UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

Facultad de
Ciencias e Ingeniería

Comparación de índices Bióticos de Calidad de Aguas y metabolismo de Macroinvertebrados Bentónicos de diferentes altitudes en el Río Rímac

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO PROFESIONAL DE LICENCIADO EN BIOLOGÍA

AUTOR(ES)
ALEJANDRA ANGELICA SALAS CHAVEZ

ASESOR(ES)
RAUL AUGUSTO LOAYZA MURO

LIMA - PERÚ
2026

Jurado calificador

Presidente: Dr. Jorge Cardich Salazar

Vocal: MSc. Sara Amada Cardenas Farfan

Secretario: Lic. Elizabeth Aguilar Silvano

UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	SALAS CHAVEZ ALEJANDRA ANGELICA

(Agregar filas adicionales si hay más autores)

Perteneciente al programa de la **CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA,** autores del trabajo titulado: **Comparación de índices Bióticos de Calidad de Aguas y metabolismo de Macroinvertebrados Bentónicos de diferentes altitudes en el Río Rímac,** 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.**

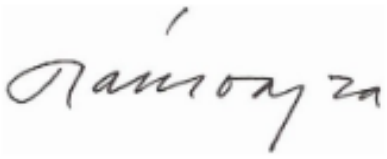
En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

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 **18%,** según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **3677434216**; fecha de entrega: **12/10/2026).**
- 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, 12 de octubre de 2026**



Dr. Raúl A. Loayza Muro
N° DNI: 10149687
ORCID: 0000-0002-1312-311X

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN 3

II. ANTECEDENTES 6

1. VERTIENTE DEL PACÍFICO: CUENCA DEL RÍO RÍMAC 6

1.1. Delimitación geográfica 6

1.2. Descripción ecológica 6

2. COMPONENTES ABIÓTICOS Y BIÓTICOS EN LA CUENCA DEL RÍO RÍMAC 9

2.1. COMPONENTES ABIÓTICOS 9

2.1.1. Radiación ultravioleta (RUV) 9

2.1.2. Contenido de metales 10

2.1.3. Oxígeno Disuelto (OD) 11

2.1.4. Actividades domésticas, industriales y mineras 12

2.2. COMPONENTES BIÓTICOS 13

2.2.1. Macroinvertebrados bentónicos y su uso como bioindicadores 13

2.2.2. Variación en la composición de comunidades de macroinvertebrados con la altitud 16

2.2.3. Biomarcadores de estrés ambiental 16

2.2.4. Capacidad antioxidante: sistemas enzimáticos y no enzimáticos 17

2.2.4.1. Ensayo de capacidad antioxidante DPPH como radical estable y reducción química 19

3. JUSTIFICACIÓN 20

III. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS 21

1. HIPÓTESIS 21
2. OBJETIVO GENERAL 22
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 22
IV. MATERIALES Y MÉTODOS 23
1. Condiciones ambientales y colecta de macroinvertebrados 23
1.1. Lugares de muestreo 23
1.2. Medición de parámetros fisicoquímicos 24
1.3. Colecta de macroinvertebrados 24
1.4. Cálculo de riqueza, abundancia e índices bióticos 25
1.5. Índices de diversidad 26
2. Determinación de la capacidad antioxidante 26
2.1. Ensayo de capacidad antioxidante o TOSC 26
2.2. Mapa de calor de la capacidad antioxidante según el gradiente altitudinal 28
3. Análisis estadísticos 28
3.1. Análisis de correspondencia canónica (CCA) 28
3.2. ANOVA de la capacidad antioxidante 29
3.3. Correlación de Spearman 29
V. RESULTADOS 31
1. Condiciones ambientales y colecta de macroinvertebrados 31
2. Determinación de la capacidad antioxidante 41
3. Relación entre capacidad antioxidante y RUV-B 43
VI. DISCUSIÓN 46
VII. CONCLUSIONES 54

VIII. RECOMENDACIONES..... 56

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 57

X. ANEXOS

RESUMEN

La Cordillera de los Andes presenta un marcado gradiente altitudinal relacionado con variaciones ambientales como temperatura, oxígeno disuelto (OD) y radiación ultravioleta B (RUV-B), además de contaminantes tanto de origen natural como antropogénico, como metales, aguas ácidas y materia orgánica. La interacción de estos factores genera condiciones de "estrés múltiple" que afectan a la microbiota acuática, modificando la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (MiB) como sus respuestas fisiológicas adaptativas.

En esta tesis de investigación se evaluó la calidad biológica del agua del río Rímac mediante índices bióticos como el ABI (Andean Biotic Index), BMWP (Biological Monitoring Working Party) y EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), junto con la capacidad antioxidante de familias de MiB colectadas en tres puntos distribuidos a lo largo de un gradiente altitudinal. Para lo cual, se determinaron los parámetros fisicoquímicos, como: niveles de RUV-B, abundancia y riqueza de MiB, índices bióticos y de diversidad, así como la capacidad antioxidante total de las familias colectadas con suficiente biomasa.

Los resultados evidenciaron que la estructura de las comunidades y la capacidad antioxidante variaron según las condiciones ambientales y la altitud. De manera que, las familias sensibles predominaron en zonas de cuenca baja, y las tolerantes en cuenca intermedia y alta, presentando mecanismos de defensa. Entre los cuales, la actividad antioxidante les permitiría sobrevivir en ambientes de condiciones ambientales extremas, como ríos altoandinos expuestos a elevada RUV-B.

PALABRAS CLAVE

Macroinvertebrados bentónicos (MiB) , río Rímac, índices bióticos (IB) , radiación ultravioleta B (RUV-B) , capacidad antioxidante (CA).

ABSTRACT

The Andes Mountain Range exhibits a marked altitudinal gradient associated with environmental variations like temperature, dissolved oxygen (OD), and ultraviolet-B radiation (RUV-B), including also natural and anthropogenic pollutants, including traced metals, acidic water, and organic matter. The interaction of these factors produces "multiple stress" conditions that affect aquatic biota by altering both composition and physiological responses of macroinvertebrate communities.

In this investigation, the biological water quality of the Rimac River was evaluated using biotic indices such as ABI (Andean Biotic Index), BMWP (Biological Monitoring Working Party), and EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) together with the antioxidant capacity of macroinvertebrate families collected from the three sampling sites distributed along the altitudinal gradient. Moreover, physicochemical parameters, RUV-B levels, abundance and richness, diversity indices, and antioxidant capacity were determined.

The results reflected that the community structure and antioxidant capacity varied according to environmental conditions and altitude. Though, sensitive families predominated at lower points, whereas tolerant families were found at higher altitudes with developed defense mechanisms. Among these, antioxidant capacity would allow them to survive under extreme environmental conditions, such as high-altitude Andean streams with high RUV-B levels, limiting the benthic community.

KEYWORDS

Benthic macroinvertebrates, Rímac River, biotic indices, ultraviolet-B radiation, antioxidant capacity.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación de los ecosistemas lénticos y lóticos del Perú es un problema circunstancial de creciente preocupación, cuya vulnerabilidad y relevancia ecológica persisten en las tres vertientes principales: Pacífico, Atlántico y Titicaca. Estas presentan distintos grados de afección, producto de las actividades antropogénicas y procesos naturales, cuya interacción produce una gran presión sobre la estructura y resiliencia de los ecosistemas acuáticos (Lee et al., 2023; Nieto-Juárez et al., 2025). A ello se atribuyen los efectos del cambio climático, que a su vez alteran patrones hidrológicos, se incrementan la reincidencia de eventos que favorezcan situaciones extremas y modifiquen la distribución de las especies acuáticas, lo que en consecuencia intensifica la degradación ambiental.

Particularmente, el río Rímac es la principal fuente de agua de la capital peruana, y se encuentra sometido a altos niveles de contaminación. Estudios, como el de Guillén et al., han señalado que las fuentes de dicha contaminación son los efluentes de la actividad minera y metalúrgica, los desechos domésticos de los centros poblados aledaños, así como los vertimientos industriales y agrícolas descargados inadecuadamente en el cauce del río (Oscar Guillén G. et al, 1998). En muchos casos, la concentración de estos contaminantes excede los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) establecidos por el Ministerio del Ambiente (MINAM) (Minas, 2017), comprometiendo no solo la calidad del agua y sostenibilidad ecológica del sistema, sino la salud sanitaria y seguridad alimentaria de los mismos poblados aledaños. Al localizar las principales instancias de contaminación en la parte de la cuenca alta, se observa mayor contaminación de manganeso, mientras que en la parte media se destaca una mayor presencia de arsénico y boro, y en la cuenca baja mayor presencia de fósforo y nitritos (CEAS, 2024).

La evaluación de la calidad del agua puede abordarse desde distintas estrategias complementarias. Tradicionalmente, se ha desarrollado la medición de parámetros fisicoquímicos que visualizan el estado del recurso hídrico, los cuales son comparados con los ECAs establecidos por organismos ambientales reguladores como el MINAM, la Autoridad Nacional del Agua (ANA), el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental

(OEFA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS). Sin embargo, la intrínseca medición de estos parámetros no permite determinar de una forma integral la salud ecológica de los sistemas acuáticos. Por ello, en los últimos años la literatura académica ha promovido la relevancia de la evaluación de los índices bióticos de la calidad del agua, tales como el Índice Biótico Andino (ABI; (Gamboa, et al. , 2014), el Biological Monitoring Working Party (BMWP) y el Ephemeroptera-Plecoptera-Tricoptera (EPT) (Tubić et al., 2024), los cuales integran la respuesta de las comunidades acuáticas a las condiciones ambientales y el estado integral del ecosistema. En referencia a la situación nacional, el Decreto Supremo N°015-2015-MINAM (MINAM, 2015) constituye el principal instrumento normativo para la evaluación de parámetros fisicoquímicos; aunque aún no existe una normativa oficial que regule o estandarice la evaluación biológica de la calidad del agua ((MINAM), 2020).

El uso de bioindicadores ha demostrado ser una herramienta sólida para la evaluación ecológica de ecosistemas acuáticos en distintos países (Ríos-Touma et al., 2014). Por consiguiente, se define a un bioindicador como un organismo o conjunto de organismos cuya presencia, ausencia o cambios de abundancia o fisiología reflejan alteraciones en las condiciones ambientales (Gamboa et al., 2008). Entre los organismos más utilizados destacan los macroinvertebrados bentónicos (MiB), debido a su alta diversidad taxonómica, amplia distribución geográfica, sensibilidad diferencial frente a condiciones ambientales y facilidad de análisis y muestreo. Además, estos organismos responden predeciblemente a los grados de contaminación. Por lo tanto, estas desviaciones en la estructura de sus comunidades pueden ser empleadas como reflejo del estado ecológico de los sistemas lóticos y lénticos. Los índices bióticos (IB) más utilizados suelen ser el ABI y el BMWP, dada su amplia categorización de familias, y el puntaje preciso basado en la tolerancia ecológica de las familias de MiB (Ríos-Touma et al., 2014).

Si bien el análisis de la composición comunitaria sirve para determinar la integridad ecológica del ecosistema, complementariamente, el estudio de las respuestas fisiológicas individuales puede aportar información adicional sobre los mecanismos adaptativos frente al estrés ambiental. En este contexto, la capacidad antioxidante de los macroinvertebrados representa un biomarcador de interés, porque se utiliza para evaluar la respuesta celular

frente a la producción excesiva de las especies reactivas de oxígeno (ERO) inducidas por contaminantes o por factores físicos, como la RUV-B (Patang et al., 2020).

El propósito de esta tesis fue analizar la calidad del agua del Río Rímac para comparar los índices bióticos ABI, BMWP, EPT y la capacidad antioxidante de los MiB a distintas altitudes, y determinar si esta última varía en respuesta al gradiente altitudinal. Los sitios seleccionados, que se visualizan en el Anexo 9.1, muestran diferentes impactos antrópicos, condiciones fisicoquímicas y RUV-B, lo que permitirá evaluar su correspondencia con los índices bióticos y la respuesta fisiológica de los macroinvertebrados. Los resultados contribuirán al desarrollo de herramientas ecotoxicológicas para el monitoreo de ecosistemas acuáticos continentales del Perú.

II. ANTECEDENTES

1. VERTIENTE DEL PACÍFICO: CUENCA DEL RÍO RÍMAC

1.1. Delimitación geográfica

La Cuenca del Río Rímac está localizada entre los 11°36’52’’ y 12°05’47’’ de latitud sur y entre los 76°11’05’’ y 77°04’36’’ de longitud oeste. En términos hidrográficos, la cuenca del río Rímac pertenece a la vertiente del Pacífico, se origina en la Cordillera Central de los Andes a 5500 msnm y desemboca en el Océano Pacífico, con una extensión de 3,503.95 km^2 y una longitud de 127 km (ANA, 2010)

El río Rímac está conformado por las subcuencas de los ríos Santa Eulalia y San Mateo, que se unen a la altura de Chosica, dan origen al río principal que atraviesa la ciudad de Lima. La cuenca del río Rímac, a su vez, junto con las cuencas Chillón y Lurín, conforma el Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca Interregional Chillón Rímac Lurín y Chilca. Esta es muy importante dado que en su territorio se ubica la ciudad de Lima Metropolitana, capital del Perú, y abarca 3 provincias (Huarochirí, Lima y Callao) y 51 distritos (Figura 1).

Las subcuencas principales que conforman la cuenca del Rímac son: Santa Eulalia (1,097.7 km^2), Río Blanco (193.7 km^2) y Río Aruri (130.43 km^2). Además, en la cuenca alta, considerada por encima de los 4000 msnm, existen 191 lagunas (ANA) (ANA, 2010).

1.2. Descripción ecológica

La cuenca se extiende desde las zonas altoandinas de la Cordillera Occidental de los Andes hasta su desembocadura en el océano Pacífico, abarcando un amplio gradiente altitudinal que supera los 5000 msnm. Este gradiente determina una marcada heterogeneidad climática, hidrológica y ecológica, configurando distintos pisos ecológicos que intervienen directamente en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Vuille et al., 2018).

En la cuenca alta predominan climas fríos y semiáridos de montaña, con bajas temperaturas, alta radiación solar (incluyendo niveles elevados de RUV-B), aproximadamente una temperatura promedio de 5-9 °C, con radiación promedio de 5,5-6,5

kW/m²/día y marcada estacionalidad hídrica. Estas condiciones corresponden a pisos ecológicos como la puna y la jalca, donde los cuerpos de agua presentan baja productividad primaria, alta transparencia y limitada cobertura vegetal ribereña. A medida que se desciende altitudinalmente hacia la región quechua y posteriormente hacia la costa, las condiciones climáticas se tornan más templadas y áridas, con mayor influencia antrópica, alteraciones en el régimen hidrológico y variaciones en la calidad del agua asociadas a poblados, actividades agrícolas e industriales (Allan, 2004).

Esta transición altitudinal genera una alta diversidad de hábitats acuáticos, desde riachuelos de montaña con sustratos rocosos y alta oxigenación, hasta tramos medios y bajos con mayor carga de nutrientes y sedimentos. Como consecuencia, la composición y diversidad de las comunidades de MiB varían significativamente a lo largo de la cuenca, reflejando tanto los gradientes naturales de oxígeno disuelto (OD), radiación y temperatura como las presiones antrópicas acumulativas (Jacobsen et al., 2014). En ecosistemas montañosos comparables como los Himalayas, los Alpes y las Montañas Rocosas, se han documentado patrones similares de recambio altitudinal en comunidades acuáticas, en los cuales los factores climáticos y la radiación UV influyen en la distribución, abundancia y respuestas fisiológicas de los organismos (Khamis, et al., 2014).

En conjunto, la cuenca del río Rímac constituye un sistema ecológico complejo y dinámico, cuya diversidad climática y altitudinal condiciona la distribución de las comunidades biológicas y sensibilidad frente a cambios ambientales, siendo un escenario idóneo para evaluar respuestas estructurales y fisiológicas, como la capacidad antioxidante, en macroinvertebrados bentónicos (Poljsak et al., 2013).

