($H=34,12$, $p<0,001$) que exhiben diferencias marcadas entre zonas, confirmando su rol como indicadores de la presencia de perturbación urbana. Los cambios en la abundancia de las familias de los macroinvertebrados observado en el tramo comprendido en las zonas P1 y P6, en el Chirutiari, es consecuencia de la influencia negativa de las actividades que se desarrollan en la ciudad de Pichari y que es similar a lo reportado en otras investigaciones desarrolladas en sistemas lóticos asociados a centro urbanos (Carrasco-Badajoz et al., 2022; Hintz et al., 2022). Nuestros resultados puede identificar claramente el efecto del síndrome del río urbano, donde el efecto de las aglomeraciones humanas actúan como filtros ambientales con la capacidad de eliminar selectivamente determinados taxones, como los integrantes del grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) (Asmamaw et al., 2021). Es de resaltar que, el posiblemente el aporte de materia orgánica particulada (como la que proviene de la piscigranja) favorece la presencia de filtradores como los Simuliidae (Del-Claro & Guillermo, 2019). La desaparición de Perlidae y Calamoceratidae en el tramo urbano (P4-P6) se explica por los altos requerimientos de oxígeno de río en ese tramo, por la presencia de materia orgánica en abundancia, que reduce el oxígeno disuelto en el agua (Kengne et al., 2022). Por el contrario, la elevada presencia de Chironomidae y Physidae se debe a adaptaciones que presentan que les permite capturar oxígeno en condiciones de extremas de ausencia de oxígeno, siendo la presencia de hemoglobina como una de las más importantes, otorgándoles una ventaja competitiva sobre otros en ambientes degradados (Liu et al., 2022).

En las Figuras 3 y 4 se muestran los puntajes promedios del índice EPT, para las zonas y meses de muestreo, respectivamente. Los puntajes para las zonas de muestreo indican una disminución de la calidad del agua del arroyo, desde P1 hasta P6 (Figura 3), así como un marcado incremento que refleja una recuperación estacional con un valor máximo para julio (Figura 4). Espacialmente, se observa un descenso abrupto en la media del índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), pasando de 59 puntos en la zona de referencia (P1) a un mínimo crítico de 10 puntos en la estación P4, ubicada dentro del casco urbano. Al realizar la prueba de Kruskal-Wallis (anexo 6), se confirma que estas diferencias son altamente significativas para el índice EPT ($H=29,63$, $p<0,001$), confirmando el

impacto de la urbanización, posiblemente enmarcado en la incorporación de la descarga de efluentes de aguas residuales, así como al efecto de los residuos sólidos que se acumula en sus orillas. La reducción de los valores EPT en el tramo urbano (P4-P6) es congruente con lo que se describe en el fenómeno de síndrome del río urbano documentado ampliamente para los ecosistemas lóticos (Brown et al., 2009). Investigaciones recientes reportan reducciones superiores al 50% en la riqueza y abundancia de taxones sensibles (como Perlidae y Leptophlebiidae) inmediatamente aguas abajo de los vertimientos urbanos, debido a la intolerancia de estos grupos a la carga orgánica y la simplificación del hábitat (Moulinec et al., 2025). El comportamiento espacial del índice se explica por la pérdida de heterogeneidad ambiental y posiblemente a la hipoxia por el incremento de la materia orgánica en las aguas del arroyo, pese a ello se observa una ligera recuperación en P6 (25 puntos), lo que estaría indicando un proceso incipiente de autodepuración o dilución aguas abajo. Estudios en ríos que atraviesan ciudades coinciden en señalar que el efecto inmediato sobre los macroinvertebrados es la desaparición de manera selectiva de los especialistas (estenos), favoreciendo la dominancia de generalistas (euri) (Czúcz et al., 2021). Temporalmente, existe una tendencia clara de incremento lineal en la calidad biológica a medida que avanza el periodo de estudio. El puntaje medio EPT aumenta progresivamente desde 20 puntos en abril (final de la época de lluvias) hasta 43 puntos en julio (época seca). Este patrón temporal también es estadísticamente significativo según la prueba de Kruskal-Wallis ($H=9.840$, $p=0,020$), sugiriendo una recuperación de la comunidad de macroinvertebrados asociada a la estabilidad hidrológica. Respecto a la variabilidad temporal del índice EPT, los resultados del Chirutiari son coincidentes con lo reportado para ríos que presentan variaciones hidrológicas en un periodo anual, donde la estacionalidad es el principal regulador de la estructura comunitaria. Está demostrado que durante la época de lluvias (abril), el efecto de arrastre reduce la densidad de organismos, mientras que la época seca (julio) favorece la colonización y aumento de la riqueza EPT debido a la estabilidad del sustrato y la concentración de recursos alimenticios (Cauvy-Fraunié et al., 2015). En las Figuras 5 y 6 se muestra los puntajes promedios del índice BMWP/Col para el río Chirutiari, tanto espacialmente (para cada una de las zonas de muestreo) como temporalmente (meses de muestreo). Se observa que el comportamiento del índice BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party adaptado para Colombia) muestra patrones espaciales y temporales distintos a los observados

con el índice EPT. A nivel espacial (Figura 5), la prueba de Kruskal-Wallis detectó diferencias altamente significativas ($H=17,34$; $p=0,004$) entre las zonas de muestreo. Se encontró evidencia donde las estaciones influenciadas por el efluente de la piscigranja (P2 y P3) mantienen puntajes elevados (81-82 puntos), que son estadísticamente similares a la zona de referencia P1 (81 puntos). El punto de quiebre ocurre a partir de la zona P4, donde el puntaje medio desciende abruptamente a 68 puntos, manteniéndose para P5 (63 puntos) antes de una leve recuperación en P6. En contraste, los valores promedios según el aspecto temporal (Figura 6) muestra variaciones que no son estadísticamente significativas ($H=5,70$; $p = 0,127$) durante los meses de estudio. Aunque se observa una ligera fluctuación numérica, con un mínimo en mayo (66 puntos) y una recuperación hacia julio (79 puntos). Este resultado difiere notablemente del índice EPT, que sí mostró una respuesta estacional significativa. La estabilidad del BMWP/Col en las primeras zonas de muestreo, es diferente los resultados hallados en las zonas con influencia de piscigranjas, los que reportan caída significativa de índices bióticos aguas abajo de los efluentes debido a la carga de amonio, además de otros factores relacionados a la presencia de partículas en suspensión resultado de las heces de los peces y restos de alimento no consumido (Koçer & Sevgili, 2014). Posiblemente lo que ocurre en el riachuelo Chirutiari, es el efecto conocido como subsidio energético, donde vertimientos orgánicos moderados pueden incrementar la abundancia de ciertos grupos sin eliminar a todas las familias sensibles, manteniendo así puntajes BMWP altos, pero con una estructura comunitaria alterada (Andem et al., 2022). El descenso de los puntajes en la zona urbana (P4), es similar a lo hallado en otras cuencas, donde el BMWP/Col ha demostrado ser eficaz para detectar impactos de contaminación orgánica severa, pero menos sensible que el índice EPT para detectar alteraciones físicas del hábitat o contaminación incipiente (Guzmán & Soto, 2022). En la Tabla 6 se observa los puntajes promedio y las categorías de calidad según los índices asignadas a las zonas y meses de muestreo. Al comparar la categorización cualitativa de la calidad del agua (Tabla 6), se evidencia una notable diferencia en la capacidad discriminatoria de ambos índices. Mientras que el índice EPT logra identificar con precisión el gradiente de deterioro, clasificando la estación de referencia (P1) como "Buena", cayendo a "Mala" en la zona urbana crítica (P4-P5) y recuperándose a "Regular" en P6. El índice BMWP/Col muestra un comportamiento estático y poco sensible, ya que cataloga a todas las zonas de

muestreo (desde la referencia P1 hasta la zona más impactada P5) dentro de la misma categoría "Aceptable" (o Clase III). Del mismo modo, a nivel temporal, el BMWP/Col categoriza a todos los meses (abril a julio) bajo la misma categoría "Aceptable". Investigaciones llevadas a cabo en Perú y Ecuador sugieren que las escalas de valoración estándar del BMWP/Col pueden ser demasiado "permisivas" para ecosistemas de cabecera, donde la pérdida de unos pocos taxones sensibles no siempre reduce el puntaje total lo suficiente para cambiar de categoría. La incapacidad del BMWP/Col para diferenciar las zonas se debe a su naturaleza cualitativa (presencia/ausencia) y al reemplazo taxonómico (Asadisharif et al., 2024). En las zonas urbanas (P4, P5), la extinción local de familias sensibles (puntaje 10) es compensada numéricamente por la aparición de nuevas familias tolerantes (como Physidae, Glossiphoniidae, Tubificidae) que, aunque indican mala calidad, suman puntos al índice final (entre 1 y 3 puntos cada una).

