



UNIVERSIDAD PERUANA  
**CAYETANO HEREDIA**

FACULTAD DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**Influencia del retroceso glaciar en la composición y la funcionalidad de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los tributarios del río Santa en la Cordillera Blanca (Áncash)**

Tesis para optar el Título Profesional de Licenciado en Biología

**Autor**

Vanessa Stefanny Arevalo Seijas

**Asesor**

Dr. Raul Augusto Loayza Muro

**Lima, Perú**

**2025**

**Jurado calificador**

**Presidente:** Dr. Felipe Carlos Yon Torres

**Vocal:** Dr. Carlos Emilio Carrasco Badajoz

**Secretario:** MSc. Jerry Omar Arana Maestre



UNIVERSIDAD PERUANA  
CAYETANO HEREDIA

## DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	AREVALO SEIJAS VANESSA STEFANNY

Pertenecientes al programa de la **CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA**, autores del trabajo titulado: **Influencia del retroceso glaciar en la composición y la funcionalidad de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los tributarios del río Santa en la Cordillera Blanca (Áncash)**, el cual ha sido elaborado, sustentado y aprobado, según corresponda, para optar por el **TÍTULO PROFESIONAL DE LICENCIADO EN BIOLOGÍA** bajo la modalidad de **TESIS**.

En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES DEL DOCENTE	FACULTAD	NIVEL DE ASESORÍA
1.	LOAYZA MURO RAUL AUGUSTO	FACI	ASESOR

Declaramos que el contenido del presente documento es original y que las citas y referencias a otros autores cumplen con las normas académicas establecidas. En ese sentido, hacemos constar que:

- El documento presenta un porcentaje de similitud de **12%**, según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **3434667553**; fecha de entrega: **05/12/2025**).
- Tras una revisión detallada del reporte y del contenido del trabajo en cuestión, no se han identificado indicios de plagio.
- Se certifica que el documento respeta los principios de integridad académica y cumple con los requisitos institucionales de originalidad.

Lugar y fecha: **Lima, 05 de diciembre de 2025**

Firma del asesor

N° DNI: 10149687

ORCID: 0000-0002-1312-311X

*Para mis padres*

## Agradecimientos

A mis padres, a Renzo y a Sassy, por su apoyo incondicional, paciencia y cariño en cada etapa de este proceso.

A mis compañeros del Laboratorio de Ecotoxicología, por los buenos deseos, las risas compartidas y por hacer de ese espacio una segunda casa.

A Fiorella y David, por hacer posible este trabajo desde las salidas de campo hasta las interminables interpretaciones estadísticas.

Al Dr. Raúl Loayza, por ser no solo un excelente asesor, sino también un buen amigo, siempre dispuesto a dar buenos consejos... y preparar ricos pisco sours.

Al Dr. Bram, por impulsarme a culminar esta tesis.

Y, finalmente, a Taylor Swift, por acompañarme con *Evermore*, *Folklore* y *The Tortured Poets Department* durante las largas jornadas de escritura.

## Índice

RESUMEN .....	1
ABSTRACT.....	2
I. MARCO TEÓRICO.....	3
1.1. Área de estudio .....	3
1.1.1. Cordillera Blanca.....	3
1.1.2. Cuenca del río Santa .....	6
1.1.3. Geología de la Cordillera Blanca .....	8
1.2. Impactos del retroceso glaciar sobre la calidad de agua .....	8
1.3. Efectos del retroceso glaciar en el ecosistema acuático.....	9
1.3.1. Impactos positivos o de “beneficio”.....	9
1.3.2. Impactos negativos o “toxicidad” .....	10
1.4. Bioindicadores y macroinvertebrados bentónicos .....	11
1.5. Grupos funcionales alimenticios.....	13
II. HIPÓTESIS.....	17
III. OBJETIVOS.....	17
3.1. Objetivo general:.....	17
3.2. Objetivos específicos:.....	17
IV. METODOLOGÍA.....	18
4.1. Descripción del área de estudio .....	18
4.2. Evaluación de variables ambientales .....	20
4.2.1. Parámetros fisicoquímicos .....	20
4.2.2. No metales .....	21
4.2.3. Metales.....	22
4.3. Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.....	22
4.4. Análisis estadístico .....	23
V. RESULTADOS .....	25
5.1. Evaluación de variables ambientales.....	25
5.1.1. Parámetros fisicoquímicos .....	25
5.1.2. Evaluación de metales y nutrientes.....	26
5.2. Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.....	27
5.2.1. Estructura de la comunidad.....	27
5.2.2. Composición funcional de la comunidad.....	29
5.3. Relación entre variables ambientales y comunidad de macroinvertebrados.....	32
VI. DISCUSIÓN.....	44

6.1.	Evaluación de variables ambientales.....	44
6.1.1.	Parámetros fisicoquímicos .....	44
6.1.2.	Evaluación de nutrientes y metales.....	46
6.2.	Composición de la comunidad de macroinvertebrados .....	48
6.2.1.	Estructura de la comunidad.....	48
6.2.2.	Composición funcional de la comunidad .....	51
6.3.	Relación entre variables ambientales y comunidad de macroinvertebrados .....	54
VII.	CONCLUSIONES .....	62
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
	ANEXOS.....	78

## Índice de Tablas

<b>Tabla 1</b> Características de los grupos funcionales alimenticios (Adaptado de Cummins, 2018)	15
<b>Tabla 2.</b> Puntos de muestreo seleccionados .....	19
<b>Tabla 3</b> Valores promedio de las variables fisicoquímicas en los sitios de muestreo en ambas temporadas. ....	25
<b>Tabla 4</b> Composición taxonómica y abundancia total de macroinvertebrados bentónicos en ambas temporadas. ....	27
<b>Tabla 5</b> Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos por sitios en ambas temporadas. ....	29
<b>Tabla 6</b> Variación temporal en el porcentaje de las abundancias de los grupos funcionales alimenticios. ....	31
<b>Tabla 7</b> Contribución de los 'eigenvalues' y porcentaje de varianza del primer análisis de componentes principales (ACP1). ....	32
<b>Tabla 8</b> Contribución de los 'eigenvalues' y porcentaje de varianza del segundo análisis de componentes principales (ACP2). ....	33
<b>Tabla 9</b> Contribución de los 'eigenvalues' y porcentaje de varianza del análisis de coordenadas principales (ACoP). ....	35
<b>Tabla 10</b> Contribución de los 'eigenvalues' y porcentaje de varianza del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). ....	37
<b>Tabla 11</b> Selección de modelos para describir la abundancia de cada uno de los seis grupos funcionales de alimentación (GFA) utilizando 34 variables ambientales y la temporada. Se muestran el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y las estimaciones de los predictores con su significancia, según el modelo seleccionado para cada GFA. ....	40

## Índice de Figuras

<b>Figura 1</b> Caudal simulado en la subcuenca del río Santa bajo el escenario climático RCP 4.5 (a) y RCP 8.5 (b) en los años 2030, 2050 y 2080. (11) .....	5
<b>Figura 2</b> Puntos de muestreo .....	20
<b>Figura 3</b> Variación temporal en la abundancia en los diferentes grupos funcionales alimenticios.....	30
<b>Figura 4</b> Análisis de Componentes Principales (ACP1) basado en variables ambientales en 19 sitios de muestreo. Los vectores representan los aportes ('loadings') de las variables ambientales. Los sitios de muestreo y sus respectivas temporadas (húmeda, W; seca, D) se muestran con puntos negros. <b>(A)</b> ACP para los ejes 1 (CP1) y 2 (CP2), <b>(B)</b> ACP para los ejes 3 (CP3) y 4 (CP4). La varianza total es del 70.4%.....	34
<b>Figura 5</b> Gráficos biplot del Análisis de Coordenadas Principales (ACoP) para la abundancia de macroinvertebrados, basados en la disimilitud de Bray-Curtis y los sitios de muestreo. Los vectores rojos representan las abundancias de las familias de macroinvertebrados, mientras que la ordenación de los sitios de muestreo se muestra con etiquetas negras. (A) ACoP para los Ejes 1 y 2, (B) PCoA para los Ejes 3 y 4. ....	36
<b>Figura 6</b> Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) escala tipo-2 de la distribución de macroinvertebrados en relación con la variación principal de las variables ambientales extraídas por ACP2. <b>(A)</b> Ejes 1 y 2, <b>(B)</b> Ejes 2 y 3. ....	39
<b>Figura 7</b> Abundancia de colectores-recolectores en función de las concentraciones de sílice (Si), magnesio (Mg) y oxígeno disuelto (OD). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%. ....	41
<b>Figura 8</b> Abundancia de colectores-filtradores en función de las concentraciones de titanio (Ti) y vanadio (V). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%. ....	41
<b>Figura 9</b> Abundancia de depredadores en función de las concentraciones de fosfatos ( $PO_4^{3-}$ ), hierro (Fe) y pH. Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%. ....	42
<b>Figura 10</b> Abundancia de trituradores en función de las concentraciones de uranio (U) y conductividad eléctrica (CE). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.....	42
<b>Figura 11</b> Abundancia de raspadores en función de las concentraciones de nitratos ( $NO_3^-$ ), sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ) y hierro (Fe). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.....	43

**Figura 12** Abundancia de perforadores en función de la concentración de oxígeno disuelto (OD). Se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%. .....43

## RESUMEN

La Cordillera Blanca (CB), ubicada en los Andes peruanos, alberga el mayor número de glaciares tropicales del mundo, siendo una fuente clave de agua dulce para las regiones altoandinas. Sin embargo, debido al cambio climático, estos glaciares están retrocediendo rápidamente, lo que no solo reduce la disponibilidad hídrica, sino también deteriora su calidad. En zonas con litologías sulfuradas, el retroceso glaciar expone rocas mineralizadas, intensificando procesos de drenaje ácido de roca (DAR) y elevando las concentraciones de metales como Fe, Al y Mn en los cuerpos de agua. La disminución de la cobertura glaciar y la estacionalidad también modifica la dinámica hidrológica de las cabeceras de cuenca, alterando parámetros fisicoquímicos como el pH, la temperatura y la turbidez, los cuales impactan directamente en la estructura de los ecosistemas acuáticos. A medida que la influencia glaciar disminuye, los ríos presentan condiciones más estables y cálidas, lo que favorece el establecimiento de comunidades biológicas más diversas, a diferencia de especies oportunistas y tolerantes que predominan en ambientes con alta influencia glaciar. Además, las variaciones estacionales generan hábitats cuya heterogeneidad depende del caudal y la disponibilidad de recursos, influyendo en la distribución y abundancia de ciertos taxones. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos responden a estos cambios tanto en su composición como en sus grupos funcionales alimenticios (GFA). El presente estudio evalúa la influencia de los procesos geoquímicos derivados del retroceso glaciar en las cabeceras de cuenca de la Cordillera Blanca sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y sus grupos funcionales en 19 tributarios del río Santa, durante las temporadas seca 2019 y húmeda 2020.

**Palabras clave:** cambio climático, procesos geoquímicos, drenaje ácido de roca, grupos funcionales alimenticios, ecosistemas altoandinos, diversidad

## **ABSTRACT**

The Cordillera Blanca (CB), located in the Peruvian Andes, hosts the largest number of tropical glaciers in the world and serves as a key source of freshwater for high Andean regions. However, due to climate change, these glaciers are rapidly retreating, which not only reduces water availability but also deteriorates water quality. In areas with sulfide-rich lithologies, glacier retreat exposes mineralized rocks, intensifying acid rock drainage (ARD) processes and increasing concentrations of metals such as Fe, Al, and Mn in water bodies. The loss of glacier cover and increased seasonality also alter the hydrological dynamics of headwater catchments, modifying physicochemical parameters such as pH, temperature, and turbidity, which directly affect the structure of aquatic ecosystems. As glacial influence diminishes, rivers tend to exhibit more stable and warmer conditions, favoring the establishment of more diverse biological communities, in contrast to the opportunistic and tolerant species that dominate glacier-influenced environments. Additionally, seasonal variations create habitats with heterogeneity driven by streamflow and resource availability, influencing the distribution and abundance of specific taxa. Benthic macroinvertebrate communities respond to these changes in both their composition and functional feeding groups (FFG). This study evaluates the influence of geochemical processes derived from glacier retreat in the headwaters of the Cordillera Blanca on benthic macroinvertebrate communities and their functional feeding groups in 19 tributaries of the Santa River during the dry and wet seasons (July 2019 and March 2020).

**Keywords:** Climate change, geochemical processes, acid rock drainage, functional feeding groups, high Andean ecosystems, diversity

## **I. MARCO TEÓRICO**

### **1.1. Área de estudio**

#### **1.1.1. Cordillera Blanca**

La Cordillera Blanca, ubicada en el departamento de Áncash, Perú, es considerada la cordillera tropical con la mayor extensión glaciaria del mundo. Con 448.81 km<sup>2</sup> de glaciares registrados hasta el 2016, representa el 40% de la superficie glaciaria del Perú (1) y alberga el 25% de los glaciares tropicales del mundo (2). Su punto más alto es el nevado Huascarán (6768 msnm), y la mayor parte de su territorio está protegida por el Parque Nacional Huascarán, establecido en 1975 y reconocido como Patrimonio Mundial de la UNESCO y Reserva de la Biósfera (3). La cordillera se extiende por más de 120 km en dirección noroeste-sureste, con una distribución variable de glaciares a nivel de subcuencas (4).

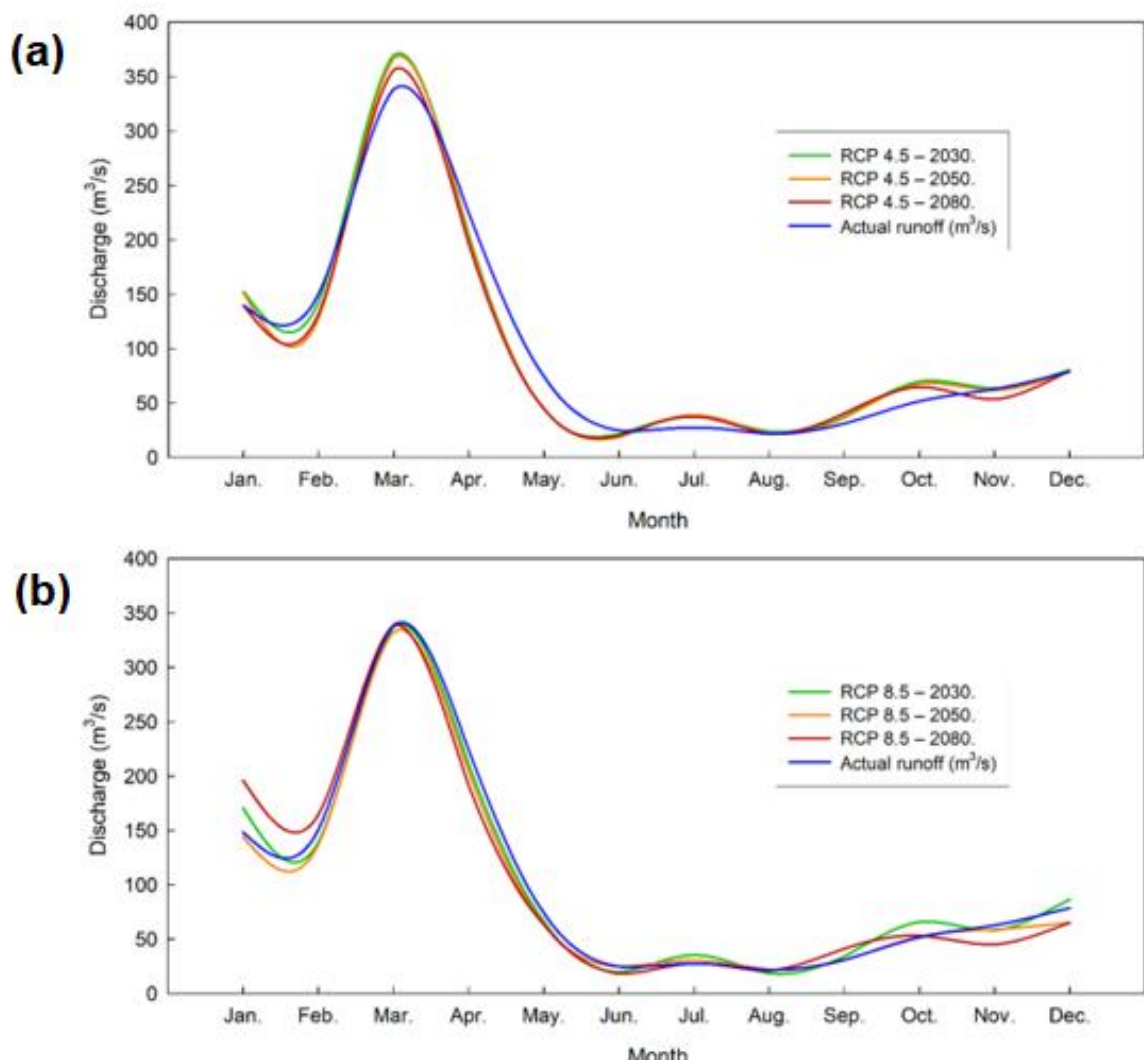
Estos glaciares tropicales son altamente vulnerables a los efectos del cambio climático. Para finales del siglo XXI, los modelos climáticos proyectan un calentamiento significativo con aumentos de temperatura máxima diaria de 3.6°C y 4.1°C bajo el escenario de altas emisiones (RCP8.5), mientras que serían de 1.9°C y 2.2°C bajo el escenario moderado (RCP4.5). El escenario de altas emisiones también prevé un incremento del 12% en precipitaciones totales, con un aumento del 75% en precipitaciones extremas durante días muy húmedos. Además, se intensificarán las sequías meteorológicas debido a la mayor evapotranspiración causada por las temperaturas elevadas (5).

Desde los años 1970, el área glaciaria se ha reducido drásticamente (pérdidas del 54%, 56% y 64% en las Cordilleras Vilcanota, Vilcabamba y Urubamba respectivamente) debido a los cambios en los patrones climáticos, con los glaciares de menor altitud retrocediendo más rápidamente (6). Las proyecciones climáticas indican que, para finales del siglo XXI, bajo el escenario RCP8.5, la tasa de pérdida de masa glaciaria se duplicará, con zonas que actualmente acumulan hielo (+0.925 m/año) pasando a perderlo significativamente (-1.875 m/año). Incluso en el escenario más moderado (RCP4.5), el aumento de precipitaciones no compensará el derretimiento acelerado, lo

que aumentará el riesgo de inundaciones por desborde de lagos glaciares y disminuirá el caudal en la estación seca, empeorando la escasez hídrica actual (5).

Debido al deshielo glaciar, se alcanza un "pico hídrico" máximo de escorrentía, tras el cual los caudales disminuyen conforme se reduce la masa glaciar (7,8). Una vez que los glaciares desaparezcan completamente, se proyecta que la descarga anual será entre un 2% a 30% menor, dependiendo de la cuenca (9).

Entre los periodos 2000–2009 y 2010–2019, el deshielo glaciar anual promedio en los Andes aumentó un 12 %. Este incremento se observó en el 84 % de las cuencas analizadas, mientras que solo el 12 % mostró una disminución. Las cuencas con mayor aumento de deshielo fueron los glaciares más grandes, a mayor altitud, con temperaturas medias más bajas y mayores precipitaciones, en comparación con aquellas donde el deshielo disminuyó o no varió (10). Calizaya et al. (2021) (11) evaluaron la escorrentía del deshielo glaciar en la subcuenca del río Santa, encontrando patrones contrastantes según el escenario climático analizado. Bajo el escenario RCP 4.5, proyectaron una disminución progresiva del caudal promedio anual (104.0, 101.3 y 98.8 m<sup>3</sup>/s para los años 2030, 2050 y 2080, respectivamente) (**Figura 1a**). En contraste, el escenario RCP 8.5 reveló una tendencia opuesta, con un aumento gradual del caudal (93.4, 97.1 y 102.1 m<sup>3</sup>/s para los mismos años) (**Figura 1b**).



**Figura 1** Caudal simulado en la subcuenca del río Santa bajo el escenario climático RCP 4.5 (a) y RCP 8.5 (b) en los años 2030, 2050 y 2080. (11)

La reducción en la masa glaciaria impacta en la capacidad de los glaciares para proveer agua, lo que tendría efectos negativos en los servicios ecosistémicos y el desarrollo de la población andina, que depende directamente de los recursos hídricos para la agricultura, consumo humano y generación de energía. Por lo tanto, el continuo retroceso de glaciares en esta región representa una amenaza para la sostenibilidad de las comunidades locales y exacerba las vulnerabilidades sociales y económicas de la región (4,12,13).

### 1.1.2. Cuenca del río Santa

La cuenca del río Santa se extiende sobre un área de 12 000 km<sup>2</sup>, abarcando mayoritariamente la región Ancash (80%) y, en menor proporción, La Libertad (20%) (14). Presenta un notable desnivel vertical de casi 7 km desde su origen hasta su desembocadura en el Océano Pacífico (3). Está delimitada por la Cordillera Blanca al este y la Cordillera Negra al oeste. El río Santa, nace en la laguna Conococha y desemboca en océano Pacífico. Su sistema hidrológico depende de los escurrimientos superficiales originados tanto por las precipitaciones en la cuenca alta como por 457 glaciares ubicados en el flanco occidental de la Cordillera Blanca, cuyo deshielo alimenta 23 ríos que descargan al río Santa (15,16). Durante la temporada seca, el agua de deshielo representa más del 30% del caudal en la parte alta de la cuenca (17).

El río Santa recorre cerca de 150 km en dirección sureste-noroeste, atravesando macizos rocosos diversos y zonas con alta pluviosidad. Más del 70% de la superficie de la cuenca se encuentra en territorios elevados de los Andes, lo que la hace especialmente sensible a los cambios climáticos y al retroceso glaciar (18). Las precipitaciones anuales varían entre 5 – 1 400 mm, lo cual contribuye a mantener una carga estable, incluso en época seca (14,15). El régimen hidrológico del río Santa muestra una marcada estacionalidad, con un caudal máximo de 273.78 m<sup>3</sup>/s en marzo, mínimos de 34.43 m<sup>3</sup>/s y 35.85 m<sup>3</sup>/s en julio y agosto, respectivamente, y un caudal promedio multianual de 152.85 m<sup>3</sup>/s (19). Durante la temporada seca, aproximadamente dos tercios del caudal son sustentados por el deshielo glaciar (4).

Las principales actividades económicas que se desarrollan en la cuenca del Santa incluyen la generación de energía hidroeléctrica y la producción minera (20). Además, se desarrollan actividades agrícolas orientadas a cultivos de exportación, como arándano, caña de azúcar y espárrago (21). También destacan el pastoreo, agroforestería, turismo y producción de lácteos como actividades complementarias (4).

La central hidroeléctrica del Cañón del Pato, la más grande de la región, ha contribuido desde 1958 con aproximadamente el 10% de la capacidad nacional de generación hidroeléctrica (13,22), beneficiando a las comunidades cercanas a la cuenca y a la industria regional (20). Desde la década de 1990, el desarrollo agrícola en la cuenca baja del Santa ha implementado cultivos irrigados, generación hidroeléctrica y el suministro de agua potable, especialmente en áreas costeras a través de los proyectos Chavimochic y Chinecas (22).

La cuenca enfrenta presiones ambientales importantes tanto por el cambio climático como por actividades humanas. Entre las principales fuentes de contaminación se encuentran:

- Sector saneamiento: actividades domésticas que generan aguas residuales sin tratar con alto contenido de materia orgánica, detergentes y bacterias (19).
- El uso inadecuado de suelos: sobrepastoreo de praderas andinas, cambios en el uso de suelos en agropecuarios, crecimiento urbano desordenado e infraestructuras no planificadas (14).
- Agricultura: quema de pastos e incendios forestales, junto con el uso de plaguicidas (14).
- Actividades mineras: tanto las minas activas como las abandonadas contribuyen a la degradación de la calidad del agua. La región alberga 1,378 pasivos ambientales mineros, de los cuales 232 son clasificados como de alto o muy alto riesgo (19,23). Las operaciones mineras pequeñas y medianas a menudo operan por debajo de los estándares ambientales, liberando niveles tóxicos de metales incluyendo hierro, plomo, zinc, cobre, cadmio, arsénico y antimonio (14,24). En agosto de 2024, las aguas del río Santa y Tablachaca fueron declaradas “no apto” para el consumo humano, luego de que un incidente de una antigua concesión minera, contaminara uno de los afluentes del río Santa con hierro, arsénico y manganeso (25).

### 1.1.3. Geología de la Cordillera Blanca

La Cordillera Blanca, destaca como un gran batolito de granodiorita de edad Terciaria superior, rodeado por sedimentos del Cretáceo y depósitos de morrenas glaciares del Pleistoceno. En áreas locales, está cubierta por sedimentos más antiguos y rocas volcánicas de la Formación Calipuy, que datan del Eoceno Superior al Mioceno Inferior (26). La Formación Chicama, de edad jurásica superior, se ubica en la zona de cumbre del flanco oriental de la Cordillera Blanca y representa uno de los mayores depósitos de minerales sulfurados del mundo (27,28). Esta formación jurásica superior se caracteriza por su coloración rojiza, resultado de la meteorización de minerales sulfurados, particularmente pirita ( $\text{FeS}_2$ ) (29).

La cuenca del Santa, se caracteriza por una geología que incluye substratos sedimentarios y coberturas volcánicas, ofrece condiciones ideales para la formación de yacimientos mineros metálicos y no metálicos. El potencial minero se distribuye principalmente en el flanco oriental de la Cordillera Blanca hacia la cuenca del río Marañón, con presencia también en el flanco occidental. Sin embargo, varios de estos depósitos se ubican dentro del Parque Nacional Huascarán (14).

### 1.2. Impactos del retroceso glaciar sobre la calidad de agua

El drenaje ácido de roca (DAR) es un proceso natural de meteorización bioquímica que ocurre cuando las rocas que contienen sulfuros entran en contacto con ambientes ricos en agua y oxígeno. El mecanismo principal involucra la oxidación de minerales sulfurados, como la pirita, arsenopirita, calcopirita, esfalerita y pirrotita (30). Esta oxidación genera ácido sulfúrico y sulfato ferroso, creando condiciones de acidez en lagunas y ríos (pH 3 – 4), que facilitan la solubilización de metales tóxicos en el agua, como arsénico, aluminio, manganeso y plomo (31,32). En la Cordillera Blanca, el retroceso glaciar actúa como un catalizador de la generación del DAR debido a la intemperización de los depósitos de minerales sulfurados de la Formación Chicama (32,33). Como consecuencia, se desencadenan efectos tóxicos en cascada que afectan a diversos ecosistemas, incluyendo las comunidades acuáticas (34–36).

Este fenómeno ha sido documentado en diferentes regiones montañosas del mundo, como las Montañas Sugar de Canadá (37), los Pirineos Centrales entre España y Francia (30), y el Monte Evans en Estados Unidos (38). En zonas alpinas, la amplificación de los procesos de DAR se ve acelerado por el cambio climático, que altera los ciclos hidrológicos y aumenta las precipitaciones, acelerando la meteorización (30,34). Particularmente, las tormentas intensas posteriores a períodos secos incrementan dramáticamente las concentraciones de ácidos y metales (39).

La distribución irregular en las formaciones geológicas a lo largo de la Cordillera Blanca resultan en impactos variables del retroceso glaciar sobre la biodiversidad y poblaciones aguas abajo (40). Si bien el DAR promueve la acidificación y la lixiviación de metales tóxicos hacia los cuerpos de agua, también ha resultado en la liberación de nutrientes, como carbonatos, nitratos y fosfatos, que promueven la vida acuática (41,42).

### 1.3. Efectos del retroceso glaciar en el ecosistema acuático

#### 1.3.1. Impactos positivos o de “beneficio”:

Los glaciares funcionan como reservorios históricos de una variedad de elementos químicos depositados atmosféricamente, incluyendo nitrógeno y materia orgánica (43). El retroceso glaciar genera importantes cambios biogeoquímicos que pueden beneficiar a los ecosistemas acuáticos. La escorrentía del derretimiento glaciar libera nutrientes, como nitratos, fosfatos y micronutrientes (p. ej., nanopartículas de hierro y ácido silícico), cuyo aporte impulsa la productividad primaria, favoreciendo el crecimiento de algas y fitoplancton en arroyos y lagos de alta montaña (44,45).