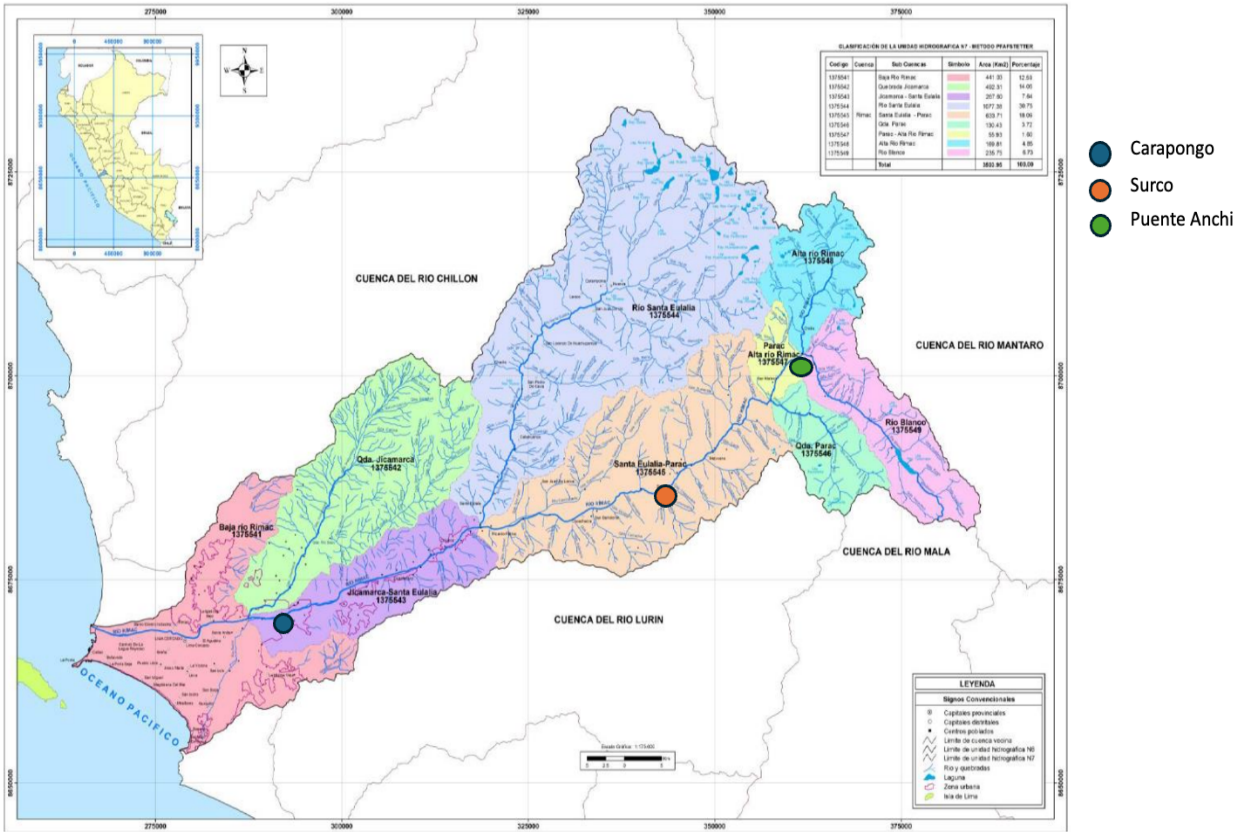


Figura 1. Mapa de la delimitación hidrográfica de la cuenca del Río Rímac (Fuente ((ANA), 2010))

2. COMPONENTES ABIÓTICOS Y BIÓTICOS EN LA CUENCA DEL RÍO RÍMAC

2.1. COMPONENTES ABIÓTICOS

Los componentes abióticos se refieren a los factores químicos y físicos y sus interrelaciones en el ambiente, que a su vez afectan a los organismos que habitan en el ecosistema. Este incluye los recursos ambientales no vivos, que intervienen en la reproducción, el mantenimiento y el crecimiento de los seres vivos.

El factor físico de mayor importancia en la cuenca del río Rímac, y con mayor variabilidad según la altitud, es la radiación solar (Gudiño-Sosa et al., 2023), que también influye directamente sobre la temperatura y la intensidad de luz que llega a los organismos. Por otro lado, los factores químicos más relevantes son el OD, el contenido de metales en presencia de sales o trazas en solución y contaminantes orgánicos (Ashley, 2018).

2.1.1. Radiación ultravioleta (RUV)

El espectro de la radiación solar comprende un amplio rango de longitudes de onda que incluye radiación de luz visible, infrarroja, rayos gamma, rayos X y radiación ultravioleta (RUV). Dentro de esta última, se distinguen tres rangos esenciales según la longitud de onda: UV-A (315–400 nm), UV-B (280–315 nm) y UV-C (100–280 nm). De estas, la radiación UV-B (RUV-B), aunque representa una fracción pequeña del espectro solar, posee una elevada energía y es capaz de generar efectos biológicos significativos en los microorganismos. Una 3 es absorbida o reflejada por la capa de ozono estratosférica, lo que reduce la cantidad que llega a la superficie de la tierra (Chang, et al., 1997)

La radiación solar es la fuente principal de energía para la mayoría de los ecosistemas en el planeta, debido a que promueve procesos esenciales para la vida como la fotosíntesis, mediante la cual algas y plantas verdes transforman compuestos inorgánicos en materia orgánica. Por otro lado, el exceso de radiación solar, puede producir efectos perjudiciales sobre los organismos, causados por el incremento del estrés oxidativo, tales como daño en el ADN, alteraciones en proteínas y lípidos (Häder et al., 2015).

A pesar de que la intensidad de RUV que alcanza la superficie terrestre depende del espesor de la capa de ozono, en los ecosistemas acuáticos, esta está principalmente influenciada por las características del agua. Así como, factores como la concentración de materia orgánica disuelta (DOM), la presencia de partículas suspendidas y la abundancia de microorganismos, los cuales pueden absorber o dispersar la radiación, reduciendo así la penetración en la fuente (Williamson et al., 1996).

2.1.2. Contenido de metales

La cuenca del río Rímac se localiza en la cordillera occidental de los Andes centrales y está conformada por una sucesión de unidades volcánicas, volcano-sedimentarias e intrusivas de edad mesozoica y cenozoica, asociadas a la evolución magmática andina y a sistemas hidrotermales mineralizantes (Navarro Colque, 2016). En la parte alta de la cuenca predominan rocas andesíticas, dacíticas y cuerpos intrusivos que albergan sales polimetálicas (Cu, Pb, Zn, Ag), frecuentemente asociadas a minerales como la pirita (FeS_2). A su vez, la meteorización y oxidación de estos sulfuros en presencia del OD atmosférico con el agua generan ácido sulfúrico, proceso reconocido como drenaje ácido de roca (DAR), el cual disminuye el pH y mejora la solubilización de metales como Fe, Al, Mn en rocas y otros elementos traza en dirección a los cuerpos de agua superficiales (Nordstrom, 2011).

El contenido de metales en la cuenca se distribuye espacialmente en función tanto de las características geológicas como de las actividades antrópicas, especialmente la actividad minera histórica y la presencia de pasivos ambientales. Estos factores pueden pronunciar los procesos de acidificación y variar la concentración de especies metálicas disueltas a lo largo del gradiente del río. Estudios han registrado que las concentraciones de metales traza y iones en la cuenca del Rímac presentan variaciones espaciales significativas, registrándose la presencia de hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), cobre (Cu) y plomo (Pb), así como, elevadas concentraciones de cationes como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}, y aniones complementarios como SO_4^{2-}, Cl^{-} y HCO_3^{-}, asociados a procesos de meteorización natural y aportes de origen antrópico (García, et al., 2024). En algunos sectores, influenciados por intensa actividad minera, relaves y/o densidad poblacional , se

han evidenciado concentraciones superiores a los valores referenciales para aguas superficiales (Cabrejos, 2019).

Parámetros fisicoquímicos como la conductividad eléctrica y la resistividad evalúan indirectamente la concentración de iones en solución (Hem, 1985). Por lo tanto, incrementos en la conductividad están asociados a una mayor concentración de sales disueltas, incluyendo cationes y metales traza (Braga et al., 2022). La concentración, especiación química y estado de oxidación de estos elementos determinan su biodisponibilidad y toxicidad, generando alteraciones en la homeostasis osmótica y efectos en los organismos acuáticos, específicamente en taxones sensibles de los MiB (O'Sullivan, 2005).

Consecuentemente, la composición geológica y las presiones antrópicas en la cuenca del Rímac constituyen factores determinantes en la calidad del agua, al influenciar procesos de acidificación y la contaminación con metales que influyen en la distribución de MiB y sus respuestas fisiológicas.

2.1.3. Oxígeno Disuelto (OD)

El OD se refiere al contenido de O_2 disponible en el agua para los organismos acuáticos (Bozorg-Haddad et al., 2021). Este es un requisito primordial para la vida, dada su relevancia en la respiración aeróbica para la generación de energía y la movilización de carbono en la célula. Además, es importante para procesos vitales como la fotosíntesis, los procesos redox, la solubilidad de minerales y la descomposición de la materia orgánica. Los niveles de OD necesarios para sostener organismos acuáticos varían según sus necesidades y tamaños, por lo que la prevalencia de estos en algunos ambientes se define por su tolerancia.

Existe relación entre el OD, la presión atmosférica, la temperatura (Ludwig et al., 2005) y la presencia de materia orgánica. Lo cual es importante en ríos altoandinos, donde a mayor altitud, disminuyen la presión y la temperatura, favoreciendo la dilución del O_2 y la disminución de la biota acuática. De igual manera, los residuos orgánicos provenientes de desagües, residuos domésticos y agrícolas en la cuenca baja, cuya descomposición requiere

de O_2, disminuye su accesibilidad en los organismos acuáticos (Coayla-Peñaloza et al., 2024).

2.1.4. Actividades domésticas, industriales y mineras

Estas representan parte de las fuentes de presión antrópica en la cuenca del río Rímac. En la parte alta predominan las actividades minero-metalúrgicas, donde la presencia de relaves, pasivos ambientales mineros y operaciones extractivas puede generar aportes de metales pesados como plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As) y hierro (Fe) hacia los cursos de agua, principalmente a través del drenaje ácido de mina y el arrastre de sedimentos contaminados.

En la cuenca intermedia, donde se ubican diversos centros poblados y áreas agrícolas, se incrementa la influencia de vertimientos domésticos, muchos de los cuales son vertidos al río o a sus tributarios con un tratamiento insuficiente o inexistente. Estos vertimientos aportan alta carga de materia orgánica, junto con nutrientes organofosforados, detergentes y microorganismos patógenos, lo que puede provocar procesos de eutrofización y deterioro de la calidad del agua.

En la cuenca baja, particularmente en la zona metropolitana de Lima, se concentran además diversas actividades industriales, entre las que destacan industrias alimentarias, textiles, químicas y metalmecánicas. Los efluentes provenientes de estos establecimientos contienen compuestos químicos como metales pesados, hidrocarburos, entre otros, que colaboran con el deterioro de las condiciones fisicoquímicas del río antes de su desembocadura en el océano Pacífico.

Como se observa en la Figura 2, la cuenca del río Rímac presenta diversos sectores con influencia de actividades mineras, destacando zonas como Chinchán, Tamboraque y Pachacocha-Millotingo, donde se concentran proyectos mineros y puntos de monitoreo ambiental. Asimismo, el mapa muestra la distribución de lagunas altoandinas, infraestructura hidráulica y los principales afluentes del río, lo que permite visualizar la relación espacial entre las fuentes potenciales de contaminación y el sistema hidrológico de la cuenca.

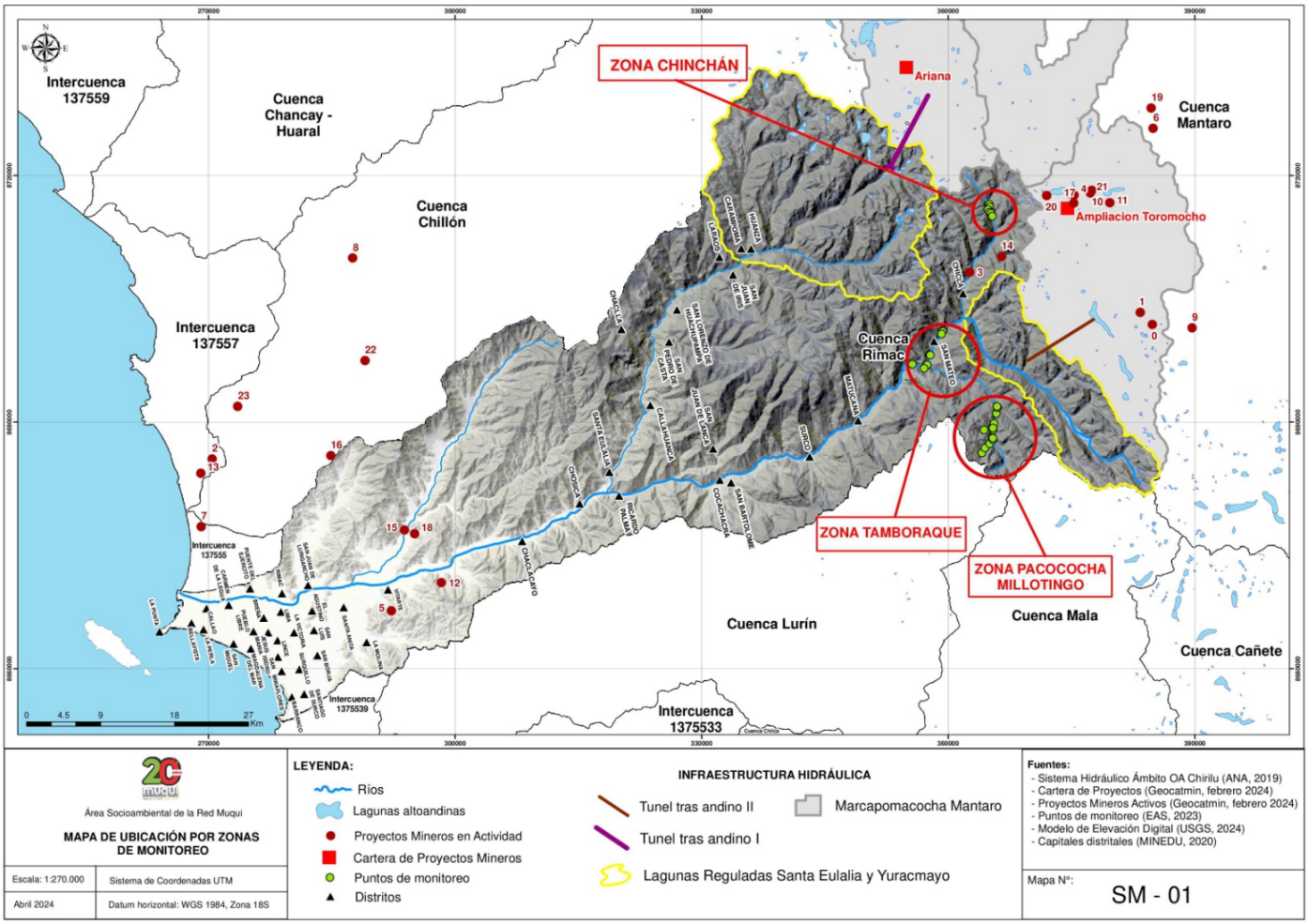


Figura 2. Vertimientos causados por actividad minera identificados por sector en la cuenca del Río Rímac (CEAS, Muqui, & Chosica, 2024)

2.2. COMPONENTES BIÓTICOS

2.2.1. Macroinvertebrados bentónicos y su uso como bioindicadores

Los MiB comprenden al grupo de invertebrados con tamaños que varían entre aprox. 2 mm y 30 cm, los cuales habitan asociados al bentos (sedimentos) o fijados a superficies como rocas, vegetación, troncos y ramas en los ecosistemas acuáticos (Figueroa, 1999). En su mayoría corresponden a organismos acuáticos o a insectos en fase larval propios de estos ambientes; sin embargo, también incluyen distintos grupos como crustáceos, moluscos y oligoquetos, que constituyen una fracción significativa de la comunidad bentónica (O'Sullivan et al., 2008). Se caracterizan por carecer de columna vertebral y, por lo general,

ser visibles a simple vista, permaneciendo vinculados a cuerpos de agua durante determinadas etapas de su ciclo biológico.

Dado que los distintos grupos de MiB presentan tolerancias variables frente a contaminantes y condiciones de estrés ambiental, su respuesta ante perturbaciones de origen antrópico suele ser predecible. Asimismo, su amplia distribución, ciclos de vida relativamente cortos y limitada movilidad que los mantiene en un mismo sitio, les permiten reflejar de manera integrada los efectos de las variaciones ambientales, observables en cambios en su composición, abundancia y desarrollo. Sumadas a su papel en las redes tróficas y en el reciclaje de nutrientes, estas características los convierten en valiosos bioindicadores de contaminación ambiental (Solimini et al., 2006).

El aumento de la contaminación en los ecosistemas acuáticos a nivel mundial ha motivado el desarrollo de metodologías para los análisis químicos. No obstante, estos métodos no señalan por completo el estado ecológico, ya que no relacionan directamente la presencia de la contaminación sobre la biota. Por ello, se emplean bioindicadores, sean los MiB como herramienta para evaluar la calidad biológica del agua (Tánago et al., 2001). Aunque en algunas partes del mundo, como el Perú, estos pueden presentar delimitaciones debido a la heterogeneidad de las comunidades y a la falta de información taxonómica (Gamboa et al., 2008).

La calidad biológica del agua se determina percibiendo los cambios en la estructura de las comunidades de MiB (Segnini, 2003). Por lo cual, se han desarrollado IB como el BMWP en Europa, y el ABI que ha sido adaptado a ecosistemas andinos mayores de 2000 msnm (Ríos-Touma et al., 2014). En los ríos altoandinos de Perú y Ecuador, los órdenes Diptera, Trichoptera, Coleoptera y Ephemeroptera, junto con las familias Chironomidae, Leptoceridae, Elmidae y Baetidae, son los grupos más distintivos (Villamarín F, 2008). La Figura 3 muestra las familias repartidas por los órdenes específicos de los MiB más comunes de agua dulce.



Figura 3. Macroinvertebrados de ecosistemas dulceacuícolas (FEHM)

2.2.2. Variación en la composición de comunidades de macroinvertebrados con la altitud

La estructura de las comunidades de MiB está influenciada por distintos factores abióticos. Entre ellos, la altitud desempeña un rol importante, ya que está relacionada directamente con variaciones en la temperatura acuática, la presión atmosférica, la concentración de oxígeno (OD), el tipo de vegetación, la disponibilidad de hábitats y la cantidad y calidad de materia orgánica. Todos estos elementos determinan la riqueza y abundancia de los diferentes taxones (Jacobsen, et al., 2008).