En la Tabla 7, se observa los valores promedios y desviación estándar de las características físicas-químicas del agua de las seis zonas de muestreo ubicadas en el río Chiruntari. Los resultados mostrados son coincidentes con la gradiente de degradación ambiental detectado por los índices bióticos. El análisis estadístico de Kruskal-Wallis confirma diferencias significativas entre las zonas de muestreo para variables determinantes en la calidad del agua. Es el caso del oxígeno disuelto (OD), cuya presencia es crítico para la vida acuática, muestra una reducción significativa ($H=15,08$; $p=0,010$). Mientras que la estación de referencia (P1) mantiene una concentración media de 6,8 mg/L (condición de saturación aceptable), este valor desciende progresivamente hasta 4,6 mg/L en la estación urbana P5. La disminución de la concentración del oxígeno disuelto en el tramo urbano (P4-P5), es típico a lo hallado en ríos que son afectados por fuentes de materia orgánica como la incorporación de aguas residuales y residuos sólidos (Laws, 2017). Lamentablemente los efectos de la disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto, que en muchos casos conduce a la hipoxia, se constituye como una barrera química que elimina a los organismos perteneciente al grupo EPT, tal como se observó en este estudio, donde Perlidae desaparece en las zonas posteriores a P1. Paralelamente, la conductividad eléctrica ($H=17,29$; $p=0,004$) y los sólidos disueltos totales ($H=13,43$; $p=0,020$) exhiben un patrón inverso, incrementándose desde 55,7 $\mu\text{S/cm}$ en la cabecera hasta 84,9 $\mu\text{S/cm}$ en la zona urbana, lo que evidencia una mineralización

progresiva del agua. Es destacable el comportamiento de la turbidez ($H=11,82$; $p=0,037$), la cual sufre un incremento drástico y puntual a partir de la estación P3 (62,3 NTU) en comparación con la referencia (25,9 NTU), coincidiendo espacialmente con la descarga de efluentes de la piscigranja. Asimismo, la alcalinidad muestra un aumento lineal y significativo aguas abajo ($H=16,11$; $p=0,007$). El incremento de la conductividad y alcalinidad es un indicador de contaminación urbana, ya que está asociado a la descarga de iones disueltos provenientes de detergentes y materia orgánica doméstica en proceso de descomposición (Sierra, 2021). Los cambios físico-químicos responden a procesos inducidos por la actividad antrópica, como por ejemplo el déficit de oxígeno se debe a la demanda bioquímica de oxígeno ejercida por las bacterias heterótrofas al descomponer la carga orgánica. Este proceso se ve incrementado por el aumento significativo de la temperatura ($H=16,93$; $p=0,005$) observado en P5 y P6 (llegando a 25,4 °C). Aunque los fosfatos no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p=0,141$) debido probablemente a la alta varianza, el valor medio se duplica en P3 (4.5 mg/L) respecto a P1 (2.0 mg/L), lo cual es biológicamente importante y sugiere un aporte de nutrientes que favorece procesos de eutrofización.

En la Tabla 8 se muestra los coeficientes de correlación de Spearman para los dos índices de calidad biológica con las características físicas y químicas del agua del arroyo estudiado. Se observa la existencia de una fuerte asociación negativa y estadísticamente significativa de los índices bióticos (BMWP/Col y EPT) con las variables indicadoras de mineralización y contaminación urbana, es el caso de la alcalinidad ($r = -0,676$) y la conductividad eléctrica ($r = -0,593$) que presentan los coeficientes de correlación inversa más altos con el puntaje BMWP/Col. Esto implica que a medida que el agua se carga de iones y sales disueltas, la riqueza de familias sensibles disminuye drásticamente. De manera similar, la temperatura muestra una correlación negativa significativa tanto con el BMWP ($r = -0,585$) y como con el índice EPT ($r = -0,551$), confirmando que el calentamiento del agua actúa como un estresor térmico para los macroinvertebrados. El oxígeno disuelto exhibe una correlación positiva ($r = 0,428$) con el índice EPT, aunque el coeficiente es moderado, valida biológicamente que la disponibilidad de oxígeno es el factor limitante principal para la persistencia de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera. También es de notar que, existe correlación negativa de los nitratos ($r = -0,542$) con el índice EPT, señalando que el enriquecimiento por nutrientes

(eutrofización) desplaza selectivamente a los organismos sensibles. Estos hallazgos son consistentes con estudios realizados en la cuenca del río Rímac (Perú) y humedales altoandinos, donde análisis de correlación de Spearman demostraron que la conductividad eléctrica y el pH alcalino son los principales predictores de la pérdida de biodiversidad de los macroinvertebrados. Se ha corroborado que el aumento de la alcalinidad, consecuencia de vertimientos domésticos (ricos en detergentes y materia orgánica), genera una relación inversa con el índice BMWP/Col, disminuyendo la calidad de "Aceptable" a "Crítica" Gotore et al., (2022). Asimismo, la relación negativa entre temperatura e índices bióticos replica lo observado en gradientes altitudinales de los Andes, donde la contaminación térmica urbana reduce la riqueza de especies estenotermas (Peter et al., 2021). De acuerdo a las tablas descrita, las correlaciones observadas no son casuales, sino que responden a mecanismos fisiológicos y toxicológicos, es por ello que, los macroinvertebrados andinos han evolucionado en aguas de baja mineralización (oligotróficas). El incremento artificial de iones (provenientes de sulfatos, cloruros y bicarbonatos urbanos) altera la osmorregulación de larvas sensibles como Perlidae y Leptophlebiidae Encalada et al., (2019). Por otro lado, en el tramo urbano, al ser el agua más cálida retiene menos oxígeno, justo cuando el metabolismo de los organismos (poiquiloterms) se acelera y demanda más oxígeno.

V. CONCLUSIONES

1. El índice EPT posee una alta sensibilidad de diagnóstico para detectar el gradiente de deterioro ambiental en el río Chirutiari. Éste índice evidencia un descenso significativo de la calidad biológica ($p < 0,001$), desde una categoría "buena" (promedio 59 puntos) en la zona de referencia (P1) a la categoría "mala" (promedio 10 puntos) en el tramo urbano (P4). Temporalmente, se observó una recuperación progresiva y significativa de la calidad ($p < 0,05$) entre abril y julio, asociada a la estabilidad hidrológica de la época seca que favorece la recolonización de taxones sensibles.
2. El índice BMWP/Col detectó una reducción numérica de los puntajes en el tramo urbano ($p < 0,05$); sin embargo, según las categorías de calidad mostró una baja resolución discriminatoria en comparación con el EPT. Según la escala de calidad, el índice BMWP/Col categorizó uniformemente a todas las zonas de muestreo (desde la referencia hasta la zona impactada) y a todos los meses de evaluación bajo la misma categoría de calidad "Aceptable". Esto sugiere que, en el río Chirutiari, el reemplazo de taxones sensibles por familias tolerantes enmascara la severidad del impacto ecológico cuando se utiliza este índice cualitativo.
3. Los cambios en las características físico-químicas confirman una alteración significativa del comportamiento del agua a lo largo del gradiente longitudinal. Los efluentes de una piscigranja de peces tropicales (P3) generó un impacto puntual marcado por el incremento de la turbidez. Por otro lado, la presión urbana (P4-P6) provocó un proceso de mineralización y descomposición oxidativa, generando el aumento significativo de la conductividad eléctrica ($p < 0,05$), de la alcalinidad ($p < 0,05$), con la consecuente reducción crítica del oxígeno disuelto, mostrando un escenario de hipoxia moderada.
4. El análisis de correlación estableció que la pérdida de biodiversidad en el río Chirutiari está determinada significativamente por variables indicadoras de

contaminación urbana. Se hallaron correlaciones inversas significativas entre los índices bióticos y la alcalinidad ($r=-0.67$), conductividad ($r=-0.59$) y temperatura ($r= -0.58$), déficit de oxígeno ($r = 0.42$), actúan como las principales limitantes ambientales que eliminan a la comunidad EPT y simplifican la composición de los macroinvertebrados a nivel de familia.

