

Artículo de Investigación

## Evaluación de la calidad del agua en ecosistemas altoandinos: un análisis comparativo de índices basados en macroinvertebrados

*Water quality assessment in High Andean ecosystems: a comparative analysis of macroinvertebrate-based indices*

Cristhian Lapo-Alcivar<sup>1</sup>, Emily Vaca-Tapia<sup>2</sup>,  
Cristina Córdor-Simbaña<sup>2</sup>, Luis Silva-Palmay<sup>1</sup>,  
Sulaya Bayancela-Delgado<sup>3</sup>, María Fernanda Rivera-Velásquez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Investigación en Energías Alternativas y Ambiente, Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador, 060150;

<sup>2</sup>Consultora Ambiental SAET Soluciones, Riobamba, Ecuador, 060150;

<sup>3</sup>Grupo de Investigación de Manejo y Aprovechamiento de los Recursos Renovables, Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador, 060150;

cristhianlapo@gmail.com; emiivt1999@gmail.com; gabycondor56@gmail.com; felipe.silva@esPOCH.edu.ec;

sulaya.bayancela@esPOCH.edu.ec

\*Correspondencia: mariaf.rivera@esPOCH.edu.ec

**Citación:** Lapo-Alcivar, C.; Vaca-Tapia, E.; Córdor-Simbaña, C.; Silva-Palmay, L.; Bayancela-Delgado, S. & Rivera-Velásquez, M., (2025). Evaluación de la calidad del agua en ecosistemas altoandinos: un análisis comparativo de índices basados en macroinvertebrados. *NovasinerGía*. 8(2), 56-71.

<https://doi.org/10.37135/ns.01.16.03>

Recibido: 27 octubre 2024

Aceptado: 22 enero 2025

Publicado: 02 julio 2025

NovasinerGía

ISSN: 2631-2654

**Resumen:** El estudio se llevó a cabo en el Área de Protección Hídrica Quinllunga, ubicada en la provincia de Bolívar, en los Andes ecuatorianos. Su objetivo fue evaluar, la calidad del agua del río Diablo Sacha, para esto, se ubicaron diez estaciones de monitoreo a lo largo del cauce. Se realizaron tres campañas de muestreo, donde se recolectaron macroinvertebrados y se registraron los parámetros fisicoquímicos clave. Posteriormente, se empearon los índices: Monitoreo Biológico adaptado a Colombia (BMWP/Col), Biótico Andino (ABI), y finalmente, Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) para evaluar la calidad del agua, y complementariamente, se calculó el índice de Simpson (D) y el índice de Shannon (H') para analizar la abundancia y diversidad de los macroinvertebrados. Adicionalmente, se realizó una correlación Spearman entre D y H' en función de los parámetros fisicoquímicos, para determinar como la calidad ambiental afecta a la biodiversidad. Finalmente, por medio de un análisis de componentes principales (ACP) se identificó como los factores ambientales, en cada una de las estaciones, tienen mayor influencia en la composición y distribución de las comunidades biológicas. En general, la calidad del agua en los 10 puntos de muestreo varió, entre buena y aceptable, según los índices BMWP y ABI, consistentes entre sí. El índice ETP presentó discrepancias al clasificar la calidad entre mala y regular. Por otro lado, la correlación de Spearman y el ACP evidenció las diferencias de sensibilidad de macroinvertebrados en dependencia de las condiciones del hábitat.

**Palabras clave:** Ecosistema altoandino, Índice ABI, Índice BMWP/Col, Índice EPT, Macroinvertebrados.

**Abstract:** The study was conducted in the Quinllunga Water Protection Area in Bolívar Province, in the Ecuadorian Andes, with the objective of assessing the water quality of the Diablo Sacha River. Ten monitoring stations were established along the river's course. Three sampling campaigns were carried out, during which macroinvertebrates were collected, and key physicochemical parameters were recorded. To evaluate water quality, the Biological Monitoring Working Party index adapted to Colombia (BMWP/Col), Andean Biotic Index (ABI), and the Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) index were applied. Additionally, the Simpson Index (D) and the Shannon Index (H') were calculated to assess macroinvertebrate abundance and diversity. A Spearman correlation was performed between D and H' and the physicochemical parameters to determine how environmental quality affects biodiversity. Finally, a principal component analysis (PCA) was conducted to identify how environmental factors at each station influence the composition and distribution of biological communities. Overall, water quality across the 10 sampling points ranged from good to acceptable according to the BMWP and ABI indices, which showed consistent results. However, the EPT index, however, presented discrepancies, classifying the water quality as poor to moderate. The Spearman correlation and PCA further highlighted differences in macroinvertebrate sensitivity depending on habitat conditions.

**Keywords:** High Andean ecosystem, ABI index, BMWP/Col index, EPT index, Macroinvertebrates.



**Copyright:** 2025 derechos otorgados por los autores a NovasinerGía.

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia de Creative Commons Attribution (CC BY NC).

(<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introducción

Los ecosistemas altoandinos funcionan como esponjas naturales, capturando y almacenando agua, lo que los convierte en fuentes esenciales para los acuíferos y ríos [1]. Sin embargo, la calidad del agua en estos sistemas ha sido significativamente afectada por actividades antropogénicas [2], y a pesar de su reconocida importancia, persiste un limitado entendimiento sobre las repercusiones de esta degradación en la calidad del agua y en las comunidades biológicas [3]. Los macroinvertebrados se utilizan con frecuencia como indicadores de calidad del agua, debido a que son sensibles a la contaminación y a los cambios en su entorno, estos presentan diversa tolerancia a la contaminación, lo cual conlleva a una respuesta particular según la especie. Su diversidad y distribución están directamente influenciadas por la calidad del agua, lo que los convierte en bioindicadores confiables [4].

La presencia o ausencia de estos organismos en ecosistemas de agua dulce está determinada por diversos factores como pH, temperatura, oxígeno disuelto, y características hidrológicas [5]. El monitoreo de macroinvertebrados es una herramienta fundamental en el estudio de los ecosistemas acuáticos, porque permite detectar tanto los efectos de presiones naturales como antrópicas en su hábitat, y proporciona una base sólida para proponer acciones de conservación orientadas a la preservación y restauración de estos ecosistemas [6]. En ecosistemas altoandinos del Ecuador se ha tenido avances en su estudio, mediante la creación de índices adaptados a condiciones locales [7]. Sin embargo, persisten vacíos en la identificación taxonómica de macroinvertebrados y en el estudio de su biología (desarrollo, reproducción y crecimiento) en altitudes superiores a los 4 000 m s. n. m., lo que abre oportunidades para investigaciones futuras [8].

