

UNIVERSIDAD PERUANA CAYETANO HEREDIA
FACULTAD DE CIENCIAS Y FILOSOFÍA “ALBERTO CAZORLA
TALLERI”



**“INFLUENCIA DE FACTORES AMBIENTALES EN LA
COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÓNICOS Y GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTICIOS EN TRES
SECTORES DE LA CUENCA DEL RÍO CHILLÓN (LIMA)”**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE LICENCIADA EN
BIOLOGÍA**

AUTORAS:

Nathaly Mia De Souza Reátegui

Elizabeth Aguilar Silvano

ASESOR:

Dr. Raúl Loayza Muro

LIMA, PERÚ

2022

MIEMBROS DEL JURADO

(Presidente)

Dr. Armando Valdés-Velásquez

(Secretario)

Dr. Susana Cárdenas Alayza

(Vocal)

MSc. Jorge Peralta Argomeda

DEDICATORIA

A Evert y a mi querida madre por ser los soportes emocionales para continuar y no rendirme en el logro de esta meta y por motivarme a alcanzar todos mis anhelos.

Mia De Souza.

A Andrea y a mi abuelita por ser los motivos que me impulsan a cumplir todos mis propósitos.

Elizabeth.

AGRADECIMIENTOS

A nuestras madres por su apoyo incondicional y por ser nuestro soporte en cada momento de desaliento y soledad en nuestra vida universitaria.

A nuestros padres por la motivación y confianza.

Al Programa Nacional de Becas y Crédito Educativo (PRONABEC-BECA 18) por otorgarnos la oportunidad de realizar nuestros estudios superiores y de esa manera contribuir al desarrollo de nuestro país.

A la Universidad Peruana Cayetano Heredia por apoyarnos desde un inicio, ser nuestra casa de estudios y brindarnos los conocimientos necesarios para desarrollarnos en el ámbito profesional.

A nuestro asesor, el Dr. Raúl Loayza, por todo el apoyo incondicional, la paciencia, el aliento y sus conocimientos en cada etapa del desarrollo de esta tesis.

A la MSc. Fiorella La Matta, por compartirnos su experiencia y guiarnos en el desarrollo de este trabajo.

Al Laboratorio de Ecotoxicología-LID por brindarnos las facilidades en el uso de las instalaciones, de aprender y poner en práctica nuestros conocimientos.

¡Muchas gracias!

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar la variación de la composición de la comunidad y de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados bentónicos causada por los factores ambientales en tres sectores de la cuenca del río Chillón. Se establecieron nueve puntos de muestreo ubicados a lo largo del río para medir los factores ambientales (pH, sólidos totales disueltos, temperatura, caudal, conductividad eléctrica, radiación UV-B y oxígeno disuelto) y realizar la colecta de los macroinvertebrados durante las épocas húmeda (abril 2019) y seca (noviembre 2020).

Los resultados revelaron que existen diferencias significativas en la abundancia de macroinvertebrados, la cual fue mayor en la época seca, también existen diferencias significativas en la riqueza de macroinvertebrados por sector, siendo el sector medio el que cuenta con la mayor riqueza. Respecto a los grupos funcionales alimenticios (GFA), el más abundante fue el de los colectores, seguido por los filtradores, trituradores y depredadores. Sin embargo, la mayor abundancia de organismos pertenecientes a los GFA se registró en la época seca; mientras que, la riqueza disminuyó durante esta época. El análisis de correspondencia canónica muestra que los factores ambientales que influyen en la composición de macroinvertebrados del río Chillón son el oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica, los sólidos totales disueltos y el caudal, debido a la variación temporal. Mientras que, para los grupos funcionales perforadores y raspadores, los factores ambientales que influyen directamente son el pH y la radiación UV-B. En este estudio se comprueba que la variación de los factores ambientales causados por la temporalidad influye en la composición de macroinvertebrados y grupos funcionales alimenticios del río Chillón.

Palabras clave: cuenca hidrográfica, macroinvertebrados, grupos funcionales alimenticios y factores ambientales.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the variation in the composition of the community and functional food groups of benthic macroinvertebrates caused by environmental factors associated with altitude, in the Chillón River. Nine sampling points were established along the river to measure environmental factors (pH, total dissolved solids, temperature, flow, electrical conductivity, UV-B radiation and dissolved oxygen) and to collect macroinvertebrates during wet seasons (April 2019) and dry (November 2019).

The results reveal that there are significant differences in the abundance of macroinvertebrates, which was greater in the dry season. There are also significant differences in the richness of macroinvertebrates by sector, with the middle sector being the one with the greatest wealth. Regarding functional food groups (FFG), the most abundant was that of collectors, followed by filter feeders, grinders and predators. However, the highest abundance of organisms belonging to the FFG was recorded in the dry season, while the richness decreased during this time.

The canonical correspondence analysis shows that the environmental factors that influence the macroinvertebrate composition of the Chillón River are dissolved oxygen, electrical conductivity, total dissolved solids and flow, due to their temporal variation. Whereas for the piercing and scraping functional groups, the directly influencing environmental factors are pH and UV-B radiation. In this study, it was verified that the variation of environmental factors caused by temporal variation influences the composition of macroinvertebrates and functional food groups of the Chillón River.

Key Words: watershed, macroinvertebrates, functional food groups and environmental factors.

ÍNDICE

DEDICATORIA	3
AGRADECIMIENTOS	4
RESUMEN.....	5
ABSTRACT	6
I. INTRODUCCIÓN	14
II. MARCO TEÓRICO.....	17
2.1 Sistemas lóticos.....	17
2.1.1 Modelo de cuenca hidrográfica	18
2.1.2 Ríos altoandinos	19
2.1.3 Principales ríos en Lima.....	20
2.2 Río Chillón.....	21
2.2.1 Ubicación	21
2.2.2 Importancia hidrológica	23
2.2.3 Condición ambiental	24
2.3 Macroinvertebrados bentónicos	25
2.3.1 Importancia ecológica	25
2.3.2 Grupos funcionales alimenticios y rol en la red trófica.....	27
2.4 Factores ambientales y su relación con los macroinvertebrados.....	32
2.4.1 Altitud	32
2.4.2 Oxígeno disuelto	32
2.4.3 Temperatura	35
2.4.4 pH.....	36
2.4.5 Sólidos Totales Disueltos.....	38
2.4.6 Conductividad eléctrica.....	39
2.4.7 Radiación UV-B.....	39
2.4.8 Caudal	40
2.4.9 Tipo de sustrato.....	41
III. HIPÓTESIS.....	43
IV. OBJETIVOS	43
4.1 Objetivo general.....	43
4.2 Objetivos específicos	43
V. MATERIALES Y MÉTODO	44
5.1 Diseño de estudio	44
5.2 Área de estudio.....	46
5.3 Caracterización fisicoquímica de las estaciones de muestreo	51
5.4 Caracterización de la composición de macroinvertebrados bentónicos.....	51

5.5 Caracterización de grupos funcionales alimenticios	52
5.6 Análisis estadísticos	52
VI. RESULTADOS	54
6.1 Caracterización fisicoquímica del agua en las estaciones de muestreo.....	54
6.2 Caracterización de la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos.....	62
6.3 Caracterización de grupos funcionales alimenticios (GFA).....	67
VII. DISCUSIÓN	71
7.1 Condición fisicoquímica del agua en las estaciones de muestreo	72
7.2 Estructura y composición comunitaria de macroinvertebrados bentónicos	75
7.2.1 Caracterización de los macroinvertebrados bentónicos	75
7.2.2 Abundancia de macroinvertebrados bentónicos.....	78
7.2.3 Riqueza de macroinvertebrados bentónicos	79
7.3 Grupos funcionales alimenticios e influencia de los factores ambientales	83
7.3.1 Abundancia relativa de grupos funcionales alimenticios	84
7.3.2 Riqueza relativa de grupos funcionales alimenticios	87
VIII. CONCLUSIONES	91
IX. RECOMENDACIONES	92
X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
ANEXOS	109

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Relación del oxígeno disuelto.....	33
Tabla 2. Concentración de oxígeno disuelto y su efecto sobre la vida acuática.....	35
Tabla 3. Escala de pH y efectos en la biota acuática.	37
Tabla 4. Ubicación de los sectores de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima, Perú).....	46
Tabla 5. Parámetros ambientales (Promedio; \pm D.E; n=9) en los tres puntos de muestreo de cada sector de la cuenca en ambas épocas.	55
Tabla 6. Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (sector y época) de los parámetros ambientales.	56
Tabla 7. Correlación entre los sectores altitudinales con el pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), sólidos totales disueltos (STD), radiación-UVB, caudal y conductividad eléctrica (CE) en ambas épocas.	59
Tabla 8. Contribución de la carga (loadings) de los factores ambientales en los cuatro primeros ejes (PC1, PC2, PC3 y PC4) del Análisis de Componentes Principales ($P < 0.05$).	60
Tabla 9. Promedio (\pm D.E; n = 4) de la abundancia y riqueza de familias en los tres sectores de muestreo en la cuenca del río Chillón. Al final de la tabla se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (sector y época).....	62
Tabla 10. Prueba a posteriori mediante el método de Tukey de los sectores con la riqueza.....	63
Tabla 11. Contribución de los “scores” de los factores ambientales sobre los macroinvertebrados bentónicos en los dos primeros ejes (Axis 1 y Axis 2) del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) ($P < 0.05$).	65
Tabla 12. Contribución de los “scores” de los factores ambientales sobre los GFA en los dos primeros ejes (Axis 1 y Axis 2) del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) ($P < 0.05$).	68

LISTA DE IMÁGENES

Imagen 1. Modelo de cuenca de los sistemas lóticos	19
Imagen 2. Mapa de ubicación política de la cuenca del río Chillón.....	22
Imagen 3. Relación entre la altitud y temperatura con el oxígeno disuelto.....	34
Imagen 4. Ubicación geográfica de la cuenca del río Chillón y los respectivos sectores de muestreos.	47
Imagen 5. Ubicación geográfica del sector bajo con los respectivos puntos de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima-Perú).....	48
Imagen 6. Ubicación geográfica del sector medio con los respectivos puntos de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima-Perú).....	49
Imagen 7. Ubicación geográfica del sector alto con los respectivos puntos de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima-Perú).....	50
Imagen 8. Representación de los factores ambientales, macroinvertebrados bentónicos y GFA en los tres sectores de la cuenca.....	71