Después del “pico hídrico”, cuando disminuye el derretimiento, las comunidades acuáticas se adaptan utilizando fuentes alternativas de carbono, como la proveniente de glaciares rocosos o materia orgánica vegetal (41). El carbono liberado es aprovechado por los microorganismos, generando efectos tróficos ascendentes en la cadena alimenticia (46). Este proceso se ve potenciado por la incorporación de carbono orgánico disuelto (COD), que contribuye a enriquecer las redes tróficas mediante su incorporación en biopelículas microbianas (46–48).

### 1.3.2. Impactos negativos o “toxicidad”

Los cambios en el régimen hidrológico causados por el retroceso glaciar modifican el suministro de sedimentos, afectando la transferencia geoquímica de elementos ligados a partículas y otros depositados atmosféricamente, como plaguicidas y compuestos organoclorados, dentro de los ecosistemas proglaciales y aguas abajo (43,49). Este fenómeno tiene implicaciones directas en la morfología fluvial, ya que los ríos glaciares, indispensables para el transporte de sedimentos, ven disminuida su capacidad de erosión y transporte con la reducción glaciar (41). La turbidez causada por el deshielo glaciar crea gradientes de penetración de radiación ultravioleta, afectando la distribución de fitoplancton y reduciendo la diversidad de comunidades de zooplancton en lagos glaciares (43).

Por otro lado, si bien la liberación de COD glaciar tiene impactos positivos, también puede generar condiciones adversas para las comunidades acuáticas (46,47). A pesar de su antigüedad, su biodisponibilidad para los microorganismos acuáticos estimula la actividad heterotrófica e impacta en el ciclo de carbono, lo cual podría alterar la estructura trófica (46,47).

Los arroyos originados de aguas glaciares exhiben concentraciones notablemente elevadas de nitrato (superiores a 100 µg/L) en diversas regiones montañosas alpinas del hemisferio norte, lo que genera impactos significativos en los ecosistemas acuáticos (43). Este nitrógeno inorgánico disuelto es utilizado preferentemente por el fitoplancton e influye directamente en el crecimiento, tamaño y composición de las comunidades. Al ser el nitrógeno típicamente el nutriente limitante en lagos alpinos, su incremento desencadena una serie de transformaciones ecosistémicas, incluyendo alteraciones en las comunidades algales, reducción del pH y modificaciones en la disponibilidad de otros nutrientes (43).

El drenaje ácido de roca (DAR) asociado al retroceso glaciar constituye un factor de impacto significativo en los ecosistemas acuáticos. Este fenómeno se caracteriza por valores bajos de pH y la movilización de metales en los cuerpos de agua. En la cuenca del río Santa, diversos tributarios evidencian esta problemática: el río Quillcay presenta un pH de 3.53 (50), mientras que los ríos Negro y Pachacoto registran valores de pH 3

(32,51). Las lagunas impactadas por DAR contienen elementos tóxicos como manganeso, níquel, plomo, cobre, cadmio, cromo, hierro y zinc, que están relacionados con la alteración de la pirita y la disolución de minerales aluminosilicatados (32,52). La alta concentración de estos metales tóxicos en cuencas glaciares puede dañar significativamente la vida acuática, reduciendo la biodiversidad y alterando las cadenas alimentarias (53,54). En la Cordillera Blanca, la acidificación del agua está directamente relacionada con la exposición de la formación Chicama, fenómeno acentuado por el retroceso glaciar (55).

A pesar de la abundante literatura sobre los efectos de estos cambios en las comunidades de ríos alpinos, existe poca información sobre las comunidades de macroinvertebrados en ríos alimentados por glaciares (41)

#### 1.4. Bioindicadores y macroinvertebrados bentónicos

Los métodos de evaluación de calidad de agua se dividen principalmente en fisicoquímicos y biológicos. Los primeros analizan parámetros como temperatura, turbidez, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto, conductividad, presencia de diversos compuestos y pH (56). Sin embargo, estas evaluaciones tienen limitaciones ya que analizan solo una fracción de los contaminantes y dependen de los datos obtenidos en el momento de muestreo, lo que puede llevar a perder información significativa (57). Como respuesta a estas limitaciones, se han desarrollado alternativas que permiten una comprensión integral de la calidad de los ecosistemas acuáticos. En este contexto, los bioindicadores emergen como una herramienta complementaria (58).

Los bioindicadores son organismos o comunidades que responden a la alteración de la calidad ambiental mediante cambios en su fisiología, distribución, abundancia o éxito reproductivo (59,60). El uso de organismos acuáticos como bioindicadores resulta más efectivo que las evaluaciones fisicoquímicas solas, ya que integra características estructurales y funcionales que reflejan el estado de salud de los cuerpos de agua (61). Además, proporcionan una perspectiva temporal más amplia, al integrar condiciones

ambientales acumuladas a lo largo del tiempo, en comparación con las mediciones fisicoquímicas, que capturan solo momentos específicos (62).

Los bioindicadores acuáticos han desarrollado adaptaciones evolutivas específicas y presentan diferentes límites de tolerancia a las alteraciones ambientales, clasificándose como "sensibles" o "tolerantes" según su capacidad de adaptación (57). Existen diversos bioindicadores, como bacterias, protozoos, algas, macrófitos, macroinvertebrados, peces, entre otros.

Los macroinvertebrados bentónicos presentan un tamaño superior a 500  $\mu\text{m}$ . En los ríos, están ampliamente representados por diversas familias de moluscos y larvas de insectos, así como crustáceos, oligoquetos, anélidos, nemátodos e hirudíneos (63). Las principales ventajas de su uso como bioindicadores son (62,64,65):

- Su tamaño relativamente grande, que permite la observación e identificación a simple vista.
- Relativa inmovilidad, lo que los hace representativos de las condiciones locales de los ecosistemas donde habitan.
- Ciclos de vida prolongados, que permiten detectar impactos acumulativos en el tiempo, reflejando variaciones ecológicas más allá de eventos puntuales.
- Al ser bentónicos, interactúan con el sedimento, actuando como acumuladores de sustancias tóxicas, que pueden ingresar a la cadena trófica.
- Según cada taxa, presentan diferentes niveles de tolerancia a factores de estrés, contaminación térmica, mineralización del agua, contaminación orgánica, eutrofización, metales u otras sustancias tóxicas.
- Responden a alteraciones físicas del hábitat, como cambios en el régimen de caudal y la morfología del lecho fluvial.
- Su respuesta ante cambios en las condiciones del ecosistema acuático es utilizada en índices para monitorear la integridad de los ecosistemas acuáticos,

apoyando la toma de decisiones en la gestión y conservación de recursos hídricos.

Los macroinvertebrados han desarrollado diversas adaptaciones para sobrevivir en condiciones extremas en ecosistemas influenciados por los glaciares. La acidificación del agua reduce la riqueza y abundancia de las comunidades, pero ciertos grupos como los Diptera, Coleoptera y Trichoptera, se han adaptado para resistir pH bajos. Estas adaptaciones incluyen la capacidad de respirar oxígeno desde la superficie y cuerpos más impermeables (66). En estos ambientes alimentados por glaciares, predominan dípteros, como Chironomidae y Simuliidae (67,68).

En los ríos con influencia glaciar, se observa una sucesión longitudinal característica en la composición de las comunidades y un aumento de riqueza de especies de macroinvertebrados a medida que aumenta la distancia desde el glaciar (53,69). Sin embargo, la pérdida de cobertura glaciar conduce a la homogeneización de los hábitats, que reduce la diversidad beta (70). Por el contrario, se ha observado una relación inversa entre la diversidad alfa y la influencia glaciar: a medida que disminuye la escorrentía glaciar, aumenta la riqueza y abundancia local de especies, favoreciendo a las especies generalistas (68,70). En un meta-análisis sobre el impacto del retroceso glaciar en diferentes taxones, (71) identificaron respuestas divergentes entre especies, categorizándolas como "ganadoras" o "perdedoras" según los cambios en su abundancia y riqueza. Las especies "perdedoras" fueron principalmente especialistas que quedaron restringidas a ecosistemas con influencia glaciar, mientras que las "ganadoras" tendieron a ser taxones generalistas o invasivos que colonizaron desde zonas bajas. Sin embargo, la colonización de nuevos hábitats puede verse obstaculizada por barreras ecológicas, como gradientes ambientales más pronunciadas que dificultan la migración aguas arriba, sobre todo para especies con limitada capacidad de dispersión (72,73).

#### 1.5. Grupos funcionales alimenticios

Las características funcionales son claves para entender cómo se ensamblan las comunidades, afectando tanto a la diversidad taxonómica como la funcionalidad (67). Como consumidores primarios en la cadena alimenticia, los macroinvertebrados actúan

como intermediarios entre los recursos basales y los niveles tróficos superiores, facilitando la transferencia y regulación del flujo de energía a través de la cadena trófica (74). Así, más que el número de especies presentes, es la diversidad y composición funcional la que puede influir en el funcionamiento y estabilidad del ecosistema (75).

Los grupos funcionales alimenticios (GFA) son un sistema de clasificación basado en la morfología y los mecanismos de alimentación a través de diferentes grupos taxonómicos (74,76). Este enfoque, originalmente desarrollado por Cummins (1973) (77), clasifica organismos como los macroinvertebrados según su papel en el procesamiento de la materia orgánica (78) (**Tabla 1**).

Entre los impactos del retroceso glaciar en los GFA, se observa el ascenso de la línea de vegetación en ecosistemas alpinos. Mientras que, tradicionalmente, los ríos glaciares dependen principalmente de recursos autóctonos, ahora experimentan una influencia creciente de recursos alóctonos, llegando en algunos casos a depender completamente de estos últimos debido al aumento de la cobertura vegetal (79,80). En respuesta a estos cambios, los consumidores primarios en estos sistemas, que son principalmente generalistas (omnívoros), demuestran una notable capacidad de adaptación en sus dietas según la disponibilidad de recursos. Esta característica omnívora podría funcionar como un mecanismo de resiliencia frente a las transformaciones en los recursos basales ocasionadas por el cambio ambiental (79).

**Tabla 1** Características de los grupos funcionales alimenticios (Adaptado de Cummins, 2018)

<b>Grupos funcionales alimenticios</b>	<b>Dieta</b>	<b>Adaptaciones morfológicas</b>	<b>Hábitat</b>
<b>Raspadores</b>	Perifiton: algas no filamentosas (diatomeas), asociadas a partículas orgánicas finas (MOPF), microbios o microartrópodos.	Mandíbulas en forma de cuchilla (en insectos) o rádula en forma de lima (en moluscos) para remover algas adheridas a sustratos. En Ephemeroptera, las patas delanteras ayudan en la remoción de algas.	Afluentes de ríos y arroyos, costas expuestas a olas de lagos, o lechos de plantas acuáticas.
<b>Perforadores</b>	Algas filamentosas.	Partes bucales perforantes adaptadas para extraer el contenido de las células de algas filamentosas.	Afluentes, pozas, márgenes de arroyos o aguas tranquilas donde se encuentran algas filamentosas.
<b>Trituradores</b>	Partículas orgánicas gruesas (MOPG): restos de plantas vasculares riparias acondicionadas en el agua (colonizadas por hongos acuáticos y bacterias). Los microartrópodos pueden estar presentes.	Adaptados para alimentar de restos de plantas terrestres (MOPG), principalmente hojas o agujas colonizadas por microbios, especialmente hongos acuáticos.	Acumulaciones de restos de plantas contra obstrucciones en la corriente (paquetes de hojas) o en pozas y fondos de lechos de plantas en lagos.
<b>Colectores</b>	MOPF: partículas orgánicas finas con bacterias o partículas minerales recubiertas de materia orgánica.	Partes bucales no especializadas que facilitan barrer MOPF fino hacia la boca.	Pozas y otras áreas de depósito en ríos y lagos.
<b>Filtradores</b>	MOPF: partículas orgánicas recubiertas por bacterias o material orgánico-mineral.	Estructuras especializadas como abanicos de filtración, setas o redes de seda que capturan MOPF de la columna de agua o por turbulencia.	Partículas suspendidas en la corriente o por acción de las olas.
<b>Depredadores</b>	Presas: invertebrados acuáticos vivos del tamaño que un depredador puede capturar.	Partes bucales trituradoras, perforadoras o de agarre; ojos grandes o adaptaciones para cazar presas, como patas traseras nadadoras o patas de arrastre.	Prácticamente todos los hábitats de ríos y lagos donde se encuentran las presas

Uno de los principales impactos en la calidad del agua en ríos altoandinos se debe a la lixiviación de metales por la pérdida de la cobertura glaciar (4,81). Varios estudios muestran que el retroceso de los glaciares puede provocar cambios en las condiciones fisicoquímicas de los ríos, incluyendo niveles de nutrientes y metales, frecuentemente asociados con diferencias en el flujo y la descarga de agua entre las temporadas seca y húmeda (8,82,83). Estos cambios hidrológicos pueden generar condiciones "tóxicas o beneficiosas" únicas según la compleja geología de las cabeceras de cuenca en la Cordillera Blanca. Sin embargo, existe poca información sobre como estos efectos pueden influir en las comunidades acuáticas.

El objetivo de este estudio es evaluar si los cambios en la química del agua desencadenados por el retroceso de los glaciares influyen en la composición y los grupos tróficos funcionales de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en ríos de la Cordillera Blanca. Para lograr este objetivo, se evaluarán diecinueve tributarios del río Santa provenientes de cuencas glaciares en la Cordillera Blanca a lo largo de un transecto de 200 km durante las temporadas seca 2019 y húmeda 2020.

## **II. HIPÓTESIS**

Los procesos geoquímicos producidos por el retroceso glaciar en las cabeceras de cuenca de la Cordillera Blanca generan condiciones de 'toxicidad o beneficio' en los tributarios del río Santa, lo que impactará en la composición y funcionalidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

## **III. OBJETIVOS**

### **3.1. Objetivo general:**

Determinar la influencia de los procesos geoquímicos derivados del retroceso glaciar en las cabeceras de cuenca de la Cordillera Blanca en los tributarios del río Santa y en la composición y funcionalidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

### **3.2. Objetivos específicos:**

- Evaluar las variables fisicoquímicas, concentración de metales y nutrientes en los tributarios del río Santa en la temporada seca 2019 y húmeda 2020.
- Determinar la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la variación de los grupos funcionales alimenticios en temporada seca 2019 y húmeda 2020.
- Analizar la relación entre las variables fisicoquímicas, concentración de metales y nutrientes, y la variación de la composición de la comunidad de macroinvertebrados, de los grupos funcionales alimenticios en temporada seca 2019 y húmeda 2020.

## IV. METODOLOGÍA

### 4.1. Descripción del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la cuenca del río Santa en la Cordillera Blanca, ubicada entre los 7° 58'03.43" y 10°13'34.99" S y 78°38'43.31" y 77°10'09.40" O.

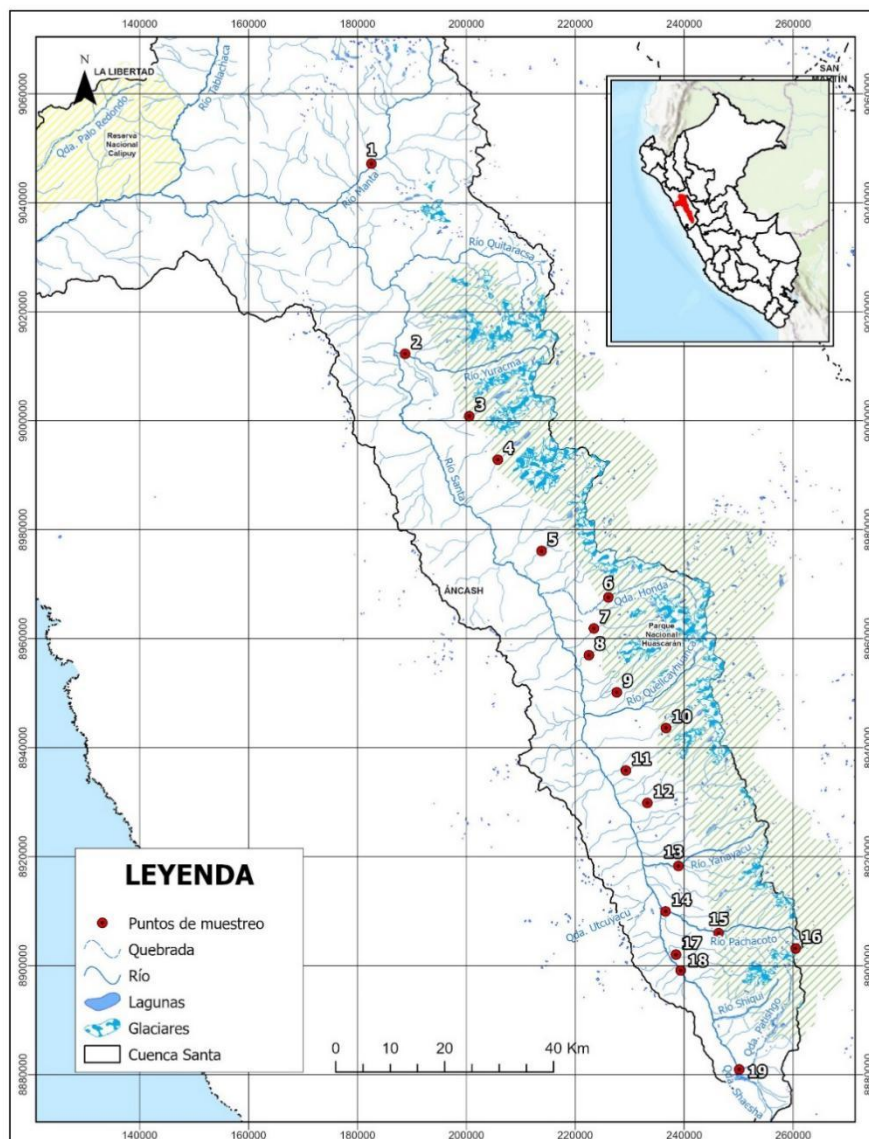
La cuenca del río Santa, que se extiende a lo largo de 316 km con una pendiente promedio de 1.4% que se intensifica hasta 4% en secciones específicas como entre los tributarios Cedro y Quitaracsca (84) La temporada húmeda que se extiende de octubre a abril, concentrando más del 80% de la precipitación anual, contrastando con la temporada seca (de mayo a septiembre) que registra precipitaciones casi nulas (11). Esta variabilidad estacional se refleja en el caudal del río, que experimenta fluctuaciones significativas desde aproximadamente 40 m<sup>3</sup>/s en temporada seca hasta superar los 400 m<sup>3</sup>/s durante la temporada húmeda (27).

En cuanto a temperatura, las máximas anuales oscilan entre 18 y 24 °C, y las mínimas pueden descender hasta -4 °C (11). Esta gradiente altitudinal determina la distribución de diversos ecosistemas altoandinos, desde zonas glaciares hasta páramos estratificados en subpáramo, páramo típico y súper páramo, cada uno con características vegetales específicas adaptadas a las condiciones de altitud y temperatura (85).

Se realizaron dos campañas de muestreo: durante temporada seca (julio 2019) y temporada húmeda (marzo 2020). Los puntos de muestreo fueron seleccionados basados en ríos de la cuenca del Santa que son alimentados por glaciares y la accesibilidad. Se realizó una salida de campo de reconocimiento para evaluar la accesibilidad de los puntos obteniendo finalmente la lista de puntos presentados en la **Tabla 2** y **Figura 2**. Se tomaron los datos de coordenadas y altitud con la ayuda de un aparato de GPS (ETREX 30x Garmin), y fotografías antes y durante la toma de muestras.

**Tabla 2** Puntos de muestreo seleccionados

Código punto de muestreo	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Provincia	Distrito	Localidad	Origen Glaciar
1	-8.610771°	-77.884540°	1925	Corongo	Yanac	Yanac	No identificado
2	-8.953920°	-77.775409°	2957	Huaylas	Santa Cruz	Santa Cruz	Quitaraaju
3	-9.038805°	-77.732103°	3354	Huaylas	Yungay	Yungay	Artesonrahu y Chacraraju
4	-9.091457°	-77.667311°	3795	Huaylas	Yungay	Yungay	Yanapaccha
5	-9.253442°	-77.606188°	3087	Carhuaz	Carhuaz	Carhuaz	Hualcán
6	-9.342025°	-77.508277°	3452	Carhuaz	Marcará	Marcará	Copap
7	-9.4307399	-77.536781	3399	Huaraz	Paltay	Paltay	Toclaraju
8	-9.426866	-77.526983	3415	Huaraz	Chavín	Chavín	Vallunaraju
9	-9.488690°	-77.480879°	3994	Huaraz	Independencia	Independencia	Ocshapalca y Ranrapalca
10	-9.566720°	-77.436706°	3731	Huaraz	Macashca	Macashca	Huantsan
11	-9.618773	-77.466992	3502	Huaraz	Huaraz	Huaraz	Shacsha
12	-9.672507	-77.431066	3636	Huaraz	Huaraz	Huaraz	Shallap
13	-9.784858°	-77.397719°	3685	Recuay	Cátac	Cátac	No identificado
14	-9.852614	-77.401962	3729	Recuay	Cátac	Cátac	Mururaju
15	-9.889181	-77.313514	4144	Recuay	Cátac	Cátac	No identificado
16	-9.915413	-77.18461	5037	Recuay	Cátac	Cátac	Pastoruri
17	-9.92441	-77.385096	3826	Recuay	Cátac	Cátac	Caullaraju
18	-9.950506	-77.37735	3855	Recuay	Cátac	Cátac	Caullaraju
19	-10.111406°	-77.262673°	4046	Recuay	Cátac	Cátac	No identificado



**Figura 2** Puntos de muestreo

## 4.2. Evaluación de variables ambientales

### 4.2.1. Parámetros fisicoquímicos

Se registraron *in situ* los siguientes parámetros fisicoquímicos del agua utilizando un equipo multiparámetro (Hach HQ40d) con sondas calibradas: pH, temperatura (°C), conductividad eléctrica (CE,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y oxígeno disuelto (OD, mg/L). El caudal se determinó mediante la técnica de dilución de sal, también conocida como método de trazador salino. Este procedimiento consistió inicialmente en medir la conductividad del agua en el río para establecer un valor base. Posteriormente, se introdujo en el cauce

una solución concentrada de NaCl disuelta en agua (6g/l). Para la medición, se instaló un conductímetro en un punto ubicado a 20 metros aguas abajo para garantizar la mezcla completa del trazador. Este instrumento registró la variación de la conductividad eléctrica a lo largo del tiempo. El cálculo del caudal se realizó aplicando la siguiente fórmula:

$$Q = \frac{M}{C_f} / \frac{C_i}{C_f}$$

Donde:

M = masa de sal inyectada

Cf = concentración final de sal

Ci= concentración inicial de sal

#### 4.2.2. No metales

Para los análisis de laboratorio, las muestras de agua fueron recolectadas contra corriente del río. Todos los análisis se realizaron por triplicado. Las muestras fueron congeladas durante el transporte y almacenadas a 4°C en el laboratorio hasta su procesamiento. El análisis de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio LowTex de la Universidad de Bristol, Reino Unido. La preservación de las muestras de no metales se realizó mediante acidificación con Optima HNO<sub>3</sub> hasta un pH < 2 (86).

- Amonio, nitratos, fosfatos, cloruros y sulfatos

Se tomaron muestras en la zona más alejada a la orilla y contra corriente usando botellas plásticas de 1 L (Nalgene, HDPE), enjuagadas previamente con agua de río. Las muestras de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> fueron analizadas a través de colorimetría usando un analizador de inyección de flujo LaChat QuickChem 8500 serie 2 (87). Las muestras de Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> fueron filtradas en el campo utilizando un dispositivo de jeringa de polietersulfona de 0.45 μm (Whatman, GD/XP PES) y analizadas en un cromatógrafo iónico Thermo Scientific™ DIONEX™ ICS-6000 (86).

- Carbono orgánico disuelto (COD)

Las muestras de agua para COD fueron filtradas con dispositivos de jeringa Whatman Puradisc Aqua de 0.45  $\mu\text{m}$  en botellas lavadas con ácido nítrico y congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$  hasta su análisis en un equipo Shimadzu TOC-L CPH/CNP.

#### 4.2.3. Metales

Las muestras para análisis de metales fueron obtenidas en agua corriente y se filtraron en campo con dispositivos de jeringa polietersulfona 0.45  $\mu\text{m}$  (Whatman GD/XP PES) en botellas de 15 mL, previamente lavadas con agua de río (88). Para el análisis de metales, se usó la técnica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente de alta resolución, a través de un espectrofotómetro Scientific<sup>TM+</sup> Element 2<sup>TM</sup> HR-ICP-MS. Este análisis se llevó a cabo en la Universidad Estatal de Florida (EUA).

#### 4.3. Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Para la colecta de macroinvertebrados se seleccionaron sectores representativos del río, que incluyeron diversos tipos de hábitats, como rocas, vegetación y playas de grava, para obtener una caracterización más completa de la comunidad (89).

El muestreo se realizó en las orillas de los ríos durante 30 minutos por punto. La colecta manual se efectuó utilizando pinzas, cepillos de dientes y pinceles para extraer las larvas adheridas a piedras, hojas y ramas. En las zonas rocosas, se utilizó una red Surber con malla de 500  $\mu\text{m}$  y un cuadrante de 30x30 cm, la cual fue colocada a 0.5 m de la orilla con la abertura orientada contra la corriente. Para maximizar la captura de especímenes, se removieron cuidadosamente las rocas dentro del área del cuadrante (90).

Las muestras colectadas fueron preservadas en alcohol al 70% y transportadas en cajas conservadoras al Laboratorio de Ecotoxicología de la Universidad Peruana Cayetano Heredia en Lima, Perú. El procesamiento de las muestras incluyó el lavado a través de un juego de tamices (4.08 mm, 2.18 mm, 0.87 mm y 0.48 mm) para la separación por tamaños. Las larvas fueron fotografiadas utilizando un estereoscopio Leica Microsystems S9i e identificados hasta nivel de familia con las claves taxonómicas de Roldán Pérez (1996) , Domínguez & Fernández (2009) y Huamantínco & Ortiz (2011) (91–

93). Se excluyeron del análisis los estadios de adultos y pupas, registrándose únicamente la abundancia familiar y la riqueza de taxones para cada muestra.

Posteriormente, se clasificaron los macroinvertebrados en grupos funcionales de alimentación (GFA) siguiendo los criterios establecidos por Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (2014), Fierro et al. (2015) y Makaka et al. (2018) (74,94,95). Se establecieron seis categorías: depredadores (PR), colectores-filtradores (CF), raspadores (SC), colectores-recolectores (CG), trituradores (SH) y perforadores (PI). Los códigos corresponden a sus nombres en inglés.

#### 4.4. Análisis estadístico

Para el análisis de variables ambientales y composición de comunidad de macroinvertebrados y grupos funcionales alimenticios, se evaluaron tres componentes:

- Descripción del hábitat: se realizó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando una matriz de correlación para describir la variación principal de las variables fisicoquímicas entre puntos de muestreo (sitios) y las temporadas. Este análisis permitió identificar las variables que explican mejor las diferencias entre sitios y cómo estas diferencias variaban de acuerdo con las temporadas. Los datos fueron estandarizados previamente (valor menos la media, dividido por la desviación estándar) para cumplir la normalidad.
- Estructura de las comunidades de macroinvertebrados: se evaluó comparando las abundancias de las distintas familias entre sitios y temporadas. La composición de estas comunidades entre sitios se analizó mediante un análisis de coordenadas principales (PCoA) utilizando distancias Bray-Curtis. Para este análisis, las abundancias fueron transformadas mediante  $\log(x+1)$  y se excluyeron cinco sitios donde no se encontraron individuos (6D, 12D, 14D, 15D y 16D). Las variaciones temporales en la composición de la comunidad se evaluaron mediante un PERMANOVA unidireccional.
- Influencia de las variables ambientales sobre la comunidad de macroinvertebrados y GFA: se aplicó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para evaluar cómo la

variación en las variables ambientales (identificadas mediante el ACP) influyen en la composición de la comunidad de macroinvertebrados en todos los sitios. La significancia estadística de los ejes canónicos se determinó mediante una prueba de permutación de Monte Carlo con 999 repeticiones.