La Constitución de la República del Ecuador, considera el agua como un bien estratégico de uso público y un derecho humano fundamental [9], bajo este sentir, existen algunas experiencias meritorias de comunidades campesinas, donde se están implementando medidas dirigidas a garantizar la gestión sostenible del páramo, con el objetivo de asegurar el acceso continuo del recurso hídrico para las futuras generaciones [10]. Una experiencia notable fue la Declaratoria del Área de Protección Hídrica Quinllunga (APHQ), provincia de Bolívar, en el año 2021, donde las comunidades y los gobernantes locales, asumieron la responsabilidad de conservar y administrar esta zona de interés, en beneficio común, reconociéndola como un recurso social de uso compartido.

La obtención legal de la declaratoria implica la obligación de cumplir con el monitoreo de calidad de agua establecido en su Plan de Manejo Ambiental (PMA) [11]. Los altos costos han limitado la frecuencia de los monitoreos, lo que ha llevado a evaluar la calidad del agua con un único muestreo en toda la zona, el cual no refleja adecuadamente sus características; por ello, es importante considerar técnicas como el uso de macroinvertebrados, más accesibles económicamente y representativas de las condiciones espaciales.

Bajo los antecedentes antes descritos, la presente investigación busca evaluar la calidad del agua en el APHQ utilizando macroinvertebrados como bioindicadores, mediante la comparación de los índices: Biological Monitoring Working Party adaptado para Colombia

(BMWP/Col), Índice Biológico Andino (ABI) e índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT).

## 2. Metodología

### 2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en el APHQ, situada en la parroquia rural de San Simón del Cantón de Guaranda, en los andes centrales ecuatorianos como se muestra en la Figura 1. En el año 2021 se declara, área de protección a 566.58 ha de páramo, que tienen un rango altitudinal entre 3500 m.s.n.m. a 4200 m.s.n.m. Su principal curso de agua es el río Diablo Sacha, perteneciente a la microcuenca del río San Lorenzo, subcuenca del río Yaguachi, que desemboca finalmente en la cuenca del río Guayas. Los meses de enero a julio son los más lluviosos con rangos de precipitación que oscilan entre 500 mm hasta 1250 mm [12]. El APHQ es un ecosistema herbazal de páramo caracterizado por sus pajonales, con remanentes de arbustal siempreverde de páramo [11].

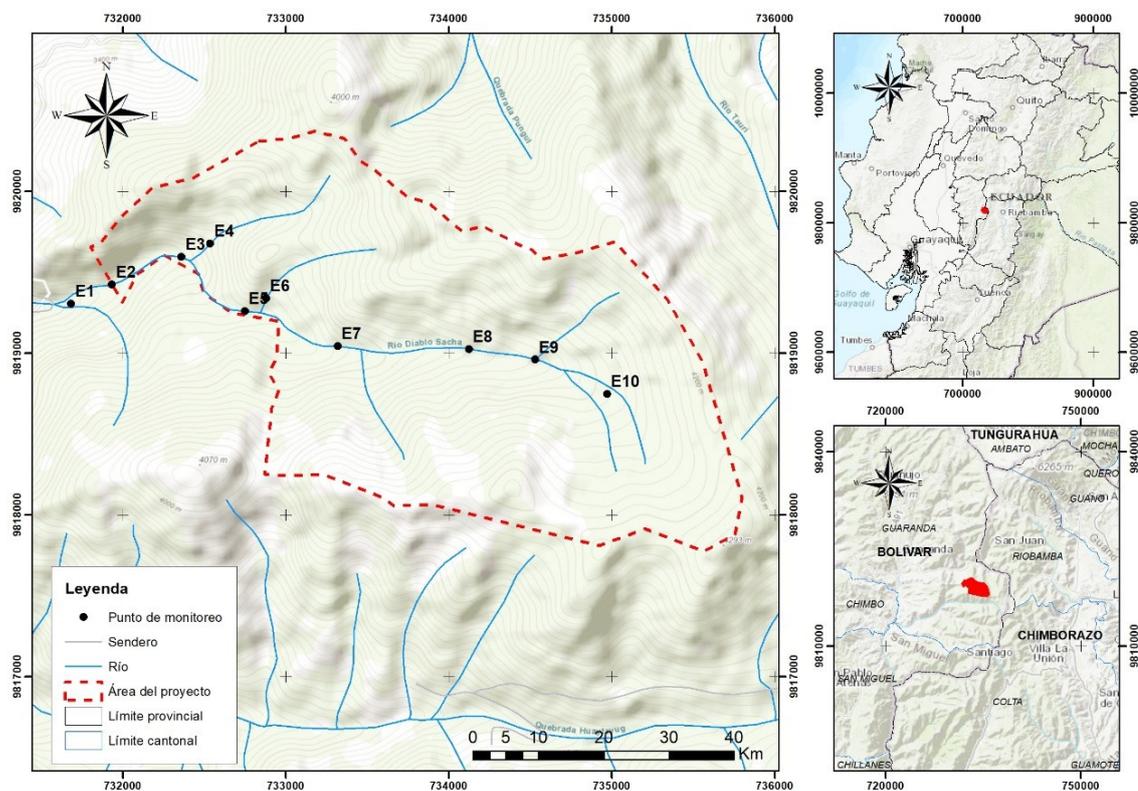


Figura 1. Mapa de ubicación de los puntos de monitoreo en el Río Diablo Sacha, APHQ

### 2.2. Muestreo in situ

El muestreo in situ se realizó en el río Diablo Sacha, se utilizó el software QGIS para distribuir homogéneamente las estaciones en diferentes altitudes, como se muestra en la Figura 1. Se consideró que los puntos a bajas altitudes podrían estar más expuestos a la influencia humana. Posteriormente, se efectuó una visita de campo para verificar que estas estaciones fueran accesibles y representativas. Las estaciones están distribuidas entre los 3352 m.s.n.m (E1) a los 4100 m.s.n.m (E10), cada una de ellas está separada

aproximadamente por 2 km de distancia. Se realizaron tres campañas de monitoreo durante los meses de agosto 2023 a enero 2024, que corresponde a la época seca (agosto 2023), época de transición (octubre 2023) y época lluviosa (enero 2024), es importante destacar el elevado esfuerzo de monitoreo involucrado en el estudio, el cual requirió cerca de 9 horas de caminata para recorrer completamente el área por cada salida de campo, subrayando así el compromiso y la exhaustividad del proceso de recolección de datos. En las campañas de muestreo fueron medidos los parámetros fisicoquímicos del agua, se recolectaron especies de macroinvertebrados y, finalmente, se determinó la calidad del agua a través de la identificación de macroinvertebrados.