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Características de los Grupos Funcionales Alimenticios (GFA).....	31
Gráfico 2. Diagrama del diseño de estudio.....	45
Gráfico 3. Efecto de interacción entre los sectores y la época sobre la temperatura, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, caudal y conductividad eléctrica.	58
Gráfico 4. Análisis de componentes principales (ACP) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de los factores ambientales asociados a la altitud en la estructura del hábitat en el sector bajo (círculos amarillos), medio (círculos verdes) y alto (círculos azules).	61
Gráfico 5. NMDS basado en la similitud de Bray Curtis para observar los patrones gráficos de distribución espacial en base a la abundancia de macroinvertebrados bentónicos en el sector bajo (círculos amarillos), medio (círculos verdes) y alto (círculos azules) del río Chillón. Estrés: 0.11; $R^2=0.3956$ y 0.07911 . La primera letra indica el sector de muestreo (B=bajo, M=medio y A=alto), la segunda, la época (H=húmeda y S=seca), y los números, las réplicas por sector.....	64
Gráfico 6. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de los parámetros ambientales en la abundancia de macroinvertebrados (anexo 17).	66
Gráfico 7. Riqueza relativa de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados en época húmeda y seca.	69
Gráfico 8. Análisis de correspondencia canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para determinar el efecto de los parámetros ambientales sobre los grupos funcionales alimenticios (Anexo 19).	70

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Sector bajo de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca.....	109
Anexo 2. Sector medio de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca.....	110
Anexo 3. Sector alto de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca.....	111
Anexo 4. Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de los parámetros ambientales (sector y época).....	112
Anexo 5. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para la temperatura (T°).....	113
Anexo 6. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para el oxígeno disuelto (OD).	113
Anexo 7. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para los sólidos totales disueltos (STD).	113
Anexo 8. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para la conductividad eléctrica (CE).	114
Anexo 9. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para el caudal.	114
Anexo 10. Contribución de los eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de componentes principales (ACP) de los parámetros ambientales.	114
Anexo 11. Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para agua, categoría 4: Conservación del ambiente acuático.....	115
Anexo 12. Clasificación taxonómica, grupos funcionales alimenticios (GFA) y abundancia de macroinvertebrados bentónicos recolectados en los tres sectores de la cuenca en época húmeda y seca.....	116
Anexo 13. Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de la abundancia y riqueza de macroinvertebrados bentónicos (sector y época).....	117
Anexo 14. Análisis de SIMPER de la comunidad de macroinvertebrados en época húmeda y seca.....	118
Anexo 15. Análisis de SIMPER en el sector bajo en época húmeda y seca.....	119
Anexo 16. Análisis de SIMPER en el sector medio en época húmeda y seca.....	119
Anexo 17. Análisis de SIMPER en el sector alto en época húmeda y seca.....	120

Anexo 18. Contribución de los eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) de los parámetros ambientales y abundancia de macroinvertebrados bentónicos.	120
Anexo 19. Abundancia de los grupos funcionales alimenticios (GFA) encontrados y recolectados en los tres sectores de la cuenca en época húmeda y seca.	121
Anexo 20. Contribución de los eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) de los parámetros ambientales y los grupos funcionales alimenticios.	122
Anexo 21. Macroinvertebrados bentónicos recolectados en los tres sectores de la cuenca.	123

I. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el calentamiento global y la sobreexplotación de los recursos hídricos debido a la presión demográfica ha alcanzado estados críticos en términos de disponibilidad y acceso al agua en cantidad y calidad suficientes (1). Esto ocurre especialmente en ríos altoandinos donde la extrema variabilidad de sus regímenes de caudal resulta en déficit crónicos de suministro de agua, afectando así la utilidad del recurso (2).

Los ríos altoandinos presentan una marcada dinámica hidrológica debido al flujo de agua rápido y turbulento, además están sujetos a la variación temporal y a las características propias de la cuenca (3), la cual se divide en alta, media y baja de acuerdo a las características de relieve, altitud, aspectos climáticos, entre otros. Además, es la unidad básica de gestión de agua superficial y relaciona la influencia de las partes altas en las bajas, lo cual permite entender los problemas ambientales en su territorio (4).

Estos ríos tienen importancia económica y social porque permiten el desarrollo de las actividades del ser humano, como, el uso primario, poblacional y productivo (actividad agrícola, pecuaria, minera, energética, industrial, deforestación, urbanización, etc.) (5). Asimismo, presenta importancia ecológica, puesto que son reservorios de agua, retienen sedimentos, disminuyen el efecto de las escorrentías, reciclan nutrientes, recargan acuíferos, ofrecen disponibilidad de hábitat para las especies, aportan recursos tróficos para el ecosistema y permiten conservar la biota acuática (5). A pesar de ello, han sido poco estudiados, por lo que la ausencia de información acerca del estado ecológico de estos ecosistemas no proporciona las herramientas adecuadas para la gestión de estos sistemas lóticos (6).

La calidad del agua de los ríos altoandinos varía naturalmente a nivel temporal y espacial debido a la combinación de factores fisicoquímicos e hidrológicos entre los que destacan la altitud, pH, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, radiación ultravioleta, caudal, entre otros. Sin embargo, las actividades humanas también modifican las características físicas, químicas y biológicas del agua (7) afectando en mayor medida al pH, conductividad, oxígeno disuelto, concentración de fosfatos, nitritos, nitratos, amonio y metales pesados, así como a las características hidromorfológicas de estos ríos (8). Estas modificaciones repercuten en las respuestas individuales, poblacionales, comunitarias y

ecosistémicas de los organismos acuáticos entre los que destacan los macroinvertebrados bentónicos (9).

Los macroinvertebrados bentónicos son organismos sensibles a los cambios en el ambiente que habitan, presentan un amplio rango de respuestas (sensibilidad o tolerancia) frente a los factores físicos, químico y biológicos, y poseen una amplia distribución espacial y temporal que les permite permanecer en un mismo lugar durante un largo periodo de su vida, reflejando las perturbaciones o cambios locales (10,11,12). Además, cumplen diversas funciones como fijadores de energía, degradadores de materia orgánica, removedores de sedimento y controladores biológicos, por lo que son clasificados en Grupos Funcionales Alimenticios (GFA) (13). Esta clasificación está basada en los mecanismos para obtener alimento y en el tamaño de partículas de sus alimentos, por lo que al estudiar un grupo se conoce cómo funcionan y procesan la energía los macroinvertebrados en el ecosistema que habitan (14).

Los cambios en las variables fisicoquímicas del agua como el pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, dureza del agua, salinidad y fosfatos son determinantes en la distribución y composición de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos debido a su sensibilidad frente a ellos (15,10,11), ya que afectan sus ciclos reproductivos, hábitos alimenticios, patrones de distribución y abundancia porque se encuentran estrechamente ligados a la dinámica natural y características del medio acuático (13).

Principalmente, la temperatura y la saturación de oxígeno son variables que disminuyen con el aumento de la altitud y condicionan la supervivencia de los macroinvertebrados (16). Por ello, las variaciones de riqueza y abundancia de estos organismos brindan información integrada de la calidad y funcionalidad de sistemas lóticos que ayudaría a implementar una evaluación integral de los recursos hídricos para su adecuada conservación y recuperación.

El río Chillón es una de las tres cuencas más importantes del departamento de Lima, junto al Lurín y el Rímac. Además, conserva la mayor área agrícola que proporciona alimento a la región Lima, y es fuente importante de agua y energía para la población de la zona norte de Lima Metropolitana (17). A pesar de su importancia, presenta problemas de contaminación debido a diferentes actividades antropogénicas que se desarrollan a lo largo de la cuenca, principalmente en la parte baja (18). Este sector de la cuenca está

experimentando un proceso de deterioro ambiental debido a una ineficiente planeación urbano-rural, crecimiento poblacional desordenado, condiciones sanitarias básicas deficientes y falta de cultura ambiental (19), lo que resultaría en una afectación de la biodiversidad acuática.

Es importante conocer la variabilidad de los factores físicos y químicos de estos ríos y la influencia que tienen en la biodiversidad y los patrones de distribución de los organismos a diferentes niveles espaciales. Dado que no existe conocimiento completo de cómo los factores ambientales influyen en cada sector de la cuenca del río Chillón, la calidad del agua y los macroinvertebrados bentónicos, la presente investigación pretende servir como línea base complementaria para la identificación de los factores ambientales con mayor influencia en la comunidad de macroinvertebrados y grupos funcionales alimenticios en tres sectores a lo largo de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca, para así conocer el estado ecológico y funcionalidad de este río, y mejorar la gestión de la biodiversidad y los recursos hídricos presentes en ella (20).

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Sistemas lóticos

Los sistemas lóticos son cuerpos de agua caracterizados por poseer una corriente unidireccional, por lo que representan un sistema de transporte a través de un gradiente horizontal (21). Esta característica implica una relación asimétrica entre las comunidades biológicas de las zonas altas y bajas, siendo las últimas receptoras de los aportes de alimento y desechos que provienen de las primeras (21). Además, pueden estar influenciadas por las interacciones entre los diferentes organismos del ecosistema, y las variaciones climáticas, fisicoquímicas y biogeográficas que condicionan el hábitat en el cual se desarrollan los organismos acuáticos (22).

Los factores que determinan la naturaleza química del agua de un río están determinados por la composición y la cantidad de lluvia que recibe la cuenca, su geología, la lixiviación de las rocas o materiales presentes, arrastre de los suelos, la presencia de vegetación, la evaporación y otros procesos biológicos, y la contaminación o vertidos de origen antrópico. La trascendencia de cada uno, su relación con los demás factores y la magnitud con la que van a cambiar las condiciones del medio acuático son las que determinan las características del ecosistema (23).

Los ríos son ecosistemas dinámicos, complejos e integradores, que presentan múltiples conexiones con otros ecosistemas. Estas conexiones pueden ser longitudinales (río arriba y río abajo), laterales (cuenca hidrográfica y vegetación ribereña) y verticales (aguas subterráneas y precipitación). También son parte de procesos ecosistémicos, como el transporte y procesamiento de materiales en suspensión, químicos y nutrientes que mantienen los ciclos biogeoquímicos (24).

Los ríos son importantes en la conservación de la biodiversidad porque aportan recursos tróficos para la biota, mantienen el hábitat de peces, aves y vida silvestre en general (25), y reciclan nutrientes manteniendo la calidad del ecosistema. Además, autopurifican el agua, controlan las inundaciones y sequías, y proveen recursos hídricos que benefician al ser humano (25). Esto permite mantener la calidad fisicoquímica del agua, componente ambiental esencial para el adecuado desarrollo de las comunidades biológicas acuáticas (26). También albergan gran diversidad y abundancia de formas de vida, lo que refleja millones de años de evolución y adaptación a los ciclos naturales y a las fluctuaciones de

las condiciones ambientales (24). Sin embargo, existen factores que pueden comprometer la biodiversidad de las comunidades fluviales, como los climáticos, históricos, geológicos y fisicoquímicos, así como la propia dinámica fluvial de los sistemas lóticos (27).