Finalmente, se implementaron modelos lineales generalizados (GLM) con la finalidad de relacionar los parámetros ambientales y la temporada con la abundancia de los grupos funcionales. Para los modelos, se asumió una distribución gaussiana con una función de enlace de identidad, además, no se transformaron previamente las variables para facilitar la interpretación de los modelos. Debido al elevado número de predictores ( $n=35$ ), se aplicó una selección de modelos hacia adelante (“forward selection”) considerando tres criterios. Primero, se empleó el criterio de información de “Akaike insesgado” (AICc) para muestras pequeñas, incorporando únicamente predictores que redujeran el AICc en más de dos unidades. Segundo, se seleccionaron predictores con valores  $p < 0.05$ , exceptuando aquellos que, aun sin significancia estadística, disminuían considerablemente el AICc. Tercero, para evitar la multicolinealidad, de cada grupo de variables altamente correlacionadas se incluyó solo una, priorizando aquellas con relevancia ecológica. Para los modelos finales, se priorizaron los predictores con relevancia biológica; en caso contrario, se conservaron aquellos predictores que fueran estadísticamente significativos, incluso si su relevancia biológica o tendencia lineal no era claramente evidente. Todos los análisis estadísticos se ejecutaron mediante el software R versión 4.3.1 (96).

## V. RESULTADOS

### 5.1. Evaluación de variables ambientales

#### 5.1.1. Parámetros fisicoquímicos

La caracterización fisicoquímica del agua se muestra en la **Tabla 3 y Anexo 1**. Durante la temporada húmeda, las temperaturas oscilaron entre 6.1°C y 18.5°C, mientras que, en la temporada seca, el rango varió de 1.4°C a 17.7°C. La descarga de agua mostró patrones consistentes en ambas temporadas, con el valor más bajo en el sitio 16 (0.001 m<sup>3</sup>/s). En la temporada seca, el valor máximo alcanzó 2.24 m<sup>3</sup>/s en el sitio 1, mientras que, durante la temporada húmeda, el sitio 6 registró el mayor valor con 5.50 m<sup>3</sup>/s.

La CE mostró diferencias significativas entre temporadas. En la seca, los valores fluctuaron desde 29.5 µS/cm hasta 628.9 µS/cm, mientras que, en la húmeda, el rango se redujo entre 21.3 µS/cm y 442 µS/cm.

El OD varió entre 5.64 mg/L en la temporada seca y 7.82 mg/L en la temporada húmeda, lo que indica condiciones favorables de oxigenación. En la temporada seca, la concentración de COD más baja fue de 0.02 mg/L (sitio 16) y la más alta de 2.49 mg/L (sitio 14). Durante la temporada húmeda, los valores de COD más bajos se registraron en el sitio 6 (0.07 mg/L) y los más altos en el sitio 19 (1.37 mg/L).

El pH osciló entre 6-9 en la mayoría de los sitios, con excepción de los sitios 12 y 16, que presentaron un pH ácido entre 2-3.

**Tabla 3** Valores promedio de las variables fisicoquímicas en los sitios de muestreo en ambas temporadas.

Temporada	Sitio	CE (µS/cm)	pH	Temp (°C)	OD (mg/L)	COD (mg/L)	Descarga (m <sup>3</sup> /s)
SECA	1D	229.0	7.5	14.8	7.64	0.36	2.244
	2D	377.0	8.4	17.7	7.15	0.27	0.160
	3D	46.5	7.1	10.4	6.98	0.15	1.390
	4D	50.8	7.1	10.8	7.05	0.49	1.410
	5D	121.0	7.9	11.5	7.14	0.30	0.151
	6D	139.6	6.5	8.2	7.28	0.15	2.235
	7D	44.5	7.3	10.0	7.07	0.31	0.516
	8D	54.5	7.4	11.6	6.63	0.58	0.082
	9D	29.5	6.9	8.0	7.19	0.25	0.038
	10D	70.4	6.7	10.6	6.58	0.15	0.663

	<b>11D</b>	69.9	8.0	13.9	6.48	0.68	0.101
	<b>12D</b>	628.9	2.5	9.0	7.70	0.39	0.919
	<b>13D</b>	57.9	7.7	15.9	6.09	0.88	0.232
	<b>14D</b>	191.9	7.8	6.9	7.39	2.49	0.933
	<b>15D</b>	282.9	7.7	10.7	6.96	0.56	0.569
	<b>16D</b>	204.4	2.8	1.4	7.00	0.03	0.001
	<b>17D</b>	210.4	7.9	13.3	5.64	0.10	0.046
	<b>18D</b>	165.6	8.1	11.2	6.42	0.76	0.078
	<b>19D</b>	193.9	8.3	13.8	6.19	1.46	2.290
<b>HÚMEDA</b>	<b>1W</b>	125.4	7.6	17.3	7.82	0.80	3.300
	<b>2W</b>	210.4	7.8	18.0	7.54	0.24	0.300
	<b>3W</b>	42.2	7.0	12.9	7.08	0.19	1.900
	<b>4W</b>	48.9	6.7	13.9	7.09	0.26	3.800
	<b>5W</b>	53.7	6.8	16.2	6.97	0.43	1.500
	<b>6W</b>	130.5	6.5	9.9	7.69	0.07	5.500
	<b>7W</b>	44.0	7.0	11.7	7.43	0.31	2.000
	<b>8W</b>	32.3	7.3	14.0	6.88	0.47	0.540
	<b>9W</b>	21.3	7.1	12.1	7.11	0.11	0.850
	<b>10W</b>	53.1	7.1	13.1	6.74	0.45	2.100
	<b>11W</b>	29.0	7.1	16.9	6.76	0.76	1.030
	<b>12W</b>	181.5	3.8	14.6	6.80	0.38	3.900
	<b>13W</b>	54.8	7.4	18.5	6.05	1.09	3.000
	<b>14W</b>	143.4	7.7	13.5	6.92	0.71	4.000
	<b>15W</b>	159.7	7.6	10.8	6.91	0.64	2.500
	<b>16W</b>	442.0	3.2	6.1	6.94	0.12	0.001
	<b>17W</b>	141.3	8.1	14.5	6.62	1.07	0.300
<b>18W</b>	153.8	7.7	15.2	6.39	0.88	0.400	
<b>19W</b>	166.8	8.1	17.0	6.26	1.37	1.200	

D=Nominación de sitios en temporada seca, D de "Dry".

W=Nominación de sitios en temporada húmeda, W de "Wet".

### 5.1.2. Evaluación de metales y nutrientes

Se analizaron elementos químicos en ambas temporadas, incluyendo 17 metales: molibdeno (Mo), cadmio (Cd), bario (Ba), plomo (Pb), uranio (U), litio (Li), aluminio (Al), titanio (Ti), vanadio (V), cromo (Cr), manganeso (Mn), hierro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinc (Zn) y estroncio (Sr), un metaloide: silicio (Si), un no metal: cloro (Cl), cuatro elementos alcalinos: calcio (Ca), potasio (K), magnesio (Mg) y sodio (Na), y cinco iones: sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ). Dentro de los resultados, se registraron concentraciones muy bajas de fosfato, nitrato y amonio en todas las campañas, con valores particularmente bajos en la

temporada húmeda. Asimismo, la proporción  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  fue mayor en la temporada seca que en la húmeda. (**Anexo 1**).

## 5.2. Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

### 5.2.1. Estructura de la comunidad

Se colectaron un total de 14262 individuos, distribuidos en 16 órdenes y 37 grupos taxonómicos en total, que incluyen 35 familias, una subclase (Oligochaeta) y una clase (Collembola). (**Anexo 2**). Los insectos constituyeron 30 familias, con Diptera como orden dominante, representando el 46.3% de la abundancia total, seguido por Ephemeroptera (27.9%) y Trichoptera (18.8%). La familia Chironomidae fue la más abundante, representando el 33.4% de la abundancia total (4773 individuos), seguida por Baetidae (22.6%, 3942 individuos) e Hydroptilidae (15.1%, 2163 individuos) (**Tabla 4**).

En la temporada seca, se colectaron 8784 individuos, pertenecientes a 35 familias, siendo Chironomidae (Diptera), Baetidae (Ephemeroptera) y Simuliidae (Diptera) las más abundantes. Durante la temporada húmeda, se colectaron 5478 individuos de 29 familias, con Hydroptilidae (Trichoptera) la familia más abundante y con un incremento significativo de abundancia con respecto a la temporada seca. El orden de abundancia fue seguido por Baetidae y Chironomidae.

En general, la temporada seca presentó mayores valores de riqueza y abundancia en comparación con la temporada húmeda (**Tabla 5**).

**Tabla 4** Composición taxonómica y abundancia total de macroinvertebrados bentónicos en ambas temporadas.

Orden	Familias y códigos	Abundancia por temporada		Abundancia total	Porcentaje del total
		Seca	Húmeda		
Diptera	Chironomidae (Chi)	4251	522	4773	33.47
Ephemeroptera	Baetidae (Bae)	2201	1741	3942	27.64
Trichoptera	Hydroptilidae (Hpt)	233	1930	2163	15.17
Diptera	Simuliidae (Sim)	904	266	1170	8.20
Diptera	Empididae (Emp)	257	69	326	2.29
Trichoptera	Leptoceridae (Leptc)	140	150	290	2.03
Coleoptera	Elmidae (Elm)	102	107	209	1.47
Diptera	Blepharoceridae (Ble)	155	46	201	1.41

Oligochaeta	Oligochaeta (Oli)	142	56	198	1.39
Amphipoda	Hyalloidea (Hya)	8	170	178	1.25
Trichoptera	Limnephilidae (Limn)	38	83	121	0.85
Trombidiformes	Hygrobatidae (Hyg)	25	85	110	0.77
Trichoptera	Hydrobiosidae (Hbi)	54	34	88	0.62
Diptera	Ceratopogonidae (Cer)	28	42	70	0.49
Coleoptera	Scirtidae (Sci)	11	49	60	0.42
Trombidiformes	Limnesiidae (Limns)	42	4	46	0.32
Diptera	Tipulidae (Tip)	36	8	44	0.31
Plecoptera	Gripopterygidae (Gri)	2	40	42	0.29
Ephemeroptera	Leptophlebiidae (Lep)	6	28	34	0.24
Haplotaxida	Tubificidae (Tub)	33	0	33	0.23
Plecoptera	Perlidae (Per)	20	10	30	0.21
Trichoptera	Hydropsychidae (Hpsy)	17	10	27	0.19
Tricladida	Dugesidae (Dug)	27	0	27	0.19
Diptera	Muscidae (Mus)	9	4	13	0.09
Basommatophora	Physidae (Phy)	6	6	12	0.08
Megaloptera	Corydalidae (Cory)	5	5	10	0.07
Diptera	Limoniidae (Lim)	9	0	9	0.06
Hemiptera	Mesoveliidae (Meso)	5	3	8	0.06
Ephemeroptera	Leptohyphidae (Lept)	2	5	7	0.05
Coleoptera	Dysticidae (Dys)	7	0	7	0.05
Diptera	Tabanidae (Tab)	2	2	4	0.03
Collembola	Collembola (Cole)	3	0	3	0.02
Coleoptera	Staphylinidae (Sta)	2	0	2	0.01
Mesogastropoda	Hydrobiidae (Hbii)	0	2	2	0.01
Diptera	Sarcophagidae (Sar)	1	0	1	0.01
Odonata	Aeshnidae (Aes)	0	1	1	0.01
Trichoptera	Glossosomatidae (Glo)	1	0	1	0.01

La composición de la comunidad de macroinvertebrados mostró variaciones significativas tanto espacial como temporalmente en los sitios muestreados. Durante la temporada seca, el sitio 18 presentó la mayor riqueza taxonómica con 17 familias, mientras que el sitio 11 registró la mayor abundancia con 1554 individuos. Es importante señalar que, durante esta temporada, los puntos 6, 12, 14, 15 y 16 no registraron macroinvertebrados.

En la temporada húmeda, el sitio 8 presentó la mayor riqueza taxonómica con 19 familias, mientras que el sitio 13 registró la mayor abundancia con 1590 individuos. Por otro lado, el sitio 12 mostró la menor diversidad y abundancia de la temporada, con apenas un individuo de la familia Hydroptilidae. El sitio 15 también presentó valores bajos de biodiversidad, con solo cuatro individuos de las familias Baetidae y Simuliidae (**Anexo 2**).

**Tabla 5** Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos por sitios en ambas temporadas.

Temporada Seca	Órdenes	Familias	Individuos	Temporada húmeda	Órdenes	Familias	Individuos
1D	7	13	321	1W	6	10	45
2D	6	16	1192	2W	6	10	734
3D	7	13	329	3W	7	17	421
4D	9	14	240	4W	6	8	149
5D	9	16	390	5W	8	10	79
6D	0	0	0	6W	4	7	10
7D	9	16	218	7W	7	13	266
8D	8	15	338	8W	10	19	342
9D	7	15	819	9W	8	17	528
10D	7	12	332	10W	5	8	99
11D	6	12	1554	11W	5	10	76
12D	0	0	0	12W	1	1	1
13D	8	15	915	13W	8	15	1590
14D	0	0	0	14W	4	8	46
15D	0	0	0	15W	2	2	4
16D	0	0	0	16W	2	2	53
17D	6	10	808	17W	7	11	130
18D	8	17	1110	18W	8	10	760
19D	7	12	218	19W	4	7	145
<b>Total</b>		35	8784			29	5478

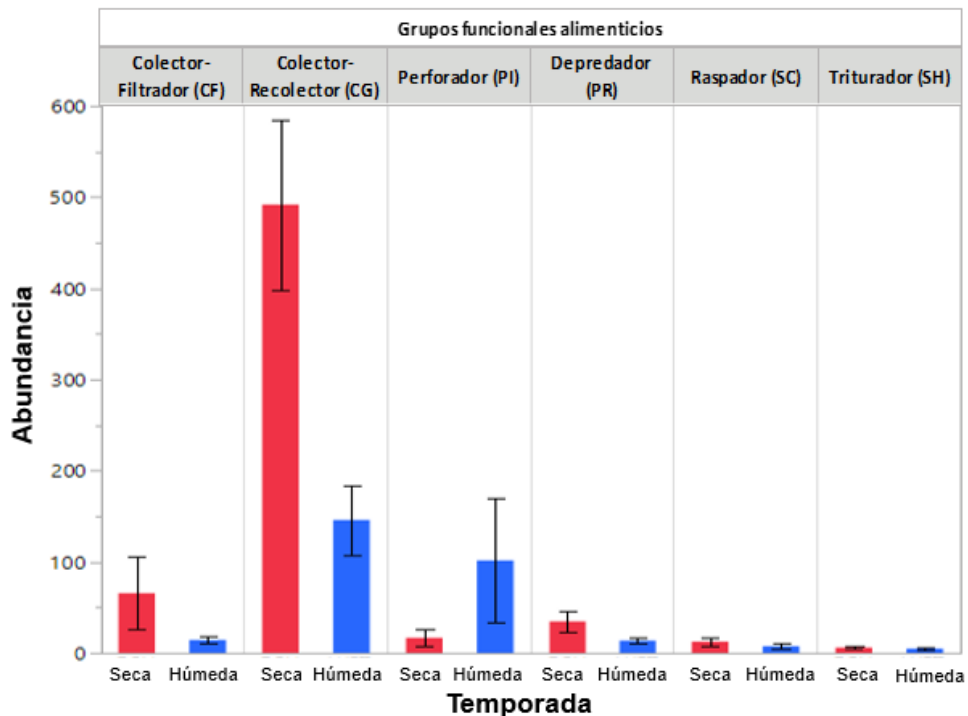
### 5.2.2. Composición funcional de la comunidad

En cuanto a la composición funcional, los colectores-recolectores fueron el grupo alimenticio dominante, representando el 67.8% de la abundancia total. Estos fueron seguidos de los perforadores (15.1%) debido al aumento de la abundancia de Hydroptilidae durante la temporada húmeda. Los colectores-filtradores contribuyeron

con un 8.4% a la abundancia total, seguidos por los depredadores (5.2%), raspadores (2.2%) y trituradores (1.2%) (**Tabla 6**).

En la temporada seca, los colectores-recolectores mostraron una clara dominancia, representando el 78.42% de la abundancia total por influencia, principalmente, de Chironomidae y Baetidae. A este grupo funcional le siguieron los colectores-filtradores (10.49%), debido a la abundancia de Simuliidae. Los depredadores ocuparon el tercer lugar (5.50%), seguidos de los perforadores (2.65%), raspadores (1.99%) y trituradores (0.95%) (**Figura 3**).

Durante la temporada húmeda, el grupo dominante continuó siendo el de colectores-recolectores, aunque su porcentaje disminuyó al 50.69%, influenciados por la abundancia de Baetidae. En esta temporada, los perforadores ocuparon el segundo lugar (35.26%), seguidos por los colectores-filtradores (5.04%), depredadores (4.73%), raspadores (2.61%) y trituradores (1.66%).



**Figura 3** Variación temporal en la abundancia en los diferentes grupos funcionales alimenticios.

**Tabla 6** Variación temporal en el porcentaje de las abundancias de los grupos funcionales alimenticios.

GFA	Familia	Temporada				Porcentaje abundancia total
		Seca		Húmeda		
<b>Colector-Recolector (CG)</b>	Baetidae	31.95	78.42	62.65	50.69	67.79
	Leptophlebiae	0.09		1.01		
	Leptohyphidae	0.03		0.18		
	Chironomidae	61.71		18.78		
	Sarcophagidae	0.01		0.00		
	Elmidae	1.48		3.85		
	Tubificidae	0.48		0.00		
	Leptoceridae	2.03		5.40		
	Collembola	0.04		0.00		
	Hyalaelidae	0.12		6.12		
	Oligochaeta	2.06		2.02		
<b>Depredador (PR)</b>	Muscidae	1.86	5.50	1.54	4.73	5.2
	Empididae	53.21		26.64		
	Ceratopogonidae	5.80		16.22		
	Tabanidae	0.41		0.77		
	Dysticidae	1.45		0.00		
	Staphylinidae	0.41		0.00		
	Hydrobiosidae	11.18		13.13		
	Aeshnidae	0.00		0.39		
	Perlidae	4.14		3.86		
	Mesoveliidae	1.04		1.16		
	Velidae	0.00		0.00		
	Corydalidae	1.04		1.93		
	Limnesidae	8.70		1.54		
	Hygrobatidae	5.18		32.82		
Dugesidae	5.59	0.00				
<b>Triturador (SH)</b>	Limoniidae	10.84	0.945	0.00	1.66	1.22
	Tipulidae	43.37		8.79		
	Limnephilidae	45.78		91.21		
<b>Colector-Filtrador (CF)</b>	Simuliidae	98.15	10.49	96.38	5.04	8.39
	Hydropsychidae	1.85		3.62		
<b>Raspador (SC)</b>	Blepharoceridae	88.57	1.993	32.17	2.61	2.23
	Scirtidae	6.29		34.27		
	Glossosomatidae	0.57		0.00		
	Gripopterygidae	1.14		27.97		
	Hydrobiidae	0.00		1.40		
	Physidae	3.43		4.20		
<b>Perforador (PI)</b>	Hydroptilidae	100.00	2.653	100.00	35.26	15.17

### 5.3. Relación entre variables ambientales y comunidad de macroinvertebrados

Se realizó un primer análisis de componentes principales (ACP1) para examinar la variación de las variables ambientales en todos los sitios y temporadas (

**Tabla 7).** El análisis extrajo cuatro componentes que explicaron el 70.4% de la variación total de los datos. El primer componente principal (CP1) explicó el 30.5% de la variación, el segundo componente (CP2) el 21.8%, mientras que el tercer (CP3) y cuarto componente (CP4) el 9.4% y 8.6%, respectivamente.

**Tabla 7** Contribución de los 'eigenvalues' y porcentaje de varianza del primer análisis de componentes principales (ACP1).

CP	Eigenvalue	% varianza
1	10.38	30.53
2	7.44	21.87
3	3.20	9.40
4	2.94	8.64
	Suma	70.43

El CP1 reveló que la principal variación en las variables ambientales se basó en una alta correlación positiva entre la conductividad eléctrica y la mayoría de metales tóxicos, incluyendo Pb, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu y Mg, así como  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ . Estas variables mostraron una fuerte correlación negativa con el pH y, en menor grado, con la temperatura. Por su parte, el CP2 evidenció una fuerte correlación entre Ba, Li, Sr, Si, Cl, Ca, K, Na,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{NO}_3^-$  (**Figura 4A**). El CP3 estuvo representado por el oxígeno disuelto, Mo, U, Ti, V,  $\text{NO}_3^-$ , Ca y carbono orgánico disuelto. Finalmente, el CP4 se caracterizó por las variables de caudal, Cd y Zn (**Figura 4B**) (**Anexo 3**).

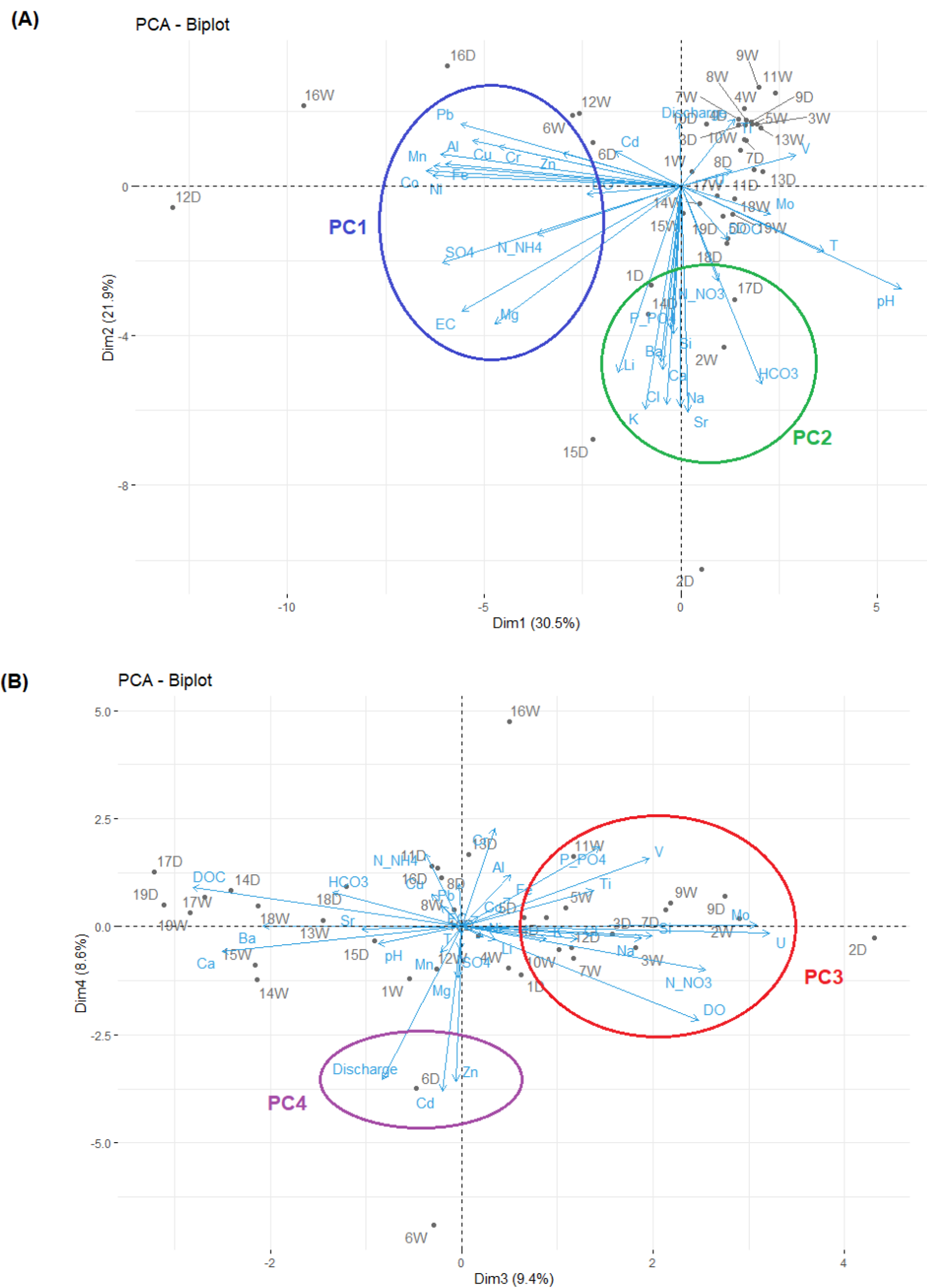
Se realizó un segundo análisis de componentes principales (ACP2), excluyendo los sitios donde no se encontraron macroinvertebrados (Sitios 6D, 12D, 14D, 15D, 16D, 12W y 16W), con el fin de utilizar los nuevos componentes como variables para un posterior análisis de correspondencia canónica (ACC) (**Tabla 8**). El ACP2 redujo las treinta y cuatro variables ambientales a cuatro componentes que explicaron una varianza total del 76.6%. El primer componente (CP1) explicó el 30.3%, el segundo componente (CP2) el

25.1%, el tercer componente (CP3) el 11.3% y el cuarto componente (CP4) el 9.8% de la varianza total.

**Tabla 8** Contribución de los 'eigenvalues' y porcentaje de varianza del segundo análisis de componentes principales (ACP2).

CP	Eigenvalue	% varianza
1	10.32	30.34
2	8.53	25.09
3	3.85	11.31
4	3.35	9.84
	Suma	76.58

Los aportes ('loadings') a lo largo del CP1 indicaron que la principal variación en las variables ambientales se basó en una alta correlación positiva entre la mayoría de los metales tóxicos (Pb, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni y Cu), la conductividad,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , mientras que estas variables mostraron una fuerte correlación negativa con el pH y, en menor grado, con la temperatura. En contraste, el CP2 se asoció positivamente con variables ambientales no tóxicas, incluyendo  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , Si, Cl, Ca, K, Mg, Na y  $\text{HCO}_3^-$  (**Anexo 3**).



**Figura 4** Análisis de Componentes Principales (ACP1) basado en variables ambientales en 19 sitios de muestreo. Los vectores representan los aportes ('loadings') de las variables ambientales. Los sitios de muestreo y sus respectivas temporadas (húmeda, W; seca, D) se muestran con puntos negros. **(A)** ACP para los ejes 1 (CP1) y 2 (CP2), **(B)** ACP para los ejes 3 (CP3) y 4 (CP4). La varianza total es del 70.4%.

La composición de la comunidad de macroinvertebrados fue analizada mediante un análisis de coordenadas principales (ACoP) basado en la abundancia de Bray-Curtis de cada sitio. Se generaron cuatro ejes que explicaron el 46.5% de la variación total (**Tabla 9**). Los gráficos del ACoP revelaron diferencias notables en la composición de macroinvertebrados durante la temporada húmeda, donde los sitios 1W, 4W, 6W, 12W, 15W y 16W mostraron una mayor dispersión y abundancias más bajas (**Figura 5A**). El ACoP evidenció efectos de temporada significativos y mayor abundancia para las familias Chironomidae, Leptoceridae y Baetidae (**Figura 5A**) (**Tabla 4**). La variación temporal fue evaluada mediante una prueba PERMANOVA, que reveló un efecto significativo ( $F=3.9$ ;  $p \leq 0.001$ ) (**Anexo 4**).

**Tabla 9** Contribución de los ‘eigenvalues’ y porcentaje de varianza del análisis de coordenadas principales (ACoP).

Eje	Eigenvalue	% varianza
1	1.2171	17.151
2	0.75045	10.575
3	0.71384	10.06
4	0.62212	8.767
	Suma	46.553



**Tabla 10** Contribución de los ‘eigenvalues’ y porcentaje de varianza del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC).