VI. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda realizar estudios similares a nivel de género o incluso de especie (para ello se tendría que criar larvas para obtener adultos), especialmente para las familias dominantes encontradas como Chironomidae y Hydropsychidae. Debido a que el índice BMWP/Col (nivel familia) mostró baja sensibilidad discriminatoria. Así identificar los géneros de Chironomidae permitiría distinguir entre grupos saprobios estrictos de las facultativas, afinando el diagnóstico de calidad y verificando si existe un reemplazo de especies dentro de la misma familia a lo largo del gradiente de contaminación.
2. Considerando el impacto detectado en la estación P3 (aumento de turbidez y dominancia de filtradores), es pertinente investigar la presencia de residuos farmacológicos (antibióticos) y metabolitos derivados de la actividad acuícola en el agua y sedimentos. Se sugiere complementar el monitoreo físico-químico con bioensayos de toxicidad aguda y crónica (utilizando especies nativas o estandarizadas como *Daphnia magna*) para determinar si, además de la carga orgánica, existen agentes tóxicos que estén limitando la recolonización de especies sensibles aguas abajo de la piscigranja.
3. Dado que se mencionó que la sedimentación y la colmatación del lecho son factores determinantes en la pérdida de la comunidad EPT en el tramo urbano, se recomienda desarrollar investigaciones que caractericen la granulometría y el contenido de materia orgánica del sedimento del arroyo. Correlacionar la estructura física del sustrato con la composición de la comunidad permitiría disociar los efectos de la mala calidad del agua (química) de la degradación física del hábitat, crucial para proponer estrategias de restauración de riberas.

4. Ante la evidencia de que el índice BMWP/Col sobreestimó la calidad del agua ("Acceptable") en zonas impactadas, surge la necesidad de investigar y proponer la recalibración de los puntajes de tolerancia para la zona de estudio.
5. Desarrollar investigaciones que permitan el desarrollo de un Índice Multimétrico (IM) específico para la cuenca, que integre métricas de riqueza, composición, grupos funcionales (gremios tróficos) y abundancia relativa, superando las limitaciones de los índices cualitativos tradicionales.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad, J., & Yubert, G. (2021). Estructura y composición comunitaria de Macroinvertebrados Bentónicos, como referentes de la calidad del agua—Cuenca San Alberto, Oxapampa, Perú [Universidad Nacional Agraria La Molina]. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/4741>
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85-94. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Alomía, J., Iannaccone, J., Alvarino, L., & Ventura, K. (2017). Macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. *The Biologist*, 15(1), 65-84. <https://doi.org/10.24039/rb2017151144>
- Andem, A. B., Ibor, O. R., Oku, E. E., Ekanem, S. B., Chukwuka, A. V., & Adeogun, A. O. (2022). Urbanisation gradients, riparian-loss and contaminant effects on macroinvertebrate distribution within a tropical river (Nigeria). *Chemistry and Ecology*, 0(0), 1-24. <https://doi.org/10.1080/02757540.2022.2094918>
- Angeles, M., Altamirano, J. C., Juarez-Contreras, L., Chichipe Vela, E., Florida García, J., & Rascón, J. (2024). Ecological quality of the Jucusbamaba River, a high Andean urban river in northeastern Peru. *Environmental Advances*, 17, 100584. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100584>
- Arias, F. G. (2012). *El Proyecto de Investigación. Introducción a la Metodología Científica*. (Sexta). Fideas G. Arias Odón.

- Armijos-Arcos, F., Salazar, C., Beltrán-Dávalos, A. A., Kurbatova, A. I., & Savenkova, E. V. (2025). Assessment of Water Quality and Ecological Integrity in an Ecuadorian Andean Watershed. *Sustainability*, 17(8), 3684. <https://doi.org/10.3390/su17083684>
- Asadisharif, E., Namin, J. I., & Taheriyoun, M. (2024). Biomonitoring, simulation, and evaluation of anthropogenic pollution in Disam River, Iran: Use of macroinvertebrate-based biotic indices and Qual2kw model. *Biologia*, 79(3), 775-789. <https://doi.org/10.1007/s11756-023-01560-x>
- Asmamaw, M., Tiku Mereta, S., & Ambelu, A. (2021). Response of macroinvertebrates to changes in stream flow and habitat conditions in Dinki watershed, central highlands of Ethiopia. *Ecological Indicators*, 133, 108448. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108448>
- Asueta, R., Súnico, A., Martin, J. P., & Sierpe, C. (2019). Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 11(1), 106-126. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v11i1.776>
- Barasa, C. N., Simiyu Muse, G., & Khazenzi, J. A. (2025). Human activities influence on distribution of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) in a tropical riverine ecosystem in Kenya. *Journal of Freshwater Ecology*, 40(1), 2539125. <https://doi.org/10.1080/02705060.2025.2539125>
- Bohus, A., Gál, B., Barta, B., Szivák, I., Karádi-Kovács, K., Boda, P., Padisák, J., & Schmera, D. (2023). Effects of urbanization-induced local alterations on the diversity and assemblage structure of macroinvertebrates in low-order streams. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05130-1>
- Brown, L. R., Cuffney, T. F., Coles, J. F., Fitzpatrick, F., McMahon, G., Steuer, J., Bell, A. H., & May, J. T. (2009). Urban streams across the USA: Lessons

- learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 1051-1069. Scopus. <https://doi.org/10.1899/08-153.1>
- Bulnes, L. L., & Gil, P. L. (2019). Macroinvertebrados bentónicos, indicadores de la calidad ecológica del agua en dos ríos de Lima con distintas actividades productivas. <https://agris.fao.org/search/en/providers/122635/records/65fc2caace216acd4b80e80b>
- Caballero, Y., Jomelli, V., Chevallier, P., & Ribstein, P. (2002). Hydrological characteristics of slope deposits in high tropical mountains (Cordillera Real, Bolivia). *CATENA*, 47(2), 101-116. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00179-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00179-5)
- Carrasco-Badajoz, C., Rayme-Chalco, C., Arana-Maestre, J., Álvarez-Tolentino, D., Ayala-Sulca, Y., & Sanchez-Peña, M. (2022). Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Frontiers in Environmental Science*, 10. Scopus. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1003207>
- Cauvy-Fraunié, S., Andino, P., Espinosa, R., Jacobsen, D., & Dangles, O. (2015). Temporal scaling of high flow effects on benthic fauna: Insights from equatorial glacier-fed streams. *Limnology and Oceanography*, 60(5), 1836-1847. <https://doi.org/10.1002/lno.10137>
- Chacón, M. Y. (2017). Análisis físico y químico de la calidad del agua. Ediciones USTA.
- Chacón-Vélez, K. E., Haro-Barroso, C. P., & Carrera-Beltrán, L. C. (2024). Evaluación de la calidad del agua: Caso río Copueno en Ecuador. *Revista de la Universidad del Zulia*, 15(43), 556-572. <https://doi.org/10.46925/rdluz.43.30>