2.1.1 Modelo de cuenca hidrográfica

Una cuenca hidrográfica es la unidad básica de gestión del agua superficial. Esta comprende un territorio drenado por un río principal y múltiples subcuencas y microcuencas. La cuenca se divide en parte alta, media y baja, en función a las características del relieve, usos de la tierra, fuentes de contaminación, altitud y aspectos climáticos (28). Este modelo permite relacionar cómo las partes altas de las cuencas inciden en las bajas, y cuantificar los parámetros que mejor describen su estructura biofísica y territorial para entender los problemas ambientales, sus causas, efectos e interacciones (29).

De acuerdo a la dinámica hidrológica, una cuenca presenta tres zonas funcionales

(Imagen 1):

1. La zona de captación, de cabecera o cuenca alta es la parte más alta de la cuenca y comprende sistemas de montañas y lomas. Esta zona permite la formación de los primeros escurrimientos (arroyos) debido a que los suelos alcanzaron su máxima capacidad de retención y absorción de agua.
2. La zona de almacenamiento, de transición o cuenca media. Es el área de transición entre la cuenca alta y la baja. En esta zona, los escurrimientos formados en la cuenca alta aportan diferentes caudales, los cuales transportan sedimentos, contaminantes y materia orgánica, que varían de acuerdo con las actividades que se realizan en cada subcuenca.
3. La zona de descarga, de emisión o cuenca baja. Es el área donde desemboca el río principal y que acumula los impactos de toda la cuenca. Sin embargo, esta zona comprende importantes ecosistemas, como los humedales costeros, y es propicia para el uso agrícola (30).

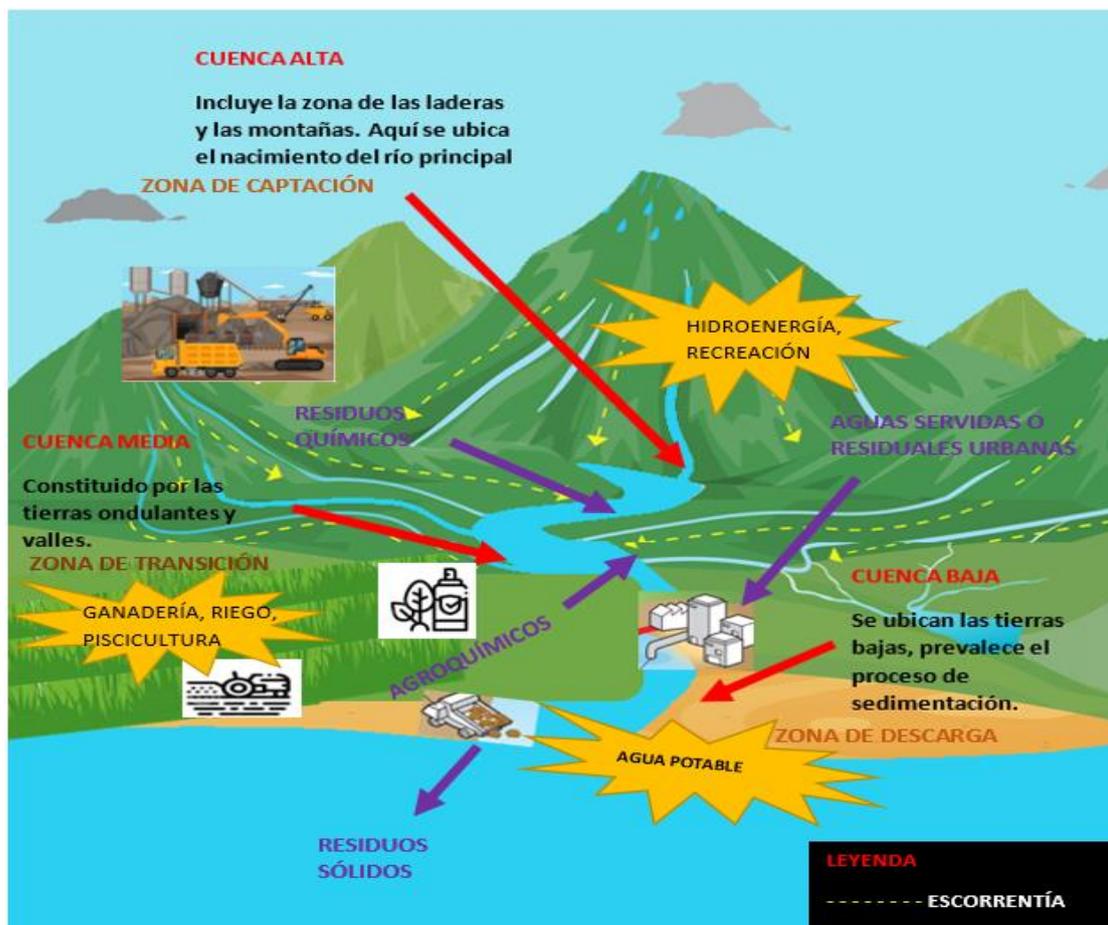


Imagen 1. Modelo de cuenca de los sistemas lóticos

Fuente: Elaboración propia

2.1.2 Ríos altoandinos

Los ríos altoandinos son cursos de aguas superficiales con pendientes pronunciadas, que presentan gran diferencia entre los caudales de crecida y de estiaje. Estos ríos también son muy variables en cuanto a sus características físicas y químicas, como la temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, flujo, etc., a nivel espacial y temporal (31) debido, sobre todo, al cambio de regímenes de lluvia (32).

El fuerte gradiente altitudinal de los Andes se ha señalado como el factor más importante y determinante de la heterogeneidad ambiental y de las características fisicoquímicas de los ríos altoandinos, especialmente la pronunciada disminución de la concentración de oxígeno y temperatura a medida que aumenta la altitud (33). A pesar de ello, la elevada velocidad de flujo y turbulencia permiten un nivel de oxigenación que ayuda a sostener una importante biodiversidad. Sin embargo, la variabilidad natural de éste y otros factores puede estar, además, modificada por actividades antropogénicas que afectan en mayor medida el pH, conductividad, oxígeno disuelto, concentración de fosfatos, nitritos,

nitratos, amonio y metales pesados, así como las características hidromorfológicas de estos ríos (33).

Los ríos altoandinos ofrecen una amplia variedad de hábitats donde se desarrolla una importante diversidad de organismos acuáticos, que cumplen diferentes funciones en el ecosistema y son piezas clave para su manejo (34). La estructura de estas comunidades lólicas está controlada por muchos factores que pueden condicionar su presencia y distribución, como, por ejemplo, el gradiente altitudinal, factores climáticos, geológicos, interacciones bióticas entre especies y las variaciones fisicoquímicas del agua (31,35).

2.1.3 Principales ríos en Lima

El Perú cuenta con tres vertientes hidrográficas: la del Atlántico, del Pacífico y del lago Titicaca, las cuales albergan el 98.2%, 1.5% y 0.3% de los recursos hídricos, respectivamente. Estos pueden usarse de forma consuntiva; es decir, se consumen efectivamente durante alguna actividad, como la agrícola, poblacional, industrial, etc., y no consuntiva, cuando son devueltos, posteriormente, al medio del cual fueron extraídos, aunque no al mismo lugar, como la actividad energética y piscícola (36). La población del Perú se encuentra en su mayoría en la costa (58%), específicamente, en la ciudad de Lima (32.3%) (37). Esto genera un problema de estrés hídrico porque la demanda de agua es mayor que la cantidad disponible (28). Los principales ríos que abastecen a Lima y la provincia del Callao son el Rímac, el Chillón y el Lurín. Estas cuencas están marcadas por problemas relacionados con la oferta y demanda, la calidad y gobernanza del recurso hídrico (38).

2.2 Río Chillón

2.2.1 Ubicación

La cuenca del río Chillón se ubica políticamente en el departamento de Lima y comprende los distritos de San Martín de Porres, Los Olivos, Puente Piedra, Comas y Carabaylo, que pertenecen a la provincia de Lima; Ventanilla y Callao, que pertenecen a la provincia constitucional del Callao; Santa Rosa de Quives, Arahua, Huamantanga, Lachaqui, San Buenaventura, Canta y Huaros, que pertenecen a la provincia de Canta (**Imagen 2**). Esta cuenca se encuentra en la costa central del territorio peruano entre las coordenadas $11^{\circ} 18' 40''$ hasta $11^{\circ} 58' 17''$ latitud sur y $76^{\circ} 23' 60''$ hasta $77^{\circ} 09' 60''$ longitud oeste. Hidrográficamente, se encuentra ubicada en la vertiente del Pacífico y limita por el sur con la cuenca del río Rímac, por el norte con la del río Chancay - Huaral, por el este con la del río Mantaro y por el oeste con el Océano Pacífico. La cuenca del río Chillón nace de las lagunas Chuchón (67%), Leoncocha (22%) y Azulcocha (11%), las cuales están ubicadas en la cordillera La Viuda, distrito de Huaros, a 4450 msnm (39).