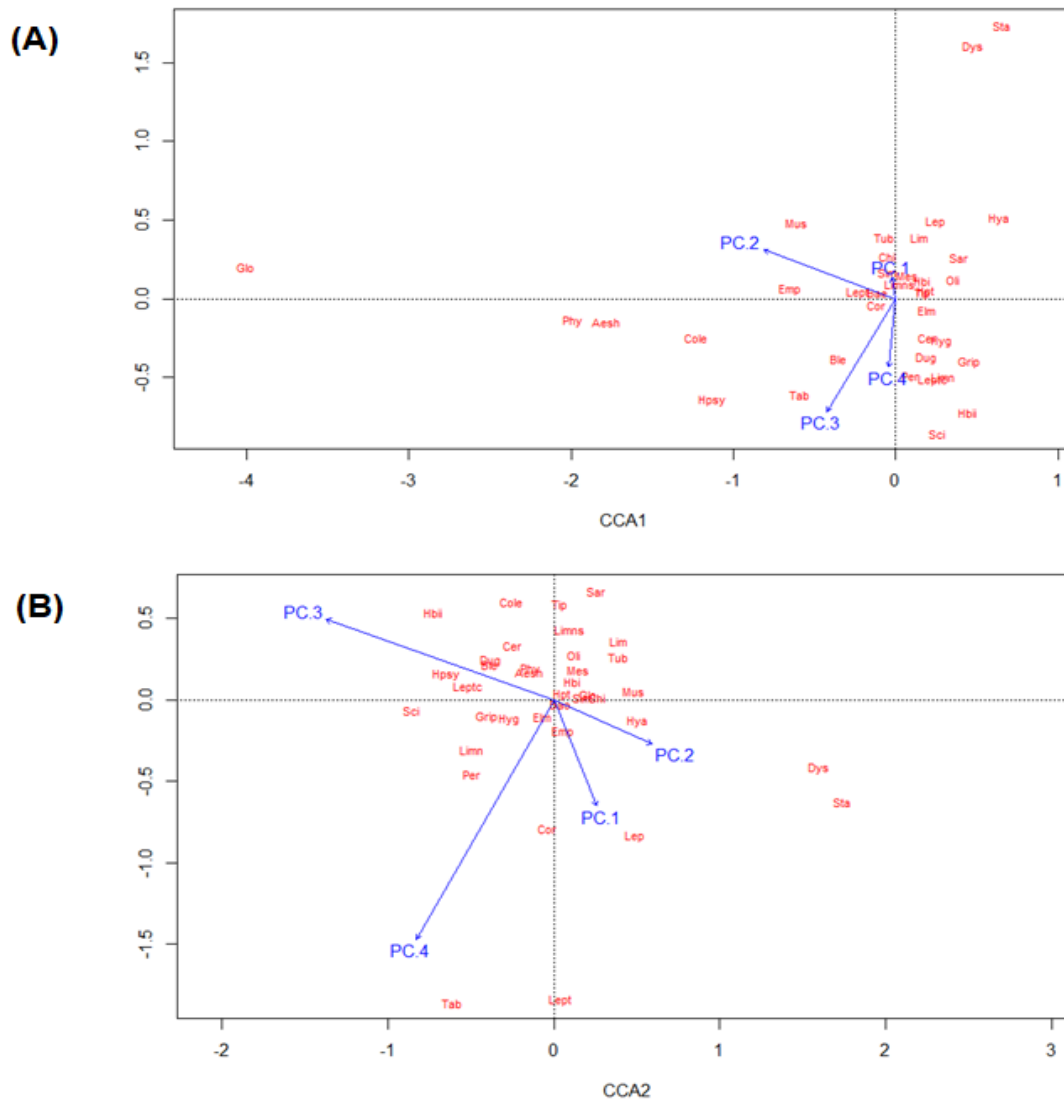
Eje	Eigenvalue	% varianza	valor p
1	0.123	40.86	0.113
2	0.095	31.47	<b>0.014</b>
3	0.061	20.27	<b>0.029</b>
4	0.022	7.41	0.79

Las familias Limnesiidae, Mesoveliidae, Hydrobiosidae, Hydroptilidae, Tubificidae, Oligochaeta, Leptophlebiidae, así como los dípteros Chironomidae, Limoniidae, Simuliidae y Sarcophagidae, mostraron una fuerte asociación con el CP1. El CP2 se asoció con Muscidae y Empididae, mientras que Tabanidae y Blepharoceridae se relacionaron con el CP3. Finalmente, el CP4 indicó asociaciones con Gripopterygidae, Perlidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Hygrobatidae y Dugesidae (**Figura 6A**). Los ejes 2 y 3 del ACC demostraron una asociación de Leptophlebiidae con el CP1, mientras que el CP2 exhibió una asociación con Hyalellidae, Dysticidae y Staphylinidae. Adicionalmente, el CP3 indicó un incremento en la abundancia de Hydrobiosidae, Hydropsychidae y Leptoceridae. Por último, el CP4 se asoció con las familias Tabanidae y Leptohyphidae (**Figura 6B**).

Se evaluó la relación entre los grupos funcionales alimenticios (GFA) y las variables ambientales, considerando la influencia de la temporada. Para este análisis, se realizó una revisión bibliográfica enfocada en identificar aquellas variables ambientales con relevancia ecológica específica para cada GFA (**Anexo 5**). Esto permitió reducir el número de predictores iniciales (n=35), priorizando aquellos con sustento científico. Posteriormente, se seleccionaron las variables que mostraron significancia estadística en relación con la abundancia de los GFA, así como aquellas con importancia ecológica (**Tabla 11**). El valor del *estimate* refleja la magnitud del efecto de cada variable sobre el GFA: a mayor valor, mayor es la influencia del predictor; a menor valor, su efecto es más limitado. Aunque los valores del *estimate* fueron variables, resultaron estadísticamente significativos, lo que indica una relación consistente entre las variables ambientales y la abundancia de los grupos funcionales.

Para los colectores-recolectores, las concentraciones de Si, Mg y OD fueron significativas, aunque el Si mostró una relación positiva con la abundancia. Aunque la variable "temporada" no presentó un valor de  $p$  significativo, se mantuvo en el análisis por su relevancia ecológica (**Figura 7**). En el caso de los colectores-filtradores, la abundancia estuvo en función de las concentraciones de Ti y V, donde solo este último presentó una relación positiva (**Figura 8**).

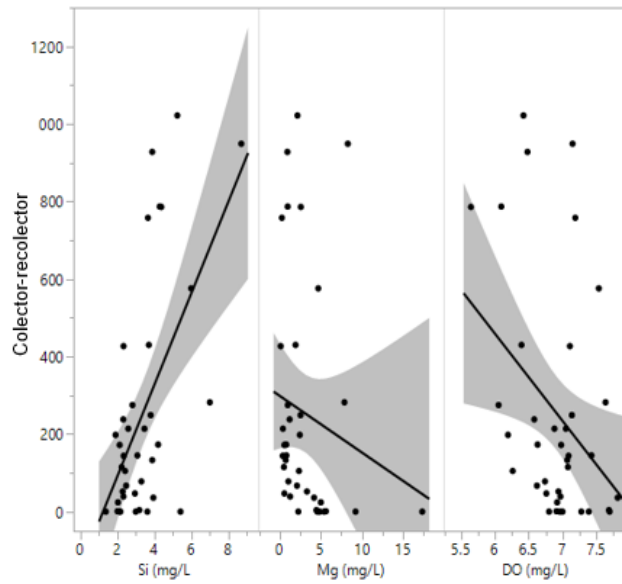
Para los depredadores, las concentraciones de Na, Mg,  $\text{PO}_4^{3-}$ , Fe, temperatura y pH fueron predictores significativos, siendo el Fe el único que mostró una relación negativa con la abundancia (**Figura 9**). Respecto a los trituradores, los parámetros que más influyeron en su abundancia fueron el U y la CE, donde esta última presentó una relación negativa (**Figura 10**). En el caso de los raspadores, el modelo mostró que las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y Fe fueron significativas, pero solo el  $\text{NO}_3^-$  exhibió una relación positiva (**Figura 11**). Finalmente, para los perforadores, su abundancia se relacionó negativamente con el OD (**Figura 12**).



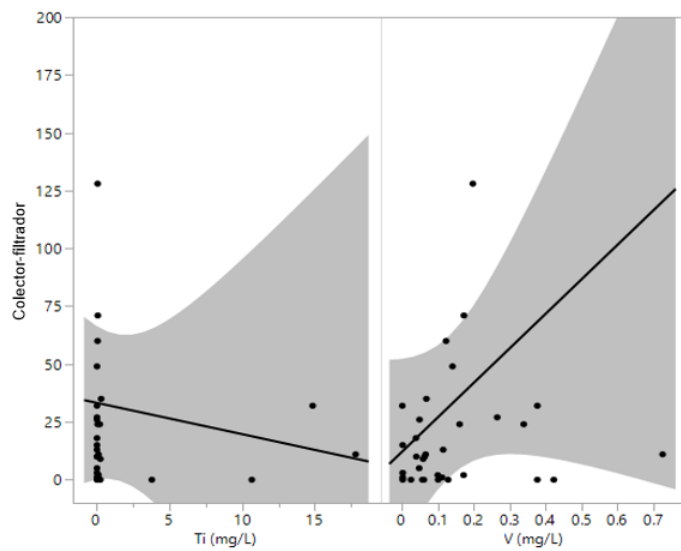
**Figura 6** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) escala tipo-2 de la distribución de macroinvertebrados en relación con la variación principal de las variables ambientales extraídas por ACP2. **(A)** Ejes 1 y 2, **(B)** Ejes 2 y 3.

**Tabla 11** Selección de modelos para describir la abundancia de cada uno de los seis grupos funcionales de alimentación (GFA) utilizando 34 variables ambientales y la temporada. Se muestran el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y las estimaciones de los predictores con su significancia, según el modelo seleccionado para cada GFA.

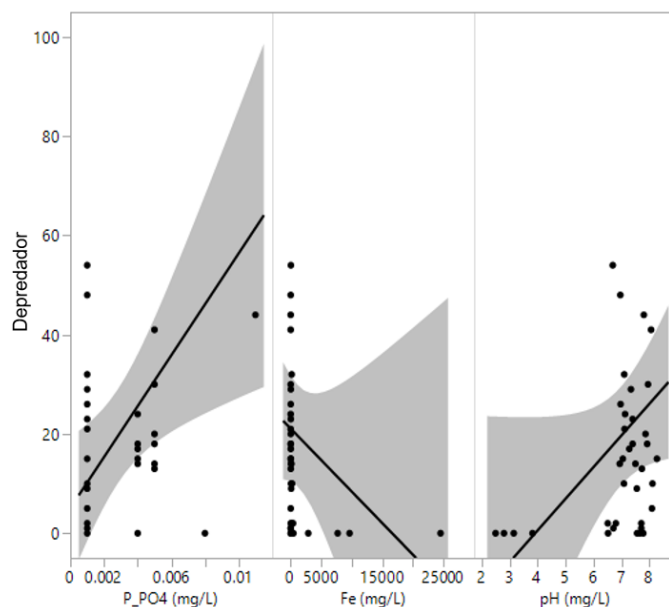
GFA	AICc	$R^2$	término	estimado	valor p
<b>Colector-Recolector</b>	511.91	0.687	Intercepto	1253.22	0.0095
			Si	149.31	<.0001
			Mg	-33.17	0.0034
			OD	-203.06	0.0049
			Temporada	62.37	0.0534
<b>Depredadores</b>	316.75	0.877	Intercepto	5.44	0.7817
			Na	7.75	<.0001
			Mg	-5.69	0.0003
			P_PO4 ( $PO_4^{3-}$ )	-3343.64	0.0056
			Fe	0.003	0.0086
			T	-1.72	0.0347
			pH	6.06	0.0431
			K	-15.3	0.0762
<b>Trituradores</b>	254.93	0.315	Intercepto	4.71	0.0162
			U	1.94	0.0048
			EC	-0.02	0.0557
<b>Raspadores</b>	299.06	0.443	Intercepto	2.55	0.4924
			N_NO3 ( $NO_3^-$ )	120.89	0.0003
			SO4 ( $SO_4^{2-}$ )	-0.36	0.0029
			Fe	0.003	0.014
			Sr	0.06	0.1191
<b>Perforadores</b>	516.42	0.169	Intercepto	1191.87	0.0163
			OD	-172.32	0.018
			Descarga	40.6	0.11
<b>Colector-filtrador</b>	452.09	0.225	Intercepto	-8.76	0.6596
			Ti	-15.47	0.0098
			V	464.83	0.0032



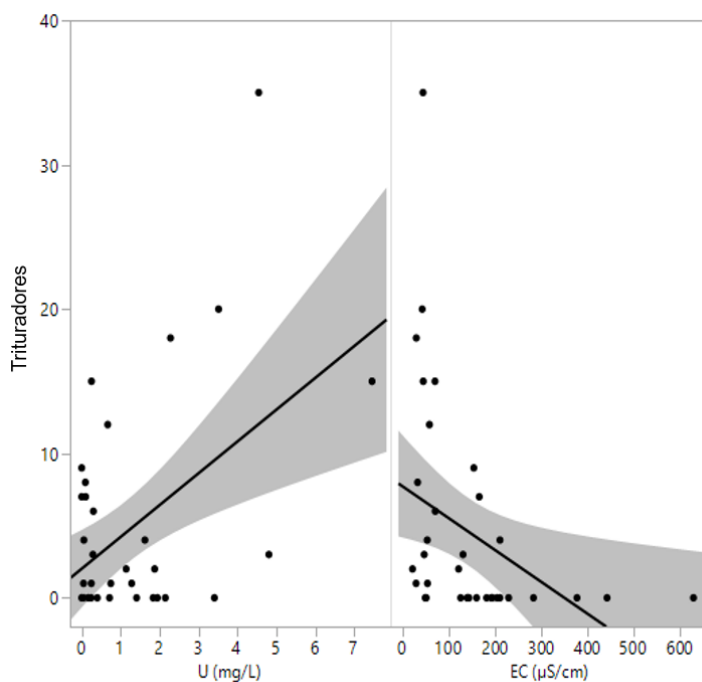
**Figura 7** Abundancia de colectores-recolectores en función de las concentraciones de sílice (Si), magnesio (Mg) y oxígeno disuelto (OD). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.



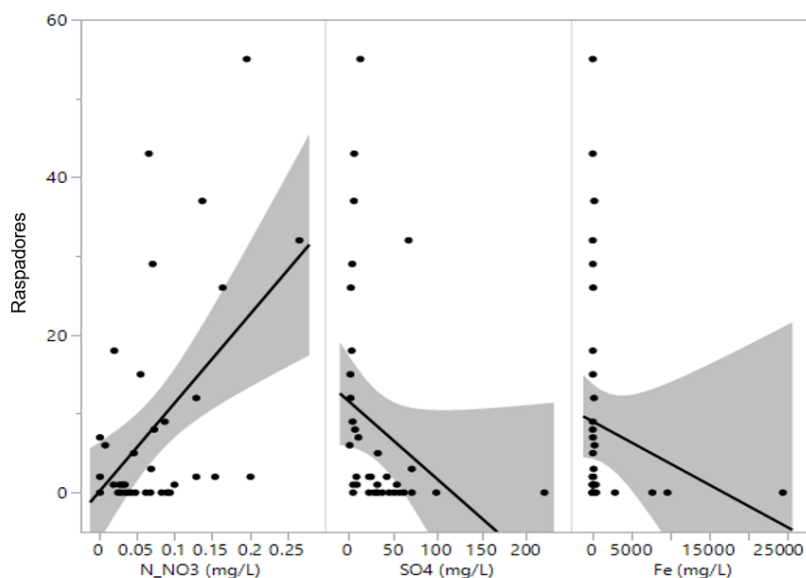
**Figura 8** Abundancia de colectores-filtradores en función de las concentraciones de titanio (Ti) y vanadio (V). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.



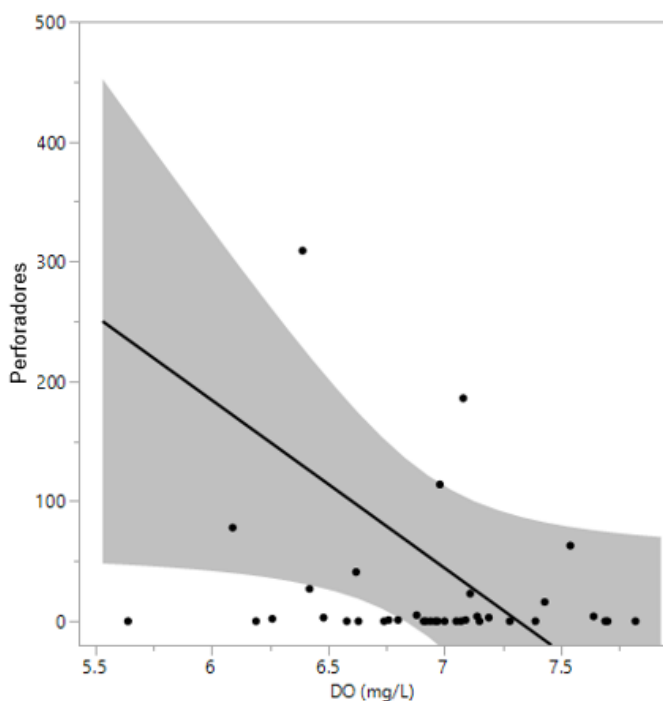
**Figura 9** Abundancia de depredadores en función de las concentraciones de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), hierro (Fe) y pH. Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.



**Figura 10** Abundancia de trituradores en función de las concentraciones de uranio (U) y conductividad eléctrica (CE). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.



**Figura 11** Abundancia de raspadores en función de las concentraciones de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y hierro (Fe). Para cada predictor, se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.



**Figura 12** Abundancia de perforadores en función de la concentración de oxígeno disuelto (OD). Se muestra la línea de regresión y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.

## VI. DISCUSIÓN

### 6.1. Evaluación de variables ambientales

#### 6.1.1. Parámetros fisicoquímicos

Los glaciares alpinos son muy vulnerables al cambio climático, con aumentos sostenidos de la temperatura del aire desde 1969 (97). Estudios realizados en la Cordillera Blanca muestran una relación entre la temperatura y la aceleración en la pérdida de masa glaciar. En Recuay, se observó una disminución de la temperatura media, que pasó de 13.3 °C en 1992 a 11.1 °C en 2022, así como una reducción de la temperatura máxima promedio de 22.6 °C en 1992 a 19.5 °C en 2012. En contraste, la temperatura mínima mostró un incremento sostenido, de 2.75 °C en 1989 a 5.32 °C en 2009 (98). Este aumento de las mínimas se interpreta como un factor clave en la aceleración del retroceso glaciar, ya que está más relacionado con las características de las masas de aire que con la radiación solar diaria, reflejando directamente el efecto del calentamiento global a nivel local. Además, la reducción del rango diario de temperaturas ha sido señalada como una de las huellas más consistentes del cambio climático a escala global (4,98).

En la cuenca del río Santa se proyecta un incremento térmico de hasta 3.6 °C hacia 2100, lo que ha acelerado la pérdida de cobertura glaciar (5). El retroceso de los glaciares altera significativamente la hidroquímica de los ríos al modificar la dinámica hidrológica y las fuentes de aporte de agua. A medida que disminuye la cobertura glaciar, se reduce el flujo de agua de deshielo estacional, lo que impacta el caudal y la calidad del agua. El agua proveniente del deshielo transporta iones y nutrientes producto de procesos de meteorización química en el lecho glaciar, influenciando así los ciclos biogeoquímicos en las cuencas altoandinas (41,99). Por otro lado, la disminución de los glaciares está vinculada a un aumento en la temperatura del agua, pudiendo elevarse hasta una máxima semanal promedio de 1.6 °C (43).

En este estudio se registraron temperaturas bajas del agua en todos los puntos durante la temporada seca, destacando el sitio 16 con 1.4 °C debido a la cercanía al glaciar Pastoruri, lo que refleja su efecto regulador. Esto coincide con el desarrollo de un gradiente térmico longitudinal que se intensifica con la distancia del glaciar ((68). En contraste, durante la temporada húmeda, las temperaturas fueron más elevadas,

oscilando entre 6.1 °C y 18.5 °C (**Tabla 3**). A mayor retroceso glaciar, se espera una disminución en el caudal de los ríos a largo plazo, lo que puede contribuir al aumento de la temperatura del agua debido a tres factores: (1) mayor absorción de energía atmosférica por temperaturas más cálidas del aire, (2) reducción del aporte relativo de agua fría de origen glaciar frente a aguas subterráneas más cálidas, y (3) disminución de la capacidad térmica del río por caudales más bajos (68).

El retroceso glaciar puede modificar la movilización de sedimentos, la capacidad erosiva de la precipitación y el caudal. En la temporada seca, la descarga máxima fue 2.29 m<sup>3</sup>/s, mientras que en la húmeda se duplicó a 4 m<sup>3</sup>/s (**Tabla 3**), reflejando un notable efecto de las precipitaciones. Este aumento estacional también se relaciona con una mayor movilización de sedimentos, algunos de estos, pertenecientes al sistema subglaciar (43,100). Por otro lado, los valores de conductividad eléctrica (CE) fueron más bajos en la temporada húmeda en comparación con la seca, lo cual puede atribuirse al efecto de dilución por las lluvias. Asimismo, al aumentar el caudal, el agua fluye rápidamente a través del hielo y arrastra menos minerales. En cambio, a menor caudal, el agua se mueve más lentamente por zonas donde el hielo ya está en contacto con la roca, lo que permite que arrastre más solutos y aumente la CE (Han et al., 2015).

Los glaciares almacenan carbono orgánico, que puede liberarse como carbono orgánico disuelto (COD) al derretirse (46). Debido al retroceso glaciar, hay un mayor desarrollo de suelos y cobertura vegetal en las cuencas, lo que amplía la disponibilidad de carbono alóctono y un aumento de COD en los ríos (102). Este aporte de COD es más evidente en sitios de menor altitud, por debajo de la línea de árboles, donde hay mayor vegetación y el agua fluye a través de suelos con mayor contenido de materia orgánica (68). Los resultados mostraron que las concentraciones de COD fueron similares en promedio en ambas temporadas (**Tabla 3**). El valor más alto en temporada seca (2.49 mg/L) se registró en un sitio no directamente influenciado por el deshielo glaciar, ubicado aguas abajo y cercano a una carretera (**Figura 2**), lo que sugiere una mayor influencia de fuentes alóctonas y actividad humana. En la temporada húmeda, el máximo valor (1.37 mg/L) se encontró en el sitio 19, posiblemente como resultado del

arrastre de materia orgánica superficial desde suelos y vegetación debido a las lluvias intensas.

El pH del agua se mantuvo en rangos neutros a ligeramente alcalinos (6–9) en la mayoría de los sitios; sin embargo, se registraron valores ácidos (pH 2–3) en el sitio 12 (quebrada Shallap) y el sitio 16 (glaciar Pastoruri) (**Tabla 3**). Guittard et al. (2017) y Santofimia et al. (2017) (27,32) observaron que, a medida que las aguas glaciales descienden hacia el río Santa, su pH tiende a neutralizarse, lo que sugiere un efecto combinado de dilución con aguas subterráneas más neutras y la presencia de minerales neutralizantes, como carbonatos. Este comportamiento también ha sido documentado en otras quebradas de la Cordillera Blanca (52). Sin embargo, en quebradas como Shallap, donde los aportes no glaciares son escasos o nulos, se mantiene una acidez persistente a lo largo del cauce (52). Un fenómeno similar podría estar ocurriendo en Pastoruri, donde la ausencia de ingreso de aguas no glaciares limitaría la capacidad de neutralización.

#### 6.1.2. Evaluación de nutrientes y metales

En los ecosistemas de alta montaña, los nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, suelen ser limitados debido a la escasa cobertura vegetal, especialmente por encima de la línea de árboles (103,104). Y en zonas glaciares, sus concentraciones en el agua pueden ser influenciadas por la alteración y la magnitud del deshielo (49).

Nuestros resultados confirman esta tendencia, mostrando concentraciones muy bajas de fosfato, nitrato y amonio, particularmente durante la temporada húmeda (**Anexo 1**). Esta escasez de nutrientes podría explicarse por la mayor dilución causada por el incremento del caudal durante las lluvias, lo que reduce su retención en el sistema (68). Aunque el deshielo puede actuar como fuente de nutrientes, como carbono, nitrógeno y fósforo a través de la erosión física y la meteorización del lecho rocoso, la mayor parte del fósforo liberado en ambientes glaciares se asocia a partículas de arcilla (41,104). Nuestros resultados muestran que la proporción  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  es más alta durante la temporada seca que en la húmeda, lo cual contrasta con lo observado en los Alpes, donde esta proporción tiende a aumentar con un mayor aporte de agua de deshielo (104). En este estudio, durante la temporada seca el caudal fue más bajo, lo que pudo generar condiciones más reductoras (menos oxígeno) en el fondo del río. Bajo estas

condiciones, el nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) tiende a ser consumido más rápidamente, mientras que el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), que es más estable en ambientes sin oxígeno, se acumula, elevando la proporción  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  (105).

Los sitios con pH ácido (sitios 12 y 16) presentaron concentraciones elevadas de Fe, Mn, Al y  $\text{SO}_4^{2-}$  (**Anexo 1**). Estudios previos han identificado la dominancia de aniones como  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  en el agua proveniente del deshielo glaciar (32,99). En presencia de oxígeno (o incluso en niveles bajos), la oxidación de sulfuros como la pirita genera ácido sulfúrico, liberando iones metálicos (Fe, Mn, Al) y reduciendo el pH (32,88). Esto fue observado en el CP1 del ACP1 (**Figura 4 y Anexo 3**), donde un menor pH se correlaciona con mayor CE,  $\text{SO}_4^{2-}$  y metales, como Fe, Mn y Al. A diferencia del Fe y Al, que tienden a precipitar rápidamente, el Mn permanece en solución a lo largo de los cauces del río Shallap y del río Santa, lo que refleja la persistencia de condiciones ácidas (27,52). En contraste, cuencas como Cojup o Palcacocha, donde existen aportes de sulfatos debido al deshielo glaciar, el pH se ha mantenido cercano a la neutralidad debido a la disponibilidad de minerales carbonatados y aguas de origen no glaciar (52).

En el caso particular de la quebrada Shallap, la combinación de un pH bajo, alta CE y elevadas concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  sugiere un estado avanzado de generación de DAR. Esta acidez puede deberse a varios factores (52,55):

1. El poco aporte no glaciar o subterráneo que puedan neutralizar el agua ácida, lo que impide procesos de dilución o amortiguamiento natural.
2. Mayor proporción de minerales sulfurados (como la pirita) presentes en el área, atribuida a la exposición de la Formación Chicama.
3. El retroceso glaciar favorece la entrada de oxígeno en el sistema subglacial, acelerando la oxidación de pirita y la formación de ácido sulfúrico (DAR).

Los precipitados de hierro pueden mostrar distintos grados de enriquecimiento en elementos como V, Pb, Zn, Cr, Ba, Cu y Ni (32). Esta tendencia es coherente con nuestros resultados, donde los sitios con mayores concentraciones de Fe, particularmente los sitios 12 y 16, también presentaron niveles elevados de estos metales (**Figura 4, Anexo 1 y Anexo 3**). Este fenómeno no es exclusivo de la CB, ya que mecanismos similares han

sido documentados globalmente. Ejemplos incluyen las Montañas Sugar en Canadá (37), los Pirineos Centrales que abarcan España y Francia (30), y el Monte Evans en Estados Unidos (38), donde la interacción de sulfuros, particularmente la  $FeS_2$ , con oxígeno y agua genera DAR.

El cambio climático exagera el drenaje ácido al incrementar la precipitación y alterar los ciclos hidrológicos, lo que acelera los procesos de meteorización. Las tormentas intensas después de períodos secos elevan dramáticamente las concentraciones de ácidos y metales (39). El calentamiento atmosférico, especialmente en regiones alpinas, acelera la degradación de glaciares y permafrost, exponiendo más rocas con contenido de sulfuros y amplificando los procesos de drenaje ácido, particularmente en áreas con mineralización de sulfuros metálicos (30,34).