Se ha visto que las familias Leptoceridae e Hydropsychidae (tricópteros) tienden a reducir su abundancia con el aumento de la altura, son taxa sensibles, mientras que Chironomidae (dípteros), Elmidae (coleópteros) e Hydroptilidae (tricópteros) muestran una mayor presencia en zonas de mayor elevación (Villamarín F, 2008). La latitud también genera variaciones en las comunidades; por ejemplo, los plecópteros presentan mayor diversidad en regiones de latitudes más altas (Palma, et al., 2009).

Otros elementos, como el caudal de los ríos, influenciado por las precipitaciones, o eventos atmosféricos, pueden reducir la abundancia de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Flecker, 1994). Del mismo modo, condiciones adversas, como bajos niveles de OD, temperaturas extremas o el pH ácido pueden alterar sus procesos reproductivos, alimenticios y metabólicos, provocando una disminución en sus poblaciones (Loayza-Muro et al., 2010).

Desde la perspectiva del cambio climático, el retroceso de los glaciares podría beneficiar el desplazamiento de la sucesión biológica hacia zonas más altas, inducido principalmente por el aumento de la temperatura en áreas bajas (Moya et al., 2009). De acuerdo con Durance y Ormerod (2007) (Durance et al., 2009), la abundancia de MiB podría disminuir en aproximadamente un 21% por cada 1 °C aumentado en la temperatura.

2.2.3. Biomarcadores de estrés ambiental

Por definición, los biomarcadores son respuestas biológicas medibles a nivel molecular, bioquímico o fisiológico que permiten detectar la exposición y los efectos subletales de

contaminantes antes de que se evidencien cambios estructurales en el ecosistema, constituyendo herramientas clave en el monitoreo ambiental (Van der Oost, et al, 2003; Walker, et al., 2016). Dentro de ecosistemas acuáticos continentales, los MiB representan organismos modelo idóneos para el estudio de biomarcadores debido a su contacto directo y prolongado con el sedimento, su limitada movilidad e integración de la variable de la exposición a lo largo del tiempo. La respuesta biomarcadora en MiB está estrechamente vinculada a la especie de contaminante: los metales pesados (Cd, Pb, Hg, Cu) inducen la síntesis de metalotioneínas y generan estrés oxidativo evidenciado por el incremento en la actividad enzimática antioxidante como a nivel de la superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y glutatión S-transferasa (GST), así como por la elevación de productos de peroxidación lipídica (MDA); los plaguicidas organofosforados y carbamatos inhiben la actividad de acetilcolinesterasa (AChE), afectando la neurotransmisión; los hidrocarburos aromáticos policíclicos activan enzimas de biotransformación como el citocromo P450 (EROD); y contaminantes emergentes pueden inducir daño genotóxico evaluable mediante ensayos de micronúcleos o ruptura del ADN (Forbes & Calow, 1999).

La integración de estos biomarcadores bioquímicos con métricas ecológicas tradicionales (riqueza, abundancia, índices BMWP o ABI) fortalece el biomonitoreo ambiental al relacionar respuestas fisiológicas individuales con cambios a nivel poblacional y comunitario, mejorando la interpretación del riesgo ecológico. En este contexto, en MiB como quironómidos (Diptera: Chironomidae), efemerópteros (Ephemeroptera) y moluscos dulceacuícolas, se han empleado como biomarcadores la actividad de AChE, los niveles de metalotioneínas, la actividad antioxidante (SOD, CAT, GST) y el contenido de MDA, lo que permite su utilidad en programas de biomonitoreo de la calidad del agua en estos ecosistemas (Bonada et al., 2006).

2.2.4. Capacidad antioxidante: sistemas enzimáticos y no enzimáticos

La capacidad antioxidante de los MiB permite neutralizar las ERO generadas por estrés ambiental (Pokhrel, et al. , 2022), y reparar lesiones o compensar déficits metabólicos

(Vasseur et al., 2004). Esta capacidad varía según la familia y los factores del entorno, por lo que su investigación es importante para el biomonitoreo. La actividad antioxidante total (AAT) es utilizada para determinar la capacidad de todos los sistemas antioxidantes presentes.

Estos pueden ser enzimáticos, como la superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT), glutatión peroxidasa (GPx), glutatión S-transferasa (GST) y glutatión reductasa (GRd); o no enzimáticos, como el glutatión (GSH), vitamina E y astaxantinas (Abele-Oeschger, 1996).

Los antioxidantes enzimáticos son el sistema primario de defensa fisiológico interno frente a las ERO producidas por el metabolismo y condiciones ambientales de estrés, como los contaminantes, incremento de radiación, cambios de temperatura o hipoxia (Vasseur et al. , 2004). En consecuencia, la eficiencia de este sistema y capacidad de adaptación a las disrupciones ecológicas responden como un biomarcador en el campo de la ecotoxicidad.

Con relación a las enzimas, SOD se utiliza como primera línea de defensa en la conversión del radical superóxido en peróxido de hidrógeno y finalmente oxígeno, el cual se consume en la respiración celular. CAT se encuentra en los peroxisomas y funciona en tándem con la SOD para convertir el peróxido en agua y oxígeno. Se encuentra en mayores concentraciones en la etapa adulta que en la larval (Doris Abele et al. , 1995). La GPx también reduce el peróxido de hidrógeno y otros peróxidos, junto con el GSH, mientras que GRd es esencial en la regeneración del GSH reducido, manteniendo la capacidad antioxidante normal. Por otro lado, la GST es el mecanismo principal de reacción ante la exposición a contaminantes y el estrés oxidativo, y se conjuga con toxinas para facilitar su eliminación del organismo (Freitas et al., 2012).

Los sistemas no enzimáticos suelen ser de bajo peso molecular para complementar el sistema enzimático (Berra et al., 2004) o en forma de cofactores. La principal molécula es el GSH, que es la más abundante a nivel celular y actúa como potente eliminador de radicales libres y cofactor junto a las GST y la GPx.

En el caso de las vitaminas, la C (ácido ascórbico hidrosoluble) funciona como antioxidante que reduce radicales libres en compartimentos celulares acuosos, y la E

(tocoferol liposoluble), es un antioxidante que protege la membrana de la peroxidación lipídica (Regoli, 2000).

2.2.4.1. Ensayo de capacidad antioxidante DPPH como radical estable y reducción química

El ensayo realizado en esta investigación utiliza el DPPH o 1,1-difenil-2-picrylhidrazilo (Blois, 1958) para establecer la capacidad antioxidante, tal como se ve en la Figura 4. El DPPH es un agente radicalario oxidante, de color púrpura intenso y máxima absorción a 517 nm (Erdoğan, et al., 2021). Cuando el electrón desapareado del nitrógeno del DPPH es reducido a hidrazina tomando un hidrógeno del antioxidante de la muestra, cambia a color amarillo.

El radical DPPH se mantiene estable gracias a la deslocalización del electrón desapareado a lo largo de toda la molécula. Debido a esta deslocalización electrónica, el radical DPPH no se dimeriza, como ocurre con muchos otros radicales libres. Aunque el DPPH· es solo ligeramente soluble en solventes apolares, presenta buena solubilidad en una variedad de solventes orgánicos polares, pero es casi insoluble en agua a temperatura ambiente. Este radical reacciona selectivamente con otros radicales y con donadores de átomos de hidrógeno en diferentes posiciones reactivas: el anillo fenílico, y los donadores de hidrógeno reaccionan preferentemente con el átomo de nitrógeno divalente. El poco espacio alrededor del nitrógeno genera un impedimento estérico que reduce la adición de radicales voluminosos a esta zona, lo cual estabiliza la molécula. En cambio, los donadores de hidrógeno pueden acercarse con mayor facilidad y transferir el átomo de hidrógeno, generando la forma reducida hidrazina (DPPH-H), con el color amarillo característico que se ve en la Figura 4 (Foti, 2015).

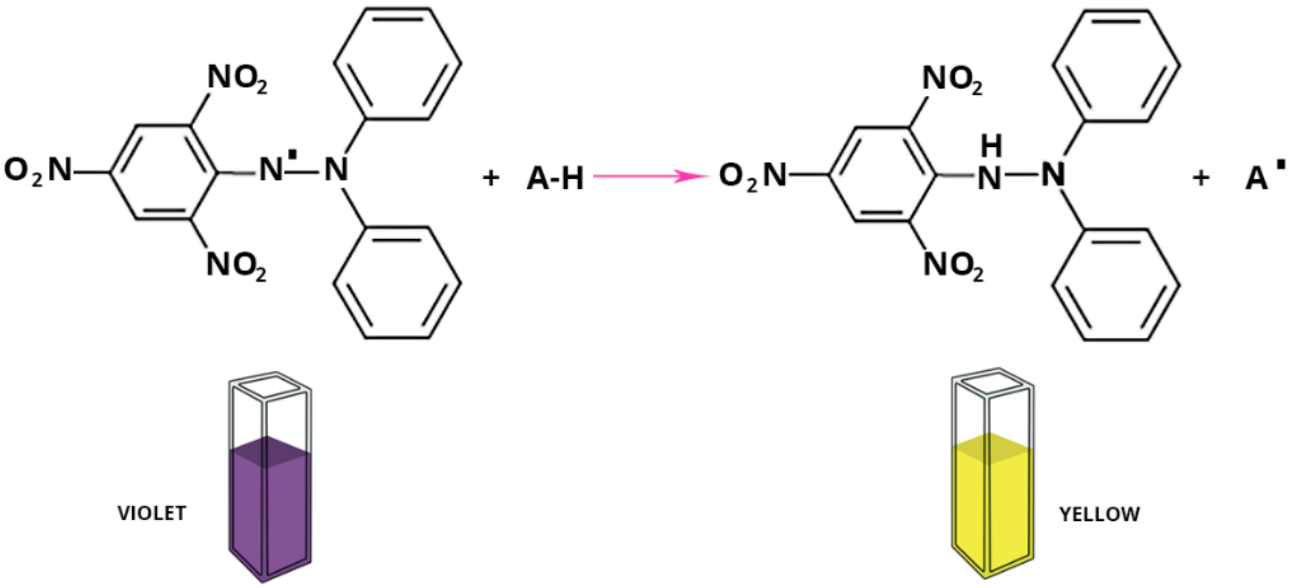


Figura 4. Reducción de DPPH, reacción química y cambio de color (Gulcin & Alwasel, 2023)

3. JUSTIFICACIÓN

En la cuenca del río Rímac, no se conoce a profundidad el efecto de las condiciones ambientales en las comunidades acuáticas, específicamente a nivel fisiológico. La presente investigación busca determinar los cambios en las comunidades de MiB y su capacidad antioxidante a lo largo de un gradiente altitudinal representativo de las cuencas alta, media y baja del río Rímac. Paralelamente, se evaluarán el Índice Biótico Andino (ABI), Biological Monitoring Working Party (BMWP) y el índice Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT), para relacionar la calidad del agua y la estructura de la comunidad de bioindicadores con las condiciones fisicoquímicas del agua.

III. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

1. HIPÓTESIS

A lo largo de la cuenca del río Rímac se desarrollan diversas actividades antropogénicas, principalmente minero-metalúrgicas, agropecuarias, industriales y domésticas, que generan impactos diferenciados sobre la calidad del agua y la estructura de las comunidades biológicas. Además de las condiciones naturales asociadas a la geología y a las características abióticas de la cuenca, estas actividades producen escenarios de estrés múltiple que afectan a los macroinvertebrados bentónicos (MiB).

Se plantea como hipótesis general que el gradiente altitudinal y las condiciones ambientales asociadas, como la radiación ultravioleta B (RUV-B), la temperatura y la calidad fisicoquímica del agua, influyen significativamente en la composición, estructura y capacidad antioxidante de las comunidades de MiB. Se espera que las zonas de mayor altitud presenten una menor diversidad y valores reducidos de los índices bióticos ABI, BMWP y EPT, con predominancia de taxones tolerantes capaces de desarrollar mecanismos antioxidantes constitutivos frente al estrés oxidativo. Por el contrario, en las zonas de menor altitud se espera una mayor riqueza y abundancia de taxa sensibles, acompañadas de valores más altos de los índices bióticos y una menor respuesta antioxidante.

Como hipótesis específica, se propone que la capacidad antioxidante de los MiB puede emplearse como un indicador fisiológico del efecto del gradiente altitudinal y de la exposición a RUV-B, de manera que las familias presentes en ambientes de altura exhiban mayores niveles de defensa antioxidante como adaptación a condiciones ambientales más extremas.

2. OBJETIVO GENERAL

Comparar los índices bióticos de calidad de agua ABI, BMWP y EPT y el metabolismo oxidativo de MiB en diferentes altitudes en la cuenca del río Rímac.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analizar las condiciones fisicoquímicas de calidad del agua y radiación ultravioleta B (RUV-B) a diferentes altitudes.
- Determinar la riqueza de familias de MiB y calcular los índices ABI, BMWP y EPT a diferentes altitudes.
- Analizar la capacidad antioxidante en los MiB como respuesta fisiológica a la calidad del agua y RUV-B a diferentes altitudes.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

En la sección se desarrollan los métodos aplicados para la comparación de los índices bióticos, la capacidad antioxidante a diferentes altitudes y los análisis estadísticos.

1. Condiciones ambientales y colecta de macroinvertebrados

1.1. Lugares de muestreo

Se seleccionaron tres sitios de muestreo representativos a lo largo de la cuenca del río Rímac, considerando un criterio altitudinal con el fin de evaluar las diferencias en las condiciones fisicoquímicas del agua, la composición de las comunidades de MiB, su capacidad antioxidante y los índices bióticos de calidad del agua. El estudio se inició en septiembre de 2017, correspondiente a la época seca, con hábitats bien estructurados y diversos, caudales bajos y sin perturbación de los sedimentos.

El primer sitio se ubicó en la cuenca baja, cerca de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de SEDAPAL en Carapongo, Chaclacayo. En este sitio se eligieron dos puntos de muestreo, uno en un acuífero y otro en el río Rímac (Tabla 1). El segundo se localizó en un sector de altitud intermedia, próximo al poblado de Surco, y el tercero se ubicó en la parte alta, cerca del Puente Anchi (San Mateo de Huanchor), correspondiente al punto de mayor altitud. Las coordenadas geográficas (UTM) y la altitud (m.s.n.m.) fueron registradas mediante un equipo GPS Garmin GPSMAP 65s.

Tabla 1. Coordenadas de los puntos de muestreo

Puntos de muestreo	**Carapongo**	**Surco**	**Puente Anchi**
Coordenadas UTM	18L 8673250 S 299837 E	18L 8685832 S 341845 E	18L 8702964 S 361932 E
Altitud (m.s.n.m)	533	1919	3268
Sub-cuenca	Jicamarca-Santa Eulalia	Santa Eulalia-Parac	Parac-Alto Río Rímac

1.2. Medición de parámetros fisicoquímicos

Se midieron pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto (OD) utilizando un equipo multiparámetro portátil Hach modelo HQ40d (Colorado, USA) con sondas previamente calibradas. La radiación ultravioleta UV-B (RUV-B) fue registrada mediante un luxómetro Delta Ohm, modelo HD 2302.0, equipado con una sonda radiométrica modelo LP471 UVB (Padua, Italia), cuyo pico de detección se encuentra en 310 nm. Los resultados fueron comparados con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua establecidos por el Ministerio del Ambiente del Perú (DS N.º 015-2015-MINAM).

1.3. Colecta de macroinvertebrados

Las muestras de MiB se coleccionaron en la zona de ribera y en la zona media del cauce del río. Para lo cual se utilizó una red Surber y una red de patada con una apertura de malla de 500 µm para la colecta en sedimentos, mientras que para la remoción de organismos adheridos a piedras o cantos rodados se emplearon cepillos de dientes.

En cada punto se hicieron colectas en diferentes microhábitats a lo largo de un transecto de 50 m, con un esfuerzo de muestreo aproximado de 10 minutos por microhábitat. Las muestras fueron posteriormente separadas mediante tamices de acero inoxidable de 0.25, 0.50, 1.00 y 2.00 mm, y examinadas *in situ* en bandejas plásticas de color blanco para facilitar la observación de los organismos.

Posteriormente, las muestras se conservaron en frascos plásticos con agua del río y 4°C para su traslado al laboratorio de Ecotoxicología (LID - UPCH). No se utilizó etanol al 70° para no afectar la medición de la capacidad antioxidante. La identificación de los MiB se realizó en el laboratorio hasta nivel de familia, utilizando un estereoscopio Zeiss Stemi DV4 y guías taxonómicas especializadas en los índices BMWP y ABI, tales como las propuestas por Roldán (2003) (Roldan, 2003), Domínguez y Fernández (2009) (Dominguez, et al, 2009) y Cummins & Merrit (1996) (Cummins et al. 1996).

1.4. Cálculo de riqueza, abundancia e índices bióticos

La riqueza taxonómica fue calculada como el número total de familias de MiB registradas en cada punto de muestreo. La abundancia se determinó mediante el conteo del número total de individuos por familia y documentó en una tabla.