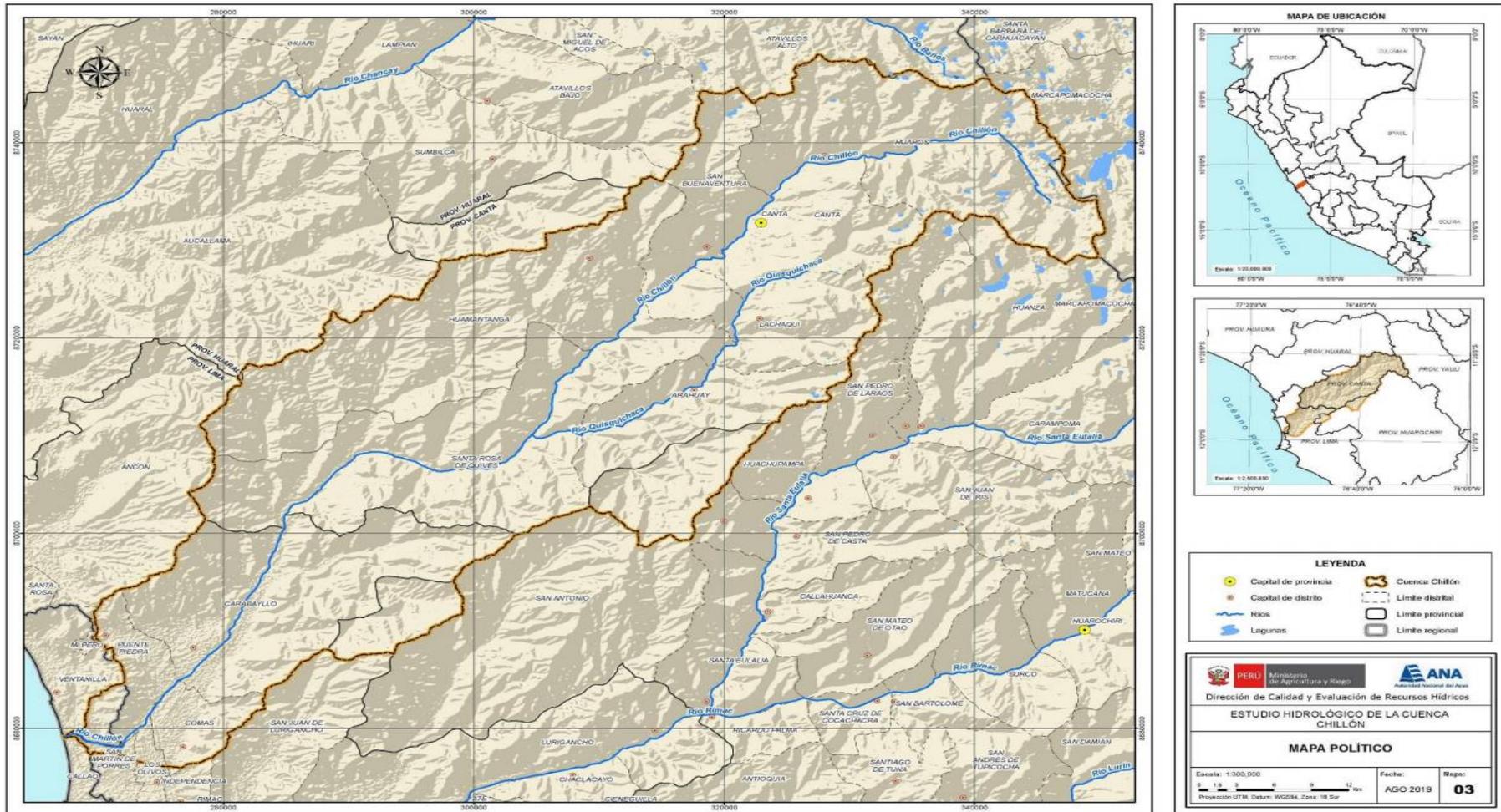


Imagen 2. Mapa de ubicación política de la cuenca del río Chillón.

Fuente: Autoridad Nacional del Agua (39).

Esta cuenca tiene un área de 2222.31 km², recorre una distancia aproximada de 128 256 km desde su nacimiento hasta su desembocadura en el océano Pacífico, y abarca entre los 0 y 5050 msnm, con una pendiente promedio de 3.85% (39). Se caracteriza por ser una cuenca con fondo profunda, ondulada y con pendiente pronunciada. La geografía física de la parte alta es escarpada y abrupta, con presencia de quebradas profundas; mientras que, la parte baja se caracteriza por cerros cuyas cumbres presentan un descenso de nivel, dando lugar al valle (39).

La temperatura promedio anual del aire en zonas cercanas a la costa es de 18.5°C. En el sector comprendido entre los 2200 y 3100 msnm, la temperatura promedio fluctúa entre 15°C en los primeros niveles y 13°C en los más altos. Entre los 3800 y 4800 msnm, la temperatura promedio anual es de 5°C y en el sector más alto, a partir de los 4800 msnm, oscila entre los 2°C y 0°C. La temperatura promedio anual de la cuenca es 13.6°C y presenta dos épocas, la de verano (19.9°C) e invierno (8.2°C) (40-43).

Las precipitaciones a lo largo de la cuenca del río Chillón presentan variaciones desde la costa desértica hasta las zonas de cordillera. Entre el litoral y los 2200 msnm presenta un promedio anual de precipitación alrededor de 60 mm. Entre los 2200 msnm y 3100 msnm las precipitaciones tienen un promedio anual de 350 mm, y en las zonas altas es de 900 mm (41, 43, 44).

El promedio de humedad relativa anual de la cuenca del río Chillón es de 64%. En zonas cercanas al mar, es de alrededor de 94%, pero a medida que se va avanzando hacia las zonas altas de la cuenca, la humedad va decreciendo (43).

2.2.2 Importancia hidrológica

El río Chillón presenta un caudal medio anual de 8.67 m³/s. El período de estiaje corresponde de mayo a diciembre, con un promedio mínimo de 1.5 m³/s (45); mientras que, el período de avenida va de enero a abril. En estos meses, el río se carga debido a las lluvias y a los deshielos en la parte alta de la cuenca (39). La contribución total de agua en toda la cuenca se debe a las precipitaciones, a los deshielos de la cordillera La Viuda y a los aportantes de agua superficial y subterránea (39).

La cuenca del río Chillón posee cuatro tipos de fuentes de agua: el agua superficial no regulada, que proviene del escurrimiento superficial de toda la cuenca; el agua superficial regulada, que tiene origen en las lagunas represadas que se encuentran en la parte alta de

la cuenca; las aguas subterráneas, que son extraídas mediante bombeo de pozos ubicados en la llanura del valle; y el afloramiento de puquiales, que son parte del sistema de riego del valle.

El río Chillón es la segunda fuente de agua más importante de Lima Metropolitana (principalmente para los distritos del cono norte) y Callao, con una oferta hídrica de 240 000 millones de m³/año (39). Sus aguas abastecen primordialmente los cultivos que se desarrollan en las riberas del río, tanto en la parte alta, media y baja de la cuenca. En la parte alta el agua es utilizada para el sembrío de pastos naturales y mejorados, esenciales para la ganadería. En la parte media el recurso hídrico es utilizado para el riego de sembríos de maíz, durazno, manzana, mango, ciruelo y cultivos de autoconsumo, y en la parte baja de la cuenca el agua es importante para el cultivo de hortalizas, las cuales requieren mayor cantidad de agua (24).

2.2.3 Condición ambiental

El río Chillón sufre una constante contaminación debido a las diferentes actividades antrópicas que se desarrollan a lo largo de toda la cuenca, principalmente en la parte baja, desde el distrito de Carabayllo hasta su desembocadura en el mar (47). Este sector está experimentando un proceso de deterioro ambiental debido a una ineficiente planeación urbano-rural, crecimiento poblacional desordenado, condiciones sanitarias básicas deficientes y falta de cultura ambiental (48).

Las fuentes de contaminación identificadas en la cuenca baja del río Chillón y que afectan la calidad del agua son los vertimientos de aguas residuales con un sistema de tratamiento no adecuado, las tuberías de conexión directa al cauce, efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, que no están autorizadas para vertimiento, botaderos de residuos sólidos domésticos y de construcción, que se encuentran cerca al cuerpo de agua y que han sido identificados en los distritos de Canta, San Martín de Porres, Puente Piedra, Carabayllo y Ventanilla, fuentes de contaminación indirectas (46) y los vertimientos de aguas residuales de las actividades industriales, cuyo régimen es continuo en las localidades de Huaros y Canta e intermitente en Comas y Puente Piedra (44). Los criaderos de porcinos, fundiciones informales, papeleras, curtiembres (47), la infiltración de lixiviados que provienen de la descomposición de los residuos sólidos y el escurrimiento superficial, ocasionan que la napa freática se contamine gradualmente y se altere la calidad del agua del río Chillón (48).

Las partes media y alta de la cuenca también presentan perturbaciones ambientales, como el mal uso del suelo para la producción agropecuaria, métodos agrícolas técnica ni económicamente sostenibles y el sobrepastoreo, que genera gradualmente la erosión y pérdida de fertilidad de los suelos (48).

2.3 Macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos son un variado grupo de organismos, muchos son estadios iniciales (larvas, ninfas o pupas) de organismos de vida terrestre, como los insectos, y sus tamaños varían entre los 0.5 y 5.0 mm de longitud, por lo que pueden ser observados a simple vista. Habitan el fondo de los lagos y ríos, adheridos a sustratos como rocas, troncos y vegetación flotante o enraizada; sin embargo, algunos son de vida libre, desarrollándose dentro o sobre la superficie del agua (49).

Dentro de este grupo se encuentran diversas taxa como: poríferos, hidrozooos, turbelarios, oligoquetos, hirudíneas, insectos, crustáceos, gasterópodos y bivalvos. Sin embargo, son los insectos en estado inmaduro los que representan la mayor parte de la biomasa de esta comunidad (49). Debido a que estos organismos ocupan hábitats con las características ambientales a las que están adaptados, cualquier variación en estas condiciones influirá en la composición y estructura de estas comunidades (50). Es decir, estos organismos responden rápidamente a los cambios ambientales, por lo que muchos de sus integrantes se comportan como indicadores ecológicos o bioindicadores (51).

2.3.1 Importancia ecológica

Los macroinvertebrados bentónicos juegan papeles importantes en los procesos ecológicos de los sistemas acuáticos. Una de sus funciones es controlar la productividad primaria, a través del consumo de algas y otros microorganismos asociados con el perifiton en los ríos o con el plancton en lagos. Esto ocasiona que, en algunos ecosistemas, se incremente la productividad primaria por la mineralización de los nutrientes (52).

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos es importante para entender la estructura y función de los ecosistemas acuáticos en la transferencia de materia y energía, relacionando la materia orgánica y los nutrientes (hojarasca, algas y detritos) con niveles tróficos más altos (53). Por ejemplo, muchos invertebrados se alimentan de algas y bacterias, las cuales se encuentran en la parte baja de la cadena alimentaria (54).

Otros macroinvertebrados son fragmentadores y mueven la energía a otros niveles tróficos utilizando partículas de gran tamaño, como las hojas de árboles que caen al río, las cuales degradan. Durante este proceso, generan fragmentos pequeños de materia orgánica que son accesibles a otros organismos, como los recolectores y filtradores. Asimismo, los macroinvertebrados filtradores remueven partículas finas del agua y las convierten en partículas fecales más densas que se hunden y proveen alimento para otros invertebrados acuáticos. De esta manera garantizan que los nutrientes presentes en las partículas no sean exportados (52).

Otros macroinvertebrados sirven como alimento para los animales terrestres, como arañas, aves y murciélagos, mientras que algunos conforman una proporción significativa de la biomasa en las zonas ribereñas. Por ejemplo, las ninfas de efemerópteros son el alimento de una gran variedad de predadores, como los plecópteros, tricópteros, megalópteros, odonatos, coleópteros, sanguijuelas, planarias y crustáceos. Estos a su vez, sirven de alimento a los peces; mientras que, los estadios alados sirven de alimento a arañas, anfibios, murciélago, etc (55). Existen otros organismos que viven sobre los macroinvertebrados, bien como parásitos o como comensales (protistas, nematodos, cestodos, trematodos) (55).