## 6.2. Composición de la comunidad de macroinvertebrados

### 6.2.1. Estructura de la comunidad

La variabilidad de los parámetros fisicoquímicos del agua influye directamente en la estructura y composición de las comunidades biológicas. En los ríos alimentados por glaciares, las condiciones extremas, como las bajas temperaturas, alta radiación ultravioleta y escasa disponibilidad de nutrientes, generan un entorno hostil para la vida acuática (41,106). Sin embargo, a medida que estas cuencas experimentan los efectos del retroceso glaciar, los ecosistemas acuáticos se convierten en ambientes más templados y estables, lo que genera un cambio en sus comunidades (43,68). Este proceso afecta la diversidad alfa, beta y gamma de los macroinvertebrados, promoviendo la colonización por especies generalistas y la sustitución o desaparición de otras (70,107).

Durante la temporada húmeda, el aumento del caudal y el arrastre de sedimentos alteran tanto la disponibilidad de hábitat como la calidad del agua (108,109). Este periodo se caracteriza por lluvias intensas y crecidas repentinas, que generan perturbaciones físicas en los ecosistemas acuáticos, provocando el arrastre y la mortalidad de organismos, la pérdida de vegetación ribereña y la desestabilización del sustrato (110,111). Estas condiciones podrían conducir a una homogeneización del

hábitat (112). En contraste, la temporada seca se asocia con caudales más bajos y una mayor retención de nutrientes, lo que favorece la diversidad biológica mediante la creación de ambientes más heterogéneos (109,112). Estas variaciones estacionales también se relacionan con los ciclos de vida de las especies y la disponibilidad de recursos. La estacionalidad en la oferta de alimento puede influir notablemente en los ciclos biológicos, generando fluctuaciones en la abundancia y composición de ciertos taxones (113).

Los resultados muestran una mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados durante la temporada seca, lo cual fue mostrado por la diferenciación en la estructura comunitaria del análisis de coordenadas principales (ACoP) (**Figura 5**) y confirmada mediante PERMANOVA (**Anexo 4**). Este patrón coincide con otros estudios en ecosistemas de alta montaña, donde la diversidad y riqueza de macroinvertebrados tienden a alcanzar su máximo durante los periodos de bajo caudal (106,107,109,114). Esto debido a la disminución de la fuerza de arrastre del agua, la turbidez y los cambios bruscos en el sustrato, lo que permite una mayor estabilidad del hábitat y facilita el asentamiento de organismos tanto en distintos hábitats (108,114). En contraste, durante la temporada húmeda, los eventos de alto caudal y crecidas pueden generar pérdidas poblacionales severas y alteraciones en la estructura comunitaria (109,113). Sin embargo, este patrón general presenta excepciones en algunos sitios influenciados directamente por el derretimiento glaciar (como los sitios 3, 6, 12, 13 y 16) (**Tabla 5**), donde se registró una mayor abundancia y riqueza durante la temporada húmeda.

Además de la influencia estacional, la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en ríos de influencia glaciar está condicionada por factores longitudinales y altitudinales. La riqueza de especies aumenta desde los polos hacia el ecuador y disminuye a lo largo del gradiente altitudinal (115,116). Estos patrones han sido asociados a reducciones en la productividad de los ecosistemas, la disponibilidad de oxígeno y la temperatura, así como al estrés fisiológico impuesto por condiciones climáticas extremas (69,116,117). En ambientes de gran altitud, las comunidades acuáticas suelen presentar baja diversidad alfa, aunque con una alta variabilidad local, debido a la influencia de la heterogeneidad del hábitat (116). La estrecha distribución

altitudinal de muchas especies alpinas aumenta su vulnerabilidad al cambio climático, obligándolas a desplazarse a rangos cada vez más limitados (118).

En el caso de los Andes tropicales, la altitud y la dinámica hidrológica condicionan de manera directa la composición y distribución de los macroinvertebrados. En zonas de influencia glaciar, el estrés combinado por la alta radiación solar y la presencia de metales naturales disueltos reduce la riqueza (83). Además, en zonas altoandinas hay una limitada disponibilidad de alimento, ya que la productividad primaria disminuye con la altitud (119). Sin embargo, a medida que disminuye la altitud y la cobertura glaciar, las condiciones ambientales mejoran (mayor temperatura del agua, mayor estabilidad del canal y menor turbidez), favoreciendo comunidades más diversas y estables, donde coexisten especies tolerantes al disturbio con taxones competitivos (107,120–124).

Los dípteros, principalmente la familia Chironomidae, son el grupo de mayor dominancia en los ríos altoandinos (107,124,125). Los resultados coincidieron con este patrón al mostrar a los quironómidos como el taxón más abundante en ambas temporadas, sobre todo durante la seca (**Tabla 4**). Esta dominancia también ha sido reportada en diversos ecosistemas de alta montaña y ambientes glaciares, donde pueden representar hasta el 65% de la comunidad de macroinvertebrados (106,107,119,124). Su éxito ecológico se debe a su tolerancia a condiciones extremas, como bajas temperaturas, hipoxia, pH bajos, variabilidad del caudal y elevada carga de sedimentos (126–128). Además, poseen estrategias adaptativas como cuerpos pequeños, ciclos de vida cortos, reproducción continua y la capacidad de colonizar una amplia gama de hábitats, incluyendo sustratos finos donde construyen refugios tubulares (108,113).

La prevalencia de las familias de macroinvertebrados también se relaciona con el grado de influencia glaciar: en sitios con mayor aporte de agua de deshielo, donde la temperatura, la estabilidad del canal y la conductividad son bajas, aumenta la proporción de especies pequeñas, tolerantes y oportunistas, como los Chironomidae (68). Estas características aseguran una rápida resiliencia ante disturbios estacionales, y explican por qué su abundancia relativa no muestra una variación temporal significativa (113). Entre los quironómidos destaca el género *Diamesa*, altamente especializado para las condiciones de ríos alimentados por glaciares (127).

El segundo orden con mayor abundancia en ambas temporadas fue Ephemeroptera, lo cual se explica por su alta diversidad taxonómica, que agrupa numerosas familias y géneros capaces de colonizar una amplia variedad de hábitats en el ecosistema fluvial (108). Su menor abundancia se registró durante la temporada húmeda (**Tabla 4**), lo cual ha sido atribuido al efecto de los caudales altos que arrastran a estos organismos, reduciendo su densidad. La temporada seca, caracterizada por corrientes bajas, suele coincidir con los periodos de mayor emergencia y crecimiento de las efímeras, lo que favorece su reproducción y abundancia (113). Entre las familias de este orden, Baetidae por su amplia distribución y adaptabilidad a distintos tipos de corrientes. Esta familia muestra una oviposición activa, que se ve favorecida en periodos de bajo caudal, cuando la disponibilidad de sustratos rocosos expuestos facilita la deposición de huevos. Además, esta familia posee una elevada tolerancia a condiciones ambientales variables, incluyendo ciertos niveles de contaminación, lo que amplía su espectro ecológico y favorece su persistencia en ambientes perturbados (129).

#### 6.2.2. Composición funcional de la comunidad

Las variaciones estacionales influyen de manera significativa en la dinámica ecológica de los macroinvertebrados bentónicos, afectando tanto su abundancia como la composición de los grupos funcionales de alimentación (GFA). Este cambio se debe a la cantidad y calidad del alimento disponible, al tipo de corriente y a las condiciones climáticas. Estos organismos, especialmente en cabeceras de cuenca, han evolucionado adaptándose a regímenes estacionales relativamente predecibles (130). Sin embargo, al igual que con la estructura de la comunidad, a medida que las condiciones ambientales se vuelven menos extremas y más homogéneas (mayor temperatura, menor caudal y aumento en la estabilidad hidrológica), aumenta el número de especies generalistas (68,70,75,131). Esto debido a que los procesos ecológicos en zonas de alta montaña tienden gradualmente a parecerse a los de menor altitud. El aumento de la temperatura favorece la dispersión de herbívoros hacia mayores elevaciones. De igual forma, el calentamiento del suelo estimula la descomposición y el reciclaje de nutrientes, al aumentar la actividad de los descomponedores (132). A medida que las condiciones ambientales cambian, se observa un aumento de la diversidad funcional, mientras que se reduce la redundancia funcional, es decir, la cantidad de especies que cumplen

funciones especializadas. Esta reducción podría disminuir la resistencia y resiliencia de las comunidades frente al cambio climático (131).

Durante la temporada seca, la heterogeneización del hábitat, facilita mayores oportunidades de colonización para los macroinvertebrados, y, en consecuencia, una mayor diversidad taxonómica y funcional (109) (**Tabla 6**). Esta heterogeneización beneficia particularmente a ciertos GFA, como los colectores-recolectores, filtradores y depredadores (**Figura 3**).

Durante la temporada seca, los colectores-recolectores (CG) fueron el grupo dominante, seguidos por los colectores-filtradores (CF) y con menor representación de los perforadores (PI) (**Figura 3** y **Tabla 6**). Diversos estudios coinciden sobre la dominancia de los CG en comparación con otros grupos funcionales (133–137). Esta dominancia de CG y CF en la mayoría de sitios muestreados puede atribuirse a la presencia de hábitats que favorecen la retención y disponibilidad de materia orgánica, en especial la materia orgánica particulada fina en suspensión (MOPF) (138). En regiones altoandinas, se ha observado un incremento en la abundancia de CG, lo cual sugiere que estos ríos suelen estar dominados por familias que se alimentan principalmente de MOPF, debido a la baja disponibilidad de perifiton y materia orgánica particulada gruesa (MOPG) (139).

Dentro del grupo de CG, los dípteros como Chironomidae son los más representativos (**Tabla 6**). En ambientes extremos como ríos glaciares, el grado de competencia es bajo, y organismos como los Chironomidae, tienden a prosperar por sus características omnívoras y oportunistas, que les permite aprovechar una amplia gama de recursos alimenticios en comparación con otras familias. Este rango alimentario incrementa sus probabilidades de supervivencia y reproducción (67,140–142), y explicaría su dominio en escenarios de retroceso glaciar (54).

Durante la temporada húmeda, los perforadores, presentaron la segunda mayor abundancia dentro de los grupos funcionales (**Figura 3**). Esto puede estar asociado a un aumento de la familia Hydroptilidae, la cual se alimenta principalmente de algas filamentosas o perifiton. La presencia de esta familia suele asociarse a un mayor crecimiento algal, favorecido por el incremento en la disponibilidad de nutrientes transportados por las intensas descargas fluviales durante las lluvias (143,144). Sin

embargo, otros estudios señalan que este incremento en la productividad primaria puede verse limitado por la alta turbidez del agua, característica de los ríos altoandinos durante la temporada de lluvias. La elevada carga de partículas suspendidas, coloidales y disueltas reduce la penetración de la luz y restringe el desarrollo de microalgas (145). A ello se suma la inestabilidad del lecho fluvial generada por los altos caudales, que provoca disturbios físicos capaces de disminuir la producción primaria bruta hasta en un 53% (146). Y, por el contrario, mencionan que durante la temporada seca se presentan condiciones hidrológicas más estables y aguas más claras, debido al menor aporte de agua de deshielo y, por ende, a una reducción en la concentración de sedimentos en suspensión. Esta mayor transparencia, favorece la penetración de luz y estimula el crecimiento del perifiton y otros productores primarios bentónicos (70,147,148).

En los ríos altoandinos, donde el aporte alóctono de materia orgánica es bajo debido a la escasa cobertura vegetal y suelos poco desarrollados, la producción primaria autóctona de algas bentónicas, diatomeas y cianobacterias constituye la base energética esencial para la red trófica (149). La composición del perifiton varía según las condiciones ambientales y difiere significativamente entre arroyos alpinos, lo que resulta relevante dado que el valor nutritivo de sus componentes principales (diatomeas, cianobacterias y algas verdes), puede variar considerablemente. En ríos glaciales con escasa vegetación ribereña, el alto caudal, reduce la retención de materia orgánica, limitando su disponibilidad para los invertebrados. No obstante, en tributarios con mayor distancia del glaciar, el aporte de fuentes alóctonas de carbono puede ser más significativo (75). En los ríos de origen glaciar, se ha observado que las concentraciones más altas de fósforo soluble reactivo provienen del aporte directo del agua de glaciar, lo que refuerza su papel en la disponibilidad de fosfato en estos sistemas (140). De manera similar, en cuencas con acumulación estacional de nieve, el deshielo transporta nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) hacia los ríos, provenientes de procesos de nitrificación en los suelos superficiales o de la deposición atmosférica durante el invierno (150). Este pulso de nutrientes, combinado con condiciones favorables de radiación, puede favorecer la producción primaria al inicio de la temporada de deshielo, especialmente en ríos glaciales (146). Los resultados de este estudio respaldan esta información, ya que se

registraron mayores concentraciones de nutrientes asociados al fitoplancton (nitratos y fosfatos) durante la temporada seca (**Anexo 1**).

En cuanto a los trituradores (SH) y raspadores (SC), fueron los grupos menos abundantes durante ambas temporadas, con una disminución especialmente marcada en la seca (**Figura 3 y Tabla 6**). Esta baja representación es coherente con lo reportado en ecosistemas altoandinos, donde estos grupos suelen ser escasos debido a las condiciones ambientales extremas: temperaturas frías, alta radiación UV, baja cobertura vegetal y escasa entrada de materia orgánica gruesa (MOPG)(139,151). Los SH dependen de la disponibilidad de detrito alóctono como hojas y restos vegetales, los cuales son escasos en las zonas de alta montaña por la limitada vegetación ribereña (94). En estas áreas, el ingreso de MOPG tiende a ser muy bajo o inexistente, lo que limita la colonización de estos macroinvertebrados (79,151,152). Además, a mayor altitud, la descomposición microbiana es más lenta y el acondicionamiento del detrito menos eficiente, reduciendo aún más su calidad como recurso alimenticio (139). En cuanto a los SC, su escasa presencia puede deberse al bajo desarrollo del perifiton en ríos con alta influencia glaciar. Las bajas temperaturas, la turbidez elevada y la escasa penetración de luz en estos ecosistemas limitan el crecimiento de algas (70,145).

Sin embargo, a pesar de su baja abundancia general, se observó un ligero incremento en las poblaciones de SH y SC durante la temporada húmeda. Este aumento en puede atribuirse a una mayor disponibilidad de detrito alóctono (MOPG), producto del arrastre por escorrentía y lluvias intensas. En ecosistemas templados y tropicales, se ha documentado un patrón similar, donde estos grupos incrementan su presencia durante la temporada de lluvias, y luego disminuyen cuando cesa el aporte de materia orgánica, coincidiendo con el inicio de la temporada seca (94).

### 6.3. Relación entre variables ambientales y comunidad de macroinvertebrados

La composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos están influenciadas por las condiciones ambientales del hábitat, incluyendo la presencia de metales, nutrientes y salinidad. Condiciones adversas de estos factores pueden limitar la presencia de familias sensibles, promoviendo el dominio de especies más tolerantes en áreas impactadas (153), e inducir cambios en sus rasgos funcionales (142).

Los resultados del ACC tipo 2 revelaron que las concentraciones de metales tóxicos (Pb, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni y Cu) (CP1) y las variables de caudal y oxígeno disuelto (CP4) fueron factores que influyeron en la composición de las comunidades de macroinvertebrados (**Figura 6A**). La influencia de los metales sobre la biota acuática ha sido ampliamente documentada, mostrando efectos negativos en la abundancia total y la riqueza de especies, especialmente en condiciones de baja concentración de oxígeno y pH ácido, que aumentan la biodisponibilidad de los iones metálicos (83). De la misma manera, las variaciones en la acidez inducen cambios temporales en la diversidad y funciones de estas comunidades. Un pH bajo puede afectar directamente procesos fisiológicos clave en los invertebrados acuáticos, como la osmorregulación, el intercambio iónico y la respiración, además de movilizar e incrementar la toxicidad de los metales (154), mientras que un mayor pH está asociado positivamente con la diversidad taxonómica  $\alpha$  y  $\beta$  (130). Estos resultados coinciden con nuestras observaciones, donde los sitios con pH más bajos (sitios 6, 12 y 16) presentaron una menor riqueza de familias (**Tabla 3 y Tabla 5**). Asimismo, la deposición de precipitados como oxihidróxidos de hierro sobre el lecho de los ríos puede cubrir completamente el sustrato, empobreciendo la calidad del hábitat y limitando las fuentes alimenticias disponibles para la fauna bentónica (83). Estudios similares demuestran que metales como el Cd, Pb y Zn reducen la abundancia y riqueza de especies de macroinvertebrados (155).

El rol del caudal y del oxígeno disuelto también es relevante en la estructuración de estas comunidades. Caudales altos pueden generar inestabilidad en los canales, movilización de sedimentos y aumento de la turbidez, afectando directamente la colonización y el desarrollo de ciertas especies (156,157). La turbidez puede reducir la producción primaria al impedir la penetración de la luz, limitando así los recursos alimenticios como el perifiton, base de la dieta de varios grupos funcionales (107). Estudios realizados en los Andes ecuatorianos y el Altiplano muestran que niveles bajos de oxígeno disuelto, afectan negativamente a organismos sensibles (158,159).

Otros estudios han destacado variables como la temperatura del agua y del aire, el fósforo total, el mercurio y la estabilidad del canal como factores determinantes en la

composición de macroinvertebrados (106,107,153). Por ejemplo, nutrientes como el fósforo en concentraciones elevadas (>0.3 mg/L) puede provocar la desaparición de algunos géneros de macroinvertebrados, y niveles extremos (3.5 mg/L) eliminar hasta el 50% de los géneros presentes (160). La temperatura, por su parte, regula tasas de crecimiento, metabolismo y reproducción, y puede actuar como filtro ecológico que favorece a organismos termo tolerantes (72,153,159). Otros parámetros, como la materia orgánica disuelta y el amonio han mostrado correlaciones negativas con la abundancia de macroinvertebrados, mientras que el sulfato tiene un efecto positivo, sugiriendo respuestas diferenciadas a nutrientes según su naturaleza química (130).

El ACC tipo 2 reveló una clara asociación entre ciertas familias de macroinvertebrados y el componente principal CP1, asociado con alta concentración de metales, como Pb, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni y Cu (**Figura 6A**). Entre las taxa con mayor afinidad a estos ambientes enriquecidos por metales se encuentran las familias Limnesiidae (Arachnida), Mesoveliidae (Hemiptera), Hydrobiosidae e Hydroptilidae (Trichoptera), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Tubificidae y Oligochaeta (Annelida), así como varias de Diptera (Chironomidae, Limoniidae, Simuliidae y Sarcophagidae). Esta distribución coincide con la capacidad de varios de estos grupos para tolerar condiciones ambientales extremas, incluyendo la presencia de metales y pH ácido. Por ejemplo, Oligochaeta ha sido previamente relacionada con altos niveles de carbonatos, nutrientes, y metales, como Cd y Al, mientras que varios representantes de Diptera han mostrado afinidad con ambientes contaminados por Cr, As, Hg y fósforo total (153). La familia Chironomidae, en particular, es conocida por su alta tolerancia a la contaminación y su presencia frecuente en cuerpos de agua con pobre calidad, lo que se reflejó en su asociación con el CP1 y su abundancia en los tramos glaciarios del estudio, caracterizados por aguas frías, bajo pH y escasa materia orgánica (53,83).

Asimismo, aunque Trichoptera suele considerarse un orden menos tolerante a la contaminación, algunas familias, como Hydrobiosidae, han sido identificadas como resistentes a metales como As y Hg (153), lo que explicaría su asociación con el componente CP1. Esta variabilidad también se observa en Ephemeroptera. Aunque, en general, son sensibles a la acidificación (154), las familias Baetidae y Leptophlebiidae

han mostrado respuestas más diversas: Baetidae, es reconocido por su tolerancia a aguas fuertemente contaminadas, y Leptophlebiidae ha sido registrada en ambientes con altos niveles de Cd, Hg y Al, mostrando resistencia a la contaminación por metales (153). Esto coincide con nuestros resultados, en los que Leptophlebiidae, pese a su categorización habitual como sensible, aparece asociada al CP1. En el caso de Mesoveliidae (Hemiptera), su presencia en sitios impactados puede explicarse por sus adaptaciones particulares, como la respiración aérea, su capacidad de desplazarse por la superficie del agua y, eventualmente, abandonar el medio acuático, lo que les confiere ventajas en ambientes degradados (153).

El ACC reveló patrones ecológicos consistentes con el grado de sensibilidad de ciertas familias de macroinvertebrados bentónicos frente a las variables fisicoquímicas. En particular, el CP3 mostró una asociación destacada con las familias Tabanidae y Blephariceridae (**Figura 6A**). La presencia de Blephariceridae en este eje puede explicarse por su dependencia de ambientes específicos: cursos de agua limpia, bien oxigenada, con sustratos rocosos libres de sedimentos, como los que se encuentran en cabeceras de cuenca con alta pendiente y bajo impacto antrópico (124).

Por otro lado, el CP4 agrupa a varias familias reconocidas por su sensibilidad a la contaminación y su preferencia por ambientes bien oxigenados y estructuralmente complejos. Entre estas se encuentran Gripopterygidae y Perlidae (Plecoptera), Leptoceridae y Limnephilidae (Trichoptera), Hygrobatidae (Aracnida), y Dugesidae (Turbellaria). Estas familias mostraron una afinidad por ambientes con mejores condiciones de oxígeno disuelto, menor carga contaminante y mayor heterogeneidad del hábitat. Esto concuerda con los hallazgos de Loayza-Muro et al. (2010) (83), quienes reportaron que Perlidae y Gripopterygidae alcanzaron sus mayores abundancias en ríos de alta pendiente y gran velocidad de flujo en la Cordillera Blanca. Como se ha reportado previamente, los Plecópteros y Tricópteros presentan baja frecuencia de aparición y densidad en ríos impactados con metales pesados, siendo fuertemente afectados por la altitud, el orden del río y la influencia humana (124,155). A medida que aumentan las concentraciones de nutrientes (principalmente N y P), tienden a disminuir los niveles de oxígeno disuelto y a incrementarse los niveles de sulfuros, lo que afecta negativamente

a los grupos sensibles no adaptados a ambientes hipóxicos (109). Esto podría explicar la ausencia de Plecoptera y Ephemeroptera en sitios con altos niveles de nitratos (CP2), ya que estos compuestos han sido asociados con la disminución de su densidad y riqueza (108).

Asimismo, familias como Leptoceridae y Limnephilidae han sido asociadas negativamente con metales, cuya presencia reduce notablemente la abundancia total y la riqueza de estos grupos sensibles (155). Esto se explica por su alta dependencia de hábitats estables, bajos en contaminantes, y con buena disponibilidad de oxígeno. De forma similar, la familia Dugesiidae también exhibe preferencia por ambientes acuáticos prístinos, estableciéndose en cuerpos de agua dulce libres de contaminación. En particular, los géneros del grupo *Dugesia* habitan en sistemas con temperaturas moderadas, pH ligeramente ácido, y bajos niveles de mineralización y carga orgánica (161). Sin embargo, otro estudio encontró que la presencia de Turbellaria del género *Dugesia* mostró correlaciones positivas, aunque bajas, con metales como Cd, Pb y Ni (155), lo que sugiere cierto grado de tolerancia.

Los resultados de los modelos lineales generalizados (GLM) (**Tabla 11**), muestran una relación positiva entre la abundancia de colectores-recolectores (CG) y las concentraciones de sílice, lo que resalta la relación entre los macroinvertebrados y las características de los sedimentos en los ecosistemas acuáticos (**Figura 7**). Dentro de este grupo funcional, la familia Chironomidae destaca por su papel clave en la modificación del sedimento y la movilización de metales, influenciando significativamente la estructura y funcionamiento del ecosistema (162,163). Su actividad de excavación y bombeo de agua altera diversas propiedades fisicoquímicas del sedimento cohesivo, favoreciendo el transporte de nutrientes a través de la interfaz sedimento-agua. Estudios han demostrado que la presencia de quironómidos puede incluso reducir la concentración de sílice en los primeros centímetros del sedimento, debido a su irrigación activa de galerías (162).

Por otro lado, las diatomeas, microalgas que constituyen una fuente importante de carbono orgánico particulado, dependen directamente de la disponibilidad de sílice

disuelta para formar sus frústulas (164,165). Dado que las diatomeas forman una parte importante del detrito y del perifiton, su abundancia influye directamente en la disponibilidad de alimento para los Chironomidae, que, aunque mayoritariamente detritívoros, presentan una dieta diversa que incluye restos vegetales, hongos, animales y microalgas como las diatomeas (166,167).

Factores ambientales, como la temperatura del agua, la estabilidad del canal, la química del agua y las características del sustrato son determinantes en la distribución de los quironómidos. Algunas especies, como las del género *Diamesa*, presentan una alta adaptación a condiciones glaciares, caracterizadas por inestabilidad del canal, presencia de roca expuesta y pendientes pronunciadas, alta carga de sólidos en suspensión y fósforo total, baja conductividad y contenido de sílice, caudales variables y bajas temperaturas medias (127).

Pastorino et al. (2020) señalan que los filtradores (CF) son sensibles a las concentraciones de metales, como Cu y Mo, en la columna de agua. Estos organismos se exponen a los metales durante su alimentación, ya que filtran el agua a través de estructuras branquiales. Estudios han observado altos niveles de fragmentos finos de roca glacial en el tracto digestivo de los invertebrados, lo que sugiere una ingestión accidental de bacterias al alimentarse de biofilm o partículas en suspensión (67,140). Nuestros resultados muestran una mayor abundancia de filtradores relacionada con Ti y V (**Figura 8**). Dentro de este grupo, familias como Hydropsychidae y Simuliidae han mostrado tolerancia a la contaminación en diversos estudios. En particular, Hydropsychidae ha sido reconocida como un bioindicador relevante de contaminación por metales debido a su tolerancia a Zn, Cu, Cd, Tl y Sb, y su capacidad para acumularlos (168). Sin embargo, otros estudios, como el de Akamagwuna et al. (2022) (134), indican que los filtradores pueden verse negativamente afectados por bajos niveles de oxígeno disuelto, temperaturas elevadas y altas concentraciones de nutrientes, que pueden obstruir sus redes de alimentación y dificultar su supervivencia.

Para los depredadores (P), las concentraciones de Na, Mg, P-PO<sub>4</sub>, Fe y el pH fueron predictores ambientales significativos, destacando una relación negativa entre el Fe y la

abundancia de este grupo (**Figura 9**). Estos hallazgos coinciden con estudios previos que destacan la sensibilidad de los depredadores a variables como  $\text{NO}_2$  y la temperatura, especialmente en hábitats con aguas profundas, alto caudal y niveles adecuados de oxígeno disuelto (142), y a la contaminación ambiental (169). Además de su sensibilidad, los depredadores han sido identificados como receptores importantes de metales en redes tróficas acuáticas. En los hábitats alpinos, las depredadoras tienden a alimentarse principalmente de quironómidos y raspadores (75). Pastorino et al. (2020) (163) señalaron la acumulación de Ba, Hg, Li, Se, V, Ti y Zn, probablemente adquiridos a través de su dieta, lo que sugiere un proceso de transferencia trófica. No obstante, se ha observado que los depredadores podrían presentar una mayor capacidad de regular ciertas concentraciones de metales, como Cu y Zn, en comparación con otros grupos funcionales como los colectores-recolectores o los raspadores. Esta capacidad reguladora podría deberse, en parte, a mecanismos fisiológicos más eficientes o al hecho de que, generalmente, los depredadores tienden a tener mayor tamaño corporal, lo que implica una menor relación superficie-volumen y, por tanto, una tasa reducida de absorción de metales desde el medio (170).

La abundancia de trituradores (SH) estuvo principalmente influenciada por las concentraciones de U y presentó una relación negativa con la conductividad eléctrica (CE) (**Figura 10**). De manera similar, Masese et al. (2014) (171) encontraron que la CE elevada y la alta turbidez tienen un efecto negativo sobre la abundancia de trituradores. En ríos andinos, la descarga y la turbidez suele incrementarse notablemente durante la temporada de lluvias (**Anexo 1**), debido a partículas suspendidas, coloidales y disueltas. Este aumento de turbidez puede afectar los niveles de CE y limitar el desarrollo de microalgas y otros organismos fotosintéticos (172). Otros factores que influyen en la abundancia de trituradores incluyen el uso del suelo, la temperatura del agua y el aporte de hojarasca (135,136).