### 2.2.1. Medición los parámetros fisicoquímicos del agua

Con el objetivo de comprender la dinámica del ecosistema acuático, se llevaron a cabo mediciones de parámetros fisicoquímicos in situ. Utilizando un medidor digital multiparamétrico (SX751, ICHEMING, Shanghai, China), se registraron la temperatura T (°C), el oxígeno disuelto OD (%), la conductividad eléctrica CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y la presión atmosférica PA (mmHg) del agua. Asimismo, se determinó el pH utilizando el pH-metro (Pro10, YSI, Yellow Springs, Estados Unidos).

### 2.2.2. Determinación del caudal promedio

El caudal se determinó de manera indirecta a través de la medición de la velocidad del agua  $V$  (m/s) a diferentes profundidades  $P$  (m) con un molinete universal (OSSB1, KISTERS, Düsseldorf, Alemania). Para determinar el caudal promedio  $Q$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) en cada estación, se registró el ancho  $A$  (m) del río en intervalos de 30 cm. Estas mediciones se realizaron en cada una de las estaciones, subdividiendo el tramo según el ancho. La  $P$  se midió en cada subdivisión con un molinete graduado. La  $V$  se calculó en función de  $P$  de la siguiente manera: cuando  $P \leq 0.5$  m, se tomó la medida al  $0.60 P$ ; cuando  $0.5 \text{ m} \leq P \leq 1.2$  m, se midió en dos puntos correspondientes al  $0.20 P$  y  $0.80 P$ , y finalmente, si  $1.2 \text{ m} \leq P \leq 1.7$  m, la medición se realizó en tres puntos correspondientes al  $0.20 P$ ,  $0.60 P$  y  $0.80 P$ . Cuando había más de dos puntos de medición, se calculó el promedio de la velocidad para cada área. Consecuentemente, el caudal promedio en cada una de las estaciones se obtuvo mediante la ecuación 1.

$$Q = \sum_{i=1}^n A_i \cdot V_i \quad \text{Ec.1}$$

Donde:

$Q$  = Caudal promedio del agua, en  $\text{m}^3/\text{s}$ .

$A_i$  = Área  $i$ -énésima de la sección transversal, en  $\text{m}^2$ .

$V_i$  = Velocidad media  $i$ -énésima del agua, en  $\text{m}/\text{s}$ .

### 2.2.3. *Recolección de macroinvertebrados*

En la fase de campo, dada la heterogeneidad de hábitats identificados, se utilizaron dos diferentes mecanismos de muestreo para la recolección de macroinvertebrados: 1) Para fondos uniformes y de corriente moderada, se utilizó la red Surber, que tiene una estructura de malla cuadrada de 3m x 3m. La muestra fue recolectada con una técnica denominada "de patada" para lo cual se posicionó la red contra la corriente y se realizó la acción de patear el sustrato circundante, con la finalidad de liberar a los especímenes ocultos en el sedimento, los cuales posteriormente son arrastrados hacia la red mediante un movimiento suave del pie [13]. 2) Para puntos de muestreo caracterizados por sustratos rocosos o irregulares, donde la vegetación ribereña u otros obstáculos limitan el acceso, se utilizó la técnica "de mano", que consiste en introducir al curso de agua, la red D-net de malla de 500  $\mu$ m de 25 cm x 25 cm. El tiempo de recolección fue de dos minutos, este período ha demostrado ser suficiente para capturar una muestra representativa sin agotar recursos ni tiempo [14]. Una vez recolectadas las muestras, el contenido de las redes se trasladó a bandejas plásticas con ayuda de las manos formando un embudo para minimizar la pérdida, tanto de sustrato como de macroinvertebrados, se enjuagó las redes y su contenido fue incluido en las bandejas. Posteriormente, se procedió a la remoción de piedras, rocas, hojarasca y residuos de raíces, entre otros elementos [14]. Con ayuda de pinzas entomológicas se separaron los macroinvertebrados encontrados, que fueron depositados en frascos de 250 ml esterilizados llenados con alcohol al 96%. Finalmente, las muestras fueron etiquetadas manteniendo las cadenas de custodia y llevadas al laboratorio.

### 2.3. *Identificación taxonómica de macroinvertebrados en laboratorio*

En el laboratorio de Entomología de la ESPOCH, las muestras fueron colocadas en cajas Petri, y cada uno de los especímenes fue visualizado individualmente a través del estereomicroscopio (NIKON, SMZ-800N, Tokio, Japón) y el software de análisis de imágenes (MShot Images Analysis System, Guangzhou, China). Para la identificación taxonómica de las familias, se emplearon claves dicotómicas adaptadas a ecosistemas comparables [14; 15; 16].

### 2.4. *Indicadores de la salud ecosistémica*

La salud ecosistémica puede considerarse como un proceso de interacciones complejas entre los componentes bióticos y abióticos de un ecosistema, vista como el equilibrio entre ambos, para preservar la biodiversidad, la productividad, la estabilidad y la resiliencia frente a cambios o disturbios. Para su evaluación se utilizan el índice de abundancia D y el índice de diversidad  $H'$  y, finalmente, la calidad de agua de río mediante la identificación de macroinvertebrados bentónicos (BMWP/Col, ABI y EPT).

#### 2.4.1. *Índice de índice de diversidad (Simpson) e índice de abundancia (Shannon)*

La ecuación 2 muestra el índice de Shannon  $H'$  que cuantifica la diversidad y equitatividad de las familias presentes, es decir, considera tanto la cantidad de familias como la uniformidad en la distribución de individuos entre esas familias [17].

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \times \log(p_i) \quad \text{Ec.2}$$

Donde:

$H'$  = índice de Shannon

$s$  = número total de familias

$p_i$  = proporción de individuos que pertenecen a la familia  $i$

Log = logaritmo natural (base  $e$ )

La ecuación 3 conocida como el índice de Simpson  $D$  considera dominancia de familias en un ecosistema, es decir, está influenciado por aquellas que tienen una gran proporción de individuos en comparación con las demás familias [17].

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad \text{Ec.3}$$

Donde:

$D$  = índice de Simpson

$s$  = número total de familias

$p_i$  = proporción de individuos que pertenecen a la familia  $i$

#### 2.4.2. Índice de la calidad de agua de río

Para evaluar la calidad del agua utilizando macroinvertebrados, se aplicaron tres índices bióticos: BMWP/Col, el cual es ampliamente utilizado en estudios sudamericanos, incluido Ecuador por su similitud territorial [18; 19]; ABI aplicado en ríos altoandinos que sobrepasan los 2000 m.s.n.m, debido a restricciones como temperatura, gradiente altitudinal y nivel de tolerancia, este índice abarca un menor número de familias para su aplicación [20] y; EPT, que ha sido adaptado en diversos estudios para evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos, reflejando su amplia aplicación y su relevancia en la limnología y ecología acuática [21].