Son importantes también porque permiten la recuperación o recolonización de los ecosistemas acuáticos frente a disturbios naturales y antropogénicos, mediante la deriva; es decir, el movimiento de los macroinvertebrados bénticos en la columna de agua, a través de la cual logran colonizar nuevos ecosistemas. Finalmente, estos organismos proporcionan una respuesta cuantificable frente a diversas perturbaciones de los ecosistemas, por lo cual son considerados buenos indicadores de calidad de agua (56). Sus ventajas como bioindicadores son la naturaleza sedentaria de muchas especies que facilitan la evaluación espacial de efectos adversos a largo plazo en la comunidad, los ciclos de vida relativamente cortos que reflejan rápidamente las alteraciones del medio ambiente a través de cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades, su amplia distribución, abundancia y facilidad de recolección e identificación, y la alta sensibilidad a los factores de perturbación y contaminación en el agua y sedimentos (57).

2.3.2 Grupos funcionales alimenticios y rol en la red trófica

Los Grupos Funcionales Alimenticios (GFA) son una forma de clasificación de macroinvertebrados basados en los mecanismos para obtener alimento y en el tamaño de partículas de dichos alimentos (**Gráfico 1**). La ventaja de esta clasificación es que el estudio de un grupo permite conocer cómo funcionan y procesan la energía los macroinvertebrados en el ecosistema que habitan (58).

Dentro de la clasificación de GFA podemos encontrar depredadores, como las larvas de coleópteros, odonatos y tricópteros. Estos se alimentan de otros consumidores, para lo cual cuentan con adaptaciones morfológicas, como mandíbulas extensibles con las que mastican directamente a sus presas en el caso de odonatos, patas raptorales en algunos hemípteros y enzimas que degradan el contenido de sus presas en larvas de coleópteros de las familias Gyrinidae y Dytiscidae (52). Los mecanismos de depredación pueden ser al acecho, como es el caso de algunas larvas de odonatos, las cuales detectan el movimiento en la superficie y proyectan su mandíbula hacia fuera para capturar a su presa, o por búsqueda activa como las planarias, que al encontrar a sus presas las inmovilizan por medio de neurotoxinas que les permite alimentarse de los fluidos internos de las mismas (52). Los depredadores desempeñan un papel importante por ser el segundo grupo significativo en la red trófica comparada con la alta abundancia de grupos, como colectores y fragmentadores, los cuales disminuyen sus tamaños con el incremento de estos (59).

Los raspadores se alimentan del perifiton que está formado principalmente por algas microscópicas autótrofas, hongos y bacterias, los cuales se encuentran adheridos a rocas, ramas u otros sustratos. Entre las adaptaciones de este grupo se encuentran sus mandíbulas con bordes angulados y afilados, que les permite raspar el alimento, y la presencia de filamentos alargados para retener el alimento y llevarlo dentro de la boca. Dentro de este grupo podemos mencionar a larvas de las familias Ephemeroptera y Trichoptera, y algunos moluscos (57). En quebradas y ríos de montaña, existe una variedad de ofertas alimenticias que se relaciona con la presencia de ciertos grupos funcionales como los organismos raspadores (60). Esto ocurre debido al incremento de nutrientes, lo que aumenta la producción primaria y favorece a este grupo (61). Los raspadores son indicadores importantes en los cuerpos de agua afectados por la eutrofización, lo que incrementa su abundancia en comparación con los ecosistemas no

eutrofizados (62). La variación temporal en este grupo funcional se puede asociar con los cambios en las condiciones del hábitat, determinados por la diferencia del caudal y la estacionalidad climática e hidráulica. Por ejemplo, en algunos arroyos tropicales se encuentra una abundancia de raspadores, como *Helycoopsyche sp*, durante la época seca por la disponibilidad de perifiton (60).

Los filtradores son un grupo abundante en los sistemas lóticos por su mejor adaptación a estas condiciones que otros invertebrados (63). Estos obtienen su alimento filtrando pequeñas partículas de materia orgánica en suspensión de la columna de agua. Para ello, utilizan estructuras especializadas, como órganos secretores de seda o sustancias similares que actúan como tamiz en algunos tricópteros, cepillos bucales presentes en algunas especies de Simuliidae y Chironomidae, patas con brochas de setas en algunas especies de Ephemeroptera y Trichoptera, branquias ciliadas en moluscos, como almejas, entre otros. Muchos filtradores son omnívoros porque se alimentan tanto de materia viva (fitoplancton y zooplancton) como de materia muerta (52). La importancia de este grupo en la red trófica es que genera alimento disponible para otros organismos mediante la remoción de partículas orgánicas finas, que serán transportadas a lo largo de los ecosistemas acuáticos (64). En el caso de las larvas de Simuliidae, además de remover las partículas finas, las convierten en partículas más densas que se hunden y proveen alimento para otros invertebrados acuáticos, lo que garantiza que los nutrientes en las partículas no sean exportados del ecosistema (65).

Los trituradores se alimentan directamente de plantas acuáticas, de detritos o material vegetal muerto o en estado de descomposición, y microorganismos como hongos y bacterias. Este grupo se encarga de convertir la materia orgánica particulada gruesa (MOPG o "CPOM", por sus siglas en inglés, Coarse Particulate Organic Matter) en materia orgánica particulada fina (MOPF o "FPOM", por sus siglas en inglés, Fine Particulate Organic Matter), las cuales pueden ser aprovechadas por los filtradores o colectores (57). La abundancia de estos organismos es mayor en ríos con bosques nativos y vegetación ribereña, debido a que se alimentan mejor cuando los microorganismos han producido cambios estructurales y bioquímicos en las plantas, lo cual los convierte en generadores de la pérdida de biomasa vegetal (66,67). Por ejemplo, los tricópteros de la familia Calamoceratidae, se encargan de fragmentar y consumir la materia orgánica foliar (68). A pesar de ello, este grupo es el menos representativo del neotrópico debido a que

son reemplazados por los colectores, la composición excesiva de taninos y otros compuestos que limitan su alimentación, la mala calidad del agua, entre otros (69, 70). Los colectores son animales que viven en los fondos o suspendidos en los cuerpos de agua. Se alimentan recogiendo partículas finas (<1 mm) del agua usando diversas estrategias, como esperar en la parte inferior del cuerpo de agua para atrapar detritos del sedimento o excavar en el fondo de manera no selectiva (69). Otros organismos utilizan estructuras, como proyecciones en forma de dedos de sus piezas bucales, redes de seda, pelos en la cabeza o apéndices que crean corrientes de agua hacia el interior. Dentro de este grupo se encuentran especies de Oligochaeta, Chironomidae, Elmidae, Baetidae y Leptophlebiidae, entre otros (57). Se ha reportado una elevada densidad de colectores de la familia Chironomidae, que pueden adaptarse a las diferentes variaciones hidrológicas temporales y son eficientes procesando las partículas de la hojarasca y colectando MOPF resultante de la fragmentación (71). Asimismo, en respuesta a los efectos del impacto antropogénico, estos organismos reemplazan a los filtradores, lo cual explica una simplificación de las redes tróficas en las que se favorece la alimentación detritívora y generalista (72). La importancia ecológica de los colectores se debe a que integran los nutrientes de plantas y partículas a la cadena alimenticia como consumidores primarios (73).

Los perforadores son organismos que se alimentan de plantas vasculares; para ello hacen uso de modificaciones bucales que les permiten cortar o perforar el tejido de las plantas y extraer líquidos. Por ejemplo, algunos Hydroptilidae evitan consumir las paredes celulares de algas que contienen grandes cantidades de celulosa y por ello perforan las células para extraer los fluidos celulares (70). El rol ecológico de los perforadores es poco estudiado; no obstante, al encontrar abundancia de alguno de estos organismos, como las larvas de Hydroptilidae, se espera que ocasionen efectos importantes en las comunidades de algas (70).

El estudio de las redes tróficas en los ecosistemas acuáticos se enfatizó en 1970 y el incremento de información acerca de este tema permite diseñar modelos de estructura de las cadenas y redes tróficas, y de su estabilidad, que integran la dinámica de la materia orgánica y el procesamiento de los nutrientes con la interacción en la comunidad (72). Debido a ello, se desarrolló la clasificación de grupos funcionales alimenticios (GFA) como una herramienta para facilitar la incorporación de macroinvertebrados en estudios de

ecosistemas acuáticos. Sin embargo, pese al avance en la identificación de los macroinvertebrados aún existe información limitada sobre su asignación a los GFA, para ello se analiza el contenido intestinal, el comportamiento y morfología del organismo (74).

En América Latina existe información para asignar las familias de macroinvertebrados a los GFA; sin embargo, esta asignación tiene limitaciones, ya que algunas familias son muy diversas y es probable que las especies, y sus estadios de vida, dentro de una familia pertenezcan a diferentes grupos (74). En América del Sur, la información sobre la clasificación de GFA en sistemas lóticos es escasa y los estudios existentes utilizan la clasificación de América del Norte, por lo que existe la posibilidad que dichos estudios estén sesgados, incluso porque las especies relacionadas taxonómicamente pueden tener dietas diferentes en áreas tropicales y templadas (75). Por ejemplo, en quebradas andinas ecuatorianas y bolivianas se reportó resultados discrepantes en la asignación de GFA aún cuando en ambos casos se utilizó la revisión de contenido intestinal de los macroinvertebrados como método de clasificación. Este hecho destaca la necesidad de continuar profundizando en los aspectos ecológicos de los sistemas lóticos (76).

Trituradores	<ul style="list-style-type: none">• Organismos que masctican tejidos vegetales y materia orgánica particulada gruesa [MOPG]>1.
Colectores	<ul style="list-style-type: none">• Consumidores de materia orgánica particulada fina [MOPF] del sedimento, partículas del detrito.
Filtradores	<ul style="list-style-type: none">• Consumidores de MOPF obtenida por filtración de pequeñas partículas suspendidas.
Raspadores	<ul style="list-style-type: none">• Macroinvertebrados con adaptaciones para raspar superficies minerales y orgánicas, tales como materia orgánica muerta, algas, bacterias.
Depredadores	<ul style="list-style-type: none">• Consumidores de presas vivas.
Perforadores	<ul style="list-style-type: none">• Macroinvertebrados con adaptaciones bucales que les permiten perforar o cortar el tejido de plantas vasculares.

Gráfico 1. Características de los Grupos Funcionales Alimenticios (GFA).

Fuente: La Matta Romero, 2020 (58).