Para evaluar la calidad ecológica del agua se usaron los índices bióticos basados en MiB. El Biological Monitoring Working Party (BMWP) se calculó asignando a cada familia un puntaje de tolerancia a la contaminación orgánica previamente establecido, sumándose posteriormente los valores correspondientes a todas las familias en cada sitio. Los valores más altos del índice indican una mejor calidad del agua, mientras que valores bajos reflejan condiciones ambientales más degradadas. El puntaje de este índice y sus consideraciones se encuentran en el Anexo 9.2.a y 9.2.c, respectivamente.

Asimismo, se calculó el Andean Biotic Index (ABI), el cual es una adaptación del índice BMWP desarrollada específicamente para ecosistemas andinos. Este índice utiliza valores de tolerancia ajustados para las familias de macroinvertebrados en ríos de la región andina, permitiendo una evaluación más adecuada de la calidad del agua en estos ambientes. El puntaje de este índice y sus consideraciones se encuentran en el Anexo 9.2.b y 9.2.c, respectivamente.

Adicionalmente, se estimó el índice EPT, basado en la riqueza de familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera (E), Plecoptera (P) y Trichoptera (T), grupos reconocidos por su alta sensibilidad a la contaminación (Tubić et al., 2024). Las familias pertenecientes a Ephemeroptera son Baetidae y Leptophlebiidae; las Plecoptera son Perlidae y las Trichoptera son Hydropsychidae y Leptoceridae. El índice EPT se calculó como el número total de familias pertenecientes a estos órdenes (ecuación 1). Valores elevados de este índice están asociados a mejores condiciones ecológicas y mayor calidad del agua (9.2.c).

$$EPT = E + P + T \qquad \textit{Ecuación 1}$$

1.5. Índices de diversidad

La diversidad de las comunidades de MiB fue evaluada mediante los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D), los cuales permiten describir la estructura de las comunidades considerando la riqueza taxonómica y la abundancia relativa de los organismos.

El índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon et al., 1949) se calculó utilizando la ecuación 2:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \, ln(p_i) \qquad \textit{Ecuación 2}$$

Donde:

- S: representa el número total de familias registradas en cada sitio,
- p_i: corresponde a la proporción de individuos pertenecientes a la familia *i* respecto al total de individuos colectados en el sitio.

Este índice refleja la diversidad de la comunidad, donde valores más altos indican una mayor diversidad y una distribución más equitativa de los organismos entre las diferentes familias.

El índice de Simpson (D) (Simpson, 1949) fue calculado mediante la ecuación 3

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} p_i^2 \qquad \textit{Ecuación 3}$$

Donde p_i representa la proporción de individuos de la familia *i* respecto al total de organismos. Este índice mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a familias diferentes, por lo que valores cerca de 1 reflejan una mayor diversidad.

2. Determinación de la capacidad antioxidante

2.1. Ensayo de capacidad antioxidante o TOSC

La metodología utilizada para medir la capacidad antioxidante fue el ensayo TOSC (Total Oxyradical Scavenging Capacity), que permite medir el estrés oxidativo según los ensayos

realizados por Regoli et al. (Regoli, et al., 2000) en los macroinvertebrados. De cada grupo taxonómico categorizado por punto de muestreo,se eligieron cinco individuos del mismo tamaño, aproximadamente, de un peso total aproximado de 25 mg para la elaboración de una solución. Esta selección se hizo por triplicado para las repeticiones necesarias por cada ensayo. Posteriormente, las muestras seleccionadas se homogeneizaron separadamente en agua destilada, de manera de poder llegar a una concentración promedio final de 300 µg/mL de insectos en solución.

Para cada prueba se usó una solución stock de DPPH (2,2-diphenyl-1-picrylhydrazyl) de 20 mg/L disuelto en MeOH. El DPPH es un radical libre estable a temperatura ambiente que produce una solución de color violeta en metanol. Posteriormente, cuando el radical aparea su electrón libre en presencia de un antioxidante, se produce un aclaramiento de la solución al color amarillo. Este cambio de color puede ser cuantificado al medir la disminución de la absorbancia a 517 nm por métodos espectrofotométricos.

Las evaluaciones por muestra (familia en cada punto de muestreo) se realizaron en triplicado en una placa de ELISA de 96 pozos de la siguiente manera:

- Muestra = 100 µL muestra + 200 µL sol. DPPH
- Blanco = 100 µL muestra + 200 µL metanol
- Patrón = 100 µL PBS + 200 µL sol. DPPH

La placa, luego de la inserción de las muestras, blancos y el patrón, se incubó durante 5 min a temperatura ambiente y se leyó a 517 nm.

Para calcular la capacidad antioxidante se usó la ecuación 4.

$$Cp\ Ant\ (\%) = \left[1 - \frac{A2-A3}{A1}\right] * 100 \qquad \textit{Ecuación 4}$$

Donde:

- A1 = absorbancia del patrón
- A2 = absorbancia de la muestra
- A3 = absorbancia del blanco de muestra

Los resultados se expresaron como % de remoción de radicales libres.

2.2. Mapa de calor de la capacidad antioxidante según el gradiente altitudinal

Se elaboró un mapa de calor con el propósito de reflejar los patrones del cambio de la capacidad antioxidante en los MiB a lo largo del gradiente altitudinal. Este tipo de representación permite comparar las diferencias a nivel visual de los valores de una variable entre múltiples categorías, facilitando la identificación de tendencias espaciales o ecológicas.

Para la construcción del mapa de calor se utilizó una matriz de datos que incluyó las familias de macroinvertebrados y los valores de capacidad antioxidante (%) para cada sitio de muestreo. Los sitios fueron ordenados del sector más alto de la cuenca hasta el más bajo, con el fin de identificar posibles patrones asociados al gradiente ambiental. Los valores de capacidad antioxidante fueron representados mediante una escala de colores, donde tonalidades más claras o intensas indicaron valores mayores, mientras que tonalidades más oscuras representaron valores menores. Este análisis permitió visualizar de forma integrada la distribución de las respuestas fisiológicas de los macroinvertebrados frente a las condiciones ambientales presentes en los distintos sectores en la cuenca.

3. Análisis estadísticos

3.1. Análisis de correspondencia canónica (CCA)

Con el fin de explorar las relaciones entre los sitios de muestreo, las variables ambientales, los índices bióticos BMWP, ABI y EPT, la capacidad antioxidante y la distribución de los MiB en los 3 puntos de muestreo, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Esta técnica de ordenación multivariada permite identificar los gradientes de composición de la comunidad asociados con un conjunto de variables ambientales explicativas (Legendre et al., 2012).

Para su aplicación, se organizaron dos matrices con las mismas unidades de muestreo y en idéntico orden. La primera correspondió a la matriz biológica, cuyas filas

representaron las muestras y cuyas columnas incluyeron las familias de macroinvertebrados, utilizando como datos sus abundancias registradas. La segunda correspondió a la matriz ambiental y contenía los valores de las variables medidas para cada muestra. Antes del análisis, se verificó la correspondencia entre ambas matrices, la ausencia de muestras sin organismos y de familias con abundancia total nula, así como la disponibilidad de los datos ambientales. La selección de las variables explicativas consideró su relevancia ecológica y la posible redundancia entre ellas.

Los resultados se representaron en un diagrama con los dos primeros ejes canónicos, incluyendo los 3 puntos de muestreo, las familias, la capacidad antioxidante, los índices bióticos y las variables ambientales. Para cada eje se indicó el porcentaje de inercia representado.

3.2. ANOVA de la capacidad antioxidante

Con el fin de evaluar diferencias significativas en la capacidad antioxidante entre los sitios de muestreo, se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA). En este análisis, los sitios fueron considerados como el factor de comparación y la capacidad antioxidante de cada familia como variable de respuesta. Las familias presentes en más de un sitio fueron consideradas como réplicas biológicas, permitiendo comparar las variaciones en la capacidad antioxidante a lo largo del gradiente altitudinal. Previamente al análisis se verificaron los supuestos de normalidad de los datos y homogeneidad de varianzas, necesarios para la aplicación del ANOVA. Cuando se detectaron diferencias significativas entre los sitios ($p < 0.05$), se aplicó una prueba *post hoc* de Tukey para identificar qué pares de sitios presentaban diferencias estadísticamente significativas.

3.3. Correlación de Spearman

Evaluando la correlación entre altitud, RUV-B, EPT y capacidad antioxidante, se realizó un análisis de correlación de rangos de Spearman (ρ). Este método estadístico no paramétrico permite determinar la intensidad y dirección de la asociación entre dos variables sin asumir una distribución normal de los datos. La correlación de Spearman se calculó a partir de los

rangos de los valores observados de cada variable. El coeficiente de correlación de Spearman se expresa mediante la ecuación 5.

$$\rho = 1 - \frac{6\sum d_i^2}{n(n^2-1)} \quad \textit{Ecuación 5}$$

Donde:

- ρ representa el coeficiente de correlación de Spearman,
- d_i corresponde a la diferencia entre los rangos de cada par de observaciones,
- n es el número total de observaciones analizadas.

Los valores del coeficiente ρ varían entre -1 y 1, donde valores cercanos a 1 indican una correlación positiva fuerte, valores cercanos a -1 indican una correlación negativa fuerte, y valores próximos a 0 sugieren ausencia de relación entre las variables. Este análisis permitió identificar posibles asociaciones entre la capacidad antioxidante y la RUV-B con la altitud.

V. RESULTADOS

1. Condiciones ambientales y colecta de macroinvertebrados

En la figura 1 se destaca un mapa en donde se colocan los puntos de muestreo a lo largo de la ribera del Rímac, y en el Anexo 9.1 se observan las fotos del entorno de cada uno. Por otro lado, en la Tabla 2 se muestran las condiciones de los parámetros fisicoquímicos y los ECAs establecidos por el MINAM (2015).

La conductividad osciló entre 257 y 800 µS/cm, con valores intermedios en Carapongo, mientras que el pH se mantuvo ligeramente alcalino (7.48–8.64). La temperatura fue menor en Puente Anchi (12.5 °C) y mayor en Surco y Carapongo (≈20–21.7 °C). El oxígeno disuelto superó los 6 mg/L en todos los puntos, alcanzando los valores más altos en Carapongo. Asimismo, la altitud varió considerablemente entre los sitios (499–3220 m s.n.m.), y la RUV-B mostró valores promedio más elevados en Puente Anchi y menores en Surco y Carapongo.

Tabla 2. Condiciones fisicoquímicas del agua en los puntos de muestreo.

		Lugares				DS Nº015-2015
		Puente Anchi	**Surco**	**Carapongo 1**	**Carapongo 2**	
Fecha		6/10/17	6/10/17	19/10/17	19/10/17	--
Hora		10:00	13:00	15:25	14:00	--
Conductividad (µS/cm)		257	800	683	510	1500
pH		8.64	8.32	7.48	8.53	6.5-8.5
T (°C)		12.5	21.7	21.4	20	Δ3
OD (mg/L)		7.14	7.03	9.01	8.42	≥6
Altitud (m.s.n.m)		3220	1912	499	518	--
UV-B (W/m^2)	Baja	1.822	0.448	0.279		--
	Alta	2.505	1.161	0.750		--
	Promedio	2.08	0.595	0.433		--

Tabla 3. Abundancia por familias según grandiente altitudinal

Familia	Carapongo	Surco	Puente Anchi
Blephariceridae	45	2	0
Hidrobiidae	45	0	0
Baetidae	50	60	10
Euthyplociidae	33	0	0
Hydropsychidae	32	10	0
Simuliidae	20	11	1
Psephenidae	15	0	0
Xiphocentronidae	10	0	0
Chironomidae	30	60	6
Noteridae	10	0	0
Leptohyphidae	10	5	0
Coenagrionidae	2	0	0
Naucoridae	8	0	0
Libellulidae	7	0	0
Blephoticemidae	18	0	0
Megadodagrionidae	3	0	0
Ptidodactylidae	5	0	0
Psychodidae	1	0	0
Thiaridae	40	0	0
Pyralidae	30	0	0
Ancylidae	1	0	0
Elmidae	5	4	0
Glossiphoniidae	5	0	0
Planariidae	0	1	0
Hydroptilidae	0	14	1
Tipulidae	0	20	1
Corydalidae	0	1	0
Leptoceridae	0	4	0
Leptophlebiidae	0	2	0
Odontoceridae	0	3	0
Caloptegerygidae	0	3	0
Oligochaeta	0	8	4
Syrphidae	0	0	2
Total	425	208	25

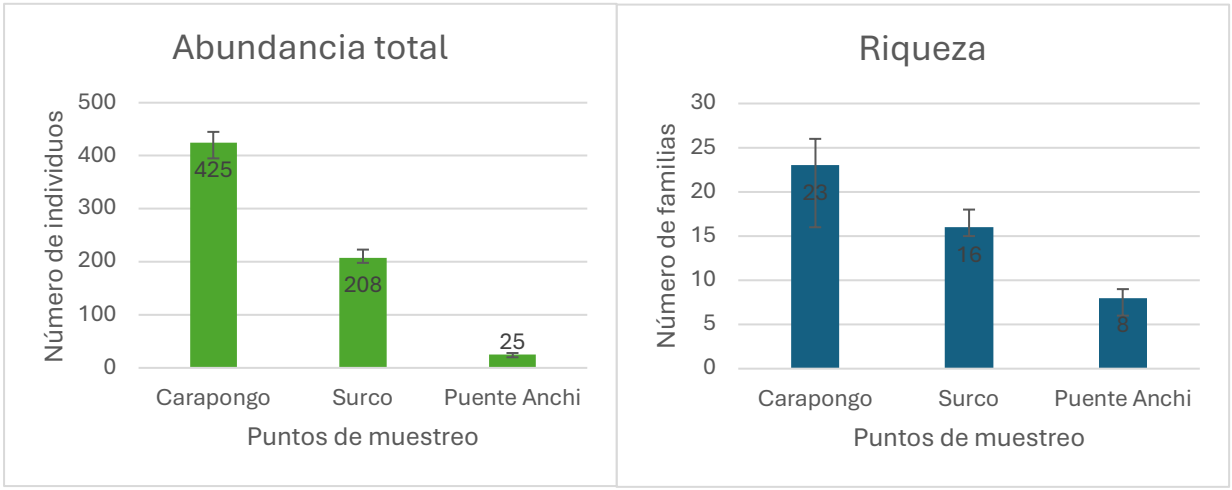


Figura 5. Riqueza y abundancia de MiBs en cada sitio de muestreo.

En la tabla 3 se muestra la abundancia de las familias por sitio de muestreo, en la tabla 4 los puntajes BMWP, ABI y EPT por familia, y en la tabla 5 la suma de los puntajes y las clasificaciones de calidad del agua según estos índices. La figura 5 muestra la riqueza y abundancia por sitio de muestreo.

Se observó una mayor riqueza de familias y abundancia en Carapongo, con una disminución progresiva con el aumento de la altitud. Este patrón podría estar relacionado no sólo con el gradiente altitudinal, sino también con los cambios ambientales que ocurren longitudinalmente a lo largo del río. En este sentido, el concepto del río continuo plantea que las comunidades acuáticas responden a cambios graduales en las condiciones físicas y en la disponibilidad de recursos a lo largo del río, desde las cabeceras hasta los tramos inferiores. Por ello, la mayor riqueza y abundancia observadas en Carapongo podrían estar asociadas a condiciones ambientales y disponibilidad de recursos que favorecen el establecimiento de un mayor número de taxones en comparación con los sitios a mayor altitud.

Asimismo, el patrón observado puede discutirse considerando la hipótesis del dominio medio, según la cual la superposición de los rangos de distribución de diferentes taxones a lo largo de un gradiente geográfico puede generar zonas de mayor riqueza hacia sectores intermedios del gradiente. Sin embargo, debido al poco número de sitios

evaluados y a que la mayor riqueza se registró en el sitio de menor altitud, los resultados no permiten demostrar un efecto del dominio medio.

Además, se observó una mayor diversidad de familias en Carapongo y Surco, con presencia de varios taxones con puntajes altos (≥8), mientras que en Puente Anchi el número de familias registradas fue menor, aunque se mantuvo la presencia de algunos taxones representativos. Asimismo, se identificaron familias con bajos puntajes, como Chironomidae y Oligochaeta, presentes en más de un sitio. A nivel de sitio, los valores del índice BMWP indican una calidad de agua **"**Muy Buena" en Carapongo y Surco y "Mala" en Puente Anchi, asociada al menor número de familias registradas. Por su parte, el índice ABI muestra una condición "Excelente" en Carapongo y "Buena" en Surco, mientras que en Puente Anchi la condición fue "Deficiente". En contraste, el índice EPT presentó mayor variabilidad, con valores de 6 en Surco (Buena), 5 en Carapongo (Moderada) y 2 en Puente Anchi (Mala), evidenciando diferencias en la riqueza de taxones sensibles entre los sitios.