BMWP/Col asigna a cada taxón de macroinvertebrados una puntuación entre 1 a 10, reflejando su sensibilidad a la degradación ambiental, en este sentido, taxones tolerantes a altos niveles de contaminación obtienen puntuaciones bajas, y, aquellos que requieren aguas limpias reciben puntuaciones altas. La suma total de estas puntuaciones determina la calidad del agua [22]. El ABI se fundamenta en el mismo principio de tolerancia a la contaminación que BMWP/Col, sin embargo, se ajusta para reflejar las condiciones particulares del ecosistema altoandino, limitando su evaluación a los taxones de este ambiente en específico [22]. Por otro lado, el índice EPT fue calculado sumando el número de taxas de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera presentes en la muestra, a través del siguiente criterio, cuanto mayor sea el número de taxa de EPT, mayor será la calidad del agua, ya que estas especies son generalmente más sensibles a la contaminación y se

encuentran en aguas más limpias. Su cálculo se realizó dividiendo el número de individuos de los órdenes EPT por el número total de individuos colectados y se multiplica por 100 [18]. La Tabla 1 muestra la clasificación de los índices BMWP/Col, ABI y ETP, según los criterios de valoración utilizados para determinar la calidad del agua en función de indicadores biológicos.

Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua basada en los índices BMWP/Col, ABI y ETP

BMWP/Col		ABI		ETP	
Rango	Calidad	Rango	Calidad	Rango	Calidad
Mayor a 100	Buena	Mayor a 96	Muy Buena	De 75 a 100%	Muy Buena
De 61 a 100	Aceptable	De 59 a 96	Buena	De 51 a 74%	Buena
De 36 a 60	Dudosa	de 36 a 58	Moderada	De 25 a 50%	Regular
De 16 a 35	Crítica	Menor a 35	Mala	Menor a 24	Mala
Menor a 15	Muy Crítica				

Fuente: Índice BMWP/Col basado en [22]; Índice ABI según [20]; Índice ETP basado en [18].

### 3. Resultados

Los resultados mostrados en la fase de campo (análisis fisicoquímico), laboratorio (identificación de macroinvertebrados), y análisis de datos (Índice de Simpson, Índice de Shannon, BMWP/Col, ABI y ETP), vienen descritos de manera individual y, posteriormente, se analizan de manera conjunta mediante una correlación, y finalmente las variables más importantes son analizadas mediante un ACP, con la finalidad de conocer cuáles son los componentes que mejor explican la variabilidad de las condiciones del río.

#### 3.1. Parámetros fisicoquímicos e índices de diversidad de especies

Las condiciones fisicoquímicas del río se vinculan con la salud biológica de los macroinvertebrados, al existir factores de estrés, los especímenes, según su nivel de tolerancia pueden responder con cambios en su distribución y abundancia, de esta forma las especies sensibles pueden disminuir o desaparecer, mientras que las especies más tolerantes pueden volverse dominantes [5]. En este sentido, la Tabla 3, presenta de manera detallada los valores obtenidos durante el análisis de estos parámetros. En relación con la salud biológica de los macroinvertebrados, se identificaron diferencias significativas en los índices de diversidad entre las estaciones de muestreo. Las estaciones E6 y E10 registraron los valores más bajos de diversidad, con  $H'$  de 1.52 y 1.41, y  $D$  de 0.65 y 0.62, respectivamente. En contraste, las estaciones E2 a E5 presentaron una diversidad moderada, con valores de  $H'$  que oscilaron entre 1.61 y 1.80, y valores de  $D$  entre 0.69 y 0.73. Por último, las estaciones E1, E7, E8 y E9 destacaron por sus altos niveles de diversidad biológica, con índices de  $H'$  superiores a 2.0 y valores de  $D$  superiores a 0.87, como se detalla en la Tabla 2.

Por otro lado, la Tabla 3 muestra los resultados de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en la zona de estudio. La  $V$  es relativamente baja, oscila en un rango de 0.10 m/s a 0.30 m/s. El río es poco profundo variando entre 0.10 m y 0.40 m. Los caudales son afectados por la altitud (ALT), vegetación circundante y temporada de muestreo, lo cual refleja diferencias

entre las 10 estaciones de monitoreo, con valores que van entre 0.10 m<sup>3</sup>/s y 0.13 m<sup>3</sup>/s. En cuanto a la temperatura del agua, esta se encuentra influenciada por la ALT, exposición a luz solar y vegetación ribereña, presentando un rango de variación entre 7.90 ± 0.78 °C y 9.90 ± 0.85 °C. El promedio de la presión atmosférica es relativamente alto, de 501 mmHg. El pH está entre 8.07 ± 0.37 y 8.84 ± 0.37 lo que indica que el agua tiende a ser ligeramente alcalina. La CE se sitúa entre 103 ± 2.70 µS/cm y 161 ± 9.81 µS/cm debido a factores ambientales y antropogénicos del sitio, el TDS tiene un promedio de 88.6 ± 27.52 mg/L. El agua está muy bien oxigenada, el promedio de la saturación de oxígeno es del 97 ± 2.54 %.

Tabla 2. Indicadores de diversidad y calidad del agua en las estaciones de muestreo

<b>Estación</b>	<b>H'</b>	<b>D</b>	<b>EPT</b>	<b>ABI</b>	<b>BMWP/Col</b>
<b>E1</b>	2	0.81	24.31	67	75
<b>E2</b>	1.76	0.72	18.78	8	90
<b>E3</b>	1.61	0.69	20.96	80	88
<b>E4</b>	1.8	0.73	14.51	82	87
<b>E5</b>	1.63	0.70	9.83	68	80
<b>E6</b>	1.52	0.65	11.2	69	73
<b>E7</b>	2.39	0.87	27.06	83	98
<b>E8</b>	2.43	0.89	53.53	97	110
<b>E9</b>	2.31	0.87	39.39	82	88
<b>E10</b>	1.41	0.62	26.51	43	47

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos registrados en las estaciones de muestreo