2.4 Factores ambientales y su relación con los macroinvertebrados

2.4.1 Altitud

Los ríos que se encuentran a grandes altitudes son muy variables en cuanto a sus características físicas y químicas, tanto a nivel espacial como temporal (33). El fuerte gradiente altitudinal en los Andes es el factor más importante e influyente en la variabilidad de las características fisicoquímicas y aspectos ambientales de los ríos altoandinos, como el oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad, caudal, etc., los cuales modifican la estructura y composición de las comunidades biológicas. Por tanto, nos permite saber qué variables ambientales influyen en la diversidad, composición y abundancia de la biota acuática (77). Se conoce que la presión atmosférica, el oxígeno disuelto y la temperatura disminuyen a medida que la altitud se incrementa, lo que afecta la distribución de las comunidades vegetales y animales en el gradiente altitudinal (33). Se ha demostrado también que, a lo largo de un gradiente altitudinal, la estructura y riqueza taxonómica de macroinvertebrados bentónicos disminuyen a medida que aumenta la altitud (78). Estudios en el altiplano boliviano demuestran que hay una disminución taxonómica de la fauna de macroinvertebrados a medida que aumenta la altitud, en particular de las familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) (79). Sin embargo, existen taxones como la familia Chironomidae que se encuentran en números de individuos y especies significativamente altos en zonas de gran altitud, lo que evidencia que esta taxa presenta una amplia distribución espacial a lo largo de un gradiente altitudinal en los ecosistemas fluviales (77).

2.4.2 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) es uno de los parámetros más importantes que determina la calidad del agua; asimismo, es crucial para la supervivencia de la mayoría de los organismos acuáticos (80). La cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua es una función no lineal de la temperatura; es decir, cuanto más fría el agua, mayor la solubilidad del oxígeno (81). Los ambientes acuáticos continentales, generalmente, registran concentraciones de OD entre 7.0 mg/L y 9.0 mg/L, pudiendo incluso, llegar a 14.0 mg/L a 0°C, a diferencia de las aguas cálidas (**Tabla 1**).

Tabla 1. Relación del oxígeno disuelto.

Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)
0	14.621	21	8.915
1	14.216	22	8.743
2	13.829	23	8.578
3	13.460	24	8.418
4	13.107	25	8.263
5	12.770	26	8.113
6	12.447	27	7.968
7	12.139	28	7.827
8	11.843	29	7.691
9	11.559	30	7.558
10	11.288	31	7.430
11	11.027	32	7.305
12	10.777	33	7.183
13	10.537	34	7.065
14	10.306	35	6.949
15	10.084	36	6.837
16	9.870	37	6.727
17	9.665	38	6.620
18	9.467	39	6.515
19	9.276	40	6.412

Fuente: Wetzel, 2003 (81).

Además de la temperatura, la presión atmosférica, la cual está en función de la altitud, influye en la concentración de OD en el agua; a medida que disminuye la presión atmosférica (mayor altitud), la disponibilidad de oxígeno en el agua es menor (82). Por tanto, la solubilidad de los gases en el agua está influenciada por la presión atmosférica y la temperatura (**Imagen 3**). La concentración de OD también puede variar a lo largo del

curso de un río, aumentando en zonas con altas pendientes y turbulencia, y disminuyendo en aquellas más lentas donde existe carga microbiana o descargas orgánicas (80).

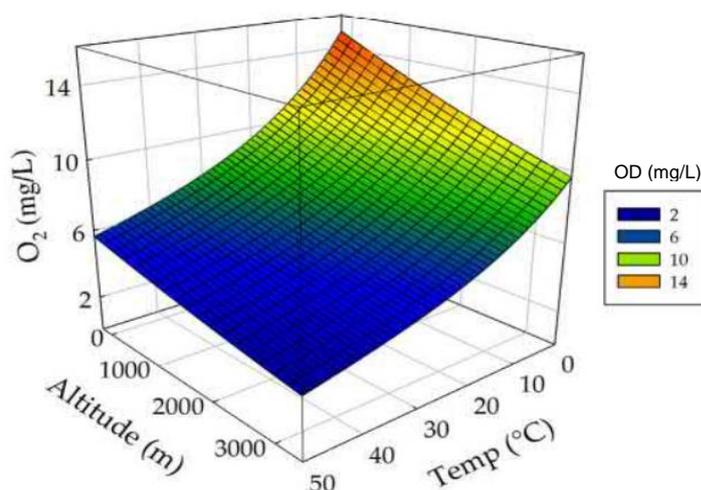


Imagen 3. Relación entre la altitud y temperatura con el oxígeno disuelto.

Fuente: Dodds, 2003 (82).

Los niveles bajos de OD causan efectos colaterales en los procesos metabólicos y de comportamiento en los organismos acuáticos. La hipoxia moderada (2.0 a 5.0 mg OD/L) puede causar estrés fisiológico o bioquímico, por ejemplo, respuestas hormonales y estrés oxidativo; mientras que, la hipoxia severa puede afectar la supervivencia, el crecimiento y la reproducción (83).

Generalmente, los invertebrados acuáticos son sensibles a bajas concentraciones de OD, lo que causa disminuciones en su abundancia, o incluso, los desaparece. Sin embargo, otros grupos son tolerantes a bajos niveles de oxígeno, ya que cuentan con adaptaciones fisiológicas, como, la presencia de pigmentos respiratorios o la capacidad de realizar respiración anaeróbica (84). La relación que existe entre las concentraciones de OD y la vida acuática se muestran a continuación:

Tabla 2. Concentración de oxígeno disuelto y su efecto sobre la vida acuática.

Saturación	Efecto en el sistema	Oxígeno disuelto (mg/L)
Anoxia	Muerte masiva de organismos aerobios.	0
Hipoxia	Desaparición de organismos y especies sensibles. Solo pocos peces e insectos sobreviven.	0.1-4.9
Aceptable	Adecuado para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos.	5-8
Buena		8-12
Sobresaturada	Sistema en plena producción fotosintética.	>12

Fuente: Rondón Hernández, 2020 (85).

La tolerancia a bajas concentraciones de OD que presentan algunos miembros de la familia Chironomidae y Tubificidae se debe a que presentan adaptaciones a la anoxia, como la presencia de pigmentos respiratorios específicos (eritrocruorina), que son capaces de fijar el oxígeno, y la capacidad de obtener energía por medio de la fermentación anaerobia (62,63, 86). Otras familias que presentan tolerancia a niveles bajos de OD son Tipulidae, Physidae, Sphaeriidae y el género *Helodbella* (42). Por el contrario, los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) presentan mayor afinidad por ambientes con altas concentraciones de OD (62,87). Asimismo, se ha determinado que un bajo nivel de OD es un factor limitante en la distribución y abundancia de algunas familias, como Elmidae (88).

2.4.3 Temperatura

Es una propiedad termodinámica que influye en las características fisicoquímicas y biológicas del agua. Los ríos fluyen a lo largo de gradientes altitudinales y presentan variaciones térmicas a escala global que son similares a lo que ocurre con la temperatura del aire. Es decir, el aumento de la altitud va acompañado de la disminución de la temperatura del agua, como lo que ocurre en ríos de gran altitud (89,90). Esta variable ambiental es un importante impulsor abiótico de los ecosistemas acuáticos e interviene en la fisiología y el metabolismo de los organismos acuáticos (tasas de crecimiento, alimentación y respiración), fenología (desarrollo, voltinismo y emergencia), éxito

reproductivo y aptitud (fecundidad, desarrollo y eclosión de huevos), comportamiento (migración, movimientos) y en aspectos ecológicos (riqueza y composición de especies, densidad y patrones de distribución) (90).

Estos efectos pueden manifestarse en un nivel de especie, población, comunidad y ecosistema (91). Dentro de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, las fluctuaciones de temperatura afectan los patrones de emergencia, las tasas de crecimiento, metabolismo, reproducción y tamaño corporal, así como también su distribución y la estructura comunitaria. Sin embargo, hay especies que toleran cambios en su rango de temperatura, pero son pocas las que son capaces de soportar temperaturas fuera del límite superior de tolerancia (92).

Se ha observado una variabilidad en las comunidades del orden EPT a lo largo de un gradiente térmico, donde un 29% de la variabilidad se explica por un aumento de la temperatura (93). Por otro lado, se ha visto que la riqueza de taxa de macroinvertebrados bentónicos está correlacionada negativamente con las grandes fluctuaciones de temperatura, reduciendo la diversidad general en los arroyos del Altiplano (94). La temperatura también influye, indirectamente, en la solubilidad del oxígeno, la disponibilidad de nutrientes y en la tasa de descomposición de materia orgánica, los cuales afectan la función y estructura de las comunidades biológicas. A medida que la temperatura del agua aumenta, el oxígeno y los nutrientes disminuyen, mientras que las tasas de descomposición de materia orgánica y fisiológica van en aumento, influyendo en la distribución espacial y temporal de los organismos acuáticos (95).

2.4.4 pH

El pH es una medida de la concentración de iones hidrógeno (H^+) en una solución y expresa la intensidad de la condición ácida o básica de un medio en una escala de 0.0 a 14.0, donde un valor de 7.0 corresponden a condiciones neutras (2).

El pH es un parámetro ambiental relevante debido a que es uno de los indicadores de la calidad del agua (96); además, tiene consecuencias individuales en plantas y animales, así como a nivel de comunidades y ecosistemas acuáticos (97). Los puntos críticos de acidez y alcalinidad del agua son pH 4.0 y pH 11.0, y el rango de pH adecuado para la biota acuática se encuentra entre 6.5 y 9.0 (98). Los efectos del pH en la supervivencia de los organismos acuáticos se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 3. Escala de pH y efectos en la biota acuática.

pH	Efectos en la biota acuática
4.0	Muerte ácida
4.0-5.0	Efectos adversos en la reproducción
4.0-6.5	Crecimiento lento en muchas especies
6.5-9.0	Rango óptimo
9.0-11.0	Crecimiento lento y efectos reproductivos adversos
11.0	Muerte alcalina

Fuente: Boyd, 2015 (98).

En los ecosistemas acuáticos, el pH puede experimentar fluctuaciones considerables tanto diarias como estacionales, por ende, la mayoría de organismos ha evolucionado para tolerar esos cambios relativamente amplios. Sin embargo, pueden entrar en estrés o morir si el pH a que están expuestos son extremos o cuando cambia rápidamente (99). Los niveles bajos de pH están asociados con una menor diversidad de macroinvertebrados, disminución en las tasas de emergencia, baja calidad de los huevos y múltiples problemas fisiológicos debidos a dificultades de regulación interna de iones. Por otro lado, la disminución del pH del agua puede desencadenar la liberación de metales tóxicos para los macroinvertebrados bentónicos (100).