- Crisigiovanni, E. L., Nascimento, E. A. do, Godoy, R. F. B., Oliveira-Filho, P. C. de, Vidal, C. M. de S., & Martins, K. G. (2020). Inadequate riparian zone use directly decreases water quality of a low-order urban stream in southern Brazil. *Revista Ambiente & Água*, 15, e2451. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2451>
- Custodio, M., Chávez, E., Custodio, M., & Chávez, E. (2019). Quality of the aquatic environment of high Andean rivers evaluated through environmental indicators: A case of the Cunas River, Peru. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 27(3), 396-409. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052019000300396>
- Czúcz, B., Keith, H., Maes, J., Driver, A., Jackson, B., Nicholson, E., Kiss, M., & Obst, C. (2021). Selection criteria for ecosystem condition indicators. *Ecological Indicators*, 133, 108376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108376>
- Dabessa, M., Lakew, A., Devi, P., & Teressa, H. (2021). Effect of Environmental Stressors on the Distribution and Abundance of Macroinvertebrates in Upper Awash River at Chilimo Forest, West Shewa, Ethiopia. *International Journal of Zoology*, 2021, e6634168. <https://doi.org/10.1155/2021/6634168>
- Damanik-Ambarita, M. N., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Nguyen, T. H. T., Forio, M. A. E., Musonge, P. L. S., Suhareva, N., Bennetsen, E., Landuyt, D., Dominguez-Granda, L., & Goethals, P. L. M. (2016). Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica*, 57, 27-59. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
- Del-Claro, K., & Guillermo, R. (2019). *Aquatic Insects: Behavior and Ecology*. Springer.

- Díaz-Rojas, C. A., Pedroza-Ramos, A. X., Barrera-Herrera, J. A., & Roa-Fuentes, C. A. (2023). Influence of local and landscape environmental factors on alpha and beta diversity of macroinvertebrates in Andean rivers. *Journal of Mountain Science*, 20(9), 2487-2501. <https://doi.org/10.1007/s11629-022-7867-7>
- Domingues, A. L. L., Biscalquini, A. C., Senhuk, A. P. M. dos S., & Anhê, A. C. B. M. (2021). Impact of urbanization on the water quality of the Uberaba River and tributaries. *Ciência e Natura*, 43, e68-e68. <https://doi.org/10.5902/2179460X63662>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- Domínguez, E., Giorgi, A., & Gómez, N. (2021). La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica de E. Domínguez, A. Giorgi, N. Gómez (Compiladores) (No. 36). Eudeba - Universidad de Buenos Aires. <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/12100>
- Encalada, A., Suarez, E., Mena, C., Lessmann, J., Guayasamin, J., Sampedro, C., Martinez, P., Ochoa-Herrera, V., Swing, K., Celinscak, M., Vieira, J., Tapia, A., Schreckinger, J., Serrano, C., Barragán Figueroa, K., Andrade, S., Alexiades, A., & Troya, M. (2019). Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas: Herramientas y guía de invertebrados para el diseño efectivo de programas de monitoreo.
- Gotore, O., Munodawafa, A., Ramaraj, R., Masere, T., Mushayi, V., & Itayama, T. (2022). The physic-chemical assessment of urban river basin using macroinvertebrate indices for the environmental monitoring of urban streams. 7, 499-510. <https://doi.org/10.22034/IJHCUM.2022.04.05>

- Guest. (2024, mayo 8). Andean mountain hydrology. AntarcticGlaciers.Org.
<https://www.antarcticglaciers.org/andes-water-towers/andean-mountain-hydrology/>
- Gutiérrez, A. F. E., & Moreno, Y. M. (2019). Los Macroinvertebrados Acuáticos Y La Calidad Biológica Del Agua En Una Quebrada Andina, Antioquia-Colombia. *Revista Politécnica*, 15(29), 65-81.
- Guzmán, M. J., & Soto, C. G. (2022). Variación estructural de familias de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la calidad de agua en quebradas asociadas a cultivos de café y ganadería vacuna en el sector de La Tagua, Sierra Nevada de Santa Marta. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(178), Article 178.
<https://doi.org/10.18257/raccefyn.1577>
- Hamada, N., Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (2018). Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda. Elsevier Science.
- Hampel, H., Vázquez, R. F., González, H., & Acosta, R. (2023). Evaluating the Ecological Status of Fluvial Networks of Tropical Andean Catchments of Ecuador. *Water*, 15(9), 1742. <https://doi.org/10.3390/w15091742>
- Hernández, R. H. (2018). Metodología de la investigación: Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta. McGraw-Hill Interamericana.
- Hintz, C. L., Booth, M. T., Newcomer-Johnson, T. A., Fritz, K. M., & Buffam, I. (2022). Urban buried streams: Abrupt transitions in habitat and biodiversity. *Science of The Total Environment*, 153050.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153050>
- Hora, M. E., Gabriel Aguilar, A. R., Polo Corro, J. L., Marchena Dioses, J. M., López-López, E., & Sedeño-Díaz, J. E. (2025). Calibration and Validation of the BMWP Index for the Assessment of Fluvial Systems in High Andean

Mining Areas of Peru. *Water*, 17(12), 1724.
<https://doi.org/10.3390/w17121724>

Hoyos Pompa, N. (2019). Calidad del agua en función a los macroinvertebrados bentónicos y parámetros fisicoquímicos en el río Muyoc Grande, Miguel Iglesias, Celendín—2018 [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Cajamarca]. <http://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/3305>

Iannacone, J. (2025). Benthic Macroinvertebrates as Bioindicators for Assessing Water Quality in the Cañipia River, Cusco, Peru. 1.
<https://doi.org/10.17632/fpzvxvk6sm.1>

Jeri, M. G. (2024). Calidad ecológica basado en macroinvertebrados en un río influenciado por una ciudad, Pichari, La Convención, Cusco 2022. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga].
<https://repositorio.unsch.edu.pe/handle/20.500.14612/7307>

Jimenez-Broncano, K., Mendoza-Valente, R., Minaya, D., Leiva, D., & Iannacone, J. (2025). Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores para Evaluar la Calidad del Agua en el Río Cañipia, Cusco, Perú. *Innovaciencia*, 13(1). <https://doi.org/10.15649/2346075X.4843>

Kengne, J., Foto Menbohan, S., Meyer, A., Leprêtre, A., & Usseglio-Polatera, P. (2022). Relationships between Physico-Chemical Parameters and Taxonomic Structure of Benthic Macroinvertebrate Assemblages in Streams of West Cameroon. *Water*, 14(9), Article 9.
<https://doi.org/10.3390/w14091490>

Koçer, M. A. T., & Sevgili, H. (2014). Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators*, 36, 672-681.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.034>

- Krebs, C. J. (2014). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Pearson.
- Lancaster, J., & Downes, B. J. (2013). *Aquatic Entomology*. OUP Oxford.
- Laws, E. A. (2017). *Aquatic Pollution: An Introductory Text*. John Wiley & Sons.
- Liu, Z., Heino, J., Soininen, J., Zhou, T., Wang, W., Cui, Y., Chen, Y., Li, Z., Zhang, J., & Xie, Z. (2022). Different responses of incidence-weighted and abundance-weighted multiple facets of macroinvertebrate beta diversity to urbanization in a subtropical river system. *Ecological Indicators*, 143, 109357. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109357>
- Luo, K., Hu, X., He, Q., Wu, Z., Cheng, H., Hu, Z., & Mazumder, A. (2018). Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. *Science of the Total Environment*, 621, 1601-1614. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.068>
- Maseke, F. O., & Raburu, P. O. (2017). Improving the performance of the EPT Index to accommodate multiple stressors in Afrotropical streams. *African Journal of Aquatic Science*, 42(3), 219-233. Scopus. <https://doi.org/10.2989/16085914.2017.1392282>
- Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612. <https://doi.org/10.1899/04-021.1>
- Moulinec, A., Arle, J., Hollert, H., Hörchner, S., Johann, S., Kienle, C., Oetken, M., & Sundermann, A. (2025). Assessing chemical pollution with biomonitoring approaches in streams and rivers: A critical review. *Environmental Sciences Europe*, 37(1), 69. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01110-z>
- Nascimento, A. L., Alves-Martins, F., & Jacobucci, G. B. (2018). Assessment of ecological water quality along a rural to urban land use gradient using