Estación	ALT	V (m/s)	P (m)	A (m)	Q (m <sup>3</sup> /s)	PA (mmHg)	pH	CE (µS/cm)	T (°C)	OD (%)	OD (ppm)	TDS (mg/L)
<b>E1</b>	3 352	0.20	0.20	3.32	0.13	510.80	8.07 <b>SD: 0.37</b>	140 <b>SD: 0.58</b>	9.90 <b>SD: 0.72</b>	96 <b>SD: 2.00</b>	7.10 <b>SD: 0.08</b>	100 <b>SD: 21.58</b>
<b>E2</b>	3 400	0.10	0.40	2.30	0.09	507.90	8.24 <b>SD: 0.37</b>	139 <b>SD: 7.51</b>	9.40 <b>SD: 0.83</b>	94 <b>SD: 1.00</b>	6.90 <b>SD: 0.16</b>	152 <b>SD: 2.08</b>
<b>E3</b>	3 500	0.10	0.35	3.10	0.11	506.90	8.84 <b>SD: 0.37</b>	161 <b>SD: 9.81</b>	9.30 <b>SD: 0.77</b>	93 <b>SD: 0.00</b>	6.90 <b>SD: 0.06</b>	107 <b>SD: 23.35</b>
<b>E4</b>	3 560	0.10	0.10	0.96	0.01	507.90	8.34 <b>SD: 0.37</b>	137 <b>SD: 5.09</b>	9.40 <b>SD: 0.75</b>	94 <b>SD: 1.00</b>	6.90 <b>SD: 0.08</b>	84 <b>SD: 15.12</b>
<b>E5</b>	3 640	0.10	0.40	2.79	0.11	510.80	8.45 <b>SD: 0.04</b>	132 <b>SD: 8.87</b>	9.90 <b>SD: 0.85</b>	98 <b>SD: 1.00</b>	7.10 <b>SD: 0.05</b>	94 <b>SD: 16.20</b>
<b>E6</b>	3 680	0.20	0.10	1.10	0.02	494.25	8.65 <b>SD: 0.30</b>	135 <b>SD: 9.92</b>	7.94 <b>SD: 0.82</b>	98 <b>SD: 1.73</b>	7.50 <b>SD: 0.06</b>	75 <b>SD: 15.09</b>
<b>E7</b>	3 800	0.20	0.25	2.10	0.11	494.25	8.79 <b>SD: 0.01</b>	128 <b>SD: 9.81</b>	7.90 <b>SD: 0.78</b>	99 <b>SD: 2.65</b>	7.60 <b>SD: 0.11</b>	85 <b>SD: 16.66</b>
<b>E8</b>	3 900	0.20	0.20	1.53	0.06	488.90	8.75 <b>SD: 0.21</b>	6.32 <b>SD: 8.48</b>	8.20 <b>SD: 0.72</b>	100 <b>SD: 0,00</b>	7.50 <b>SD: 0.02</b>	70 <b>SD: 16.93</b>
<b>E9</b>	3 940	0.20	0.20	1.40	0.06	486.20	8.13 <b>SD: 0.06</b>	103 <b>SD: 2.70</b>	8.50 <b>SD: 0.81</b>	99 <b>SD: 3.21</b>	7.40 <b>SD: 0.08</b>	55 <b>SD: 15.55</b>
<b>E10</b>	4 100	0.30	0.26	1.20	0.09	480.00	8.61 <b>SD: 0.27</b>	135 <b>SD: 6.74</b>	8.28 <b>SD: 0.83</b>	99 <b>SD: 0.58</b>	7.30 <b>SD: 0.06</b>	64 <b>SD: 14.06</b>

### 3.2. Especies de macroinvertebrados identificados

La Figura 2, presenta la distribución porcentual de los órdenes de macroinvertebrados acuáticos en las estaciones de muestreo a lo largo del río Diablo Sacha. En total, se registraron y clasificaron 7654 individuos, los cuales pertenecen a 34 familias distribuidas en 10 grupos taxonómicos distintos. Cada barra del gráfico representa la composición de la comunidad de organismos en una estación de muestreo específica, cada uno de los colores indican, la contribución de cada grupo taxonómico a la abundancia total. En orden de abundancia los grupos más representativos son Trichoptera y Diptera; seguidos de Ephemeroptera, Coleoptera y Amphipoda; y finalmente Tricladida, Pleclóptera, Hydracarina, Verenoida y Haplotaxida.

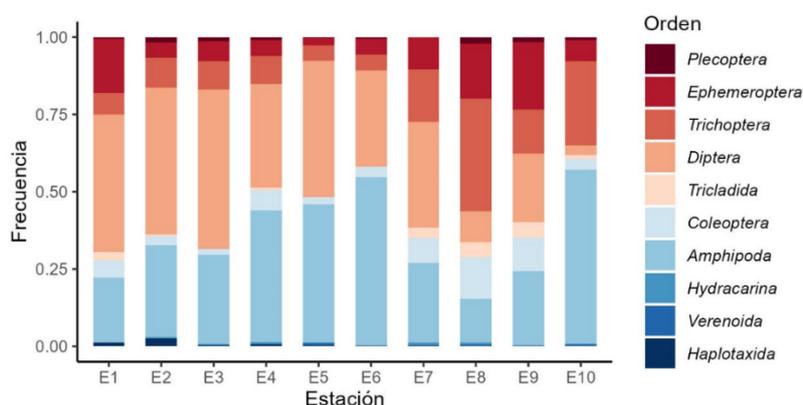


Figura 2. Composición porcentual de órdenes de macroinvertebrados acuáticos en las estaciones de muestreo.

### 3.3. Índices de calidad de agua

En la Figura 3-a), se puede observar que las estaciones E1, E2, E3, E4, E5, E6, E7 y E9 tienen valores de BMWP/Col que oscilan entre 73 y 98, y se ubican dentro del rango de "Calidad aceptable"; adicionalmente la estación E8 muestra un valor significativamente más alto de 110, clasificado como "Calidad buena", esto indica una mejor calidad del agua en comparación con las otras; y por el contrario, la estación E10 muestra el valor más bajo del índice BMWP/Col, con un valor de 47, clasificado como "Calidad dudosa".

En la Figura 3-b), se presenta la interpretación del índice ABI, según el cual la calidad del agua es calificada como "Buena" en la mayoría de las estaciones (E1, E2, E3, E4, E5, E6, E7, E9), comportándose de manera similar al índice BMWP/Col. La estación E8 destaca con una "Calidad muy buena", alcanzando un valor de 97, mientras que la estación E10, con un valor de 43, se clasifica como de "Calidad moderada".

En la Figura 3-c), las estaciones E1:E6 registran valores del Índice EPT que indican una calidad del agua "Mala", reflejando una menor presencia de órdenes sensibles a la contaminación como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera. En contraste, las estaciones E7, E9 y E10 exhiben valores del Índice EPT que corresponden a una calidad del agua "Regular", mientras que la estación E8 presenta una calidad "Buena". Esto implica una proporción relativamente más alta de órdenes sensibles a la contaminación en estas últimas estaciones.