En un estudio realizado en el Parque Nacional Great Smoky Mountains (E.U.A) se observó que la densidad total de macroinvertebrados se correlacionó positivamente cuando el pH aumentó de 4.5 a 6.8. Asimismo, las densidades de Ephemeroptera y Trichoptera se correlacionaron de manera positiva cuando el nivel de pH aumentó de 4.5 a 6.8. Sin embargo, algunas especies del orden Ephemeroptera no se vieron afectadas por los bajos niveles de pH, como *Ameletus lineatus* (Siphonoluridae), la cual fue relativamente más abundante a mayor pH (101). Sin embargo, se registró que Diptera presenta mayor tolerancia a la acidez, excepto las familias Stratiomyidae y Simuliidae. Otros grupos sensibles a pH bajo son los turbellarios, gasterópodos, crustáceos y lepidópteros (102).

Por otro lado, se mostró que los raspadores fueron eliminados totalmente y tanto los colectores y filtradores sufrieron una reducción drástica, debido a influencias de la

toxicidad del agua ácida. Asimismo, se observó una disminución de los trituradores en presencia de bajos niveles de pH (103).

2.4.5 Sólidos Totales Disueltos

Los sólidos totales disueltos (STD) hacen referencia a la cantidad de materia, sustancias y elementos disueltos en el agua. Estos pueden ser de origen inorgánico como calcio, magnesio, potasio, sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, o de origen orgánico, como fosfatos y nitratos, los cuales son productos de la descomposición de la materia orgánica y responsables de la producción primaria, ya que al mineralizarse liberan iones para disposición de algas y plantas (103,2). Los niveles de STD dependen de las propiedades y naturaleza del sistema acuático, como el carácter geológico de la cuenca, de eventos climatológicos como lluvias intensas y la cantidad de escorrentías superficiales, que traen consigo nutrientes y demás compuestos químicos (105). Los niveles de STD en los ecosistemas acuáticos no deben exceder 1500 mg/L, y su aumento no debe ser mayor al tercio de la concentración natural del cuerpo de agua (106).

Una elevada concentración de STD es señal de que el agua puede tener problemas estéticos, como cambios en color, sabor y olor, y también refleja la carga contaminante del sistema acuático (107). Asimismo, puede tener efectos negativos directos, por ejemplo, en los procesos fisiológicos, e indirectos en la calidad del medio acuático, lo que afecta la supervivencia de la biota (108). La mayoría de macroinvertebrados bentónicos están facultados para vivir en agua con bajos niveles de fuerza iónica; sin embargo, pueden sufrir estrés o morir a medida que la concentración de STD aumenta por la toxicidad debida al estrés osmótico (109). Por otro lado, el aumento de la turbidez por el exceso de STD, causa un aumento en la deriva y reducciones selectivas de poblaciones de macroinvertebrados, alterando la estructura del ecosistema (110).

Se ha visto que existe una correlación negativa significativa entre niveles altos de STD con la riqueza comunitaria de familias de los órdenes de insectos sensibles, como los EPT (111). En un estudio realizado en la cuenca de Leading Creek (Ohio, E.U.A) con el género *Isonychia* (Ephemeroptera), se observó una disminución significativa en la abundancia a una conductividad de 1.56 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (aproximadamente 1.05 mg/L de STD), después de haber estado expuesto por 7 días a una simulación de efluente de mina (112, 113). En otro estudio, larvas de *Chironomus tentans* (Diptera) fueron expuestas a concentraciones de

STD cercanas a 2000 mg/L y mostraron un efecto negativo en cuanto al crecimiento y supervivencia (106).

2.4.6 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) es la capacidad que tiene el agua de conducir electricidad y su valor en entornos acuáticos está relacionada con la concentración de STD. Es decir, está en función de la cantidad de iones disueltos, como los aniones de cloruro, nitrato, sulfato y fosfato, y los cationes de sodio, calcio, magnesio, hierro y aluminio (114,115). La CE también depende de la temperatura del agua, ya que aumenta con ella (105). Este parámetro es uno de los más importantes para conocer el estado de un cuerpo de agua, siendo sus valores normales, en condiciones de bajo contenido de sal $<500 \mu\text{S}/\text{cm}$, y con fuerte mineralización desde 500 hasta $2000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (2).

Los ecosistemas de agua dulce que presentan conductividad $> 1500 \mu\text{S}/\text{cm}$ evidencian estrés ecológico. Las larvas de macroinvertebrados son reguladores hiperosmóticos, por lo que, a medida que la salinidad aumenta por encima de un nivel umbral (100-500 mg/L) tienden a absorber iones y sus células dejan de funcionar correctamente por la pérdida de agua (105).

Se ha visto que en arroyos de Appalachia (E.U.A) con un gradiente de salinidad, los géneros del orden Ephemeroptera fueron los más sensibles ya que sufrieron disminuciones de riqueza y abundancia relativa a medida que aumentaba la salinidad. Sin embargo, Plecoptera y Trichoptera no se vieron afectados, presentando incluso algunos géneros una mayor abundancia relativa en presencia de alta salinidad (116,117).

2.4.7 Radiación UV-B

La radiación solar es un factor ambiental que se incrementa a medida que aumenta la altitud. En comparación con altitudes bajas, los ecosistemas acuáticos que se encuentran a mayor altitud están más expuestos a radiación ultravioleta B (UV-B), debido a que la trayectoria de la radiación a través de la atmósfera es más corta; además, la capa de ozono es más delgada en latitudes bajas (trópicos), con lo cual la radiación es menos absorbida y dispersada (118,119). Así como existe una variación espacial (altitud), la radiación UV-B presenta también una fuerte variación temporal, siendo más intensa durante el verano en donde los picos de radiación son altos, la nubosidad disminuye y los niveles de agua decrecen, dejando más expuestas a la radiación solar a las comunidades bentónicas (120).

La radiación UV-B (280-320 nm) es un parámetro crucial en las comunidades acuáticas pues influye en su estructura y función al inhibir el crecimiento de los productores primarios y consumidores, alterar la abundancia y diversidad de los organismos acuáticos, limitar la distribución de especies sensibles, intervenir en las interacciones tróficas y causar daño al material genético (121), inhibe también las tasas fotosintéticas y de crecimiento, aumenta las tasas de mortalidad, y cambia la motilidad de los organismos acuáticos (122-124).

Se ha demostrado que la eliminación del dosel ribereño, el cual protege a la biota de la exposición de la radiación solar, tiene como consecuencia la disminución en las comunidades bentónicas. Dentro de la comunidad de macroinvertebrados se ha registrado una disminución de la biomasa de Ephemeropteros (Heptageniidae y Baetidae), Plecópteros e invertebrados totales en sitios con dosel abierto y parcial; mientras que, la biomasa de los Dípteros (quironómidos) fue mayor en los sitios expuestos a mayor luz solar (125). En otro estudio en dos ríos de Colorado (E.U.A) se observó un aumento en la actividad de deriva diurna en poblaciones de *Baetis sp.* (Ephemeroptera), *Simulium sp.* (Diptera) y Trichopteros después de haber sido expuestos a radiación UV-B por 7 días. Un aumento en la deriva diurna aumenta el riesgo de depredación por parte de depredadores que se alimentan visualmente (126).

2.4.8 Caudal

El caudal es la cantidad o volumen de agua que recorre por una sección transversal de un cauce por unidad de tiempo, preservando la biodiversidad, funcionamiento, composición, estructura, procesos, resiliencia y calidad paisajística del ecosistema fluvial (127,128).

Las alteraciones del caudal se deben, sobre todo, a la construcción de obras hidráulicas que provocan efectos negativos en la integridad ecológica del río y a la falta de una gestión adecuada de los recursos hídricos (128). Por ejemplo, la construcción de una represa puede causar cambios significativos en la composición y abundancia de la biota, dando lugar a desplazamientos de especies sensibles y dominancia de tolerantes. En cuanto a los grupos funcionales, los colectores fueron dominantes en los sitios afectados; mientras que, los trituradores disminuyeron drásticamente (129).

En las zonas tropicales existe una marcada diferencia estacional en las precipitaciones, lo cual genera que especies con un alto potencial de colonización y ciclos de vida cortos sean dominantes durante el periodo estable o temporada seca. También se puede esperar

que las proporciones de grupos funcionales alimenticios varíen con la temporada, debido a las variaciones en las fuentes de alimento disponibles (130). Por ejemplo, se ha observado cambios en la comunidad de macroinvertebrados cuando hay variaciones rápidas e impredecibles de caudal, encontrándose mayor riqueza, diversidad y densidad en época seca, donde hay menos caudal y variaciones del mismo (131), y menores valores en temporadas de inundaciones o lluvias (132).

2.4.9 Tipo de sustrato

El sustrato está definido como la materia presente en el fondo de los sistemas acuáticos y su composición está relacionada con algunas características del cauce o canal del agua, como el ancho del canal, la profundidad y la velocidad del flujo (95). La naturaleza física del sustrato es también uno de los parámetros más estudiados en el medio acuático, ya que existe una relación directa entre la fauna bentónica y sus propiedades. La relación también puede ser indirecta; es decir, la distribución de los materiales alimenticios depende del tipo de sustrato que se encuentre en el lecho de los cuerpos de agua (133). Entonces, el tipo de sustrato presente en los lechos de ríos y arroyos también es uno de los factores que determina la naturaleza y estructura de las comunidades bentónicas, independientemente de la altitud (134).

La fauna bentónica ocupa diferentes tipos de sustratos, pueden estar enterrados en el fango, en la arena, adheridos a rocas, troncos o a la vegetación acuática, por lo que la diversidad de sustratos es fundamental para la colonización y establecimiento de dicha fauna (135).

La naturaleza de los sedimentos, como el fango y la arena, puede conducir a cambios en la composición de macroinvertebrados, debido a que su alteración o inestabilidad aumenta la deriva de algunos taxa. El sedimento también afecta la concentración de oxígeno disuelto, que ocupa espacios intersticiales que podrían servir como biotopo (136). Se ha observado que el exceso de sedimentos finos (< 0.25 mm) alteran la riqueza de taxones de los órdenes EPT (137), pero que miembros de Chironomidae, Oligochaeta y Sphaeriidae no se ven afectados porque viven enterrados en él (138).

La materia orgánica está compuesta de materiales sumergidos, como hojarasca y troncos de diferentes tamaños y estados de descomposición. Estos provienen de la vegetación ribereña y es explotada por hongos, bacterias y macroinvertebrados bentónicos (135). Los

sustratos que están dominados por materia orgánica gruesa como la hojarasca, ofrecen mayor disponibilidad de recursos, por lo que albergan mayor riqueza de especies de macroinvertebrados (139). La presencia de roca, grava, guijarros y canto rodado aumentan la disponibilidad de hábitats porque facilita la suspensión de materiales sobre ella y porque presentan mayor estabilidad y espacio, lo que permite la colonización de macroinvertebrados (140); sin embargo, aquellos fondos que presentan rocas grandes suelen ser más diversos (139).