- benthic macroinvertebrate-based indexes. *Bioscience Journal*, 34(1), 194-209. <https://doi.org/10.14393/BJ-v34n1a2018-37842>
- Oré, E. V. (2022). Gradiente altitudinal y su influencia sobre la comunidad macroinvertebrada acuática en el río Rumichaca y cuatro tributarios, Chungui, La Mar, Ayacucho 2020 [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga]. <http://repositorio.unsch.edu.pe/handle/UNSCH/4981>
- Oscanoa, C. A. L., Torres, J. A. P., & Changana, P. J. R. (2022). Análisis crítico del uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua en el Sistema Nacional de Gestión Ambiental. *Revista Kawsaypacha: sociedad y medio ambiente*, 9, 140-153. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202201.007>
- Pérez, G., & Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia.
- Pérez-Gómez, G., Alvarado-García, V., Rodríguez-Rodríguez, J. A., Herrera, F., Sánchez-Gutiérrez, R., Pérez-Gómez, G., Alvarado-García, V., Rodríguez-Rodríguez, J. A., Herrera, F., & Sánchez-Gutiérrez, R. (2021). Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial del río Grande de Tárcos, Costa Rica: Un enfoque ecológico. *Cuadernos de Investigación UNED*, 13(1). <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3148>
- Peter, K. T., Lundin, J. I., Wu, C., Feist, B. E., Tian, Z., Cameron, J. R., Scholz, N. L., & Kolodziej, E. P. (2021). Characterizing the Chemical Profile of Biological Decline in Stormwater-Impacted Urban Watersheds. *Environmental Science and Technology*. Scopus. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08274>
- Quesada-Alvarado, F., Umaña Villalobos, G., Springer, M., & Picado Barboza, J. (2020). Variación estacional y características fisicoquímicas e hidrológicas

- que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*, 68, 54-67. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44332>
- Ramírez, A. (1999). *Ecología aplicada: Diseño y análisis estadístico*. U. Jorge Tadeo Lozano.
- Restrepo, D. M., & Peña-Salamanca, E. (2021). Evaluación de la calidad del agua de un río tropical usando índices bióticos, fisicoquímicos y de diversidad. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 1(33), 46-59. <https://doi.org/10.47499/revistaaccb.v1i33.220>
- Restrepo-Manrique, R. (2018). Application of physico-chemical indexes and BMWP / Col. To establish the impact of urbanization on Río Frío (Bucaramanga, Colombia). *Universitas Scientiarum*, 23(1), 109-128. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC23-1.aopc>
- Roldán, G. (2020). Revisión histórica de la limnología en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), Article 171. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1056>
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: Cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Savić, A., Zawal, A., Stępień, E., Pešić, V., Stryjecki, R., Pietrzak, L., Filip, E., Skorupski, J., & Szlauer-Łukaszewska, A. (2021). Main macroinvertebrate community drivers and niche properties for characteristic species in urban/rural and lotic/lentic systems. *Aquatic Sciences*, 84(1), 1. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00832-5>

- Sierra, C. A. (2021). Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico. Ediciones de la U.
- Silva, J. D. R., & Moreno, Y. M. (2023). Caracterización del río Tota (parte alta), por medio de variables fisicoquímicas y los macroinvertebrados acuáticos. *Revista Politécnica*, 19(38), 115-128.
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frwa.2021.662765>
- Tinco, L. (2024). Diversidad de la comunidad macroinvertebrada bentónica en el río Pichari y dos tributarios, La Convención, Cusco 2015 [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga]. <http://repositorio.unsch.edu.pe/handle/UNSCH/6225>
- Touma, B. R., Encalada, A. C., & Fornells, N. P. (2009). Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. *International Review of Hydrobiology*, 94(4), 357-371. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811161>
- Trinci, G., Harvey, G. L., Henshaw, A. J., & Bertoldi, W. (2023). Turbulence signatures of natural river morphology in four dimensions. *River Research and Applications*, 39(1), 122-133. <https://doi.org/10.1002/rra.4071>
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723. Scopus. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Wenger, S. J., Roy, A. H., Jackson, C. R., Bernhardt, E. S., Carter, T. L., Filoso, S., Gibson, C. A., Hession, W. C., Kaushal, S. S., Martí, E., Meyer, J. L.,

Palmer, M. A., Paul, M. J., Purcell, A. H., Ramírez, A., Rosemond, A. D., Schofield, K. A., Sudduth, E. B., & Walsh, C. J. (2009). Twenty-six key research questions in urban stream ecology: An assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 1080-1098. <https://doi.org/10.1899/08-186.1>

ANEXOS

Anexo 1. Resultado de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilks para los datos de los macroinvertebrados acuáticos del río Chirutiari, abril a julio del 2024.

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Americabaetis	0.154	48	0.006	0.886	48	<.001
Baetodes	0.397	48	<.001	0.279	48	<.001
Camelobaetidius	0.272	48	<.001	0.674	48	<.001
Mayobaetis	0.283	48	<.001	0.651	48	<.001
Amanahyphes	0.536	48	<.001	0.2	48	<.001
Leptohyphes	0.522	48	<.001	0.352	48	<.001
Leptohyphodes	0.538	48	<.001	0.261	48	<.001
Farrodes	0.318	48	<.001	0.501	48	<.001
Meridialaris	0.293	48	<.001	0.618	48	<.001
Thraulodes	0.414	48	<.001	0.496	48	<.001
Calopterygidae	0.378	48	<.001	0.617	48	<.001
Coenagrionidae	0.387	48	<.001	0.537	48	<.001
Gomphidae	0.528	48	<.001	0.309	48	<.001
Libellulidae	0.11	48	0.195	0.958	48	0.086
Anacroneuria	0.342	48	<.001	0.523	48	<.001
Limnocoris	0.273	48	<.001	0.753	48	<.001
Plecoris	0.343	48	<.001	0.697	48	<.001
Buenoa	0.54	48	<.001	0.204	48	<.001
Rhagovelia	0.415	48	<.001	0.599	48	<.001
Corydalus	0.374	48	<.001	0.691	48	<.001
Calamoceratidae	0.536	48	<.001	0.2	48	<.001
Protophila	0.291	48	<.001	0.506	48	<.001
Leptonema	0.276	48	<.001	0.662	48	<.001
Smicridea	0.239	48	<.001	0.801	48	<.001
Hydroptila	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Crambidae	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Atrichopogon	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Bezzia	0.289	48	<.001	0.755	48	<.001
Culicoides	0.534	48	<.001	0.31	48	<.001
Chironomus	0.241	48	<.001	0.768	48	<.001
Dicrotendipes	0.172	48	0.001	0.846	48	<.001
Hudsonimyia	0.164	48	0.003	0.792	48	<.001
Onconeura	0.239	48	<.001	0.679	48	<.001
Paraheptagyia	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Pentaneura	0.197	48	<.001	0.86	48	<.001
Polypedilum	0.431	48	<.001	0.346	48	<.001
Rheotanytarsus	0.228	48	<.001	0.828	48	<.001
Hemerodromia	0.294	48	<.001	0.57	48	<.001
Psychodidae	0.462	48	<.001	0.29	48	<.001
Simuliidae	0.353	48	<.001	0.413	48	<.001
Stratiomyidae	0.54	48	<.001	0.204	48	<.001
Hexatoma	0.199	48	<.001	0.848	48	<.001
Curculionidae	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Dryopidae	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Austrolimnius	0.291	48	<.001	0.518	48	<.001
Cylloepus	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Heterelmis	0.277	48	<.001	0.73	48	<.001
Hydrophilidae	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Ptilodactylidae	0.54	48	<.001	0.204	48	<.001
Staphylinidae	0.456	48	<.001	0.206	48	<.001
Glossiphoniidae	0.403	48	<.001	0.306	48	<.001
Lumbriculidae	0.426	48	<.001	0.461	48	<.001
Tubificidae	0.526	48	<.001	0.241	48	<.001

Planariidae	0.451	48	<.001	0.482	48	<.001
Ancylidae	0.537	48	<.001	0.129	48	<.001
Physa	0.28	48	<.001	0.683	48	<.001
Neritidae	0.528	48	<.001	0.309	48	<.001

a. Corrección de significación de Lilliefors

Anexo 2. Resultado del test de Kruskal-Wallis para comparar la abundancia absoluta de las familias de macroinvertebrados según zonas de muestreo en el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.