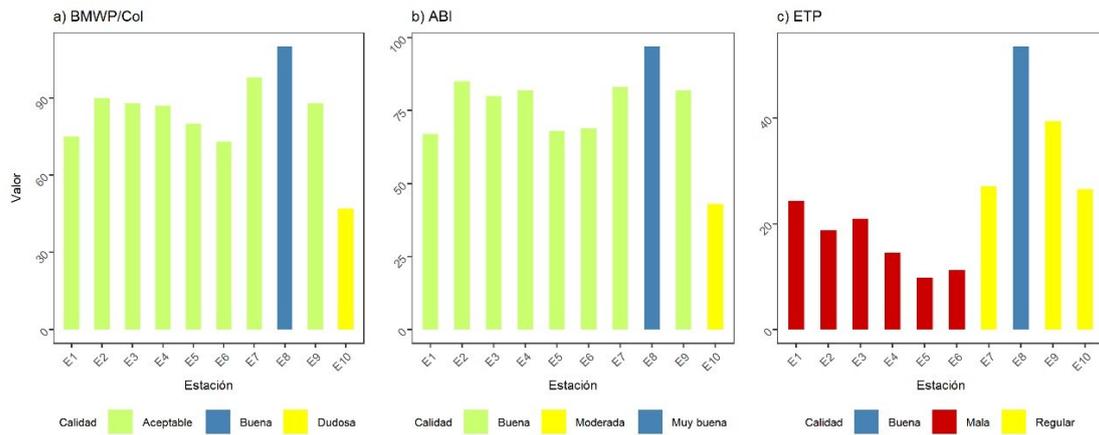


Figura 3. Evaluación de la calidad de agua mediante a) índice BMWP/Col, b) índice ABI y c) índice ETP.

### 3.4. Análisis de correlación de Spearman

La Figura 4 presenta la correlación de Spearman entre variables fisicoquímicas, índices de calidad de agua, y los índices de abundancia y diversidad de macroinvertebrados. El análisis muestra una fuerte correlación entre las características hidromorfológicas representadas por V, A, P y Q. Asimismo, los parámetros fisicoquímicos, como el OD (%) y el OD (ppm), están altamente correlacionados con T, PA y ALT en las estaciones. Los índices de calidad de agua, junto con los índices de diversidad y abundancia, también presentan una correlación positiva significativa entre sí. Las demás variables exhiben correlaciones que varían de moderadas a débiles, dependiendo del caso.

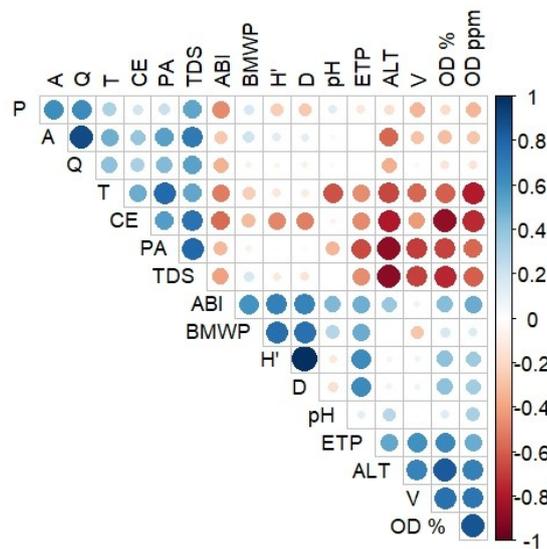


Figura 4. Correlación de Spearman entre los parámetros fisicoquímicos y los índices de diversidad.

### 3.5. Análisis de componentes principales (ACP)

Para analizar los factores que más influyen en la variabilidad de la calidad del agua del río Diablo Sacha en las 10 estaciones de monitoreo, se implementó un ACP, cuyos resultados se presentan en la Figura 5. Este análisis permitió reducir las variables originales a tres componentes principales: PC1, PC2 y PC3, que explican el 39.36%, 25.36% y 16.06% de la varianza, respectivamente. En conjunto, estos componentes representan el 80.78% de

la varianza total de los datos. La ALT, T, OD (%) tienen las contribuciones más altas en la PC1. Tales contribuciones están fuertemente influenciadas por las condiciones ambientales que sustentan la biodiversidad única de los páramos. Los índices BMWP/Col y ABI, son los que más contribuyen al PC2, es decir, esta dimensión está influenciada por el tipo de macroinvertebrados presentes. De igual manera en lo que respecta a PC3, las variables fisicoquímicas de pH y CE tienen las contribuciones más importantes para esta dimensión.

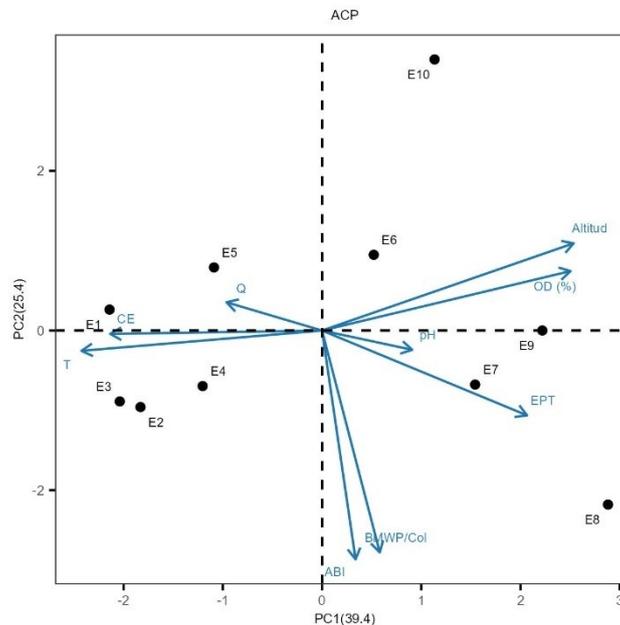


Figura 5. ACP de los parámetros fisicoquímicos e índices de calidad de agua en las estaciones monitoreadas

#### 4. Discusión

La evaluación de la calidad del agua en el ecosistema altoandino del APHQ, basada en los índices EPT, ABI y BMWP/Col, junto con parámetros fisicoquímicos, permitió obtener una comprensión del estado de este ecosistema acuático. Los resultados muestran las características del río Diablo Sacha, asociados a condiciones específicas del ecosistema estudiado, mediante índices validados previamente en otros estudios [23; 24].

En esta investigación, los índices de diversidad ( $H'$  y  $D$ ) y el OD mostraron una fuerte correlación positiva, como se observa en la Figura 4, lo que refuerza la relación entre una buena oxigenación y la preservación de comunidades biológicas diversas. Esto es consistente con estudios previos [25], pero, en el contexto análisis, esta relación cobra mayor relevancia en estaciones como E7, E8 y E9, donde la alta altitud y las condiciones naturales favorables parecen favorecer estas dinámicas. En contraste, la estación E10, ubicada a 4100 m.s.n.m., mostró índices de diversidad bajos, lo que puede explicarse por condiciones ambientales más extremas que limitan la riqueza específica, como sugieren [26]. Estudios en ecosistemas a alturas sobre los 4000 m.s.n.m, presentan condiciones ambientales extremas poco estudiadas. Sin embargo, estas observaciones plantean preguntas sobre si factores locales, como fuentes de contaminación puntuales, altura, radiación solar podrían estar influyendo, más allá de las limitaciones ambientales generales.