Para los raspadores (SC), el modelo reveló relaciones significativas con las concentraciones de  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  y Fe, siendo solo el nitrato el que mostró una relación positiva con la abundancia (**Figura 11**). Esta relación se puede atribuir a que los raspadores se alimentan de perifiton (biopelículas), comunidades que se ven favorecidas

por concentraciones elevadas de nitrato (74,173). Otros estudios también han reportado relaciones positivas entre raspadores y sólidos totales disueltos, lo cual puede reflejar cambios en las comunidades algales asociadas a estas variaciones (135). Los metales pueden afectar negativamente a los raspadores a través de la acumulación de Al, As, Bi, Co, Cd, Cr, Fe, Mn, Pb, Ni y Sr (163,174). Esta acumulación se debe a que el perifiton actúa como un sumidero importante de metales, llegando incluso a concentrar más que los sedimentos. Como los raspadores consumen directamente esta biopelícula, también ingieren partículas finas orgánicas sedimentadas sobre ella, lo que incrementa su carga corporal de metales (163). Sin embargo, concentraciones elevadas de Cu han mostrado efectos negativos sobre este grupo, reduciendo su abundancia (155).

Nuestros resultados revelan una relación negativa entre el oxígeno disuelto (OD) y los perforadores (PI) (**Figura 12**). Aguilar Silvano y De Souza Reátegui (2022) (133) indican que el pH y la radiación solar influyen en su distribución y abundancia. Este hallazgo concuerda con estudios que evidencian la preferencia de familias de perforadores, como Hydroptilidae, por ambientes con pH alcalino y su sensibilidad a aguas ácidas (126,175). Por el contrario, su abundancia se ve negativamente influenciada por la conductividad, aunque no se observaron correlaciones significativas con los niveles de OD.

## VII. CONCLUSIONES

- El retroceso glaciar en zonas con litologías sulfuradas, como la Formación Chicama, está intensificando los procesos de DAR. Este fenómeno incrementa las concentraciones de Fe, Mn, Al y  $\text{SO}_4^{2-}$ , generando ambientes potencialmente "tóxicos" y la acidificación del agua, lo que altera la calidad del agua superficial en los ecosistemas altoandinos.
- La variabilidad estacional ejerce una influencia determinante sobre la estructura y dinámica de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, principalmente debido a los cambios en el caudal, la disponibilidad de hábitats y las variaciones en la calidad del agua. Durante la temporada seca, caracterizada por una reducción importante del caudal y una mayor retención de materia orgánica fina en el sistema, se registra una mayor abundancia y diversidad de macroinvertebrados, contrastando con la temporada húmeda, donde predominan hábitats más homogéneos y se observan cambios significativos en la composición de la comunidad.
- El retroceso de los glaciares intensifica los cambios en los hábitats acuáticos, provocando una mayor homogeneización y favoreciendo la prevalencia de taxones tolerantes a la contaminación, especialmente los GFA generalistas, como los colectores-recolectores, principalmente las familias Chironomidae y Baetidae. Estos GFA "se benefician" del retroceso glaciar, ya que éste genera un hábitat más homogéneo, caracterizado por flujos de agua reducidos y mayores concentraciones de metales, creando un entorno favorable para los grupos más tolerantes.
- Por el contrario, grupos funcionales como los raspadores y trituradores se vuelven más vulnerables ante el ambiente "tóxico" generado por el retroceso glaciar. Esta vulnerabilidad se debe a la escasa concentración de perifiton causada por las condiciones extremas de la región andina, la limitada vegetación autóctona y el incremento de metales pesados en el ecosistema acuático.
- Las relaciones entre variables ambientales y la composición de las comunidades de macroinvertebrados demuestran el papel fundamental de los cambios

fisicoquímicos en la configuración de estos ecosistemas acuáticos. El análisis de correspondencia canónica (ACC) reveló que la contaminación por metales pesados constituye el principal factor estructurador de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los tributarios del río Santa, determinando una clara segregación ecológica entre especies tolerantes y sensibles a estas condiciones. Los Diptera, sobretodo Chironomidae y los Oligochaeta mostraron una notable capacidad de adaptación a ambientes con altas concentraciones de metales tóxicos (Pb, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni y Cu), mientras que grupos tradicionalmente considerados sensibles, como Plecoptera (Gripopterygidae, Perlidae) y ciertas familias de Trichoptera (Leptoceridae, Limnephilidae) mostraron una marcada afinidad por ambientes bien oxigenados y con menor carga contaminante.

## VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Autoridad Nacional del Agua. Retroceso Glaciar en la Cordillera Blanca 1948-2018 [Internet]. Autoridad Nacional del Agua. Ancash, Perú; 2019 p. 52. Disponible en: <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/3770>
2. Glasser NF, Clemmens S, Schnabel C, Fenton C, McHargue L. Tropical glacier fluctuations in the Cordillera Blanca, Peru between 12.5 and 7.6 ka from cosmogenic <sup>10</sup>Be dating. *Quat Sci Rev.* diciembre de 2009;28(27-28):3448-58.
3. Lipton JK. Lasting Legacies: Conservation and Communities at Huascarán National Park, Peru. *Soc Nat Resour.* 2014;27:820-33.
4. Mark BG, French A, Baraer M, Carey M, Bury J, Young KR, et al. Glacier loss and hydro-social risks in the Peruvian Andes. *Glob Planet Change.* 1 de diciembre de 2017;159:61-76.
5. Potter ER, Fyffe CL, Orr A, Quincey DJ, Ross AN, Rangecroft S, et al. A future of extreme precipitation and droughts in the Peruvian Andes. *Npj Clim Atmospheric Sci.* 20 de julio de 2023;6(1):1-9.
6. Taylor LS, Quincey DJ, Smith MW, Potter ER, Castro J, Fyffe CL. Multi-Decadal Glacier Area and Mass Balance Change in the Southern Peruvian Andes. *Front Earth Sci* [Internet]. 22 de marzo de 2022 [citado 30 de abril de 2025];10. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/https://www.frontiersin.org/journals/earth-science/articles/10.3389/feart.2022.863933/full>
7. Johansen KS, Alfthan B, Baker E, Hespings M, Schoolmeester T, Verbist K. El Atlas de Glaciares y Aguas Andinos: el impacto del retroceso de los glaciares sobre los recursos hídricos [Internet]. UNESCO, GRID-Arendal (Norway), editores. 2018 [citado 17 de marzo de 2021]. 77 p. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000266209>
8. Mark BG, McKenzie JM. Tracing increasing tropical Andean glacier melt with stable isotopes in water. *Environ Sci Technol.* 15 de octubre de 2007;41(20):6955-60.
9. Baraer M, Mark BG, McKenzie JM, Condom T, Bury J, Huh KI, et al. Glacier recession and water resources in Peru's Cordillera Blanca. *J Glaciol.* 2012;58(207):134-50.
10. Caro A, Condom T, Rabatel A, Champollion N, García N, Saavedra F. Hydrological response of Andean catchments to recent glacier mass loss. *The Cryosphere.* 22 de mayo de 2024;18(5):2487-507.
11. Calizaya E, Mejía A, Barboza E, Calizaya F, Corroto F, Salas R, et al. Modelling Snowmelt Runoff from Tropical Andean Glaciers under Climate Change Scenarios in the Santa River Sub-Basin (Peru). *Water.* enero de 2021;13(24):3535.
12. Bury JT, Mark BG, McKenzie JM, French A, Baraer M, Huh KI, et al. Glacier recession and human vulnerability in the Yanamarey watershed of the Cordillera Blanca, Peru. *Clim Change.* 1 de marzo de 2011;105(1):179-206.
13. Mark BG, Bury J, McKenzie JM, French A, Baraer M. Climate change and tropical andean glacier recession: evaluating hydrologic changes and livelihood vulnerability in the

- Cordillera Blanca, Peru. Aut Nac Agua [Internet]. 2010 [citado 2 de enero de 2025]; Disponible en: <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/3267>
14. Villanueva Ramírez R. Características De La Cuenca Del Río Santa. Water and Nature Initiative, Instituto de Montaña; 2011.
  15. MINEM. Estudio de Evaluación ambiental territorial y de Planeamiento para Reducción o Eliminación de la Contaminación de origen minero en la Cuenca del río Santa. 1998;
  16. Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña, Huaraz INAIGEM. Ubicación geográfica del ámbito de influencia de la Cordillera Blanca. 2019 [citado 20 de junio de 2024]; Disponible en: <https://repositorio.inaigem.gob.pe/items/b3df51e0-6555-402e-b6da-7fe3567e1e12>
  17. Rodriguez-Avella KA, Baraer M, Mark B, McKenzie J, Somers L. Comparing the performance of three methods to assess DOM dynamics within two distinct glacierized watersheds of the tropical Andes. *Environ Pollut.* 1 de octubre de 2020;265:115052.
  18. Autoridad Nacional del Agua, Consorcio Tyspa-Tecnoma- Engecorps, Grupo Inclam. Evaluación de recursos hídricos en la cuenca Santa. Aut Nac Agua [Internet]. noviembre de 2015 [citado 3 de enero de 2025]; Disponible en: <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/23>
  19. SEDALIB. Diagnóstico hídrico rápido de la cuenca del río santa como fuente de agua y servicios ecosistémicos hídricos para la EPS SEDALIB S.A. 2018;160.
  20. SENAMHI. Escenarios Climáticos en la Cuenca del Río Santa RESUMEN TÉCNICO SEGUNDA COMUNICACIÓN NACIONAL DE CAMBIO CLIMÁTICO para el año 2030. 2009 p. 24.
  21. Banco Central de Reserva del Perú. Áncash: Síntesis de Actividad Económica- Enero 2024. 2024.
  22. Carey M, Baraer M, Mark BG, French A, Bury J, Young KR, et al. Toward hydro-social modeling: Merging human variables and the social sciences with climate-glacier runoff models (Santa River, Peru). *J Hydrol.* 10 de octubre de 2014;518:60-70.
  23. Diaz C. “Tenemos más de 8.500 pasivos ambientales en nuestra patria” | Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina [Internet]. 2019 [citado 26 de abril de 2021]. Disponible en: <https://www.ocmal.org/tenemos-mas-de-8-500-pasivos-ambientales-en-nuestra-patria/>
  24. Romero AA, Flores SL, Pacheco WW. Estudio de la calidad de agua de la cuenca del río Santa. *Rev Inst Investig Fac Ing Geológica Minera Metal Geográfica.* 2010;13(25):61-9.
  25. CooperAcción. Áncash: agua de los ríos Santa y Tablachaca no apta para el consumo humano por contaminación minera - CooperAcción [Internet]. 2024 [citado 30 de abril de 2025]. Disponible en: <https://cooperaccion.org.pe/ancash-agua-de-los-rios-santa-y-tablachaca-no-apta-para-el-consumo-humano-por-contaminacion-minera/>, <https://cooperaccion.org.pe/ancash-agua-de-los-rios-santa-y-tablachaca-no-apta-para-el-consumo-humano-por-contaminacion-minera/>

26. Ramirez RV. Características de la Cuenca del Río Santa. 2011.
27. Guittard A, Baraer M, McKenzie JM, Mark BG, Wigmore O, Fernandez A, et al. Trace-metal contamination in the glacierized Rio Santa watershed, Peru. *Environ Monit Assess.* 25 de noviembre de 2017;189(12):649.
28. Wilson JJ, Reyes Rivera L, Garayar S. J. Geología de los cuadrángulos de Mollebamba, Tayabamba, Huaylas, Pomabamba, Carhuaz y Huari (Hojas 17-h, 17-i, 18-h, 18-i, 19-h, 19-i) - [Boletín A 16]. *Inst Geológico Min Met - INGEMMET* [Internet]. 1967 [citado 2 de enero de 2025]; Disponible en: <https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/133>
29. Sevink J. *La Cordillera Blanca: Un paisaje explicado*. Primera Edición. Universiteit Van Amsterdam/Instituto de Montaña; 2009.
30. Zarroca M, Roqué C, Linares R, Salmenci JG, Gutiérrez F. Natural acid rock drainage in alpine catchments: A side effect of climate warming. *Sci Total Environ.* 2021;778.
31. Johnson DB, Hallberg KB. Acid mine drainage remediation options: a review. *Sci Total Environ.* 1 de febrero de 2005;338(1):3-14.
32. Santofimia E, López-Pamo E, Palomino EJ, González-Toril E, Aguilera Á. Acid rock drainage in Nevado Pastoruri glacier area (Huascarán National Park, Perú): hydrochemical and mineralogical characterization and associated environmental implications. *Environ Sci Pollut Res.* 1 de noviembre de 2017;24(32):25243-59.
33. Fortner SK, Mark BG, McKenzie JM, Bury J, Trierweiler A, Baraer M, et al. Elevated stream trace and minor element concentrations in the foreland of receding tropical glaciers. *Appl Geochem.* 1 de noviembre de 2011;26(11):1792-801.
34. Ilyashuk BP, Ilyashuk EA, Psenner R, Tessadri R, Koinig KA. Rock glacier outflows may adversely affect lakes: lessons from the past and present of two neighboring water bodies in a crystalline-rock watershed. *Environ Sci Technol.* 3 de junio de 2014;48(11):6192-200.
35. Loayza Muro R. *Calidad de agua en cabeceras de cuencas altoandinas en el contexto de cambio climático*. Minist Ambiente. 2014;Nota Técn.
36. Nordstrom D, Alpers C. Geochemistry of acid mine waters. En: *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits Part A Processes, Methods, and Health Issues*. 1999. p. 133-60.
37. Feige Gault KB, Gammon P, Fortin D. A geochemical characterization of cold-water natural acid rock drainage at the Zn–Pb XY deposit, Yukon, Canada. *Appl Geochem.* 1 de noviembre de 2015;62:35-47.
38. Gammons CH, Doolittle MF, Eastman KA, Poulson SR. Geochemistry of natural acid rock drainage in the Mt Evans area, Anaconda–Pintler Range, Montana, USA. *Geochem Explor Environ Anal.* noviembre de 2021;21(4):geochem2021-068.
39. Nordstrom D. EFFECTS OF SEASONAL AND CLIMATIC CHANGE ON WATER QUALITY FROM ACID ROCK DRAINAGE IN THE WESTERN UNITED STATES. En 2007 [citado 18 de

septiembre de 2024]. Disponible en: <https://www.semanticscholar.org/paper/EFFECTS-OF-SEASONAL-AND-CLIMATIC-CHANGE-ON-WATER-IN-Nordstrom/2beb28d7f6456bdfd1d31f86aca85e807ac09f3b>

40. Vuille M, Carey M, Huggel C, Buytaert W, Rabatel A, Jacobsen D, et al. Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes – Impacts, uncertainties and challenges ahead. *Earth-Sci Rev.* 1 de enero de 2018;176:195-213.
41. Brighenti S, Tolotti M, Bruno MC, Wharton G, Pusch MT, Bertoldi W. Ecosystem shifts in Alpine streams under glacier retreat and rock glacier thaw: A review. *Sci Total Environ.* 20 de julio de 2019;675:542-59.
42. Burns P, Mark B, McKenzie J. A multi-parameter hydrochemical characterization of proglacial runoff, Cordillera Blanca, Peru. *Cryosphere Discuss.* 26 de septiembre de 2011;5(5):2483-521.
43. Slemmons KEH, Saros JE, Simon K. The influence of glacial meltwater on alpine aquatic ecosystems: a review. *Environ Sci Process Impacts.* 2013;15(10):1794.
44. Gerringa LJA, Alderkamp AC, Laan P, Thuroczy CE, De Baar HJW, Mills MM, et al. Iron from melting glaciers fuels the phytoplankton blooms in Amundsen Sea (Southern Ocean): Iron biogeochemistry. *Deep-Sea Res Part II-Top Stud Oceanogr.* 15 de septiembre de 2012;71-76:16-31.
45. Jones RL, Meredith MP, Lohan MC, Woodward EMS, Van Landeghem K, Retallick K, et al. Continued glacial retreat linked to changing macronutrient supply along the West Antarctic Peninsula. *Mar Chem.* 20 de abril de 2023;251:104230.
46. Singer GA, Fasching C, Wilhelm L, Niggemann J, Steier P, Dittmar T, et al. Biogeochemically diverse organic matter in Alpine glaciers and its downstream fate. *Nat Geosci.* 1 de octubre de 2012;5:710-4.
47. Fellman J, Hood E, Raymond PA, Hudson JH, Bozeman M, Arimitsu ML. Evidence for the assimilation of ancient glacier organic carbon in a proglacial stream food web. *Limnol Oceanogr.* 2015;60(4):1118-28.
48. Niedrist G, Füreder L. When the going gets tough, the tough get going: The enigma of survival strategies in harsh glacial stream environments. *Freshw Biol.* 1 de julio de 2018;63.
49. Navas A, Ramírez E, Gaspar L, Lizaga I, Stott T, Rojas F, et al. The impact of glacier retreat on Andean high wetlands: Assessing the geochemical transfer and sediment provenance in the proglacial area of Huayna-Potosí (Bolivia). *Geomorphology.* 1 de septiembre de 2024;460:109250.
50. Martel Valverde G, Torres Lázaro JC, Jara Infantes WH. Variación del pH en Aguas Superficiales Debido a Drenajes Ácidos de Roca en la Subcuenca Quillcay, Huaraz, Ancash. *Rev Glaciares Ecosistemas Mont.* 2018;5:57-68.
51. Grande JA, Loayza-Muro R, Alonso-Chaves FM, Fortes JC, Willems B, Sarmiento AM, et al. The Negro River (Ancash-Peru): A unique case of water pollution, three environmental scenarios and an unresolved issue. *Sci Total Environ.* enero de 2019;648:398-407.

52. Burford R. Of Metals and Matter: Biogeochemical impacts of acid rock drainage on glacial rivers in the Cordillera Blanca, Peru [Internet] [PhD Thesis]. University of Bristol; 2024 [citado 30 de abril de 2025]. Disponible en: [https://research-information.bris.ac.uk/files/407766482/PGR\\_Submission\\_Burford\\_Rory\\_1662358\\_Corrected.pdf](https://research-information.bris.ac.uk/files/407766482/PGR_Submission_Burford_Rory_1662358_Corrected.pdf)
53. Jacobsen D, Cauvy-Fraunie S, Andino P, Espinosa R, Cueva D, Dangles O. Runoff and the longitudinal distribution of macroinvertebrates in a glacier-fed stream: Implications for the effects of global warming. *Freshw Biol.* 2014;59(10):2038-50.
54. Sertić Perić M, Nielsen JM, Schubert CJ, Robinson CT. Does rapid glacial recession affect feeding habits of alpine stream insects? *Freshw Biol.* 2021;66(1):114-29.
55. Garcia JL, Huaman-Navarro YE, Willems BL, Loayza-Muro R, Moreira-Turcq P, Wadham JL, et al. Identifying acid lakes and associated rock exposure in glacial retreat zones in the Peruvian Andes using Landsat 8 imagery. *Environ Monit Assess.* 10 de abril de 2025;197(5):532.
56. Durán-Rodríguez OY, Valencia-Espinosa JA, Torres-Olvera MJ, Pineda-López RF, Jones RW, Ramírez-Herrejón JP, et al. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in two subtropical river drainages. *Hidrobiológica.* agosto de 2022;32(2):127-40.
57. Alba-Tercedor J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simp Agua En Andal SIAGA.* 1996;II(September):202-13.
58. Acosta R, Ríos B, Rieradevall M, Prat N. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica.* 2009;28(1):35-64.
59. Anze G, Franken M, Zaballa Romero M, Pinto M, Zeballos G, Cuadros M, et al. Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *REDESMA.* 1 de junio de 2007;1:53-74.
60. González Zuarth CA, Vallarino Moncada A. Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente? En: *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental / Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental.* San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur : Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático; 2014. p. 21-37.
61. Tampo L, Kaboré I, Alhassan EH, Ouéda A, Bawa LM, Djaneye-Boundjou G. Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Front Water.* 16 de septiembre de 2021;3:108.
62. Huddart JEA, Thompson MSA, Woodward G, Brooks SJ. Citizen science: from detecting pollution to evaluating ecological restoration. *WIREs Water.* 29 de mayo de 2016;3(3):287-300.
63. Samanez I, Rimarachin V, Palma C, Ortega H. Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. *Centro de Documentación Ambiental.* 2014. 75 p.

64. Awal S, Svozil D. Macro-invertebrate species diversity as a potential universal measure of wetland ecosystem integrity in constructed wetlands in South East Melbourne. 2010;13(4):472-9.
65. Mauad M. Comparación y aplicabilidad de índices bióticos para evaluar calidad de aguas en ambientes lóticos del Parque Nacional Nahuel Huapi. Universidad Nacional de La Plata; 2013.
66. Sommer B, Horwitz ÆP. Macroinvertebrate cycles of decline and recovery in Swan Coastal Plain ( Western Australia ) wetlands affected by drought-induced acidification. 2009;191-203.
67. Clitherow L, Carrivick J, Brown L. Food Web Structure in a Harsh Glacier-Fed River. *PLoS One*. 15 de abril de 2013;8:e60899.
68. Milner A, Brown L, Hannah D. Hydroecological response of river systems to shrinking glaciers. *Hydrological Processes*. 1 de enero de 2009;23(1):62-77.
69. Crespo-Pérez V, Dangles O, Ibarra C, Espinosa R, Andino P, Jacobsen D, et al. Functional structure and diversity of invertebrate communities in a glacierised catchment of the tropical Andes. *Freshwater Biology*. 2020;65(8):1348-62.
70. Brown LE, Hannah DM, Milner AM. Vulnerability of alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. *Global Change Biology*. 2007;13(5):958-66.
71. Cauvy-Fraunié S, Dangles O. A global synthesis of biodiversity responses to glacier retreat. *Nature Ecology and Evolution*. 2019;3(12):1675-85.
72. Brown LE, Khamis K, Wilkes M, Blaen P, Brittain JE, Carrivick JL, et al. Functional diversity and community assembly of river invertebrates show globally consistent responses to decreasing glacier cover. *Nature Ecology and Evolution*. febrero de 2018;2(2):325-33.
73. Finn DS, Räsänen K, Robinson CT. Physical and biological changes to a lengthening stream gradient following a decade of rapid glacial recession. *Global Change Biology*. 2010;16(12):3314-26.
74. Ramírez A, Gutiérrez-Fonseca PE. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*. 2014;62(April):155-67.
75. Niedrist GH, Füreder L. Trophic ecology of alpine stream invertebrates: current status and future research needs. *Freshwater Science*. septiembre de 2017;36(3):466-78.
76. Compin A, Céréghino R. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscapes Ecology*. 26 de octubre de 2007;22(8):1215-25.
77. Cummins KW. Functional Analysis of Stream Macroinvertebrates. En: *Limnology - Some New Aspects of Inland Water Ecology* [Internet]. IntechOpen; 2018 [citado 17 de mayo de 2024]. Disponible en: <https://www.intechopen.com/chapters/63596>

78. Addo-Bediako A. Spatial distribution patterns of benthic macroinvertebrate functional feeding groups in two rivers of the olifants river system, South Africa. *J Freshw Ecol.* 10 de diciembre de 2021;36(1):97-109.
79. Di Cugno N, Robinson CT. Trophic structure of macroinvertebrates in alpine non-glacial streams. *Fundam Appl Limnol.* 2017;190(4):319-30.
80. Robinson CT, Alther R, Leys M, Moran S, Thompson C. A note on the trophic structure of alpine streams in the Wind River Mountains, Wyoming, USA. *Fundam Appl Limnol.* 1 de septiembre de 2015;43-54.
81. Thies H, Nickus U, Tolotti M, Tessadri R, Krainer K. Evidence of rock glacier melt impacts on water chemistry and diatoms in high mountain streams. *Cold Reg Sci Technol.* 1 de diciembre de 2013;96:77-85.
82. Juen I, Kaser G, Georges C. Modelling observed and future runoff from a glacierized tropical catchment (Cordillera Blanca, Perú). *Glob Planet Change.* 2007;59(1-4):37-48.
83. Loayza-Muro RA, Elías-Letts R, Marticorena-Ruíz JK, Palomino EJ, Duivenvoorden JF, Kraak MHS, et al. Metal-induced shifts in benthic macroinvertebrate community composition in Andean high altitude streams. *Environ Toxicol Chem.* 2010;29(12):2761-8.
84. SENAMHI, Ministerio del Ambiente. Climate Scenarios for the Santa River Basin to 2030. Perú; 2009. (SECOND NATIONAL COMMUNICATION ON CLIMATE CHANGE).
85. Boyano Sotillo PD. Servicios Ecosistémicos De La Criósfera Y Los Páramos De La Cordillera Blanca, Perú. Colegio de Geógrafos del Perú [Internet]. 2017; Disponible en: [www.cgp.org.pe](http://www.cgp.org.pe)
86. Hawkings JR, Skidmore ML, Wadham JL, Priscu JC, Morton PL, Hatton JE, et al. Enhanced trace element mobilization by Earth's ice sheets. *Proc Natl Acad Sci.* 15 de diciembre de 2020;117(50):31648-59.
87. Fayose T, Thomas E, Radu T, Dillingham P, Ullah S, Radu A. Concurrent measurement of nitrate and ammonium in water and soil samples using ion-selective electrodes: Tackling sensitivity and precision issues. *Anal Sci Adv.* 2021;2(5-6):279-88.
88. Pryer HV, Hawkings JR, Wadham JL, Robinson LF, Hendry KR, Hatton JE, et al. The Influence of Glacial Cover on Riverine Silicon and Iron Exports in Chilean Patagonia. *Glob Biogeochem Cycles.* 2020;34(12):e2020GB006611.
89. Barbour M, Gerritsen J, Snyder B, Stribling J. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish [Internet]. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.; 1999 [citado 20 de enero de 2025]. Disponible en: <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>
90. Samanez Valer I, Rimarachín Ching V, Palma Gonzales C, Arana Maestre J, Ortega Torres H, Correa Roldán V, et al. Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Lima: MINAM, UNMSM; 2014.

91. Roldán Pérez G. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo para la Protección del Medio Ambiente «José Celestino Mutis»; 1996. 246 p.
92. Domínguez E, Fernández H. Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología [Internet]. Tucumán: Fundación Miguel Lillo; 2009 [citado 28 de junio de 2022]. Disponible en:  
[https://www.researchgate.net/publication/260417584\\_Macroinvertebrados\\_benticos\\_Sudamericanos\\_Sistematica\\_y\\_Biologia](https://www.researchgate.net/publication/260417584_Macroinvertebrados_benticos_Sudamericanos_Sistematica_y_Biologia)
93. Huamantínco AA, Ortiz W. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima, Perú. *Rev Peru Biol.* 2011;17(1):75-80.
94. Fierro P, Bertrán C, Mercado M, Peña-Cortés F, Tapia J, Enrique H, et al. Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucanía, Chile. *Lat Am J Aquat Res.* 1 de marzo de 2015;43:186-200.
95. Makaka C, Tinashe M, Dube T, Makoni P. Longitudinal distribution of the functional feeding groups (FFGs) of aquatic macroinvertebrates and ecosystem integrity of Tokwe River, Zimbabwe. *J Biodivers Environ Sci.* 20 de julio de 2018;13:16-33.
96. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2023.
97. Schauwecker S, Rohrer M, Acuña D, Cochachin A, Dávila L, Frey H, et al. Climate trends and glacier retreat in the Cordillera Blanca, Peru, revisited. *Glob Planet Change.* 1 de agosto de 2014;119:85-97.
98. Giraldo Malca UF, Yauri Solano LN, Choroco Carranza SV, Camacho Alvarez DG, Quispe Quispe FC, Chávez García JA, et al. The loss of glacier resilience due to climate change throughout the Cordillera Blanca, Peru between 1984 and 2023. *Quat Sci Adv [Internet].* 1 de septiembre de 2025 [citado 2 de octubre de 2025]; Disponible en:  
<https://repositorioacademico.upc.edu.pe/handle/10757/686713>
99. Brown GH. Glacier meltwater hydrochemistry. *Appl Geochem.* 1 de julio de 2002;17(7):855-83.
100. Vergara I, Garreaud R, Ayala Á. Sharp Increase of Extreme Turbidity Events Due To Deglaciation in the Subtropical Andes. *J Geophys Res Earth Surf.* 2022;127(6):e2021JF006584.
101. Han T, Li Xiangying, Gao Mingjie, Sillanpää Mika, Pu Hongzheng, and Lu C. Electrical Conductivity during the Ablation Process of the Glacier No. 1 at the Headwaters of the Urumqi River in the Tianshan Mountains. *Arct Antarct Alp Res.* 1 de mayo de 2015;47(2):327-34.
102. Robison AL, Deluigi N, Rolland C, Manetti N, Battin T. Glacier loss and vegetation expansion alter organic and inorganic carbon dynamics in high-mountain streams. *Biogeosciences.* 21 de junio de 2023;20(12):2301-16.