Estadísticos de prueba^{a,b}

Familias	H de Kruskal-Wallis	gl	Sig. asin.
Baetidae	13.741	5	0.017
Leptohyphidae	5.959	5	0.31
Leptophlebiidae	25.636	5	<.001
Calopterygidae	8.24	5	0.144
Coenagrionidae	2.728	5	0.742
Gomphidae	5.614	5	0.346
Libellulidae	24.824	5	<.001
Perlidae	36.664	5	<.001
Naucoridae	23.444	5	<.001
Notonectidae	4.087	5	0.537
Veliidae	14.174	5	0.015
Corydalidae	9.072	5	0.106
Calamoceratidae	10.213	5	0.069
Glossosomatidae	4.643	5	0.461
Hydropsychidae	9.146	5	0.103
Hydroptilidae	5	5	0.416
Crambidae	5	5	0.416
Ceratopogonidae	7.536	5	0.184
Chironomidae	33.163	5	<.001
Empididae	23.246	5	<.001
Psychodidae	19.817	5	0.001
Simuliidae	33.925	5	<.001
Stratiomyidae	4.087	5	0.537
Tipulidae Curculionidae	30.315	5	<.001
Curculionidae	5	5	0.416
Dryopidae	5	5	0.416
Elmidae	25.708	5	<.001
Hydrophilidae	5	5	0.416
Ptilodactylidae	10.217	5	0.069
Staphylinidae	7.071	5	0.215
Glossiphoniidae	13.321	5	0.021
Lumbriculidae	2.227	5	0.817
Tubificidae	15.647	5	0.008
Planariidae	27.905	5	<.001
Ancylidae	5	5	0.416
Physidae	34.123	5	<.001
Neritidae	11.467	5	0.043

Prueba de Kruskal Wallis_a

Variable de agrupación: Zonas de muestreo_b

Anexo 3. Abundancia relativa a nivel de familia de macroinvertebrados en el río Chirutiari según zonas de muestreo, Pichari, Cusco 2024.

Familia	Zonas de muestreo					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Baetidae	67.9	24.0	87.0	41.6	62.4	49.7
Leptohyphidae	2.2	2.1	.8	.2	.5	.0
Leptophlebiidae	65.1	117.0	11.0	4.1	5.2	1.3
Calopterygidae	.0	.8	1.2	.9	2.8	3.6
Coenagrionidae	16.5	1.9	2.0	.5	.5	.5
Gomphidae	.0	.0	1.2	.2	.0	1.2
Libellulidae	14.7	32.3	72.8	41.4	58.0	48.7
Perlidae	42.6	5.7	.8	.0	.0	.0
Naucoridae	11.9	12.7	10.8	.2	2.8	3.1
Notonectidae	.0	.0	.2	.3	.0	.0
Veliidae	2.7	2.9	.4	.0	.5	2.1
Corydalidae	2.9	.8	1.6	1.6	.3	2.3
Calamoceratidae	3.3	.0	.0	.0	.0	.0
Glossosomatidae	8.5	5.1	7.6	1.8	2.7	1.7
Hydropsychidae	283.0	142.1	149.0	34.2	94.2	145.6
Hydroptilidae	.0	.0	.0	.0	5.4	.0
Crambidae	.0	.0	.0	.0	.5	.0
Ceratopogonidae	1.8	2.3	4.9	2.8	4.4	2.8
Chironomidae	55.3	163.7	380.3	594.0	453.7	440.0
Empididae	.0	1.1	2.8	4.9	13.3	1.5
Psychodidae	.0	.0	2.5	1.0	.0	.0
Simuliidae	68.2	210.9	34.6	2.6	.0	.0
Stratiomyidae	.0	.0	.0	.0	.2	.3
Tipulidae	56.2	21.4	9.9	1.7	2.6	4.4
Curculionidae	1.6	.0	.0	.0	.0	.0
Dryopidae	.0	.0	.0	.0	.0	.1
Elmidae	92.9	50.1	12.3	4.7	5.7	4.8
Hydrophilidae	.0	.0	.0	.0	.0	.3
Ptilodactylidae	.8	.0	.0	.0	.0	.0
Staphylinidae	1.3	.3	.0	.1	.0	2.4
Glossiphoniidae	.0	.0	.6	.4	1.4	6.9
Lumbriculidae	.6	.5	1.3	.4	3.0	.9
Tubificidae	.0	.0	.0	.0	.0	4.1
Planariidae	.0	.0	.0	.3	4.7	1.9
Ancylidae	.0	.0	.0	.0	.0	.3
Physidae	.0	2.1	4.7	59.9	74.5	68.5
Neritidae	.0	.0	.0	.0	.6	1.0

Anexo 4. Abundancia relativa a nivel de familia de macroinvertebrados en el río Chirutiari según mese de muestreo, Pichari, Cusco 2024.

	Mes de muestreo			
	Abril	Mayo	Junio	Julio
Baetidae	168	316	335	283
Leptohyphidae	2	2	4	6
Leptophlebiidae	115	88	100	269
Calopterygidae	15	4	3	5
Coenagrionidae	1	8	15	11
Gomphidae	2	2	1	1
Libellulidae	216	294	131	163
Perlidae	8	14	22	41
Naucoridae	35	30	8	24
Notonectidae	0	1	1	0
Veliidae	10	3	2	5
Corydalidae	10	7	6	1
Calamoceratidae	0	0	3	0
Glossosomatidae	9	13	20	35
Hydropsychidae	194	525	633	1020
Hydroptilidae	0	0	0	22
Crambidae	0	0	0	2
Ceratopogonidae	15	10	30	18
Chironomidae	1541	2139	3619	1686
Empididae	27	11	22	8
Psychodidae	7	2	1	2
Simuliidae	601	227	46	137
Stratiomyidae	0	1	0	1
Tipulidae Curculionidae	53	34	36	67
Curculionidae	1	0	0	0
Dryopidae	0	0	1	0
Elmidae	62	110	94	105
Hydrophilidae	0	0	0	1
Ptilodactylidae	0	1	0	1
Staphylinidae	0	0	19	4
Glossiphoniidae	1	16	4	12
Lumbriculidae	8	12	2	2
Tubificidae	8	4	2	0
Planariidae	6	4	1	8
Ancylidae	1	0	0	0
Physidae	109	350	45	257
Neritidae	3	3	0	0

Anexo 5. Promedio, mínimo y máximo de los puntajes de los índices BMWP/Col y EPT, según las zonas y meses de muestreo para el río Chirutiari Pichari, Cusco 2024.

			Puntos BMWP/Col			Puntos EPT		
			Media	Mínimo	Máximo	Media	Mínimo	Máximo
Zonas de muestreo	P1		81	72	93	59	43	79
	P2		82	54	96	37	17	56
	P3		81	55	106	32	17	47
	P4		68	58	88	10	5	19
	P5		63	45	79	21	4	42
	P6		69	63	85	25	7	50
Mes de muestreo	Abril		78	58	106	20	4	58
	Mayo		66	45	88	28	6	79
	Junio		73	48	96	32	5	59
	Julio		79	63	96	43	16	66

Anexo 6. Resultado del análisis Kruskal-Wallis para comparar los índices EPT y BMWP/Col, por meses de muestreo para el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.

<i>Estadísticos de prueba^{a,b}</i>			
	H de Kruskal-		
	Wallis	gl	Sig. asin.
Puntos BMWP/Col	17.343	5	.004
Puntos EPT	29.636	5	<.001

- a. Prueba de Kruskal Wallis
b. Variable de agrupación: Zonas de muestreo

Anexo 7. Resultado del análisis Kruskal-Wallis para comparar los índices EPT y BMWP/Col, por zonas y meses de muestreo para el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.