El índice EPT, ampliamente reconocido por su sensibilidad a la calidad del agua [27], es mayor en la estación E8, donde se registraron mayores abundancias de macroinvertebrados sensibles. Esta respuesta biológica es similar a lo reportado por [28], pero en el caso del APHQ, se observó una mayor variabilidad entre estaciones, posiblemente vinculada a factores específicos del sitio, como diferencias en la geología local, la estructura del hábitat, y la intensidad de las actividades humanas. Por ejemplo, las estaciones con presencia cercana de ganado mostraron índices más bajos, lo que refuerza la influencia de presiones antropogénicas sobre la calidad del agua.

La correlación entre la ALT, la T y el OD confirma patrones observados en otros ecosistemas altoandinos [29], pero este estudio aporta evidencia adicional al demostrar cómo estas variables influyen en la estructura comunitaria de macroinvertebrados. En estaciones elevadas, la mayor oxigenación beneficia a grupos como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, aunque en altitudes extremas como E10, las condiciones térmicas y la presión atmosférica podrían superar los umbrales de tolerancia de estas especies. Estos hallazgos no solo coinciden con el estudio de [30] sino que también resaltan la importancia de considerar gradientes altitudinales como un factor clave en la evaluación de calidad del agua.

En cuanto a los índices utilizados, la combinación de ABI y BMWP/Col se mostró particularmente robusta, al proporcionar evaluaciones complementarias de la calidad del agua. Aunque ambos índices han sido validados en otros ecosistemas [20], en este estudio se destacó que el ABI es especialmente útil en ecosistemas de páramo, mientras que el BMWP/Col permitió realizar comparaciones más amplias en términos de sensibilidad biológica. La correlación positiva entre estos índices y su coherencia metodológica (Figura 5) refuerza su fiabilidad como herramientas para la evaluación ambiental, aunque se requiere una evaluación más detallada de su eficacia en altitudes extremas.

Finalmente, aunque la variabilidad en el índice EPT respecto a ABI y BMWP/Col podría interpretarse como una limitación, también plantea una oportunidad para explorar factores específicos del ecosistema que afectan a los macroinvertebrados más sensibles. Este hallazgo subraya la importancia de utilizar múltiples índices en estudios de calidad del agua, especialmente en ecosistemas complejos como los altoandinos, donde la combinación de variables ambientales y presiones antropogénicas puede generar patrones únicos en la biodiversidad.

## 5. Conclusiones

Los resultados de esta investigación demuestran la eficacia de los índices bióticos y los parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua en ecosistemas altoandinos, específicamente en el Área de Protección Hídrica Quinllunga. Los índices basados en macroinvertebrados, como el BMWP/Col y el ABI, revelaron una calidad de agua que oscila entre aceptable y buena en la mayoría de las 10 estaciones estudiadas. Esta variabilidad está fuertemente influenciada por la cercanía a actividades antropogénicas, destacando el impacto que estas presiones tienen en la integridad de los ecosistemas acuáticos.

Los resultados obtenidos no solo aportan al conocimiento de la calidad del agua en ecosistemas altoandinos, sino que también proporcionan una base sólida para la gestión y

conservación de estos ecosistemas, proponiendo la integración de índices biológicos y variables ambientales como herramientas clave para monitorear y proteger estos entornos únicos frente a amenazas actuales y futuras.

La calidad del agua varió entre buena y aceptable según los índices BMWP y ABI, mientras que el índice EPT mostró discrepancias al clasificarla entre mala y regular. Esto resalta la importancia de usar múltiples índices para evaluar ecosistemas complejos como los altoandinos, donde los factores ambientales y las presiones antropogénicas generan patrones únicos en la diversidad de macroinvertebrados.

## Contribuciones de los autores

Conceptualización, C.M.L.-A. y M.F.R.-V.; metodología, C.M.L.-A. y S.B.B.-D.; software, C.M.L.-A.; validación, S.B.B.-D. y M.F.R.-V.; análisis formal, C.M.L.-A. y C.G.C.-S.; investigación, C.M.L.-A., C.G.C.-S. y E.P.V.-T.; recursos, M.F.R.-V.; curación de datos, L.F.S.-P.; redacción—preparación del borrador original, C.M.L.-A., C.G.C.-S. y E.P.V.-T.; redacción—revisión y edición, S.B.B.-D, C.M.L.-A. y M.F.R.-V.; visualización, C.M.L.-A. y C.G.C.-S.; supervisión, C.M.L.-A. y S.B.B.-D; administración del proyecto, M.F.R.-V.; adquisición de financiamiento, M.F.R.-V. Todos los autores han leído y aprobado la versión publicada del manuscrito.

## Conflicto de Interés

Los autores manifiestan que no existe ningún tipo de conflicto de interés, ya sea, financiero, personal o académico, que pueda influir en los resultados y conclusiones de este estudio.

## Declaración sobre el uso de Inteligencia Artificial Generativa

En la preparación de este artículo, se utilizó la herramienta IA Scientific Writing para corrección gramatical. Todo el contenido fue revisado y aprobado por los autores.

## Referencias

- [1] M. Mosquera et al., "Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use," *Sci. Total Environ.*, vol. 804, 2022, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150112>.
- [2] D. Rey, I. Domínguez, y E. Oviedo, "Effect of agricultural activities on surface water quality from páramo ecosystems," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 29, no. 55, pp. 83169–83190, 2022, doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21709-6>.
- [3] G. Mosquera et al., "Frontiers in páramo water resources research: A multidisciplinary assessment," *Sci. Total Environ.*, vol. 892, p. 164373, 2023, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164373>.
- [4] G. Sotomayor, H. Hampel, R. F. Vázquez, M. A. E. Forio, y P. L. M. Goethals, "Implications of macroinvertebrate taxonomic resolution for freshwater assessments using functional traits: The Paute River Basin (Ecuador) case," *Divers. Distrib.*, vol. 28, no. 8, pp. 1735–1747, 2021, doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.13418>.