103. Balestrini R, Diémoz H, Freppaz M, Delconte CA, Caschetto M, Matiatos I. Nitrogen atmospheric deposition in a high-altitude Alpine environment: A chemical and isotopic approach to investigate the influence from anthropized areas. *Atmos Environ.* 1 de julio de 2024;328:120513.
104. Burg D. The role of glaciers as sources of stream nutrients in a high mountain catchment. 2021 [citado 20 de mayo de 2025]; Disponible en: <https://infoscience.epfl.ch/handle/20.500.14299/189154>
105. Burgin AJ, Hamilton SK. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Front Ecol Environ.* 2007;5(2):89-96.
106. Kuhn J, Andino P, Calvez R, Espinosa R, Hamerlik L, Vie S, et al. Spatial variability in macroinvertebrate assemblages along and among neighbouring equatorial glacier-fed streams. *Freshw Biol.* 2011;56(11):2226-44.
107. Palacios-Robles E, Medina K, Loarte E, Castañeda-Barreto A, Gamboa-Mendoza M, Polo-Salazar R, et al. Declining glacier cover drives changes in aquatic macroinvertebrate biodiversity in the Cordillera Blanca, Perú. *Glob Change Biol.* 2024;30(7):e17355.
108. Quesada-Alvarado F, Villalobos GU, Springer M, Picado-Barboza J. Variación estacional y características fisicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical. *Rev Biol Trop.* 1 de septiembre de 2020;68(S2):S54-67.
109. Sun C, Xia L, Zhang M, He Q, Yu N, Xiang H, et al. The impacts of different seasons on macroinvertebrate community structure and functional diversity in the Jingui River, China. *Glob Ecol Conserv.* 1 de junio de 2024;51:e02876.
110. Jacobsen D, Cressa C, Mathooko JM, Dudgeon D. Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. En: Dudgeon D, editor. *Tropical Stream Ecology* [Internet]. London: Academic Press; 2008 [citado 24 de junio de 2025]. p. 65-105. (Aquatic Ecology). Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780120884490500066>
111. Lake PS. Flow-Generated Disturbances and Ecological Responses: Floods and Droughts. En: *Hydroecology and Ecohydrology* [Internet]. John Wiley & Sons, Ltd; 2008 [citado 24 de junio de 2025]. p. 75-92. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9780470010198.ch5>
112. Shen Z, Xie G, Gong Y, Shao K, Gao G, Tang X. Seasonal dynamics of environmental heterogeneity augment microbial interactions by regulating community structure in different trophic lakes. *Environ Res.* 15 de diciembre de 2024;263:120031.
113. Chi S, Li S, Chen S, Chen M, Zheng J, Hu J. Temporal variations in macroinvertebrate communities from the tributaries in the Three Gorges Reservoir Catchment, China. *Rev Chil Hist Nat.* 29 de agosto de 2017;90(1):6.
114. Rocha MP, Bini LM, Domisch S, Tolonen KT, Jyrkänkallio-Mikkola J, Soininen J, et al. Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. *J Biogeogr.* 2018;45(12):2744-54.

115. Arana-Maestre J, Álvarez-Tolentino D, Miranda R, Tobes I, Araujo-Flores J, Carrasco-Badajoz C, et al. Distribución altitudinal de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables ambientales en un sistema fluvial amazónico (Perú). *Rev Acad Colomb Cienc Exactas Físicas Nat.* diciembre de 2021;45(177):1097-112.
116. Villamarín C, Rieradevall i Sant M, Prat Fornells N. Macroinvertebrate diversity patterns in tropical highland Andean rivers. *Limnetica.* 2020;39(2 (junio)):677-91.
117. Madsen PB, Morabowen A, Andino P, Espinosa R, Cauvy-Fraunié S, Dangles O, et al. Altitudinal distribution limits of aquatic macroinvertebrates: an experimental test in a tropical alpine stream. *Ecol Entomol.* 2015;40(5):629-38.
118. Cuesta F, Muriel P, Llambí LD, Halloy S, Aguirre N, Beck S, et al. Latitudinal and altitudinal patterns of plant community diversity on mountain summits across the tropical Andes. *Ecography.* diciembre de 2017;40(12):1381-94.
119. García-Ríos RF, Moi DA, Peláez OE. Effects of altitudinal gradient on benthic macroinvertebrate assemblages in two hydrological periods in a Neotropical Andean river. *Ecol Austral.* 24 de marzo de 2020;30(1):033-44.
120. Brown LE, Milner AM. Rapid loss of glacial ice reveals stream community assembly processes. *Glob Change Biol.* julio de 2012;18(7):2195-204.
121. Lencioni V. Glacial influence and stream macroinvertebrate biodiversity under climate change: Lessons from the Southern Alps. *Sci Total Environ.* 1 de mayo de 2018;622-623:563-75.
122. Milner AM, Brittain J, Castella E, Petts GE. Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshw Biol.* 2001;46:1833-47.
123. Perić MS, Robinson CT. Spatio-temporal shifts of macroinvertebrate drift and benthos in headwaters of a retreating glacier. *Hydrobiologia.* 2015;751(1):25-41.
124. Scheibler EE, Claps MC, Roig-Juñent SA. Temporal and altitudinal variations in benthic macroinvertebrate assemblages in an Andean river basin of Argentina. *J Limnol* [Internet]. 27 de febrero de 2014 [citado 23 de mayo de 2025];73(1). Disponible en: <https://www.jlimnol.it/jlimnol/article/view/jlimnol.2014.789>
125. Rojas-Céspedes MG, Guevara G, Reinoso-Flórez G, Rojas-Céspedes MG, Guevara G, Reinoso-Flórez G. Chironomidae (Insecta: Diptera) en tres quebradas altoandinas tropicales en Colombia: cambios altitudinales y temporales. *Rev Biol Trop* [Internet]. diciembre de 2024 [citado 30 de mayo de 2025];72(1). Disponible en: [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S0034-77442024000100048&lng=en&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0034-77442024000100048&lng=en&nrm=iso&tlng=es)
126. Everaert G, De Neve J, Boets P, Dominguez-Granda L, Mereta S, Ambelu A, et al. Comparison of the Abiotic Preferences of Macroinvertebrates in Tropical River Basins. *PLoS ONE.* 4 de agosto de 2014;9.

127. Lencioni V, Rossaro B. Microdistribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in Alpine streams: an autoecological perspective. *Hydrobiologia*. 1 de enero de 2005;533(1):61-76.
128. Scheibler EE, Scheibler EE, Pozo V, Paggi AC. Distribución espacio-temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) en un arroyo andino (Uspallata, Mendoza, Argentina). *Rev Soc Entomológica Argent* [Internet]. 1 de diciembre de 2008; Disponible en: <https://www.biodiversitylibrary.org/part/114237>
129. Ab Hamid S, Md Rawi CS. Application of aquatic insects (Ephemeroptera, plecoptera and trichoptera) in water quality assessment of Malaysian headwater. *Trop Life Sci Res*. 2017;28(2):143-62.
130. Baker NJ, Welti EAR, Pilotto F, Jourdan J, Beudert B, Huttunen KL, et al. Seasonal and spatial variation of stream macroinvertebrate taxonomic and functional diversity across three boreal regions. *Insect Conserv Divers*. 2023;16(2):266-84.
131. Bruno D, Belmar O, Maire A, Morel A, Dumont B, Datry T. Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. *Glob Change Biol*. 2019;25(5):1612-28.
132. Pellissier L, Rasmann S. The functional decoupling of processes in alpine ecosystems under climate change. *Curr Opin Insect Sci*. 2018;29:126-32.
133. Aguilar Silvano E, De Souza Reátegui NM. Influencia de factores ambientales en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y grupos funcionales alimenticios en tres sectores de la cuenca del río Chillón (Lima) [Internet]. [Lima]: Universidad Peruana Cayetano Heredia; 2022 [citado 26 de mayo de 2023]. Disponible en: <https://repositorio.upch.edu.pe/handle/20.500.12866/11661>
134. Akamagwuna FC, Edegbene AO, Ntloko P, Arimoro FO, Nnadozie CF, Choruma DJ, et al. Functional groups of Afrotropical EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) as bioindicators of semi-urban pollution in the Tsitsa River Catchment, Eastern Cape, South Africa. *PeerJ*. 2022;10:e13970.
135. Mangadze T, Wasserman RJ, Froneman PW, Dalu T. Macroinvertebrate functional feeding group alterations in response to habitat degradation of headwater Austral streams. *Sci Total Environ*. 10 de diciembre de 2019;695:133910.
136. Masese FO, Kitaka N, Kipkemboi J, Gettel GM, Irvine K, McClain ME. Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams: evidence for a diverse shredder guild. *Freshw Sci*. junio de 2014;33(2):435-50.
137. Villada-Bedoya S, Triana-Moreno LA, Gomes-Dias L. Grupos funcionales alimentarios de insectos acuáticos en quebradas andinas afectadas por agricultura y minería. *Caldasia*. 1 de julio de 2017;39(2):370-87.
138. Gholizadeh M, heydarzadeh M. Functional feeding groups of macroinvertebrates and their relationship with environmental parameters (case study: in Zarin-Gol River). *Iran J Fish Sci* [Internet]. enero de 2019 [citado 26 de mayo de 2023];(Online First). Disponible en: <https://doi.org/10.22092/ijfs.2019.118132>

139. Tomanova S, Tedesco PA, Campero M, Van Damme PA, Moya N, Oberdorff T. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundam Appl Limnol.* 18 de diciembre de 2007;233-41.
140. FÜREDER L, WELTER C, JACKSON JK. Dietary and stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) analyses in alpine stream insects. *Diet Stable Isot  $\Delta^{13}\text{C}$   $\Delta^{15}\text{N}$  Anal Alp Stream Insects.* 2003;88(3-4):314-31.
141. Silva Poma MA, Huamantincó Araujo AA. Preferencia de microhábitat y gremios tróficos de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos, Ayacucho, Perú. *Limnetica.* 15 de enero de 2022;41(1):1-16.
142. Yaagoubi SE, Alami ME, Harrak R, Azmizem A, Ikssi M, Mansour MRA. Assessment of functional feeding groups (FFG) structure of aquatic insects in North-western Rif - Morocco. *Biodivers Data J.* 14 de junio de 2023;11:e104218.
143. Frank TH, Cornelissen IJM, Vijverberg J, Nagelkerke LAJ. Spatial and seasonal variation in the phytoplankton community of Lake Victoria's Mwanza Gulf, compared to northern parts of the lake. *J Gt Lakes Res.* 1 de abril de 2023;49(2):453-62.
144. Springer M, Serrano Cervantes L, Zepeda Aguilar A. Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Trichoptera en El Salvador. [Internet]. El Salvador; 2010 [citado 22 de marzo de 2024]. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/264861406\\_Guia\\_ilustrada\\_para\\_el\\_estudio\\_ecologico\\_y\\_taxonomico\\_de\\_los\\_insectos\\_acuaticos\\_inmaduros\\_del\\_orden\\_Trichoptera\\_en\\_El\\_Salvador](https://www.researchgate.net/publication/264861406_Guia_ilustrada_para_el_estudio_ecologico_y_taxonomico_de_los_insectos_acuaticos_inmaduros_del_orden_Trichoptera_en_El_Salvador)
145. Carrasco-Badajoz C, Rayme-Chalco C, Arana-Maestre J, Álvarez-Tolentino D, Ayala-Sulca Y, Sánchez-Peña M. Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Front Environ Sci* [Internet]. 2022 [citado 26 de mayo de 2023];10. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.1003207>
146. Boix Canadell M, Gómez-Gener L, Ulseth AJ, Cléménçon M, Lane SN, Battin TJ. Regimes of primary production and their drivers in Alpine streams. *Freshw Biol.* 2021;66(8):1449-63.
147. Doyle SA, Saros JE, Williamson CE. Interactive effects of temperature and nutrient limitation on the response of alpine phytoplankton growth to ultraviolet radiation. *Limnol Oceanogr.* 2005;50(5):1362-7.
148. Salmaso N, Zignin A. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in highly flushed, large rivers. *Hydrobiologia.* 1 de febrero de 2010;639(1):21-36.
149. Jacobsen D, Dangles O. *Ecology of High Altitude Waters.* Oxford University Press; 2017. 313 p.
150. Pellerin BA, Saraceno JF, Shanley JB, Sebestyén SD, Aiken GR, Wollheim WM, et al. Taking the pulse of snowmelt: in situ sensors reveal seasonal, event and diurnal patterns of nitrate and dissolved organic matter variability in an upland forest stream. *Biogeochem* 108 183-198. 2012;108:183-98.

151. Andino P, Espinosa R, Crespo-Pérez V, Cauvy-Frauníe S, Dangles O, Jacobsen D. Functional Feeding Groups of Macrofauna and Detritus Decomposition along a Gradient of Glacial Meltwater Influence in Tropical High-Andean Streams. *Water*. enero de 2021;13(22):3303.
152. Füreder L, Ettinger R, Boggero A, Thaler B, Thies H. Macroinvertebrate diversity in Alpine lakes: Effects of altitude and catchment properties. *Hydrobiologia*. 2006;562(1):123-44.
153. Rico-Sánchez AE, Rodríguez-Romero AJ, Sedeño-Díaz JE, López-López E, Sundermann A. Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Sci Rep*. 25 de febrero de 2022;12(1):3209.
154. Ganong C, Hidalgo Oconitrillo M, Pringle C. Thresholds of acidification impacts on macroinvertebrates adapted to seasonally acidified tropical streams: potential responses to extreme drought-driven pH declines. *PeerJ*. 23 de noviembre de 2021;9:e11955.
155. Qu X, Wu N, Tang T, Cai Q, Park YS. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. *Ann Limnol - Int J Limnol*. 2010;46(4):291-302.
156. Cauvy-Frauníe S, Espinosa R, Andino P, Dangles O, Jacobsen D. Relationships between stream macroinvertebrate communities and new flood-based indices of glacial influence. *Freshw Biol*. 2014;59(9):1916-25.
157. Espinosa R, Andino P, Cauvy-Frauníe S, Dangles O, Jacobsen D, Crespo-Pérez V. Diversity patterns of aquatic macroinvertebrates in a tropical high-andean catchment. *Rev Biol Trop*. 2020;68(S2):S39-53.
158. Jacobsen D. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Arch Für Hydrobiol*. octubre de 1998;143(2):179-95.
159. Jacobsen D, Marín R. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquat Ecol*. 1 de diciembre de 2008;42(4):643-56.
160. Struijs J, De Zwart D, Posthuma L, Leuven RS, Huijbregts MA. Field sensitivity distribution of macroinvertebrates for phosphorus in inland waters. *Integr Environ Assess Manag*. abril de 2011;7(2):280-6.
161. Malhão V, Raposeiro P, Costa AC. The Family DugesIIDae: New records for the Azorean Archipelago. *Limnetica*. 1 de diciembre de 2007;26:331-40.
162. Matisoff G, Fisher JB, Matis S. Effects of benthic macroinvertebrates on the exchange of solutes between sediments and freshwater. *Hydrobiologia*. 1 de marzo de 1985;122(1):19-33.
163. Pastorino P, Zaccaroni A, Doretto A, Falasco E, Silvi M, Dondo A, et al. Functional Feeding Groups of Aquatic Insects Influence Trace Element Accumulation: Findings for Filterers, Scrapers and Predators from the Po Basin. *Biology*. septiembre de 2020;9(9):288.
164. Leal-Bastidas C, Vargas-Chacoff L, Sandoval N, Fierro P. Variabilidad temporal y espacial de los macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en el río Palena, Patagonia Chilena. *Gayana Concepci*. diciembre de 2021;85:132-45.

165. Mayzel B, Aram L, Varsano N, Wolf SG, Gal A. Structural evidence for extracellular silica formation by diatoms. *Nat Commun.* 30 de julio de 2021;12(1):4639.
166. Ocon C, Siri A, Altieri P, Donato M. Functional feeding groups of Chironomidae (Diptera: Nematocera) and their spatial variation in an intermittent hill stream (Ventana Stream, Buenos Aires, Argentina). *An Acad Bras Cienc.* 2023;95(4):e20191316.
167. Tarkowska-Kukuryk M. Periphytic algae as food source for grazing chironomids in a shallow phytoplankton-dominated lake. *Limnologica.* 1 de junio de 2013;43(4):254-64.
168. Solà C, Prat N. Monitoring metal and metalloid bioaccumulation in Hydropsyche (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. *Sci Total Environ.* 1 de mayo de 2006;359:221-31.
169. Makumbe P, Kanda A, Chinjani T. The Relationship between Benthic Macroinvertebrate Assemblages and Water Quality Parameters in the Sanyati Basin, Lake Kariba, Zimbabwe. *ScientificWorldJournal.* 2022;2022:5800286.
170. Liess M, Gerner NV, Kefford BJ. Metal toxicity affects predatory stream invertebrates less than other functional feeding groups. *Environ Pollut.* 1 de agosto de 2017;227:505-12.
171. Masese FO, Kitaka N, Kipkemboi J, Gettel GM, Irvine K, McClain ME. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecol Indic.* 1 de noviembre de 2014;46:23-37.
172. Carrasco C, Rayme C, Alarcón R del P, Ayala Y, Arana J, Aponte H. Macroinvertebrados acuáticos en arroyos asociados con bofedales altoandinos, Ayacucho Perú. *Rev Biol Trop.* 2020;68(S2):S116-61.
173. Kilroy C, Brown L, Carlin L, Lambert P, Sinton A, Wech JA, et al. Nitrogen stimulation of periphyton biomass in rivers: Differential effects of ammonium-N and nitrate-N. *Freshw Sci.* septiembre de 2020;39(3):485-96.
174. Landers J, Sullivan S, Eby L, Wilcox A, Langner H. Metal contamination and food web changes alter exposure to upper trophic levels in upper Blackfoot River basin streams, Montana. *Hydrobiologia.* 1 de marzo de 2019;830.
175. Loayza-Muro R. Life at the edge : benthic invertebrates in high altitude Andean streams. 2013.

## ANEXOS

### Anexo 1. Tabla de metales y nutrientes

Temporada	Sitio	Mo	Cd	Ba	Pb	U	Li	Al	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu
SECA	1D	1.83	0.10	8.17	0.00	0.40	67.45	58.17	0.00	0.04	0.00	167.59	114.98	6.50	11.19	0.88
	2D	9.18	0.00	19.33	0.00	3.41	192.52	4.19	0.00	0.27	0.02	5.01	1.95	0.01	0.10	0.24
	3D	9.09	0.00	4.38	0.00	4.81	2.09	18.06	0.10	0.07	0.00	0.45	2.48	0.00	0.00	0.14
	4D	6.28	0.00	1.85	0.00	2.15	6.57	12.82	0.07	0.11	0.00	0.84	4.11	0.01	0.29	0.15
	5D	0.60	0.00	9.64	0.00	1.14	56.07	8.66	0.04	0.12	0.00	6.49	10.14	0.03	0.12	0.00
	6D	0.44	1.84	8.82	0.05	0.40	11.62	49.53	0.00	0.00	0.00	648.86	447.15	9.68	17.23	1.60
	7D	2.59	0.00	2.45	0.00	7.46	4.91	23.50	0.19	0.16	0.00	2.98	18.32	0.01	0.04	0.00
	8D	1.43	0.00	5.33	0.00	0.05	3.23	11.95	0.04	0.20	0.00	3.73	17.61	0.03	0.20	0.31
	9D	6.70	0.00	0.91	0.00	2.28	3.81	66.14	3.78	0.38	0.00	2.00	51.82	0.03	0.17	0.00
	10D	1.95	0.14	3.50	0.00	0.30	13.75	18.75	0.00	0.00	0.00	109.77	35.09	4.49	5.88	0.15
	11D	1.90	0.00	3.79	0.00	0.25	6.99	5.63	0.04	0.33	0.00	0.55	5.75	0.02	0.08	0.35
	12D	0.60	0.29	5.47	0.77	1.41	95.93	4825.44	0.22	0.00	0.38	1106.67	24499.82	62.02	104.33	4.11
	13D	5.38	0.00	5.28	0.00	0.67	5.79	15.28	0.04	0.34	0.00	1.56	18.53	0.03	0.21	0.18
	14D	1.70	0.00	29.31	0.08	0.00	107.38	65.32	0.16	0.06	0.00	261.52	48.08	2.47	3.95	0.28
	15D	0.48	0.00	33.35	0.00	0.00	416.39	86.52	0.00	0.00	0.00	480.11	2.51	15.14	18.37	0.00
	16D	0.00	0.00	6.11	1.03	0.05	10.19	1244.66	0.00	0.00	0.28	1088.83	7680.87	34.08	35.86	2.66
	17D	0.46	0.00	40.34	0.00	0.06	2.29	1.75	0.00	0.10	0.04	0.82	1.65	0.01	0.03	0.00
	18D	0.80	0.00	9.24	0.00	0.00	13.75	2.19	0.00	0.11	0.03	4.38	6.57	0.02	0.08	0.19
	19D	0.62	0.00	10.10	0.00	0.19	3.93	11.48	0.00	0.05	0.00	3.69	3.19	0.01	0.25	1.94
HÚMEDA	1W	1.39	0.00	5.46	0.11	0.17	13.29	80.51	0.08	0.06	0.01	97.99	86.96	2.50	4.02	2.70
	2W	8.61	0.00	9.64	0.00	1.94	53.87	6.90	0.00	0.14	0.00	5.55	2.91	0.01	0.11	0.21
	3W	13.56	0.00	3.42	0.00	3.52	1.15	23.58	0.23	0.06	0.00	0.48	5.13	0.00	0.00	0.00
	4W	5.84	0.00	1.46	0.00	1.84	2.40	11.11	0.10	0.10	0.00	0.51	5.10	0.01	0.13	0.00
	5W	0.91	0.00	5.40	0.15	1.28	11.06	144.38	10.66	0.42	0.04	14.10	197.83	0.10	0.18	0.19

6W	0.67	2.89	7.02	0.31	0.29	7.04	40.97	0.00	0.00	0.00	561.85	385.41	7.00	16.08	2.99
7W	1.67	0.00	1.55	0.04	4.55	1.82	23.97	0.29	0.07	0.00	2.38	11.63	0.01	0.00	0.00
8W	1.26	0.00	2.02	0.00	0.10	1.30	14.10	0.05	0.17	0.00	3.21	23.62	0.03	0.29	0.00
9W	3.64	0.00	1.50	0.08	1.87	2.30	170.53	14.85	0.38	0.02	4.91	170.25	0.05	0.24	0.11
10W	3.70	0.00	2.42	0.00	1.62	8.01	51.81	0.04	0.13	0.03	22.83	28.45	0.77	1.27	0.22
11W	2.30	0.00	3.03	0.09	0.75	2.42	245.23	17.81	0.73	0.08	6.32	235.20	0.10	0.07	0.34
12W	0.00	0.16	2.71	0.29	0.72	9.84	1449.98	0.04	0.02	0.04	296.29	2871.51	18.17	27.52	2.31
13W	2.79	0.00	2.59	0.00	0.25	3.58	25.54	0.06	0.17	0.01	2.34	24.19	0.04	0.95	0.31
14W	0.47	0.00	19.78	0.00	0.00	37.10	122.72	0.00	0.00	0.00	160.21	17.77	3.93	5.23	0.21
15W	0.54	0.10	21.76	0.00	0.00	38.77	90.34	0.00	0.00	0.00	207.26	42.55	6.29	7.91	0.18
16W	0.00	0.00	5.80	0.95	0.24	8.90	3836.31	0.00	0.00	1.49	822.89	9628.77	31.66	37.21	9.62
17W	0.42	0.00	8.60	0.46	0.00	2.14	15.87	0.02	0.04	0.00	6.09	59.12	0.07	0.85	0.33
18W	0.34	0.00	3.80	0.00	0.00	3.38	5.26	0.00	0.06	0.00	4.37	10.43	0.02	0.18	0.25
19W	0.57	0.00	8.36	0.00	0.10	1.63	18.08	0.00	0.05	0.00	12.25	9.72	0.01	0.30	2.39

Continuación Anexo 1.