Finalmente, debe considerarse el posible efecto de la estacionalidad, debido a que el estudio se realizó durante la época seca. Las variaciones estacionales del caudal pueden modificar la disponibilidad y resiliencia de los hábitats, el flujo, el caudal, el transporte de sedimentos y materia orgánica y, consecuentemente, la composición, riqueza y abundancia de las comunidades de MiB. Durante la época seca, la mayor estabilidad hidráulica puede favorecer la permanencia de determinados taxones en hábitats disponibles, mientras que durante la época lluviosa el incremento del caudal y la perturbación del sustrato pueden producir cambios en la composición y abundancia de la comunidad. En consecuencia, los patrones registrados en este estudio deben interpretarse como representativos de las condiciones de época seca, y sería recomendable incorporar evaluaciones durante la época lluviosa para determinar si las diferencias observadas entre Carapongo, Surco y Puente Anchi se mantienen a lo largo del ciclo hidrológico anual.

En complementación con la riqueza y abundancia por zonas, se calcularon los índices de diversidad, que mostraron una disminución de la diversidad de MiB con la altitud. El índice de Shannon (H') fue mayor en Carapongo (2.58), seguido por Surco (2.01) y Puente Anchi (1.70). De manera similar, el índice de Simpson (1-D) también presentó valores más

altos en Carapongo (0.90), disminuyendo en Surco (0.81) y Puente Anchi (0.76). Estos resultados indican que la comunidad de MiBs es más diversa y equitativa en Carapongo, mientras que en Puente Anchi presenta menor diversidad y mayor dominancia de algunas familias.

*Tabla 4. Familias en cada punto de muestreo y puntajes BMWP y ABI.*E: Ephemeroptera; T: Trichoptera; P: Plecoptera*

Familia	Orden EPT	Carapongo BMWP	Carapongo ABI	Surco BMWP	Surco ABI	Puente Anchi BMWP	Puente Anchi ABI
Blephariceridae	—	10	10	10	10	—	—
Hidrobiidae	—	3	3	—	—	—	—
Baetidae	**E**	5	4	5	4	5	4
Euthyplociidae	**E**	9	0	—	—	—	—
Hydropsychidae	**T**	7	5	7	5	—	—
Simuliidae	—	5	5	5	5	5	5
Psephenidae	—	10	10	—	—	—	—
Xiphocentronidae	**T**	8	8	—	—	—	—
Chironomidae	—	2	2	2	2	2	2
Noteridae	—	5	5	—	—	—	—
Leptohyphidae	**E**	10	10	10	10	—	—
Coenagrionidae	—	6	6	—	—	—	—
Naucoridae	—	5	5	—	—	—	—
Libellulidae	—	5	5	—	—	—	—
Blephoticemidae	—	8	8	—	—	—	—
Megadodagrionidae	—	8	8	—	—	—	—
Ptidodactylidae	—	10	10	—	—	—	—
Psychodidae	—	2	2	—	—	—	—
Thiaridae	—	3	3	—	—	—	—
Pyralidae	—	5	5	—	—	—	—
Ancylidae	—	6	6	—	—	—	—
Elmidae	—	5	5	5	5	—	—
Glossiphoniidae	—	3	3	—	—	—	—
Planariidae	—	—	—	4	4	—	—
Hydroptilidae	**T**	—	—	6	6	6	6
Tipulidae	—	—	—	5	5	5	5
Corydalidae	**T**	—	—	10	10	—	—
Leptoceridae	**T**	—	—	8	8	—	—
Leptophlebiidae	**E**	—	—	10	10	—	—
Odontoceridae	**T**	—	—	10	10	—	—
Caloptegerygidae	—	—	—	8	8	—	—
Oligochaeta	—	—	—	1	1	1	1
Syrphidae	—	—	—	—	—	3	3

Tabla 5. Calificación según índices bióticos BMWP, ABI y EPT.

Sitio	BMWP	ABI	EPT	Clasificación BMWP	Clasificación ABI	Clasificación EPT
Carapongo	140	128	5	Muy Buena	Excelente	Buena
Surco	106	103	6	Buena	Buena	Buena
Puente Anchi	27	26	2	Deficiente	Mala	Mala

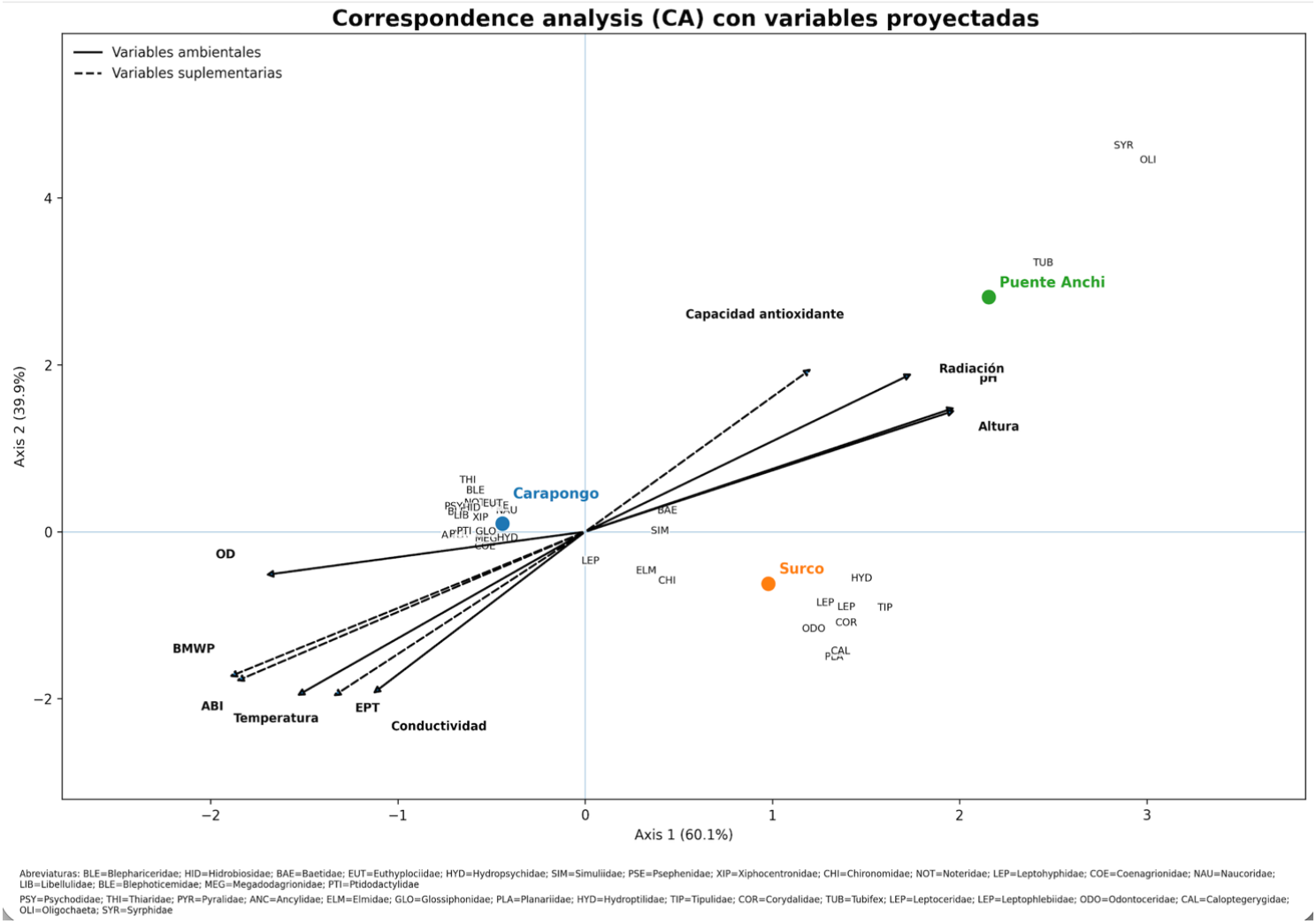


Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de la composición de macroinvertebrados bentónicos en los sitios de muestreo Carapongo, Surco y Puente Anchi, en relación con las variables ambientales pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto (OD), altitud y radiación. La capacidad antioxidante se incorporó como variable suplementaria.

El análisis mostró una clara diferenciación de los sitios de muestreo en función de las condiciones ambientales. Puente Anchi se ubicó en la dirección de los vectores de altitud, radiación y pH, mientras que Carapongo presentó una mayor asociación con el OD. De una parte, Surco mostró una posición diferenciada respecto a los otros sitios, asociada principalmente con las variaciones de conductividad y temperatura. Lo cual evidencia que los cambios ambientales a lo largo del gradiente altitudinal se encuentran acompañados por cambios en la composición de las comunidades de MiBs.

La estrecha orientación de los vectores de altitud y radiación indica que ambas variables presentan un patrón similar dentro del gradiente estudiado, siendo Puente Anchi, ubicado a mayor altitud, el sitio asociado a una mayor exposición a la radiación. Este comportamiento concuerda con lo reportado por Loayza-Muro et al. (2014) (Loayza-Muro, et al, 2014) para ríos andinos, donde la altitud estuvo asociada con cambios en la distribución de los MiBs y ambientes de mayor elevación estuvieron caracterizados por una mayor exposición a RUV-B. Estos resultados respaldan la posibilidad de una respuesta de la estructura comunitaria frente a las condiciones ambientales características de los ecosistemas acuáticos de altura.

Asimismo, la capacidad antioxidante presentó una orientación hacia Puente Anchi y próxima al vector de RUV-B. Siendo consistente con los valores observados, dado que Puente Anchi presentó la mayor capacidad antioxidante promedio (32 %), seguido de Carapongo (22 %) y Surco (17 %). La proximidad entre ambos vectores sugiere una posible asociación entre una mayor exposición a la radiación y la respuesta antioxidante de los organismos.

Sin embargo, esta asociación debe interpretarse cuidadosamente, debido a que el ANOVA de la tabla 6 no mostró diferencias significativas en la capacidad antioxidante entre los sitios de muestreo. Por lo tanto, aunque gráficamente Puente Anchi presentó simultáneamente los mayores valores de radiación y capacidad antioxidante, los resultados no permiten establecer un efecto significativo de la radiación sobre la respuesta antioxidante. En conjunto, el patrón observado sugiere que las condiciones asociadas al gradiente altitudinal presentan una relación más evidente con la composición de los MiBs que con las diferencias en su capacidad antioxidante.

De esta manera, los resultados respaldan parcialmente la hipótesis planteada, al evidenciar una asociación entre el gradiente altitudinal y las variables ambientales y la estructura de las comunidades de MiB; sin embargo, no se encontró evidencia estadística suficiente para establecer que dicho gradiente determine diferencias significativas en su capacidad antioxidante.

La capacidad antioxidante mostró una orientación intermedia dentro del espacio multivariado, asociándose principalmente con variables como el pH y el índice BMWP, lo que sugiere que la respuesta fisiológica de los organismos no depende exclusivamente del gradiente altitudinal, sino también de condiciones químicas y de calidad ecológica del agua. Este patrón indica que los MiB responden de manera integrada a múltiples factores ambientales, reflejando tanto condiciones de estrés físico como químico en el ecosistema.

2. Determinación de la capacidad antioxidante

Los valores de capacidad antioxidante mostraron una alta variabilidad entre las familias de macroinvertebrados y los sitios de muestreo. El valor promedio de capacidad antioxidante para Carapongo es de 22%, mientras que, para Surco es de 17% y para Puente Anchi es de 32%. Los valores más altos se registraron en Hydrobiosidae con 57% en Carapongo y 46% en Surco, lo que indica una elevada respuesta antioxidante en esta familia. También se observaron valores relativamente altos en Chironomidae, Baetidae y Oligochaeta en Puente Anchi (43%), así como en Elmidae (35%) y Leptophlebiidae (34%) en Carapongo. En contraste, varias familias presentaron valores menores, como Simuliidae (11–14%), Odontoceridae (10%) y Trichoptera (12%) (Figura 7), lo que sugiere una menor respuesta antioxidante frente a las condiciones ambientales evaluadas. En general, los resultados evidencian diferencias en la respuesta fisiológica entre familias a lo largo del gradiente altitudinal, lo que podría reflejar distintos efectos de las condiciones ambientales y niveles de estrés oxidativo.

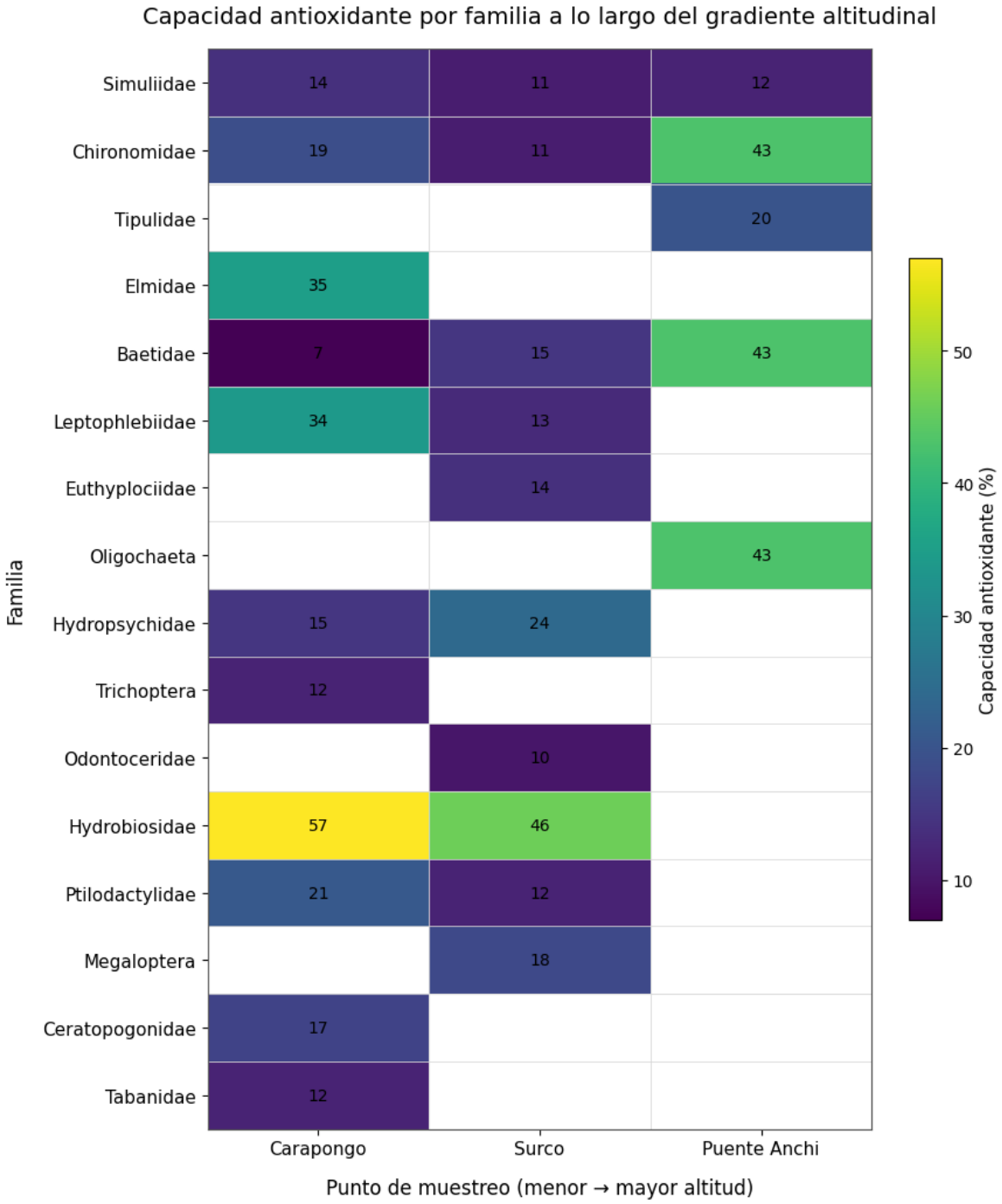


Figura 7. Mapa de calor de la capacidad antioxidante (%) de las familias de MiB en los sitios de muestreo según el gradiente altitudinal. Los espacios en blanco indican ausencia de registro para la familia correspondiente.

Aunque se observaron variaciones en los valores promedio de capacidad antioxidante entre los sitios de muestreo, el ANOVA mostró que no existen diferencias significativas (F = 1.73; gl = 2, 24; p = 0.20) (Tabla 6).

Tabla 6. ANOVA de una vía de la capacidad antioxidante de los MiB entre los sitios de muestreo.

Fuente de variación	SC	gl	CM	F
Entre grupos	607.3	2	303.6	1.73
Dentro de grupos	4211.9	24	175.5	
Total	4819.2	26		

De manera complementaria, la prueba a posteriori de Tukey no evidenció diferencias estadísticamente significativas (p > 0.05) (Carapongo–Surco = 4.7; Carapongo–Puente Anchi = −10.1; Surco–Puente Anchi = −14.8).

3. Relación entre capacidad antioxidante y RUV-B

La Figura 8 muestra la relación entre la altitud, la RUV-B y la capacidad antioxidante de los MiB, así como con los valores del índice EPT, que representan las familias más abundantes a lo largo del gradiente altitudinal. Carapongo presentó una capacidad antioxidante intermedia (22%) con baja RUV-B promedio (0.433 W/m^2) y una riqueza EPT moderada. Surco mostró el valor más bajo de capacidad antioxidante (17%), con una RUV-B ligeramente mayor (0.595 W/m^2) y la mayor riqueza de EPT. Mientras que, Puente Anchi presentó el valor promedio más alto de capacidad antioxidante (25%), asociado a mayores niveles de RUV-B (2.08 W/m^2) y una menor riqueza de EPT.