- [5] F. Quesada, G. Umaña, M. Springer, y J. Picado, "Variación estacional y características fisicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical". *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), pp. 54–67, 2020, <https://doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44332>
- [6] F. Correa et al., "Comparison of sampling methods for benthic macroinvertebrates in forested wetlands," *Ecol. Indic.*, vol. 125, p. 107551, 2021, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107551>.
- [7] R. Acosta, H. Hampel, H. González, P. Mosquera, G. Sotomayor y X. Galarza, "Protocolo de evaluación de la calidad biológica de los ríos de la región austral del Ecuador," ETAPA EP, SENAGUA - DHS, Univ. de Cuenca, Programa PROMETEO SENESCYT, 2014. [En línea]. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/321181495\\_Protocolo\\_de\\_Evaluacion\\_de\\_la\\_Integridad\\_Ecologica\\_de\\_los\\_Rios\\_de\\_la\\_Region\\_Austral\\_del\\_Ecuador](https://www.researchgate.net/publication/321181495_Protocolo_de_Evaluacion_de_la_Integridad_Ecologica_de_los_Rios_de_la_Region_Austral_del_Ecuador)
- [8] P. Coayla, A. Chenux, C. Moreno, C. Cruz, E. Colque y C. Damboreana, "Benthic macroinvertebrate communities and water quality assessment in high Andean wetlands Callali-Oscollo, Arequipa-Cusco, Peru," *Rev. Mex. Biodivers.*, vol. 94, 2023, doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2023.94.4206>.
- [9] Asamblea Nacional Constituyente de Ecuador, "Constitución de la República del Ecuador," Registro Oficial No. 449, 20 de octubre de 2008, reformada el 30 de mayo de 2024.
- [10] MAATE, Plan de acción nacional para la conservación, restauración y uso sostenible de páramos, 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.ambiente.gob.ec/>
- [11] MAATE, Resolución MAATE-DZ5-DAPH-QSSG-2021-001-R: Declaratoria del Área de Protección Hídrica Quinllunga, San Simón, 2021. Disponible en: <https://www.ambiente.gob.ec/>
- [12] GADIAPSS, Plan de desarrollo y ordenamiento territorial 2021-2023," Gobierno Autónomo Descentralizado de la Parroquia San Simón, 2021. [En línea]. Disponible en: <https://www.sansimon.gob.ec/wp-content/uploads/2023/03/PDOT-2021-2023.pdf>
- [13] K. Banda, V. Ngwenya, M. Mulema, I. Chomba, M. Chomba y I. Nyambe, "Influence of water quality on benthic macroinvertebrates in a groundwater-dependent wetland," *Front. Water*, vol. 5, p. 1177724, 2023, doi: <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1177724>.
- [14] H. González, E. Crespo, R. Acosta, y H. Hampel, *Guía rápida para la identificación de macroinvertebrados de los ríos altoandinos del cantón Cuenca*, 2019.
- [15] G. Roldán, "Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquía," *COLCIENCIAS*, 1996. [En línea]. Disponible en: <https://www.cervantesvirtual.com/obras/materia/roldan-perez-gabriel-guia-para-el-estudio-de-los-macroinvertebrados-acuaticos-del-departamento-de-antioquia-critica-e-interpretacion-resenas-resenas-de-libros-43766>
- [16] J. M. Walteros-Rodríguez, *Fichas rápidas para la identificación de macroinvertebrados acuáticos*, 2018. [En línea]. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/326188106\\_Fichas\\_rapidas\\_para\\_la\\_identificacion\\_de\\_macroinvertebrados\\_acuaticos](https://www.researchgate.net/publication/326188106_Fichas_rapidas_para_la_identificacion_de_macroinvertebrados_acuaticos)
- [17] C. J. Keylock, "Simpson diversity and the Shannon–Wiener index as special cases of a generalized entropy," *Oikos*, vol. 109, no. 1, pp. 203–207, 2005, doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13735.x>.
- [18] A. Forero, G. Reinoso, y C. Gutiérrez, "Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos," *Caldasia*, vol. 35, no. 2, pp. 371–387, 2013. [En línea]. Disponible en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/41208>
- [19] T. Vargas et al., "Ecological river water quality based on macroinvertebrates present in the Ecuadorian Amazon," *Sustainability*, vol. 15, no. 7, p. 5790, 2023, doi: <https://doi.org/10.3390/su15075790/s1>.
- [20] B. Ríos, R. Acosta, y N. Prat, "The Andean Biotic Index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation," *Rev. Biol. Trop.*, vol. 62, pp. 249–

- 273, 2014. [En línea]. Disponible en: [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442014000600017](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600017)
- [21] I. C. P. Andrade, T. K. Krolow, R. Boldrini, y F. M. Pelicice, "Diversity of EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) along streams fragmented by waterfalls in the Brazilian savanna," *Neotrop. Entomol.*, vol. 49, no. 2, pp. 203–212, 2020, doi: <https://doi.org/10.1007/s13744-019-00751-z>.
- [22] G. Roldán, "Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica," *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exactas Fis. Nat.*, vol. 40, no. 155, pp. 254–274, 2016, doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>.
- [23] C. Nieto, D. A. Dos Santos, A. E. Izquierdo, J. S. Rodríguez, y H. R. Grau, "Modelling beta diversity of aquatic macroinvertebrates in High Andean wetlands," *J. Limnol.*, vol. 76, no. 3, pp. 555–570, 2017, doi: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1600>.
- [24] A. M. Studholme, L. F. Hipo León, A. C. Ríos Rivera, y C. Recalde, "Altitudinal and temporal variability of four macroinvertebrate communities in Andean streams, Sangay National Park, Ecuador," *Entomotrópica*, vol. 29, no. 3, pp. 149–158, 2014. [En línea]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5034612>
- [25] S. Sundaray, "An experimental study on impacts of temperature and salinity on dissolved oxygen in water: Correlation and regression technique," *Environ. Sci. Indian J.*, vol. 7, no. 3, 2012. [En línea]. Disponible en: <https://www.tsijournals.com/abstract/an-experimental-study-on-impacts-of-temperature-and-salinity-on-dissolved-oxygen-in-water-correlation-and-regression-tec-2423.html>
- [26] S. Magnussen y T. J. B. Boyle, "Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and the Simpson indices of species diversity," *For. Ecol. Manag.*, vol. 78, no. 1–3, pp. 71–84, 1995, doi: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03596-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03596-1).
- [27] M. Buenaño, C. Vásquez, H. Zurita-Vásquez, G. Parra, y R. Pérez, "Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador," *Intropica*, vol. 13, no. 1, pp. 41–49, 2018, doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2405>.
- [28] J. Giacometti y F. Bersosa, "Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi," *Boletín Técnico, Serie Zoológica*, vol. 6, no. 2, pp. 17-32, 2006. [En línea]. Disponible en: <https://journal.espe.edu.ec/ojs/index.php/revista-serie-zoologica/article/view/1394>
- [29] P. Mena et al., *Los páramos del Ecuador: Pasado, presente y futuro*, USFQ PRESS, 2023, doi: <https://doi.org/10.18272/usfqpress.71>.
- [30] D. Vimos-Lojano, H. Hampel, R. F. Vázquez, y F. Martínez-Capel, "Community structure and functional feeding groups of macroinvertebrates in pristine Andean streams under different vegetation cover," *Ecohydrol. Hydrobiol.*, vol. 20, no. 3, pp. 357–368, 2020, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.04.004>.