Estadísticos de prueba^{a,b}

	H de Kruskal-		
	Wallis	gl	Sig. asin.
Puntos EPT	9.840	3	.020
Puntos BMWP/Col	5.701	3	.127

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Mes de muestreo

Anexo 8. Resultado del análisis Kruskal-Wallis para comparar las características físicas y químicas del agua según zonas de muestreo en el río Chirutiari, Pichari, Cusco 2024.

Estadísticos de prueba^{a,b}

	H de Kruskal-Wallis	gl	Sig. asin.
Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	2.947	5	.708
Dureza Cálcica (mg/L Ca)	2.529	5	.772
Dureza Magnésica (mg/L Mg)	.164	5	.999
Cloruros (mg/L Cl)	9.540	5	.089
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	16.114	5	.007
pH	7.958	5	.159
Conductividad eléctrica (µs/cm)	17.298	5	.004
Sólidos Disueltos Totales (ppm)	13.430	5	.020
Temperatura (°C)	16.939	5	.005
Turbidez (NTU)	11.823	5	.037
Sulfato (mg/L)	12.130	5	.033
Fosfatos (mg/L PO ₃)	8.294	5	.141
Nitratos (mg/L NO ₃)	5.070	5	.407
Oxígeno disuelto (mg/L)	15.085	5	.010

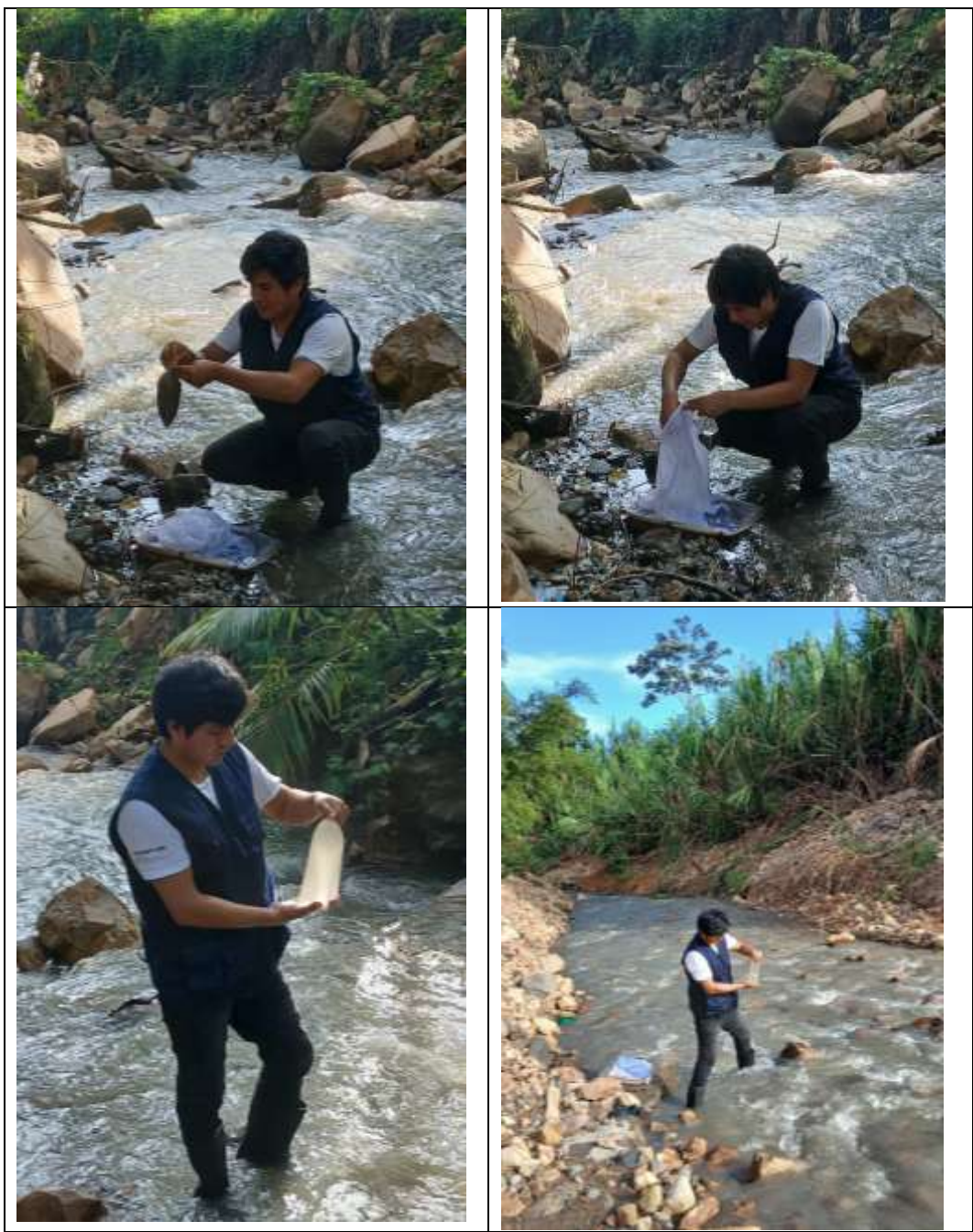
a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Zonas de muestreo

Anexo 9. Registro fotográfico de la toma de muestras de macroinvertebrados con el uso de la red Surber en el curso del río Cuirutiari, Pichari, Cusco 2024.



Anexo 10. Registro fotográfico del proceso de la preparación de las muestras colectadas de macroinvertebrados y agua en el curso del río Cuirutiari, Pichari, Cusco 2024.



Anexo 11. Registro fotográfico del proceso de tratamiento de las muestras (limpieza, selección e identificación) de macroinvertebrados en el laboratorio BioSIG



Limpieza de muestra



Selección de macroinvertebrados



Identificación de macroinvertebrados



Biota hallada en las muestras

Anexo 12. Registro fotográfico de las principales familias de macroinvertebrados hallados en las seis zonas de muestreo ubicados en el curso del río Cuirutiari, Pichari, Cusco 2024.

 Ephemeroptera: Leptophlebiidae	 Ephemeroptera: Baetidae	 Plecoptera: Perlidae
 Odonata: Aeshnidae	 Odonata: Libellulidae	 Odonata: Coenagrionidae
 Hemiptera: Naucoridae	 Hemiptera: Veliidae	 Trichoptera: Calamoceratidae

 Trichoptera: Hydroptilidae	 Trichoptera: Hydroptilidae	 Coleoptera: Elmidae
 Diptera: Tipulidae	 Diptera: Chironimidae	 Diptera: Chironimidae
 Hirudinida: Glossiphoniidae	 Basommatophora: Physidae	 Basommatophora: Neritidae