En conjunto, estos resultados sugieren una tendencia observada que a mayores altitudes y mayor exposición a RUV-B podría incrementarse la respuesta antioxidante de los macroinvertebrados, mientras que la riqueza de taxa sensibles (EPT) suele disminuir.

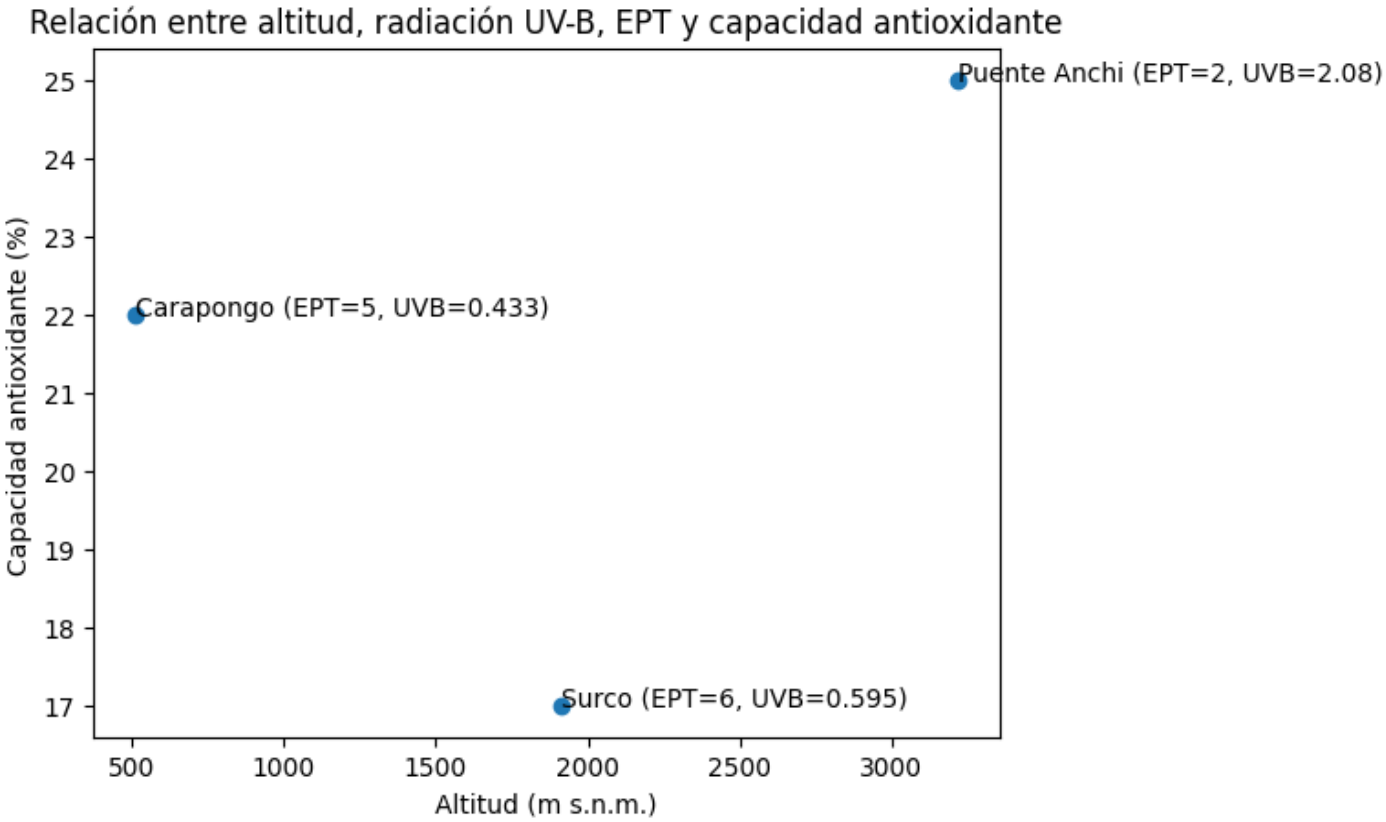


Figura 8. Relación entre la altura, R UV-B, riqueza EPT y capacidad antioxidante en los sitios de muestreo

La matriz de correlación de la tabla 7, muestra la asociación entre la altitud, la RUV-B, la capacidad antioxidante y la riqueza de taxa EPT en los sitios de muestreo. Así, se observa una correlación positiva fuerte entre altitud y RUV-B (r = 1), indicando que la RUV-B aumenta con la altitud. Asimismo, la capacidad antioxidante presenta una correlación positiva moderada con la altitud y la RUV-B (r = 0.5), lo que podría sugerir que la respuesta antioxidante podría incrementarse en condiciones de mayor radiación y altitud.

Tabla 7. Matriz de correlación de Spearman entre altitud, RUV-B, capacidad antioxidante y EPT.

Variable	Altitud	RUV-B	Capacidad antioxidante	EPT
Altitud	1	1	0.5	-0.5
UV-B	1	1	0.5	-0.5
Capacidad antioxidante	0.5	0.5	1	-1
EPT	-0.5	-0.5	-1	1

En contraste, la riqueza del EPT muestra una correlación negativa con la altitud y la RUV-B, lo que conlleva a deducir una disminución de estos taxones sensibles en sitios de mayor altitud. Así como se observa una correlación negativa fuerte entre la capacidad antioxidante y la riqueza EPT, lo que sugiere que los sitios con menor diversidad de taxa presentan familias tolerantes con mayores niveles de respuesta antioxidante.

De forma similar, en el norte de China, Dou et al en el 2022 (Dou et al., 2022) evaluaron la relación entre las características de las comunidades de macroinvertebrados y diferentes variables ambientales, empleando métricas como riqueza, abundancia, diversidad de Shannon y biomasa. Los autores encontraron asociaciones entre algunas de estas métricas biológicas y parámetros fisicoquímicos, evidenciando que la estructura de las comunidades puede responder de manera diferenciada a las condiciones ambientales. En el presente estudio, las diferencias registradas entre Carapongo, Surco y Puente Anchi se analizaron de manera similar, y se observó una variación espacial de la comunidad de MiB asociada a un gradiente altitudinal, aunque la contribución específica de cada variable debe interpretarse considerando las características particulares de la cuenca del río Rímac.

VI. DISCUSIÓN

Las condiciones climáticas, los factores abióticos y bióticos y sus interacciones generan una marcada heterogeneidad de hábitats en los ecosistemas acuáticos, lo que permite el desarrollo de comunidades biológicas diversas y dinámicas (Rosenberg, et al., 1998). En este contexto, los gradientes de altura constituyen uno de los factores ambientales de mayor importancia que organizan las comunidades de MiB en los ecosistemas fluviales de montaña. En esta investigación, se ha realizado a lo largo de la cuenca del río Rímac una evaluación de las variaciones de altura, RUV-B y parámetros determinantes del agua que intervienen en la estructura de las comunidades MiB como en su respuesta fisiológica, representada por la capacidad antioxidante.

A escala global, diferentes sistemas montañosos presentan condiciones ambientales comparables con la Cordillera de los Andes, caracterizadas por fuertes gradientes altitudinales, elevados niveles de RUV, temperaturas extremas, variabilidad hidrológica y cambios fisicoquímicos asociados a la altura, ya sea por la disminución del OD, contenido de sales disueltas (Ramos Alarcon, 2026) o la contaminación antropogénica. Como ejemplo, se encuentran el Himalaya y la meseta tibetana en Asia, las Montañas Rocosas en América del Norte, y las tierras altas de África oriental, donde los ecosistemas acuáticos presentan patrones similares de heterogeneidad ambiental, de influencia de poblaciones aledañas o industriales y de zonación biológica (Brown, et al. 2007). En estos ambientes, la reducción de la temperatura, de la presión parcial de oxígeno y el incremento de la RUV-B influyen significativamente en la distribución, la diversidad y el funcionamiento de las comunidades de MiB (Jacobsen, et al., 2003).

Los parámetros de calidad del agua en la cuenca del río Rímac pertenecen a la categoría 1, subcategoría A1, del Decreto Supremo (DS) Nº 015-2015-MINAM (MINAM, 2015), correspondiente a aguas poblacionales o recreacionales, consignadas a la producción de agua potable. La mayoría de los parámetros se encuentra en el rango de esta categoría, con excepción del pH en el Puente Anchi, que fue ligeramente alcalino. La diferencia de conductividad entre los puntos de muestreo puede deberse al arrastre del río

y a la dispersión de iones y sólidos disueltos en el agua, que podrían ser menores a mayor altitud e incrementarse en zonas cercanas a poblados (Surco y Carapongo) debido al vertido de residuos domésticos. En Carapongo, también se observa una conductividad alta en ambos puntos, quizá por su cercanía a localidades de mayor población como Chaclacayo y Chosica. Sin embargo, esta fue menor que en Surco, lo que podría explicarse por un efecto de dilución de iones debido al mayor caudal del río, efecto descrito previamente por Chang, et al. (Chang et al., 1997)

Con respecto al pH, este depende directamente de la temperatura y de la disociación de iones de Ca^{+2} y bicarbonato en la solución debido al equilibrio dinámico químico que se establece por los amortiguadores naturales. Los valores del Puente Anchi, Surco y Carapongo 2 mantienen valores cercanos a 8, mientras que, Carapongo 1 tiene un valor de 7.53, similar al del río Yauli, un río en Cañete, en condiciones parecidas (Leceta, 2014). Posiblemente, estas variaciones correspondan a la temperatura de la muestra y la hora en la que se realizaron las mediciones. Es relevante notar que el menor valor de pH en Carapongo 1 coincide con el mayor valor de OD. En otros trabajos, se ha reportado también una correlación inversa entre el pH y OD debido a una mayor probabilidad de intercambio gaseoso (American Public Health Association, 1998). Sin embargo, se debe considerar que, en altitudes cercanas al nivel del mar, la saturación de oxígeno en el agua es mayor debido a una mayor presión atmosférica (Leceta, 2014).

Los resultados con relación a los índices biológicos EPT, BMWP y ABI, permiten identificar cambios en la distribución de MiB a lo largo del gradiente altitudinal. Las familias que componen el índice EPT son indicadores sensibles de buena calidad del agua (Moya et al., 2009), ya que muchos de estos organismos presentan baja tolerancia a perturbaciones ambientales, contaminación orgánica y alteraciones fisicoquímicas (Rosenberg et al., 1998). En el presente estudio, la riqueza de EPT mostró variaciones entre los sitios de muestreo, con valores relativamente mayores en Surco y menores en Puente Anchi. Este patrón podría estar asociado no solo a las condiciones de calidad del agua, sino también a las delimitaciones ambientales propias de zonas de mayor altura, donde parámetros como la baja temperatura, la menor presión de oxígeno y el incremento de la RUV-B pueden

restringir la presencia de estos taxa sensibles, como Xiphocentronidae y Leptohyphidae, y puede darse por una posible limitación en sus respuestas para detoxificar o contrarrestar el exceso de radicales producidos por el estrés ambiental (Khamis et al., 2014; Loayza-Muro et al., 2012).

Índices como el BMWP y el ABI se mostraron consistentes con la clasificación general de la calidad del agua, indicando condiciones de buena a muy buena calidad en los sitios evaluados cerca al nivel del mar. Sin embargo, los puntajes del BMWP fueron generalmente mayores o más sensibles que los de ABI, lo que se explica por el origen y las características de cada índice. El BMWP fue desarrollado inicialmente para ríos de zonas templadas en Europa, en los que la diversidad de MiB es mayor (Armitage, et al, 1983). En contraste, el ABI fue diseñado específicamente para ríos altoandinos, en los que las condiciones ambientales son más restrictivas y la diversidad de macroinvertebrados es, naturalmente, menor (Acosta et al. , 2010). Por ello, el ABI tiende a proporcionar una evaluación más ajustada o precisa para ecosistemas de montaña tropicales, donde factores como la RUV-B elevada, las bajas temperaturas y la menor disponibilidad de nutrientes condicionan la composición de las comunidades bentónicas, como ha sido reportado en la subcuenca de Quillcay, en la Cordillera Blanca (Áncash) (La Matta, 2020).Paralelamente, los resultados del EPT fueron muy similares a los del ABI, aunque este índice se encuentra limitado a un grupo de familias.

Los índices de diversidad, así como los índices de riqueza y abundancia, también reflejan la influencia del gradiente y de las condiciones ambientales sobre la estructura de las comunidades de MiB. De manera que, Carapongo presentó los valores más altos de diversidad, tanto para el índice de Shannon (H’ = 2.58) como para Simpson (1-D = 0.90), seguido por Surco (H’ = 2.01; 1-D = 0.81) y Puente Anchi (H’ = 1.70; 1-D = 0.76). Esta tendencia evidencia una disminución de la diversidad de MiB hacia los sitios de mayor altura evaluados. Una posible explicación puede plantearse a partir del río continuo propuesto por Vannote et al. (1980) (Vannote, et al., 2011), según el cual las características físicas, disponibilidad de recursos y distribución de las comunidades acuáticas cambian progresivamente a lo largo del gradiente longitudinal de los ecosistemas acuáticos. En este

contexto, la mayor diversidad observada en Carapongo podría estar relacionada con condiciones ambientales, disponibilidad de hábitats y recursos que permiten la coexistencia de un mayor número de taxones en comparación con los sectores de mayor altitud.

Esta tendencia es consistente con estudios que han encontrado que la riqueza de MiB que puede ser menor en las cabeceras y alcanzar valores máximos en tramos de orden intermedio, como resultado de los cambios en las condiciones ambientales que ocurren longitudinalmente en los sistemas fluviales (Minshall et al., 1985). Sin embargo, el patrón observado no debe atribuirse exclusivamente al gradiente de altitud, debido a que este se encuentra asociado con otras variables ambientales, como la temperatura, velocidad de corriente, características del sustrato, disponibilidad de alimento, contaminación ambiental y condiciones hidrológicas, las cuales pueden influir conjuntamente sobre la distribución de las comunidades de MiB.

Asimismo, debe considerarse que el muestreo se realizó durante la época seca, por lo que la estabilidad hidrológica característica de este periodo pudo influir sobre la categorización de la diversidad. En ecosistemas altoandinos se ha observado que la época seca puede presentar una mayor riqueza, densidad y diversidad de MiB debido, a una mayor estabilidad del flujo o corriente, mientras que incrementos del mismo durante la época húmeda pueden modificar la distribución y arrastre de las comunidades en los sitios (Ríos-Touma et al., 2014), inclusive adaptaciones en las mismas familias a nivel morfológico. Por ello, los valores registrados en Carapongo, Surco y Puente Anchi representan las condiciones correspondientes al periodo de muestreo y podrían variar estacionalmente.

El patrón indica que en Carapongo, a nivel de la cuenca baja, existe una comunidad más diversa y equitativa, mientras que en Puente Anchi, hay una menor diversidad que estaría asociada a una mayor dominancia de ciertos taxones como Chironomidae, Simuliidae y Oligochaeta, conocidos por su mayor tolerancia a condiciones extremas y drenaje ácido de roca (DAR) (La Matta, 2020). De manera complementaria, la riqueza de familias mostró tendencias similares, señalando que sitios con mayor diversidad de microhábitats favorecen el establecimiento de un mayor número de taxa, mientras que en ambientes más extremos o con parámetros ambientales restrictivos, la riqueza tiende a

disminuir (Allan, 2004), como han observado Mamani et al. en Calhuanca, Arequipa (Mamani et al., 2021). Asimismo, el aumento en la abundancia relativa de algunos grupos dominantes, como Chiromidae y Baetidae (Buss et al., 2007) puede reflejar adaptaciones específicas, como el incremento de algunos antioxidantes, ya sean la melanina, en respuesta (de Baat, et al., 2013; Loayza-Muro et al., 2012) a determinadas condiciones ambientales, como variaciones en el caudal, OD o la RUV (Abele et al., 2004). Conjuntamente, estos resultados sugieren que los índices de diversidad, riqueza y abundancia observados en la cuenca del río Rímac responden a la interacción entre parámetros fisicoquímicos, disponibilidad de hábitat y factores asociados al gradiente altitudinal, como la RUV-B y la dinámica hidrológica de los ecosistemas fluviales de montaña.

Existen factores físicos que no se han analizado directamente ni considerados en los resultados, pero que se pueden observar en la estructura de los puntos de muestreo (Anexos, sección 9.1). Por ejemplo, la presencia de rocas, vegetación o corriente, que influye en la presencia o distribución de familias según el rol ecológico que desarrollan, tal como indica Monaghan (Monaghan et al., 2000). Estos factores pueden intervenir en la presencia de familias como Baetidae y Euthyplocydae, que están presentes en la corriente del río, mientras que Thiaridae, Blepharoceridae, Hydrobiosidae y Chironomidae prefieren ambientes rocosos o lugares con poco caudal, ya que se adhieren a las rocas o se entierran en los sedimentos. El CCA reveló que la variabilidad del hábitat está influenciada por un gradiente de factores fisicoquímicos y biológicos, donde el pH, el OD y los índices bióticos BMWP, ABI y el EPT se asocian positivamente, en contraste con la temperatura y la conductividad. Mientras tanto, la capacidad antioxidante mostró una asociación en dirección a Puente Anchi, vinculándose con el gradiente altitudinal y la RUV-B. Este patrón ha sido reportado en sistemas andinos, donde la calidad del agua y las condiciones fisicoquímicas influyen conjuntamente en la estructura y función de las comunidades acuáticas (Loayza-Muro et al., 2014). Asimismo, estudios en esta zona del Perú han demostrado que la composición y respuesta de los MiB reflejan tanto gradientes naturales

como impactos locales, pronunciando la necesidad de integrar indicadores estructurales y funcionales en la evaluación ecológica (Carrasco-Badajoz et al., 2022).