Zn	Sr	N_NH4	P_PO4	N_NO3	Si	Cl	SO4	Ca	K	Mg	Na	HCO3	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
21.66	126.17	0.02	0.01	0.07	6.99	0.64	70.98	20.61	1.43	7.87	10.97	34.85	0.28
16.36	279.92	0.02	0.01	0.27	8.69	3.28	67.33	26.30	4.80	8.28	40.06	107.05	0.06
0.00	99.70	0.01	0.00	0.07	2.12	0.01	7.02	4.76	0.22	0.51	0.96	9.26	0.20
5.01	36.53	0.01	0.00	0.03	2.58	0.05	9.14	4.86	0.50	0.38	1.68	8.65	0.28
0.00	128.00	0.01	0.00	0.20	3.79	0.50	13.03	13.72	0.92	2.49	5.51	46.91	0.07
379.14	70.17	0.03	0.00	0.09	2.98	0.03	56.81	13.91	0.88	4.55	1.82	0.00	0.33
0.00	88.11	0.01	0.00	0.07	3.88	0.01	3.90	4.16	0.25	0.67	1.68	14.35	0.17
0.00	50.41	0.01	0.01	0.02	4.19	0.01	3.30	5.41	0.48	0.74	1.83	21.36	0.53
0.00	17.88	0.01	0.00	0.16	3.65	0.01	2.35	2.55	0.44	0.22	1.21	8.16	0.06
19.75	25.94	0.02	0.00	0.15	2.31	0.09	22.75	5.61	0.50	1.16	1.31	0.00	0.10
0.00	64.30	0.01	0.01	0.00	3.88	0.01	4.86	8.13	0.71	0.89	4.21	35.16	11.27
247.83	84.29	0.02	0.00	0.06	5.40	0.10	220.16	22.03	0.96	17.39	4.10	0.00	0.39

0.00	53.87	0.02	0.01	0.03	4.28	0.05	4.96	6.26	0.85	0.92	3.09	26.29	0.91
0.00	152.32	0.09	0.00	0.09	2.16	0.84	45.39	20.70	2.76	5.38	5.88	42.03	0.96
5.37	197.14	0.05	0.00	0.05	2.11	3.07	70.95	23.85	4.03	9.23	16.23	40.95	0.95
49.18	46.42	0.02	0.00	0.00	1.37	0.00	51.16	2.07	0.59	2.22	0.05	0.00	23.90
0.00	180.62	0.01	0.00	0.07	4.37	0.01	22.74	37.51	0.54	2.53	2.27	104.63	0.16
0.00	132.66	0.01	0.00	0.08	5.23	0.03	32.57	24.80	0.77	2.12	4.96	58.45	0.11
11.61	184.69	0.01	0.00	0.03	1.89	0.01	32.27	23.67	0.58	2.41	1.29	47.34	0.34
6.10	63.71	0.00	0.00	0.04	3.94	0.17	31.35	13.22	0.67	4.15	3.55	29.20	0.03
9.09	145.50	0.00	0.01	0.13	5.98	1.27	42.79	17.83	2.43	4.67	18.10	57.48	0.01
0.00	79.28	0.00	0.00	0.07	2.22	0.01	6.10	5.74	0.26	0.46	1.01	13.08	0.02
0.00	33.64	0.00	0.00	0.03	2.33	0.03	8.96	6.28	0.50	0.32	1.36	12.28	0.03
0.00	39.51	0.00	0.00	0.14	2.32	0.15	5.82	6.23	0.61	1.23	1.88	21.14	0.01
669.95	57.50	0.01	0.00	0.10	3.18	0.03	54.02	13.13	0.90	4.45	1.76	0.00	0.05
1.91	54.51	0.00	0.00	0.09	3.07	0.01	4.33	5.56	0.25	0.77	1.31	17.33	0.01
0.00	22.24	0.01	0.00	0.06	3.45	0.00	1.83	4.00	0.39	0.34	1.23	15.13	0.24
0.00	11.03	0.00	0.00	0.13	2.32	0.00	2.02	2.51	0.41	0.07	0.71	6.65	0.01
3.58	31.24	0.00	0.00	0.20	3.29	0.12	8.54	5.72	0.76	1.01	1.78	15.18	0.00
0.00	27.59	0.00	0.00	0.01	2.94	0.01	1.03	3.12	0.49	0.52	1.47	15.25	0.13
72.39	34.25	0.00	0.00	0.04	3.61	0.04	62.01	8.18	0.53	4.83	1.72	0.00	0.11
0.00	50.28	0.00	0.00	0.00	2.81	0.01	10.88	7.01	0.46	0.93	1.64	17.05	1.00
2.94	108.47	0.00	0.00	0.05	2.02	0.38	32.72	17.67	0.82	4.98	2.76	41.00	0.02
6.64	116.50	0.00	0.00	0.03	2.00	0.39	37.64	19.42	0.87	5.61	2.90	43.55	0.03
47.45	33.79	0.10	0.01	0.03	2.28	0.00	98.52	1.95	0.74	3.28	0.05	0.00	3.86
3.30	159.68	0.00	0.00	0.00	2.47	0.01	24.93	23.79	0.43	2.06	1.19	54.88	1.00
0.00	106.36	0.00	0.00	0.02	3.69	0.01	32.14	25.57	0.72	1.89	2.09	52.93	0.05
21.74	123.64	0.00	0.00	0.09	2.41	0.02	28.54	28.40	0.67	2.30	1.26	65.55	0.01

Anexo 2. Abundancia de familias de macroinvertebrados y riqueza en cada sitio por temporada

	Orden	Ephemeroptera			Diptera										Coleoptera			
	Familia	Baetidae	Leptophl	LeptoHy	Muscida	Empidid	Limonid	Simulida	Chirono	Ceratop	Tabanid	Tipulida	Blepharo	Sarcoph	Elmidae	Dysticida	Scirtidae	
Tempora	Código	Bae	Lep	Lept	Mus	Emp	Lim	Sim	Chi	Cer	Tab	Tip	Ble	Sar	Elm	Dys	Sci	
T. SECA	1D	32	1	2	1	4	0	18	246	0	0	0	3	0	0	0	0	
	2D	871	0	0	1	178	0	21	73	1	1	0	25	0	3	0	0	
	3D	29	0	0	0	1	3	0	130	0	0	0	4	0	5	0	4	
	4D	14	0	0	0	2	0	1	76	0	1	0	1	0	34	0	0	
	5D	172	0	0	0	7	0	60	75	1	0	1	55	0	0	0	0	
	6D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7D	16	0	0	0	1	0	24	92	11	0	0	27	0	3	0	2	
	8D	12	2	0	0	0	0	1	128	122	4	0	0	15	1	0	0	3
	9D	670	0	0	1	0	1	0	78	0	0	1	24	0	6	0	2	
	10D	43	0	0	0	35	0	32	185	2	0	1	0	0	10	0	0	
	11D	43	0	0	0	3	0	578	876	5	0	15	0	0	3	0	0	
	12D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	13D	30	0	0	1	1	0	24	612	1	0	12	1	0	18	0	0	
	14D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	16D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	17D	185	2	0	1	11	4	0	591	0	0	0	0	0	6	0	0	
	18D	77	1	0	1	14	0	13	914	1	0	6	0	0	8	1	0	
	19D	7	0	0	3	0	0	5	181	2	0	0	0	0	6	6	0	
T.HÚME DA	1W	6	18	5	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	
	2W	445	0	0	3	40	0	45	130	0	0	0	0	0	1	0	0	
	3W	68	0	0	0	4	0	4	38	4	0	6	1	0	7	0	34	

4W	13	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	22	0	0
5W	37	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	31	0	0	0	1
6W	1	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	1	0	1
7W	106	0	0	0	0	0	35	8	13	0	0	2	0	5	0	3
8W	138	5	0	0	2	0	71	12	16	0	0	7	0	4	0	0
9W	400	0	0	1	0	0	31	20	2	0	1	2	0	5	0	8
10W	2	0	0	0	11	0	0	61	0	0	0	0	0	15	0	0
11W	11	0	0	0	1	0	11	36	6	0	0	0	0	0	0	0
12W	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13W	29	0	0	0	9	0	2	64	1	1	0	1	0	27	0	0
14W	12	4	0	0	0	0	15	8	0	0	0	2	0	0	0	0
15W	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16W	0	0	0	0	0	0	1	52	0	0	0	0	0	0	0	0
17W	56	1	0	0	0	0	10	5	0	0	0	0	0	3	0	2
18W	376	0	0	0	0	0	10	21	0	0	0	0	0	14	0	0
19W	40	0	0	0	0	0	26	63	0	0	0	0	0	0	0	0

Continuación Anexo 2.

	Oligochaeta		Turbellari	Trichoptera						Odonata	Plecoptera		Arachnida		Hemiptera	Megaloptera
Staphylin	oligoche	Tubificid	Dugesida	Glossosom	Hydrops	Leptocer	Hydrobi	Limneph	Hydropti	Aeshnid	Perlidae	Gripopte	Limnesii	hygrobat	Mesovelli	Corydalida
Sta	Oli	Tub	Dug	Glo	Hpsy	Leptc	Hbi	Limn	Hpt	Aesh	Per	Grip	Limns	Hyg	Mes	Cor
0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	2	0	5
0	0	0	0	1	6	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	5	0	11	8	0	0	114	0	12	0	3	0	0	0
0	3	0	6	0	0	86	9	0	0	0	5	0	1	0	0	0
0	1	1	2	0	0	0	1	1	4	0	1	0	5	0	3	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

0	2	5	1	0	0	15	2	15	0	0	0	0	1	0	1	0
0	7	0	3	0	0	28	8	0	0	0	0	0	3	0	0	0
0	2	0	0	0	0	1	10	16	3	0	0	0	3	0	0	0
0	0	0	8	0	0	0	0	5	0	0	0	2	1	8	0	0
0	0	5	0	0	0	1	2	0	3	0	0	0	20	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	122	0	2	0	0	0	6	0	78	0	0	0	2	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	1	21	0	0	0	0	8	1	27	0	0	0	0	15	1	0
2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	5	0	0	0	0	2
0	0	0	0	0	4	0	0	0	63	1	0	0	0	0	0	0
0	2	0	0	0	5	0	4	14	186	0	3	8	0	33	0	0
0	0	0	0	0	0	106	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
0	26	0	0	0	0	0	5	35	16	0	0	4	0	8	0	0
0	14	0	0	0	0	41	4	8	5	0	0	7	3	2	1	1
0	2	0	0	0	1	0	1	1	23	0	0	1	0	28	0	0
0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	2	0	2	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	6	0	0	0	2
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	5	0	0	0	0	0	7	1	1282	0	0	6	0	5	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	3	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2	0	0	0	0	0	2	0	41	0	0	0	0	7	1	0
0	2	0	0	0	0	0	0	9	309	0	0	1	1	0	0	0
0	2	0	0	0	0	0	5	7	2	0	0	0	0	0	0	0

Continuación Anexo 2.

Gastropoda		Amphipod	Colembol		Abundan	Riqueza
Physidae	Hydrobii	Hyallelida	Colembol			
<i>Phy</i>	<i>Hbii</i>	<i>Hya</i>	<i>Cole</i>			
0	0	0	0		321	13
6	0	0	1		1192	16
0	0	0	0		329	13
0	0	1	0		240	14
0	0	0	0		390	16
0	0	0	0		0	0
0	0	0	0		218	16
0	0	0	1		338	15
0	0	0	1		819	15
0	0	0	0		332	12
0	0	0	0		1554	12
0	0	0	0		0	0
0	0	5	0		915	15
0	0	0	0		0	0
0	0	0	0		0	0
0	0	0	0		0	0
0	0	0	0		808	10
0	0	0	0		1110	17
0	0	2	0		218	12
0	0	0	0		45	10

2	0	0	0	734	10
0	0	0	0	421	17
0	0	3	0	149	8
4	0	0	0	79	10
0	0	0	0	10	7
0	0	0	0	266	13
0	1	0	0	342	19
0	1	0	0	528	17
0	0	0	0	99	8
0	0	0	0	76	10
0	0	0	0	1	1
0	0	150	0	1590	15
0	0	0	0	46	8
0	0	0	0	4	2
0	0	0	0	53	2
0	0	0	0	130	11
0	0	17	0	760	10
0	0	0	0	145	7

### Anexo 3. ACP Loadings

ACP1 Loadings				
Variables	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
EC	<b>0.83</b>	<b>0.50</b>	-0.04	-0.10
pH	<b>-0.83</b>	0.41	-0.18	0.08
T	<b>-0.54</b>	0.26	0.00	0.04
DO	0.36	0.03	<b>0.51</b>	0.45
Discharge	0.01	-0.25	-0.17	<b>0.73</b>
Mo	-0.34	0.11	<b>0.64</b>	-0.01
Cd	0.25	-0.14	-0.04	<b>0.79</b>
Ba	0.07	<b>0.70</b>	-0.43	0.00
Pb	<b>0.83</b>	-0.25	-0.01	-0.21
U	-0.19	-0.06	<b>0.67</b>	0.03
Li	0.24	<b>0.74</b>	0.07	0.06
Al	<b>0.91</b>	-0.13	0.11	-0.25
Ti	-0.20	<b>-0.27</b>	<b>0.29</b>	-0.17
V	<b>-0.43</b>	-0.12	<b>0.41</b>	-0.33
Cr	<b>0.69</b>	-0.16	0.07	-0.47
Mn	<b>0.94</b>	-0.08	-0.04	0.12
Fe	<b>0.89</b>	-0.09	0.11	-0.14
Co	<b>0.96</b>	-0.06	0.04	-0.05
Ni	<b>0.94</b>	-0.04	0.05	0.05
Cu	<b>0.79</b>	-0.18	-0.07	-0.16
Zn	0.45	-0.13	-0.01	<b>0.74</b>
Sr	-0.03	<b>0.90</b>	-0.22	0.01
N_NH4	<b>0.54</b>	0.19	-0.08	-0.35
P_PO4	0.04	<b>0.57</b>	0.30	-0.38
N_NO3	-0.14	0.38	<b>0.53</b>	0.21
Si	0.03	<b>0.59</b>	0.41	0.04
Cl	0.05	<b>0.87</b>	0.25	0.06
SO4	<b>0.90</b>	0.30	0.00	0.11
Ca	0.07	<b>0.73</b>	<b>-0.52</b>	0.12
K	0.14	<b>0.89</b>	0.18	0.06
Mg	<b>0.70</b>	0.55	-0.01	0.25
Na	0.00	<b>0.88</b>	0.39	0.06
HCO3	-0.31	<b>0.79</b>	-0.28	-0.17

ACP2 Loadings				
Variables	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
EC	<b>0.61</b>	<b>0.75</b>	-0.20	-0.12
pH	<b>-0.83</b>	0.31	-0.25	-0.01
T°C	<b>-0.46</b>	0.32	-0.22	-0.02
DO	0.17	0.10	<b>0.59</b>	<b>0.50</b>
Disch.	0.15	-0.18	-0.17	<b>0.80</b>
Mo	-0.29	0.14	<b>0.64</b>	-0.04
Cd	0.26	-0.03	-0.02	<b>0.81</b>
Ba	-0.04	<b>0.58</b>	<b>-0.45</b>	-0.02
Pb	<b>0.88</b>	-0.06	-0.04	-0.09
U	-0.20	-0.03	<b>0.67</b>	-0.01
Li	-0.05	<b>0.90</b>	0.29	0.07
Al	<b>0.94</b>	-0.03	0.06	-0.29
Ti	-0.14	<b>-0.29</b>	<b>0.29</b>	-0.16
V	<b>-0.34</b>	-0.15	<b>0.39</b>	<b>-0.36</b>
Cr	<b>0.88</b>	0.01	0.07	-0.39
Mn	<b>0.95</b>	0.03	-0.04	0.26
Fe	<b>0.95</b>	-0.01	0.06	-0.29
Co	<b>0.97</b>	0.02	-0.02	-0.02
Ni	<b>0.95</b>	0.03	-0.03	0.15
Cu	<b>0.92</b>	0.03	-0.11	-0.07
Zn	0.33	-0.01	-0.02	<b>0.79</b>
Sr	-0.20	<b>0.84</b>	-0.30	-0.05
N_NH4	<b>0.81</b>	0.11	0.13	-0.42
P_PO4	0.21	<b>0.62</b>	0.26	-0.38
N_NO3	-0.15	<b>0.44</b>	<b>0.53</b>	0.14
Si	-0.13	<b>0.78</b>	0.25	-0.03
Cl	-0.10	<b>0.90</b>	0.34	0.04
SO4	<b>0.73</b>	<b>0.60</b>	-0.15	0.17
Ca	-0.17	<b>0.66</b>	<b>-0.65</b>	0.05
K	-0.03	<b>0.92</b>	0.27	0.05
Mg	0.29	<b>0.80</b>	-0.14	0.35
Na	-0.13	<b>0.91</b>	0.33	0.01
HCO3	-0.32	<b>0.78</b>	-0.40	-0.21

**Anexo 4. Scores obtenidos del análisis de Coordenadas Principales (ACoP) y Permanova**

**Scores a partir de los ejes del ACoP**

	<b>Coord 1</b>	<b>Coord 2</b>	<b>Coord 3</b>	<b>Coord 4</b>
<b>1D</b>	-0.024252	-0.13217	-0.012178	0.11021
<b>2D</b>	-0.1148	-0.040139	0.047142	0.074819
<b>3D</b>	-0.087652	0.13488	0.068234	-0.15855
<b>4D</b>	-0.015198	0.09609	0.2999	-0.20501
<b>5D</b>	-0.13308	-0.045083	-0.055437	0.20224
<b>7D</b>	-0.088486	0.052869	0.14515	0.11613
<b>8D</b>	-0.088075	0.071925	0.14391	0.23105
<b>9D</b>	-0.14843	0.11389	0.016601	-0.045635
<b>10D</b>	-0.10709	-0.16334	-0.0012154	-0.076401
<b>11D</b>	-0.11041	-0.073071	-0.04016	0.032387
<b>13D</b>	-0.16509	0.0083526	-0.089242	-0.072912
<b>17D</b>	-0.11525	-0.070477	0.11547	-0.1922
<b>18D</b>	-0.16496	-0.067472	-0.13374	-0.081336
<b>19D</b>	-0.0033028	-0.15581	0.094892	-0.058592
<b>1W</b>	0.22816	0.27207	0.41274	-0.091442
<b>2W</b>	-0.108	-0.15443	-0.19153	-0.019142
<b>3W</b>	-0.14195	0.045518	-0.12768	-0.090341
<b>4W</b>	0.16873	0.34933	0.15121	-0.090174
<b>5W</b>	0.045557	0.28501	0.093105	0.33094
<b>6W</b>	0.31956	-0.056469	0.16711	-0.24991
<b>7W</b>	-0.13072	0.094006	-0.1447	0.10461
<b>8W</b>	-0.11922	0.17048	0.031822	0.10838
<b>9W</b>	-0.14416	0.043013	-0.17566	0.095159
<b>10W</b>	0.048435	-0.18425	0.15178	-0.36644
<b>11W</b>	0.1147	-0.17788	0.00021076	0.11885
<b>12W</b>	0.45067	0.32915	-0.60629	-0.21966
<b>13W</b>	-0.10959	0.018701	-0.08869	-0.22145
<b>14W</b>	0.14094	-0.041966	0.14313	0.35781
<b>15W</b>	0.49001	-0.15894	-0.076605	0.3254
<b>16W</b>	0.25108	-0.53	0.02247	-0.066138
<b>17W</b>	-0.040494	0.10751	-0.12523	0.094508
<b>18W</b>	-0.086989	0.015217	-0.16005	-0.10901
<b>19W</b>	-0.010652	-0.15652	-0.076481	0.11185

**PERMANOVA**

Permutation N:	9999
Total sum of squares:	6.355
Within-group sum of squares:	5.779
F:	3.09
<b>p (same):</b>	<b>0.0002</b>

### Anexo 5. Revisión bibliográfica para selección de variables ambientales GLM

Alimento	Información bibliográfica	Fuente
alimento principal: materia organica fina (MOPF)	Flow reduction during the <b>dry season</b> contributes to seasonal variability in physicochemical conditions that could influence macroinvertebrate communities. For instance, we recorded the lowest <b>DO and highest conductivity</b> during the <b>dry season</b> in open-canopy streams.	Masese et al., 2014
	This study highlights the significance of increased phosphate concentrations on collector–gatherer abundance. The abundance of collector–gatherers in Bloukrans River was possibly linked to the increased levels of organic matter, which is enhanced by fine particulate allochthonous inputs of agricultural and urban land–use activities that generally offer significant nutritional value in the downstream areas (Dalu et al., 2017a). Collector–gatherers are generally tolerant to high levels of organic pollution (e.g. Oligochaeta and Chironomidae) and have both physiological and physical adaptive structures that allow them to survive in oxygen depleted environments (Statzner and Bêche, 2010)	Mangadze et al., 2019
	Previous studies found that CG accumulate more metals than the other functional feeding groups, since their direct contact with sediments provide for greater uptakes of trace elements. However, those studies were focused only on a few heavy metals (e.g., #As, #Cd, #Cr, #Cu, #Pb, and #Zn)	Pastorino et al., 2020
	The collector-gatherers were more conspicuous in summer, autumn and spring (>39%), while in winter they shared dominance with the shredders (34% and 35% respectively).". durante la <b>época húmeda se reportó una menor abundancia relativa de organismos colectores</b> , filtradores, trituradores y depredadores, que puede ser atribuida al incremento del caudal y la velocidad de la corriente, que influyen en el arrastre de organismos (209)"	Fierro et. al 2015, Aguilar Silvano y De Souza Reátegui, 2022
	the predominant FFGs are CG in the <b>wetseason</b> season and Pr in the dryseason season."	Serna et al., 2022
	The increase of collector-gatherers in highland sites seems to be in accordance with Winterbourn & Ryan (1994) who suggested that in many mountain streams and rivers, invertebrate populations are usually dominated by "insect larvae that feed primarily on fine organic matter because periphyton standing crop and biomass of coarse detritus are often low.	Tomanova et al., 2006
	Seasonal variations play a crucial role in shaping the influence of glacial meltwater on macroinvertebrate functionality. In the summer months, the presence of elevated turbidity limits periphyton access, as noted by Sertić Perić et al., (2021). While during the winter months, the reduced contribution of meltwater results in lower suspended sediment concentrations and higher water temperatures. These conditions create favorable conditions for periphyton production, as there is an increase in light penetration (Brown et al., 2007).	Sertić Perić et al., (2021) Y Brown et al., 2007.
	The proportion of scrapers, predators and collector gatherers increased with increases in TDS.	Mangadze et al., 2019
	Collector-gatherers category was positively associated with ions like Cl-, Ca and MES total suspended solids (MES)	Yaagoubi et al., 2023
	this finding might explain why Collector-gatherers were positively associated with ions load such as Cl-, Ca and MES due to their important resistance to nutrient infestation, compared with specialized feeding groups that have constrained trophic niches, such as Collector-filters that required ordinary flow conditions to filter food particles from the water column and, as a consequence, their abundance declined in S2 (V = 0.61 m/s)."	
Detritivores are related to total hardness, chlorides, electrical conductivity, turbidity, phosphates, nitrates, and BOD5,	Carrasco-Bajadoz et al.2022	
Se alimenta de otras larvas	Predators, in particular, were shown to present a strong association to NO - and temperature in deeper, high-flow, well-oxygenated and less-impacted sites, confirming their sensitivity to disturbance."	Yaagoubi et al., 2023
	#Odonata (predators) accumulate certain elements ( #Ba, #Hg, #Li, #Se, #V, #Ti, and #Zn) in higher concentrations by food ingestion composed of different aquatic organisms."	Pastorino et al., 2020
	predators are related to <b>pH</b> , which was higher at stations I and II."	Carrasco-Bajadoz et al.2022
		Soto, 2010

	<p>The total hardness values increased between stations and seasons (dry and rainy seasons), and the river water can be classified as hard (&gt;120 mg/L) according to the mean values recorded throughout the study. This parameter may affect the production of calcareous exoskeletons and the growth and reproduction of macroinvertebrate communities (Fernández and Volpedo, 2020). This parameter is associated not only with the presence of calcium and <b>magnesium</b> salts but also with chlorides, which is consistent with the increased mean Cl concentrations recorded</p> <p>In our samples, the predators accumulated more Zn than the scrapers or the filterers. These observations were corroborated by Santoro et al. [31] for macrobenthic invertebrates from the Basento River (Italy)</p> <p>Vanadium was higher in predators compared to scrapers from both sampling sites; contamination is usually caused by fossil fuel and coal combustion, the use of fertilizers, and pesticides [69]. Vanadium appears to be necessary for human health, but a specific function in aquatic invertebrates has not yet been found [70]. [Pastorino et al., 2020</p> <p>Predator accumulated Ba, Hg, Li, Se, V, Ti and Zn. Pastorino et al 2020</p>	Pastorino et al., 2020
Partículas orgánicas gruesas (MOPC): restos de plantas vasculares riparias acondicionadas en el agua (colonizadas por hongos acuáticos y bacterias)	<p>Water turbidity in Andean rivers is associated with suspended, colloidal, and dissolved particles in water, which increase markedly in the rainy season. This factor limits the development of microalgae such as chlorophytes, cyanophytes, diatoms, and other photosynthetic organisms</p> <p>shredders were most abundant during rainy seasons, which is when the highest leaf fall occurs of both deciduous (i.e., roble and rauli) and evergreen species (i.e., coihue, tepa, Eucalyptus) in the study area.</p> <p>In cold streams, running in highlands with stronger UV radiation and less-developed vegetation, shredders and scrapers were scarce probably because leaf litter quantity (Ward 1994) and palatability (i.e., conditioning by microorganisms), and periphyton development (Vinebrooke &amp; Leavitt 1999) should be lower in these areas." the abundance of scrapers increasing in deeper localities at lower altitudes and with abundant macrophytes."</p> <p>The principal component analysis showed that concentrations of #Al, #As, #Bi, #Cd, #Co, #Cr, #Ga, #Fe, #In, #Mn, #Pb, #Ni, and #Sr were highest in #SC scrapers, suggesting that trace elements accumulate from the ingestion of epilithic #periphyton (biofilm)"</p>	<p>Carrasco-Bajadoz et al.2022</p> <p>Fierro et. al 2015</p> <p>Tomanova et al., 2006</p> <p>Nicola et al., 2010</p>
Perifiton: algas no filamentosas (diatomeas), asociadas a partículas orgánicas finas (MOPF), microbios o microartrópodos.	<p>#Fe is an essential element for the physiology of freshwater organisms, in our study, the Fe concentration was highest in the scrapers and lowest in the filterers from both sites" The #Sr concentration was higher in scrapers compared to the other two FFG from both sampling sites.([Pastorino et al., 2020, p. 8]. Iron is the most common element in the Earth's crust and can be found in both the ferrous (Fe2+) and the ferric (Fe3+) states or in other forms from wastewaters. To our best knowledge, there are no previously published works on Sr accumulation by macrobenthos with which to compare our data.</p> <p>Previous field studies [89–91] showed that epilithic #periphyton (biofilm) is the major sink of metals and that it accumulates more metals than sediments in certain cases [45,92], which explains the higher concentrations we recorded for the scrapers. Furthermore, the siltation (fine sediment deposition) on periphyton [93] could also promote metal accumulations by scrapers, since they could also ingest deposited #FPOM, increasing their whole-body metal contents." scrapers accumulated higher amounts of trace elements (Al, As, Bi, Co, Cd, Cr, Ga, Fe, In, Mn, Pb, Ni, and Sr) compared to the other FFG ([Pastorino et al., 2020, p. 9]</p>	Pastorino et al., 2020
Algas filamentosas.	<p>los perforadores representados por la familia #Hydroptilidae sólo aparecieron en el sector bajo (Gráfico 7). Esto se podría explicar por la presencia de rocas en cuyas superficies crece el perifiton, que les sirve de alimento, y por el mayor caudal que genera zonas de salpicaduras que favorecen su crecimiento (222). Estas características cumplen con los requerimientos de hábitat de Hydroptilidae, que ocupa los salpiques de rocas en medio de ríos con corrientes fuertes (213)."</p> <p>se encontró que la radiación UV-B y el pH tienen influencia directa en los raspadores (Blephariceridae y Glossosomatidae) y perforadores (Hydroptilidae)" "Los perforadores, también son afines a un pH neutro y muy poco tolerantes a aguas muy ácidas (233). Tal es el caso de la familia Hydroptilidae, cuyas larvas se alimentan perforando algas y son sensibles a la acidez (234, 235), la cual puede afectar la cobertura vegetal ribereña, que en nuestro estudio estuvo dominada por algas, que sirven de alimento y crean condiciones propicias para el hábitat de este grupo." ([Aguilar Silvano y De Souza Reátegui, 2022, p. 89]</p> <p>En nuestro estudio, fue principalmente el pH que influyó de manera positiva en el grupo de raspadores y perforadores. Por el contrario, se encontró que el OD, CE, el caudal y STD tienen una influencia inversa en estos grupos, lo que puede deberse al balance que los raspadores y perforadores tienen entre los costos de energía que implica mantener la posición en ambientes turbulentos, y los beneficios de la constante circulación de oxígeno y alimento" ([Aguilar Silvano y De Souza Reátegui, 2022, p. 8</p>	Aguilar Silvano y De Souza Reátegui, 2022
MOPF: partículas orgánicas recubiertas	<p>Filter-feeders either swim through the water or sit sessile on the bottom filtering out particles that float by in the current. Often these are pieces of vegetation ripped up by shredders or tiny strips of biofilm dislodged by grazers, which are then sent downstream with the current. In addition, detritus from decaying plants and animals also provide a source of food.</p>	Pastorino et al., 2020

por bacterias o material orgánico-mineral.	#Cu and #Mo concentrations were the highest in #Fil filterers due to their bioavailability in the water column."	
	Durante la época seca, se reportó una mayor abundancia de este grupo en el sector bajo, debido al aumento significativo de algas y a una mayor disponibilidad de alimento. Esto coincide con lo que mencionan diferentes autores, quienes señalan que el aumento de filtradores se produce a nivel del tramo más eutrofizado, debido a la abundancia de MOPF (215)." se ha reportado el incremento de larvas filtradoras en tramos bajos de los ríos debido a que en estos existe un incremento de la concentración de materia orgánica en suspensión (216). Esto coincide con lo encontrado en nuestro estudio, ya que en el sector bajo se reportó una mayor concentración de sólidos totales disueltos en ambas épocas" ([Aguilar Silvano y De Souza Reátegui, 2022, p. 85]	Aguilar Silvano y De Souza Reátegui, 2022
	The fact that the collectors-gatherers (Baetidae and Caenidae) and collector filterers (Chironomidae and Simuliidae) were abundant in most of the sampling stations responded to an important habitat complexity that possibly improved organic matter retentions and availability of suspended organic matter."[[Gholizadeh y heydarzadeh 2019]]	Gholizadeh y heydarzadeh 2019
	Collector-filters group was positively correlated to BOD and current velocity of prospected sites and negatively correlated to pH and conductivity," ([Yaagoubi et al., 2023, p. 1	Yaagoubi et al., 2023