Anexo 13. Matriz de consistencia

TÍTULO: Macroinvertebrados, calidad biológica y características fisicoquímicas del río Chirutiari, Pichari, La Convención, Cusco 2024. AUTOR: ARAUJO PALOMINO, Jhonatan ASESOR: Dr. Carrasco Badajoz, Carlos Emilio COASESORA: Mg. Carolina Rayme Chalco					
PROBLEMA	OBJETIVOS	MARCO TEÓRICO	HIPÓTESIS	VARIABLES E INDICADORES	METODOLOGÍA
¿Cuál es la calidad biológica según índices basados en macroinvertebrados (EPT y BMWP/Col) del río Chirutiari y como se relaciona con las características físicas y químicas de sus aguas en el distrito de Pichari, provincia de La Convención, en el departamento de Cusco durante los meses de abril a julio de 2024?	Objetivos generales: Evaluar la calidad biológica según índices basados en macroinvertebrados (EPT y BMWP/Col) del río Chirutiari y establecer la relación con las características físicas y químicas de sus aguas en el distrito de Pichari, provincia de La Convención, en el departamento de Cusco durante los meses de abril a julio de 2024. Objetivos específicos: a. Determinar la calidad biológica mediante los índices Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera (EPT) del río Chirutiari durante abril a julio del 2024. b. Determinar la calidad biológica mediante el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) del río Chirutiari durante los meses de abril a julio del 2024. c. Determinar las características físicas y químicas (conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, pH, oxígeno disuelto, temperatura, dureza total, cloruros, nitratos, fosfatos y sulfatos) de las aguas del río Chirutiari durante abril a julio del 2024. d. Relacionar los puntajes de los índices de calidad biológica (EPT y BMWP/Col) con las características físicas y químicas del agua del río Chirutiari durante abril a julio del 2024.	Antecedentes Fundamento teórico Río Calidad biológica Contaminación en los Ecosistemas Acuáticos Monitoreo y Evaluación de la Calidad Hídrica Ecosistemas acuáticos Calidad ecológica Bioindicación Bioindicador de calidad de agua Macroinvertebrados acuáticos Beneficios derivados del empleo de macroinvertebrados acuáticos. Macroinvertebrados Acuáticos: Indicadores de Calidad del Agua Parámetros físicos y químicos Índices de calidad ecológica Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera (EPT) Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col)	La calidad biológica según índices basados en macroinvertebrados (EPT y BMWP/Col) del río Churutiari varía significativamente según las zonas de muestreo y está relacionada en igual medida con las características físicas y químicas de sus aguas en el distrito de Pichari, provincia de La Convención, en el departamento de Cusco durante los meses de abril a julio de 2024	a. Variable dependiente Calidad biológica del río Chirutiari Indicadores: - Índices Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) - Índice Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera (EPT) b. Variable independiente Características físicas y químicas del agua Indicadores - Conductividad eléctrica (µS/cm) - Sólidos disueltos totales (ppm) - pH - oxígeno disuelto (ppm) - Temperatura (°C) - Dureza Total - Cloruros - Nitratos - Fosfatos - Sulfatos	Tipo y Nivel de investigación: Básica- Descriptiva- correlacional Método: Estadístico Población: 48 colecciones de macroinvertebrados, considerando que se tiene seis zonas de muestreo que van a ser muestreados durante 4 meses y en cada zona se colectará con dos repeticiones: Técnica: Observación Instrumentos: Red de Surber D net Claves taxonómicas Estereoscopio

**UNSCH****FACULTAD DE
CIENCIAS BIOLÓGICAS**

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS
Bach. Jhonatan ARAUJO PALOMINO
RESOLUCIÓN DECANAL N° 089-2026-UNSCH-FCB-D.

En la ciudad de Ayacucho, siendo las tres de la tarde del día viernes veinte y seis de junio del año dos mil veintiséis; se reunieron los miembros del Jurado Evaluador en el Auditorio de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, participando como presidente encargado el Dr. Segundo Tomas CASTRO CARRANZA, con Memorando N° 124-2026-UNSCH-FCB, de fecha veinte y seis de junio de 2026; a su vez (Miembro-Jurado), la Dra. Elya Salina BUSTAMANTE SOSA (Miembro-Jurado), Dr. Pedro AYALA GÓMEZ (Miembro-Jurado) y Dr. Carlos Emilio CARRASCO BADAJOZ (Miembro-Asesor), actuando como secretario docente el Mg. Luis Uriel MOSCOSO GARCÍA; para presenciar la sustentación de tesis titulada: Macroinvertebrados, calidad biológica y características fisicoquímicas del río Chirutiari, Pichari, La Convención, Cusco 2024, por el Bach. Jhonatan ARAUJO PALOMINO; el presidente (e) luego de verificar la documentación presentada, indicó al secretario docente; dar lectura a la documentación generada que refrenda el presente acto académico, luego de ello dispuso el inicio del acto de sustentación, indicando al sustentante que dispone de cuarenta y cinco minutos para exponer su trabajo de investigación tal como establece en el Reglamento de Grados y Títulos de la Escuela Profesional de Biología de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga. Culminada la exposición, el presidente (e) invitó a cada uno de los Miembros del Jurado a participar con sus observaciones, sugerencias y preguntas al sustentante. Culminada esta etapa, el presidente invitó al sustentante y al público asistente a abandonar momentáneamente el Auditorio de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga para que los miembros del jurado evaluador puedan realizar las deliberaciones y calificaciones correspondientes; cuyos resultados son los que se consignan a continuación:

Miembros del Jurado Evaluador	Exposición	Respuesta/preguntas	Promedio
Dr. Segundo Tomas CASTRO CARRANZA	18	18	18
Dra. Elya Salina BUSTAMANTE SOSA	16	16	16
Dr. Pedro AYALA GÓMEZ	18	17	18
PROMEDIO			17

El sustentante alcanzó el promedio de diecisiete (17) aprobatorio. Acto seguido, el presidente (e) autorizó el ingreso del sustentante y el público asistente al Auditorio de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga dando a conocer los resultados e indicando que de este modo se da por finalizado el presente acto académico, siendo las cinco de la tarde, del mismo día, firmando al pie del presente en señal de conformidad.

Dr. Segundo Tomas CASTRO CARRANZA
Presidente (e)

Dra. Elya Salina BUSTAMANTE SOSA
Miembro - Jurado

Dr. Pedro AYALA GÓMEZ
Miembro-Jurado

Dr. Carlos Emilio CARRASCO BADAJOZ
Miembro-Asesor

Mg. Luis Uriel MOSCOSO GARCÍA
Secretario Docente



FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA

DECANATURA-ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE TRABAJO DE TESIS

Nº 40-2026-FCB-D

Yo, SERAPIO ROMERO GAVILÁN, Director de la Escuela Profesional de Biología de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga; autoridad encargada de verificar la tesis titulada: **Macroinvertebrados, calidad biológica y características fisicoquímicas del río Chirutiari, Pichari, La Convención, Cusco 2024**, por JHONATAN ARAUJO PALOMINO; he constatado por medio del uso de la herramienta TURNITIN, procesado CON DEPÓSITO, una similitud de 10%, grado de coincidencia, menor a lo que determina la ausencia de plagio definido por el Reglamento de Originalidad de Trabajos de Investigación de la UNSCH, aprobado con Resolución del Consejo Universitario Nº 039-2021-UNSCH-CU.

En consecuencia, la tesis cumple con las normas para el uso de citas y referencias establecidas por la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga. Se acompaña el INFORME FINAL DE TURNITIN correspondiente.

Ayacucho, 23 de agosto de 2026.


UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN CRISTÓBAL DE HUAMANGA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Escuela Profesional de Biología
Dr. Serapio Romero Gavilán
DIRECTOR

Macroinvertebrados, calidad biológica y características fisicoquímicas del río Chirutiari, Pichari, La Convención, Cusco 2024

por JHONATAN ARAUJO PALOMINO

Fecha de entrega: 23-ago-2026 02:45p. m. (UTC-0500)

Identificador de la entrega: 3016526248

Nombre del archivo: ARAUJO_PALOMINO-Jhonatan-pregrado-2026_TURNITIN_PDF.pdf (885.77K)

Total de palabras: 12756

Total de caracteres: 72466

Macroinvertebrados, calidad biológica y características fisicoquímicas del río Chirutiari, Pichari, La Convención, Cusco 2024

INFORME DE ORIGINALIDAD

10%	9%	6%	5%
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unsch.edu.pe	3%
	Fuente de Internet	
2	Submitted to Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga	1%
	Trabajo del estudiante	
3	repositorio.cientifica.edu.pe	1%
	Fuente de Internet	
4	revistas.elpoli.edu.co	1%
	Fuente de Internet	
5	Revista Actualidades Biológicas. "IX Seminario Colombiano de Limnología 2012, Medellín - Colombia", Actualidades Biológicas, 2012	1%
	Publicación	
6	Submitted to Universidad Nacional Pedro Henríquez Ureña	1%
	Trabajo del estudiante	
7	repositorio.lamolina.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
8	repositorio.unu.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
9	revistas.udes.edu.co	<1%
	Fuente de Internet	
10	repositorio.elpoli.edu.co	<1%
	Fuente de Internet	
11	repositorio.uncp.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
12	1library.co	<1%
	Fuente de Internet	
13	Submitted to Universidad Continental	<1%
	Trabajo del estudiante	

Excluir citas
Excluir bibliografía

Activo
Activo

Excluir coincidencias

< 30 words