En complementación, el análisis de correlación de Spearman permitió evidenciar relaciones entre los parámetros fisicoquímicos medidos y el EPT. En donde, se observó una mayor correlación entre la altura y la RUV-B, lo cual es consistente con el aumento de la RUV debido a la menor absorción atmosférica (Blumthaler, et al., 1997). Asimismo, la capacidad antioxidante presentó una correlación positiva intermedia con la altura y la RUV-B, lo que sugiere que los MiB podrían inducir mecanismos antioxidantes frente al incremento del estrés oxidativo asociado a una mayor radiación, concidiendo con la teoría de mecanismos constitutivos. No obstante, para aceptar esta hipótesis, sería necesario ampliar el estudio ambiental a distintas estaciones del año. Lo cual ya se ha visto en estudios de respuesta fisiológica adaptativa descritos previamente en organismos acuáticos sometidos a condiciones ambientales extremas por Vasseur et al (Vasseur et al., 2004).

La riqueza de EPT mostró una correlación negativa con la altitud y la RUV-B, lo que indica que los taxa más sensibles tienden a disminuir a mayor altura y exposición a la RUV-B. En la presente investigación, Carapongo registró familias EPT como Baetidae, Euthyplociidae, Hydropsychidae, Xiphocentronidae y Leptohyphidae, mientras que Surco registró Baetidae, Hydropsychidae, Leptohyphidae, Hydroptilidae, Leptoceridae y Leptophlebiidae. Por otro lado, Puente Anchi solo presentó Baetidae e Hydroptilidae, lo que evidencia una reducción de la riqueza de MiB sensibles en sitios de mayor altura. Este patrón ha sido reportado en diversos estudios realizados en ecosistemas fluviales de montaña, en los que cambios en la radiación, la temperatura y la disponibilidad de OD influyen en la distribución de las comunidades, como se ve en la figura 8, como ya se ha observado previamente en esta tesis. Este nivel de especialización se ha reportado en varios ecosistemas, en especial en ríos andinos, como lo indica Jacobsen para estudios hechos en el norte de Ecuador (86), aunque son las respuestas fisiológicas de algunos MiB las que les permiten sobrevivir a estas condiciones, sean bajas temperaturas, mayor RUV-B y menos disponibilidad de oxígeno. Por lo que las familias pertenecientes a Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) no suelen estar presentes en estas condiciones, ya que son

consideradas sensibles debido a que muchas requieren aguas frías, bien oxigenadas y con baja perturbación ambiental para completar su ciclo de vida. Por lo que, se puede distinguir como el índice menos apropiado para este caso. Además, los EPT presentan una limitada tolerancia a cambios fisicoquímicos y contaminación, ya que pueden afectar su desarrollo larval (Benhadji, et al., 2025).

La respuesta fisiológica de los MiB se evaluó mediante la determinación de la capacidad antioxidante por el ensayo TOSC, que integra la acción total de los sistemas antioxidantes, tanto enzimáticos como no enzimáticos, responsables de neutralizar radicales libres. Este enfoque permite evaluar la respuesta de los organismos ante el estrés oxidativo inducido por factores ambientales, como la RUV-B (Blumthaler et al., 1997; Loayza-Muro et al., 2014; Loayza-Muro et al., 2012) o la presencia de contaminantes (Regoli et al., 2014) siendo una respuesta adaptativa conocida en familias como Baetidae, Chironomidae o Simuliidae que están presentes en los tres sitios de muestreo, aunque los individuos presentes en Puente Anchi presentaron una mayor capacidad antioxidante. Esto coincide con la RUV-B promedio en Puente Anchi, que fue, aproximadamente, cuatro veces mayor que en Surco. Entre los mecanismos potencialmente involucrados en esta respuesta se encuentra la producción de pigmentos, como la melanina, lo que sugiere cierta plasticidad fenotípica en estas familias (Loayza-Muro, 2013). En la tesis de Vargas del 2015, se discute este fenómeno en la familia Chironomidae, que presenta diferencias significativas de concentración de melanina según temporada y altitud (Vargas, 2015), aparte de ciertos cambios morfológicos. Asimismo, se habla de la melanización como ventaja evolutiva en MiB, lo cual les permite tener mayor motilidad en ambientes acuáticos en horarios de luz solar para ampliar su rango de recursos alimenticios.

En otra instancia, el análisis estadístico no evidenció diferencias significativas en la capacidad antioxidante entre los sitios de muestreo ni un patrón lineal en respuesta a la altura o al aumento de la RUV-B, lo que sugiere que podría depender de las características fisiológicas de cada familia más que de los parámetros fisicoquímicos evaluados o de algún estrés puntual. Además, el análisis a nivel de familia podría estar enmascarando variaciones fisiológicas más específicas que ocurren a nivel de especie o patrones específicos de la zona

que alteran la composición química a nivel espacial. Laini et al. observaron cómo la presencia de variables hidrológicas, como la presencia de los iones amonio y nitrato en el agua, afecta positivamente a la riqueza, en particular de EPT en el río Oglio, Italia (Laini et al., 2018).

En conjunto, los resultados obtenidos en esta tesis muestran que el gradiente altitudinal influye en la diversidad y distribución de MiB, tanto como en las respuestas fisiológicas de los individuos. Lo cual, a partir de la integración de bioindicadores, como los índices bióticos evaluados, junto con biomarcadores fisiológicos como la capacidad antioxidante, permite comprender una visión de la respuesta de los macroinvertebrados frente a los cambios ambientales en la cuenca del río Rímac. Este enfoque integrado resulta específicamente relevante en ecosistemas lóticos altoandinos, donde los organismos deben soportar cambios extremos de las condiciones climáticas e influencias antrópicas, evaluando los cambios en su distribución y a nivel fisiológico.

VII. CONCLUSIONES

La presente investigación permitió la evaluación de la influencia del gradiente altitudinal y parámetros fisicoquímicos de las condiciones ambientales sobre la distribución y las respuestas fisiológicas de las comunidades de MiB en la cuenca del río Rímac. Los resultados evidenciaron cambios en la composición y distribución de las comunidades a lo largo del gradiente altitudinal, asociados a variaciones en los parámetros fisicoquímicos y RUV-B. Estos resultados respaldan la hipótesis específica de esta investigación que planteaba la influencia del gradiente y condiciones ambientales sobre las comunidades de MiB.

Por otro lado, el ANOVA aplicado a la capacidad antioxidante no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de muestreo, por lo que no se encontró suficiente evidencia para fundamentar que el gradiente altitudinal produzca diferencias significativas al biomarcador evaluado, que es la capacidad antioxidante. Por lo que, se rechaza la hipótesis específica que plantea que podrían existir diferencias significativas en la capacidad antioxidante de las familias entre los sitios de muestreo evaluados.

Conjuntamente, estos resultados permiten aceptar parcialmente la hipótesis general, debido a que el gradiente altitudinal y condiciones ambientales estuvieron asociados a la distribución y composición de MiB, pero no se evidenció un efecto significativo sobre la respuesta fisiológica evaluada mediante la capacidad antioxidante. Por lo cual, la influencia del gradiente altitudinal en la cuenca se planteó a nivel de estructura comunitaria y no a partir de las diferencias detectables en el mecanismo fisiológico de respuesta a las condiciones analizadas, sean RUV-B y OD producidos por los cambios de altura.

Los índices biológicos EPT, BMWP y ABI evaluaron la calidad ecológica del agua, mostrando variaciones en la diversidad y composición de los macroorganismos evaluados en los lugares evaluados. En general, en Carapongo, se presentaron mayores valores de diversidad, riqueza y equidad de estructura comunitaria, mientras que, a mayor altura como en Puente Anchi, hubo menor diversidad y dominancia de ciertos taxones, asociado a condiciones ambientales más restrictivas.

El CCA, por otro lado, evidenció que parámetros como la temperatura, el OD y conductividad pueden influir en sitios de menor altura, promoviendo la vivencia de más familias MiB, mientras que el pH y la RUV-B presentan mayor influencia en los sitios de más elevación como Surco y Puente Anchi. Además, la correlación de Spearman, que asocia RUV-B, altura, capacidad antioxidante, no necesariamente sugiere que se podrían activar mecanismos de defensa fisiológicos adaptativos, al menos no en todas las familias, sino más bien constitutivos frente a un estrés puntual y temporal. Si bien el análisis estadístico no mostró diferencias significativas de la capacidad antioxidante entre los sitios, se observó una tendencia que sugiere que este biomarcador puede reflejar respuestas fisiológicas relacionadas con las condiciones ambientales locales y características ecológicas asociadas a los MiB.

Finalmente, los resultados de este estudio demuestra que la integración de bioindicadores estructurales de MiB (diversidad sean Shannon y Simpson, riqueza, e índices bióticos) con biomarcadores fisiológicos constituye una aproximación o perspectiva para comprender el panorama integral de las respuestas de las comunidades de MiB frente a cambios ambientales en ecosistemas fluviales. Este enfoque permite contribuir al desarrollo de estrategias de monitoreo ecológico más robustas en ríos altoandinos del Perú, especialmente en un contexto de creciente presión antrópica y de cambios ambientales asociados al cambio climático entre cada año en el río Rimac.

VIII. RECOMENDACIONES

A partir de estos resultados, se recomienda ampliar el número de sitios de muestreo a lo largo del río Rímac, así como, realizar campañas de muestreo en diferentes estaciones del año para medir el efecto de la temporada en la estructura de las comunidades de MiB. Esto permitiría evaluar con mayor precisión las variaciones temporales y espaciales de los bioindicadores y su relación con los gradientes altitudinales y las condiciones ambientales.

Asimismo, se recomienda realizar muestreos a niveles más detallados y exhaustivos para aumentar la cantidad de biomasa. En el presente trabajo, la identificación se realizó a nivel de familia, lo cual podría estar ocultando diferencias ecológicas, morfológicas y fisiológicas importantes entre especies dentro de un mismo grupo taxonómico. Como un estudio más detallado, la determinación de especies y el cambio morfológico de las mismas en distintas zonas de muestreo a diferente gradiente se podría relacionar con la misma tendencia estudiada, que es el impacto de parámetros ambientales como el incremento de RUV-B y OD en el gradiente del Rimac interfiere en el desarrollo de MiB.

En la misma línea, se propone incluir otras variables ambientales, como la composición del sustrato, la cobertura de vegetación ribereña, el flujo y caudal, la intensidad de luz y los metales traza en el agua o sedimentos. Estos factores pueden influir de manera significativa en la distribución y la abundancia de las comunidades de MiB y contribuir a explicar con mayor detalle los patrones ecológicos observados.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

(ANA), A. N. d. A. (2010). *Estudio Hidrológico y Ubicación de la Red de Estaciones Hidrométricas en la Cuenca del Río Rímac*. Retrieved from https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/publication/files/1_estudio_hidrologico_cuenca_rimac_-_volumen_i_-_texto_-_final_2010_0.pdf:

(MINAM), M. d. a. (2020). *Informe nacional sobre el estado del ambiente 2014-2019*. Retrieved from https://sinia.minam.gob.pe/inea/wp-content/uploads/2024/03/INEA-2014-2019_red_vf.pdf:

Abele, D., & Oeschger, R. (1995). Enzymatic antioxidant protection in spawn, larvae and adult worms of Phyllodoce mucosa (Polychaeta). *Ophelia, 43*, 101-110. doi:10.1080/00785326.1995.10429826

Abele, D., & Puntarulo, S. (2004). Formation of reactive species and induction of antioxidant defence systems in polar and temperate marine invertebrates and fish. *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol, 138*(4), 405-415. doi:10.1016/j.cbpb.2004.05.013

Abele-Oeschger, D. (1996). A comparative study of superoxide dismutase activity in marine benthic invertebrates with respect to environmental sulphide exposure. *J Exp Mar Biol Ecol, 197*(1), 39-49. doi:https://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00143-3

Acosta, R., & Prat, N. (2010). Chironomid assemblages in high altitude streams of the Andean region of Peru. *Fundam Appl Limnol, 177*(1), 57-79. doi:10.1127/1863-9135/2010/0177-0057

Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst, 35*(Volume 35, 2004), 257-284. doi:https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

American Public Health Association, A. W. W. A. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater *Water Pollution Control Federation, & Water Environment Federation, 2*.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research, 17*(3), 333-347. doi:https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4

Ashley, M. (2018). *Determination of Abiotic and Biotic factors that affect Mortality, Growth Rates, and Water Quality in Recirculating Aquaculture Systems Using the Barramundi, Lates calcarifer*.

Benhadji, N., Kurniawan, S. B., & Imron, M. F. (2025). Review of mayflies (Insecta Ephemeroptera) as a bioindicator of heavy metals and microplastics in freshwater. *Science of The Total Environment, 958*, 178057. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178057

Berra, E., Forcella, M., Giacchini, R., Marziali, L., Rossaro, B., & Parenti, P. (2004). Evaluation of enzyme biomarkers in freshwater invertebrates from Taro and Ticino river, Italy. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim., 40*(3), 169-180. Retrieved from https://doi.org/10.1051/limn/2004015

Blois, M. S. (1958). Antioxidant Determinations by the Use of a Stable Free Radical. *Nature, 181*(4617), 1199-1200. doi:10.1038/1811199a0

Blumthaler, M., Ambach, W., & Ellinger, R. (1997). Increase in solar UV radiation with altitude. *J Photochem Photobiol B: Biol, 39*(2), 130-134. doi:https://doi.org/10.1016/S1011-1344(96)00018-8

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu Rev Entomol, 51*, 495-523. doi:10.1146/annurev.ento.51.110104.151124

Bozorg-Haddad, O., Delpasand, M., & Loáiciga, H. A. (2021). 10 - Water quality, hygiene, and health. In O. Bozorg-Haddad (Ed.), *Economical, Political, and Social Issues in Water Resources* (pp. 217-257): Elsevier.

Braga, F. H. R., Dutra, M. L. S., Lima, N. S., Silva, G. M., Miranda, R. C. M., Firmo, W. C. A., . . . Silva, M. R. C. (2022). Study of the Influence of Physicochemical Parameters on the Water Quality Index (WQI) in the Maranhão Amazon, Brazil. *Water, 14*(10). doi:10.3390/w14101546

Brown, L. E., Hannah, D. M., & Milner, A. M. (2007). Vulnerability of alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. *Glob Change Biol, 13*, 958-966. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01341.x

Buss, D. F., & Salles, F. F. (2007). Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. *Environ Monit Assess, 130*(1), 365-372. doi:10.1007/s10661-006-9403-6

Cabrejos, E. (2019). Impacto de los pasivos ambientales mineros en la variación de la calidad del agua en la quebrada colorada, setiembre 2015 - agosto 2016. *Revista Científica Pakamuros, 7*, 24-35. doi:10.37787/pakamuros-unj.v7i1.73

Carrasco-Badajoz, C., Rayme-Chalco, C., Arana-Maestre, J., Álvarez-Tolentino, D., Ayala-Sulca, Y., & Sanchez-Peña, M. (2022). Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Front Environ Sci, Volume 10 - 2022*. doi:10.3389/fenvs.2022.1003207

CEAS, Muqui, R., & Chosica, D. d. (2024). *Análisis de riesgos e impactos ambientales de la actividad minera en la cuenca alta del río Rimac* Retrieved from https://cooperaccion.org.pe/wp-content/uploads/2025/02/Analisis-de-Riesgos-e-Impactos-Ambientales-de-la-Actividad-Minera-en-el-Rimac.pdf:

Chang, T. W., Yu, W. S., Liu, Y. H., Wu, C. L., & Lee, P. C. (1997). Decreasing electrical conductivity of irrigation water by dilution. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng, 32*(6), 1861-1872. doi:10.1080/10934529709376649

Coayla-Peñaloza, P., Cheneaux-Diaz, A. A., Moreno.Salazar, C. V., Cruz-Remache, C. E., & Damborenea, C. (2024). Aquatic macroinvertebrate community and water quality in River Tambo, Arequipa region, Peru. *Revista de Biología Tropical, 72*(1). doi:10.15517/rev.biol.trop..v72i1.56670

Cummins, K., & Merritt, R. (1996). An Introduction to The Aquatic Insects of North America. *The Journal of Animal Ecology, 50*. doi:10.2307/1467288

de Baat, M., Gemert, M., Verweij, R., Loayza-Muro, R., & Kraak, M. (2013). *Combined effects of Cu and UVR on survival and melanin synthesis in Chironomus riparius larvae*.

Dominguez, E., Molineri, C., & Nieto, C. (2009). Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. In (pp. 55-93).

Dou, Q., Du, X., Cong, Y., Wang, L., Zhao, C., Song, D., . . . Huo, T. (2022). Influence of environmental variables on macroinvertebrate community structure in Lianhuan Lake. *Ecol Evol, 12*(2), e8553. doi:10.1002/ece3.8553

Durance, I., & Ormerod, S. (2009). Trends in water quality and discharge offset long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshw Biol, 54*, 388-405. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02112.x

Erdoğan, M., Polat Köse, L., Eşsiz, S., & Gülçin, İ. (2021). Synthesis and biological evaluation of some 1-naphthol derivatives as antioxidants, acetylcholinesterase, and carbonic anhydrase inhibitors. *Archiv der Pharmazie, 354*(8), 2100113.

FEHM. Grupos y familias de macroinvertebrados que RiuNet utiliza como bioindicadores.

Figueroa, R. (1999). *Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de calidad de agua. Río Damas, Osorno, X Región de los Lagos, Chile.* (Mg). Chile.

Flecker, A. S. F., B. P. . (1994). Disturbance and the temporal variability of insect assemblages in two Andean streams. *Freshw Biol, 31*, 131-142.

Forbes, V. E., & Calow, P. (1999). Is the per capita rate of increase a good measure of population-level effects in ecotoxicology? *Environ Toxicol Chem, 18*(7), 1544-1556. doi:https://doi.org/10.1002/etc.5620180729

Foti, M. C. (2015). Use and Abuse of the DPPH• Radical. *J Agric Food Chem, 63*(40), 8765-8776.

Freitas, R., Costa, E., Velez, C., Santos, J., Lima, A., Oliveira, C., . . . Figueira, E. (2012). Looking for suitable biomarkers in benthic macroinvertebrates inhabiting coastal areas with low metal contamination: comparison between the bivalve Cerastoderma edule and the Polychaete Diopatra neapolitana. *Ecotoxicol Environ Saf, 75*(1), 109-118. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.08.019

Gamboa, M., Reyes Gil, R., & Arrivillaga-Henríquez, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental, 48*.

García, E., Huanca, E., Roque, M., Cahuana, S., & Velasquez, R. (2024). Caracterización físico química del agua superficial en dos sectores del río Ramis. *Revista Alfa, 8*, 472-479. doi:10.33996/revistaalfa.v8i23.279

Gudiño-Sosa, L. F., Moncayo-Estrada, R., Velázquez-Machuca, M. A., Cruz-Cárdenas, G., Ávila-Meléndez, L. A., & Pimentel-Equihua, J. L. (2023). Biotic Integrity, Water Quality, and Landscape Characteristics of a Subtropical River. *Water, 15*(9). doi:10.3390/w15091748

Gulcin, İ., & Alwasel, S. H. (2023). DPPH Radical Scavenging Assay. *Processes, 11*(8). doi:10.3390/pr11082248

Häder, D. P., Williamson, C. E., Wängberg, S., Rautio, M., Rose, K. C., Gao, K., . . . Worrest, R. (2015). Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with other environmental factors. *Photochem Photobiol Sci, 14*(1), 108-126. doi:10.1039/c4pp90035a

Hem, J. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (2254). Retrieved from Reston, VA: https://pubs.usgs.gov/publication/wsp2254

Jacobsen, D., Cauvy-Fraunie, S., Andino, P., Espinosa, R., Cueva, D., & Dangles, O. (2014). Runoff and the longitudinal distribution of macroinvertebrates in a glacier-fed stream: implications for the effects of global warming. *Freshw Biol, 59*(10), 2038-2050. doi:10.1111/fwb.12405

Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J. M., & Dudgeon, D. (2008). 4 - Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. In D. Dudgeon (Ed.), *Tropical Stream Ecology* (pp. 65-105). London: Academic Press.

Jacobsen, D., Rostgaard, S., & Vásconez, J. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? . *Freshw Biol, 48*, 2025-2032. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x

Khamis, K., Hannah, D. M., Brown, L. E., Tiberti, R., & Milner, A. M. (2014). The use of invertebrates as indicators of environmental change in alpine rivers and lakes. *Sci Total Environ, 493*, 1242-1254. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.126

La Matta, F. (2020). *"Influencia del drenaje ácido de roca en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, índices bióticos de calidad de agua y grupos funcionales alimenticios en ríos y cabeceras de la cordillera blanca (subcuenca de Quillcay, Ancash)".* (Licenciatura). Universidad Peruana Cayetano Heredia, Universidad Peruana Cayetano Heredia.

Laini, A., Bolpagni, R., Cancellario, T., Guareschi, S., Racchetti, E., & Viaroli, P. (2018). Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. *Ecological Indicators, 90*, 47-53. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.051

Leceta, E. (2014). *"Biomarcadores para evaluar el efecto de metales y radiación UV-B en macroinvertebrados de arroyos altoandinos: una aproximación experimental en campo".* (Licenciatura). Universidad Peruana Cayetano Heredia, Universidad Peruana Cayetano Heredia.

Lee, H., Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P., . . . Barrett, K. (2023). *Climate change 2023: synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.*

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical Ecology. *Elsevier*.

Loayza-Muro, R. (2013). *Life at the edge: benthic invertebrates in high altitude Andean streams.* (PhD). Universiteit van Amsterdam,

Loayza-Muro, R., Duivenvoorden, J. F., Kraak, M. H., & Admiraal, W. (2014). Metal leaching, acidity, and altitude confine benthic macroinvertebrate community composition in Andean streams. *Environ Toxicol Chem, 33*(2), 404-411. doi:10.1002/etc.2436

Loayza-Muro, R., Elías-Letts, R., Marticorena-Ruíz, J. K., Palomino, E. J., Duivenvoorden, J. F., Kraak, M. H., & Admiraal, W. (2010). Metal-induced shifts in benthic macroinvertebrate community composition in Andean high altitude streams. *Environ Toxicol Chem, 29*(12), 2761-2768. doi:10.1002/etc.327

Loayza-Muro, R., Marticorena Ruiz, J., Merritt, C., de Baat, M., Gemert, M., Verweij, R., . . . Admiraal, W. (2012). Persistence of Chironomids in Metal Polluted Andean High

Altitude Streams: Does Melanin Play a Role? *Enviro sci technol, 47*. doi:10.1021/es302779b

Ludwig, H., & Macdonald, A. G. (2005). The significance of the activity of dissolved oxygen, and other gases, enhanced by high hydrostatic pressure. *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol, 140*(4), 387-395. doi:https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2005.02.001

Mamani, M., Benavides, F., García, D., Luque Fernández, C. R., Pauca, A., & Paredes, L. (2021). Diversity of aquatic macroinvertebrates and water quality of the High Andean wetlands of Chalhuanca, Arequipa-Peru. *Biodivers J, 12*, 517-528. doi:10.31396/Biodiv.Jour.2021.12.2.517.528

Modifican los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación, (2015).

Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias, (2017).

Minshall, G. W., Cummins, K., Peterson, R. C., Cushing, C. E., Bruns, D., Sedell, J. R., & Vannote, R. L. (1985). Development in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science., 42*, 1045-1055.

Monaghan, K., Peck, M., Brewin, P., Masiero, M., Zarate, E., Turcotte, P., & Ormerod, S. (2000). Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: The effects of altitude and land use. *Archiv Fur Hydrobiologie, 149*, 421-440. doi:10.1127/archiv-hydrobiol/149/2000/421

Moya, N., Gibon, F.-M., Oberdorff, T., Rosales, C., & Domínguez, E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: implicaciones para el futuro del cambio climático. *Ecol apl, 8*(2), 105-114. Retrieved from https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34112150012

Navarro Colque, P. A. (2016). Memoria descriptiva del mapa geológico del Perú escala 1'000, 000. Versión digital estandarizada – año 2016. In INGEMMET (Ed.), *Repositorio Institucional*

Nieto-Juárez, J. I., Sarzosa-Cano, N. R., Serna-Galvis, E. A., Torres-Palma, R. A., Fabregat-Safont, D., Botero-Coy, A. M., & Hernández, F. (2025). Evaluation of contaminants of emerging concern in surface waters (rivers and lake) from Peru: Occurrence and environmental risk assessment. *Environ Int, 200*, 109522. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109522

Nordstrom, D. (2011). Mine Waters: Acidic to Circmneutral. *Elements, 7*. doi:10.2113/gselements.7.6.393

O'Sullivan, A. (2005). *Mine Water: Hydrology, Pollution and Remediation* (Vol. 25).

O'Sullivan, P., & Reynolds, C. S. (2008). *The lakes handbook: limnology and limnetic ecology*.

Oscar Guillén G., V. C. E., Mario Gonzales T. y Silvia Iglesias L. (1998). Contaminación de las aguas del Río Rímac: Trazas de metales. *Rev. del Instituto de Investigación (RIIGEO), FIGMMG-UNMSM, Vol. 1, N.º 02 Julio - Diciembre 1998*.

Palma, A., Figueroa Jara, R., & Ruiz, V. (2009). Evaluación de ribera y habitat fluvial a través de los índices qbr e ihf. *Gayana (Concepción), 73*. doi:10.4067/S0717-65382009000100009

Patang, F., & Soegianto, A. (2020). Oxidative responses of macro-invertebrates in relation to environmental variables in rivers of East Kalimantan, Indonesia. *Chem & Ecol, 36*, 1-13. doi:10.1080/02757540.2020.1791101

Pokhrel, P., Mashiko, S., Akther, S., Suzuki, J., & Fujita, M. (2022). Antioxidant capacity and carbon-based scope for growth of brackish water clams Corbicula japonica under the combined effects of natural and anthropogenic factors. *Environ Pol, 308*, 119676. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119676

Poljsak, B., Šuput, D., & Milisav, I. (2013). Achieving the balance between ROS and antioxidants: when to use the synthetic antioxidants. *Oxid Med Cell Longev, 2013*, 956792. doi:10.1155/2013/956792

Ramos Alarcon, L. M. (2026). Response of aquatic macroinvertebrates to water quality and seasonal variations in the lower basin of the Cañete River, Peru. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 55*. doi:10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1324

Regoli, F. (2000). Total oxyradical scavenging capacity (TOSC) in polluted and translocated mussels: a predictive biomarker of oxidative stress. *Aquat Toxicol, 50*(4), 351-361. doi:10.1016/s0166-445x(00)00091-6

Regoli, F., & Giuliani, M. E. (2014). Oxidative pathways of chemical toxicity and oxidative stress biomarkers in marine organisms. *Mar Environ Res, 93*, 106-117. doi:10.1016/j.marenvres.2013.07.006

Regoli, F., Nigro, M., Bompadre, S., & Winston, G. W. (2000). Total oxidant scavenging capacity (TOSC) of microsomal and cytosolic fractions from Antarctic, Arctic and Mediterranean scallops: differentiation between three potent oxidants. *Aquat Toxicol, 49*(1-2), 13-25. doi:10.1016/s0166-445x(99)00070-3

Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Rev Biol Trop, 62 Suppl 2*, 249-273. doi:10.15517/rbt.v62i0.15791

Roldan, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP-Col*.

Rosenberg, D., Davies, I., Cobb, D., & Wiens, A. (1998). Protocols for measuring biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Fresh Waters by. *Canada: Report for the Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN) Biodiversity Science Board (BSB)*.

Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos, 16*, 45-63.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal, 27*.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature, 163*.

Solimini, A. G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., . . . Cardoso, A. C. (2006). Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes current knowledge and way forward to support WFD Implementation. . *Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.*

Tánago, M. G. d., & Jalón, D. G. d. (2001). Restauracion de rios y Riberas *Fundación conde del valle de salazar*

Tubić, B., Andjus, S., Zorić, K., Vasiljević, B., Jovičić, K., Čanak Atlagić, J., & Paunović, M. (2024). Aquatic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) Metric as an Important Tool in Water Quality Assessment in Hilly and Mountain Streams. *Water, 16*(6), 849. Retrieved from https://www.mdpi.com/2073-4441/16/6/849

Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ Toxicol Pharmacol, 13*(2), 57-149. doi:https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6

Vannote, R., Minshall, G., Cummins, K., Sedell, J., & Cushing, C. (2011). The River Contiuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37*, 130-137. doi:10.1139/f80-017

Vargas C, D. (2015). *Adaptación de macroinvertebrados bentónicos a condiciones extremas: respuesta de biomarcadores de exposición a metales y radiación UV-B en zonas altoandinas.* (Licenciatura). Unniversidad Peruana Cayetano Heredia, Unniversidad Peruana Cayetano Heredia.

Vasseur, P., & Leguille, C. (2004). Defense systems of benthic invertebrates in response to environmental stressors. *Environ Toxicol, 19*(4), 433-436. doi:10.1002/tox.20024

Villamarín F, C. (2008). *Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad de agua con índices multimétricos.* (PhD). Univeristat de Barcelona, Univeristat de Barcelona.

Vuille, M., Carey, M., Huggel, C., Buytaert, W., Rabatel, A., Jacobsen, D., . . . Sicart, J.-E. (2018). Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes-Impacts, uncertainties and challenges ahead. *Earth Sci Rev, 176*, 195-213.

Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2016). *Principles of Ecotoxicology*: CRC Press.

Williamson, C. E., Stemberger, R. S., Morris, D. P., Frost, T. M., & Paulsen, S. G. (1996). Ultraviolet radiation in North American lakes: Attenuation estimates from DOC measurements and implications for plankton communities. *Limnol Oceanogr, 41*, 1024-1034.

X. ANEXOS

1. PUNTOS DE MUESTREO

1.1. Zona de muestreo 1: Carapongo



Anexo X.1.1.a. ***Carapongo.*** *El río muestra mayor caudal y profundidad, poca vegetación y sustrato rocoso.*



Anexo X.1.1.b ***Acuífero – Carapongo.*** *El arroyo se muestra pedregoso con abundante vegetación, sombra, poca profundidad, y caudal poco turbulento.*

1.2. Zona de muestreo 2: Surco



Anexo X.1.2. ***San Jerónimo de Surco.*** *El río muestra un caudal poco turbulento, pedregoso, sin vegetación, y expuesto directamente al sol, sin sombras.*

1.3. Zona de muestreo 3: Puente Anchi



Anexo X.1.3. ***Puente Anchi.*** *Se muestra un caudal turbulento, con mediana vegetación, piedras pequeñas y presencia de sombra.*

2. PUNTAJES DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS BMWP, ABI Y CONSIDERACIONES SEGÚN PUNTAJE

Anexo X.2.a Tabla del puntaje de BMWP por familias

Familias	Puntaje
Siphlonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae, Scirtidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae, Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydridae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (toda la clase), Syrphidae	1

Anexo X.2.b Tabla de puntaje del ABI

Orden	Familia	Puntuación	Orden	Familia	Puntuación
Turbellaria		5	Lepidoptera	Pyralidae	4
Hirudinea		3	Coleoptera	Ptilodactylidae	5
Oligochaeta		1		Lampyridae	5
Gasteropoda	Ancylidae	6		Psephenidae	5
				Scirtidae	
	Physidae	3		(Helodidae)	5
	Hydrobiidae	3		Staphylinidae	3
	Limnaeidae	3		Elmidae	5
	Planorbidae	3		Dryopidae	5
Bivalvia	Sphaeriidae	3		Gyrinidae	3
Amphipoda	Hyalellidae	6		Dytiscidae	3
Ostracoda		3		Hydrophilidae	3
Hydracarina		4		Hydraenidae	5
Ephemeroptera	Baetidae	4	Diptera	Blepharoceridae	10
	Leptophlebiidae	10		Simuliidae	5
	Leptohyphidae	7		Tabanidae	4
	Oligoneuridae	10		Tipulidae	5
Odonata	Aeshnidae	6		Limoniidae	4
	Gomphidae	8		Ceratopogonidae	4
	Libellulidae	6		Dixidae	4
	Coenagrionidae	6		Psychodidae	3
	Calopterygidae	8		Dolichopodidae	4
	Polythoridae	10		Stratiomyidae	4
Plecoptera	Perlidae	10		Empididae	4
	Gripopterygidae	10		Chironomidae	2
Heteroptera	Veliidae	5		Culicidae	2
	Gerridae	5		Muscidae	2
	Corixidae	5		Ephydridae	2
	Notonectidae	5		Athericidae	10
	Belostomatidae	4		Syrphidae	1
	Naucoridae	5			
Trichoptera	Helicopsychidae	10			
	Calamoceratidae	10			
	Odontoceridae	10			
	Leptoceridae	8			
	Polycentropodidae	8			
	Hydroptilidae	6			
	Xiphocentronidae	8			
	Hydrobiosidae	8			
	Glossosomatidae	7			
	Hydropsychidae	5			
	Anomalopsychidae	10			
	Philopotamidae	8			
	Limnephilidae	7			

Anexo X.2.c Rangos de calidad ecológica según índice biótico

Índice	Rango	Calidad del agua	Interpretación
BMWP	>100	Muy buena	Agua limpia, ecosistema bien conservado
	61–100	Buena	Leve alteración
	36–60	Aceptable / Moderada	Impacto moderado
	16–35	Deficiente	Contaminación significativa
	<15	Muy mala	Alta contaminación
ABI	>74	Excelente	Condiciones ecológicas óptimas
	45–74	Buena	Ligera perturbación
	27–44	Moderada	Impacto ambiental moderado
	11–26	Mala	Contaminación considerable
	<11	Muy mala	Ecosistema muy degradado
EPT	>10	Muy buena	Sin impacto
	6–10	Buena	Levemente impactado
	3–5	Moderada	Moderadamente impactado
	1–2	Mala	Impactado
	0	Muy mala	Severamente impactado