La vegetación acuática es considerada muy importante en los sistemas lóticos, ya que brinda estructura física y abundante alimento, e influye en la producción de materia orgánica, nutrientes en el agua y en la calidad del hábitat, lo que determina la abundancia y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (141, 140). Después de comparar la riqueza y abundancia de macroinvertebrados en dos tipos de hábitats, se demostró que la vegetación acuática presentaba mayor riqueza y abundancia, en comparación con los hábitats minerales (arcilla, limo y arena) (142).

III. HIPÓTESIS

La composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y grupos funcionales alimenticios es influenciada por factores ambientales que varían a lo largo de la cuenca del río Chillón. Por ello, se esperaría que sectores que presenten valores óptimos de estos factores presenten mayor riqueza y abundancia de macroinvertebrados y grupos funcionales alimenticios, y que sectores con valores extremos, menos favorables, presenten menor riqueza y abundancia de macroinvertebrados y grupos funcionales alimenticios.

IV. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Evaluar la influencia de los factores ambientales en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y de los grupos funcionales alimenticios en tres sectores de la cuenca del río Chillón.

4.2 Objetivos específicos

- Evaluar los parámetros ambientales en tres sectores de la cuenca del río Chillón en época seca y húmeda.
- Describir la composición de la comunidad y los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados bentónicos en tres sectores de la cuenca del río Chillón en época seca y húmeda.
- Evaluar la relación entre la variación de los factores ambientales y la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y los grupos funcionales alimenticios en tres sectores de la cuenca del río Chillón en época seca y húmeda.

V. MATERIALES Y MÉTODO

5.1 Diseño de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en tres sectores (bajo, medio y alto) de la cuenca del río Chillón. Por cada sector se contó con tres puntos de muestreo que fueron ubicados considerando la accesibilidad al río, obteniendo un total de 9 puntos a lo largo de la cuenca. En cada sector, la distancia entre los puntos fue de, aproximadamente, 50 metros.

La colecta de muestras se realizó dos veces al año; es decir, una en época húmeda y otra en la seca para evaluar la influencia de la temporalidad en los parámetros ambientales y en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. El primer muestreo se realizó el 27 de abril de 2019 (época húmeda) y, el segundo, el 22 de noviembre de 2019 (época seca), en los mismos puntos.

A continuación, se presenta un esquema en forma de resumen del diseño de estudio:

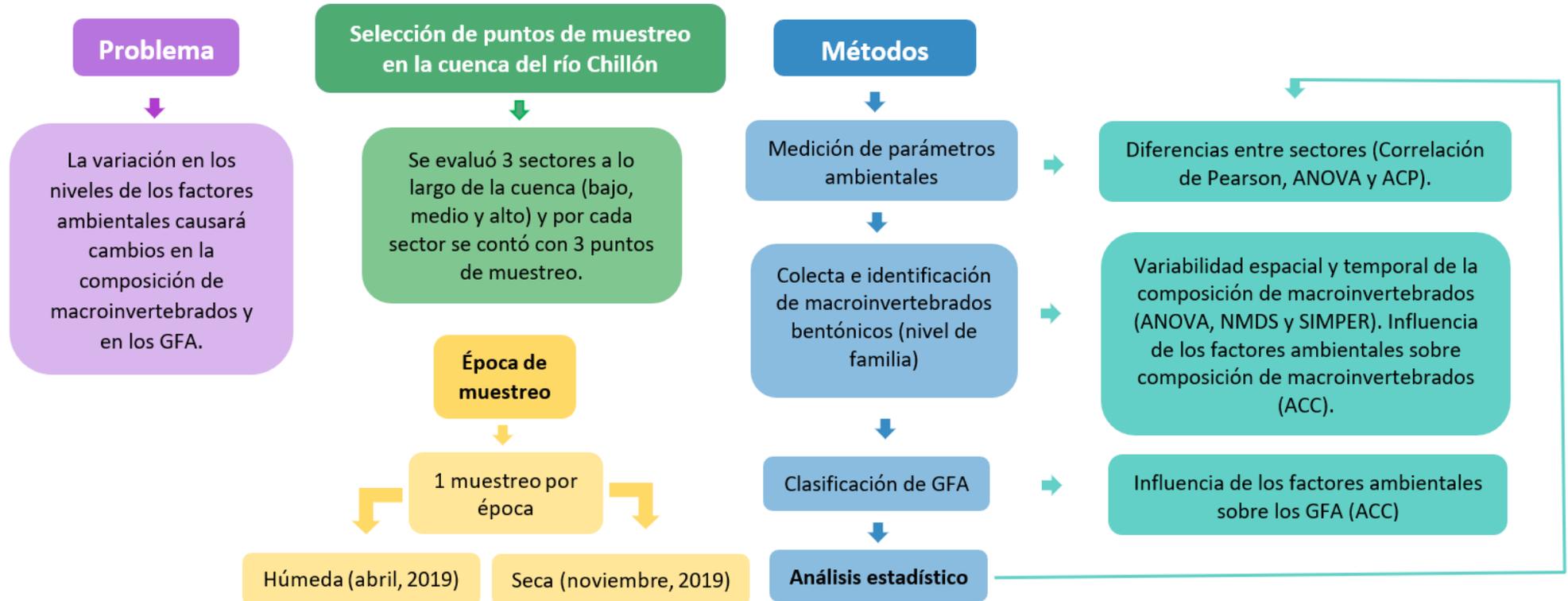


Gráfico 2. Diagrama del diseño de estudio.

Fuente: Elaboración propia

5.2 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la cuenca del río Chillón, situada en las provincias de Canta y Lima, región Lima. Se identificaron 3 sectores a lo largo de la cuenca: bajo (distrito de Carabaylo), medio (distrito de San Buenaventura) y alto (distrito de Huaros). En la **Tabla 4** se pueden observar los sectores donde se ubicaron los puntos de muestreo, los cuales se encuentran representados en el mapa de la cuenca del río Chillón (**Imagen 4**).

Tabla 4. Ubicación de los sectores de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima, Perú).

SECTOR	PUNTOS	COORDENADAS		ALTITUD (m.s.n.m)
		Latitud (S)	Longitud (W)	
Bajo	B-1	11°45'45.28''	76°58'40.16'	450
	B-2	11°45'46.20''	76°58'40.24''	480
	B-3	11°45'46.90''	76°58'40.38''	500
Medio	M-1	11°30'33.88''	76°40'33.48''	2040
	M-2	11°30'34.21''	76°40'34.14''	2089
	M-3	11°30'34.67''	76°40'34.58''	2160
Alto	A-1	11°23'35.38''	76°30'09.58''	3811
	A-2	11°23' 35.60''	76°30'10.78''	3852
	A-3	11°23'35.80''	76°30'15.38''	3882

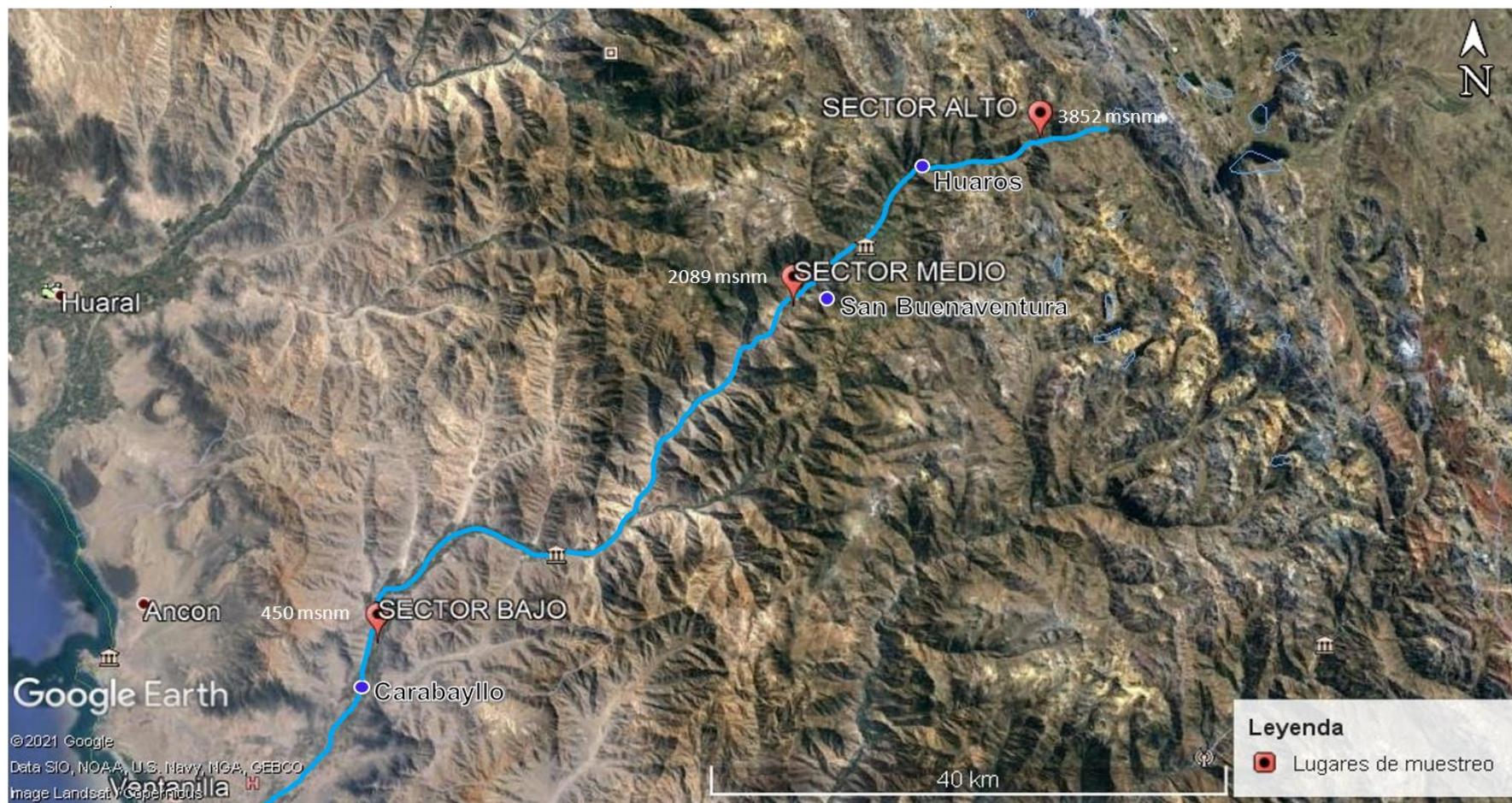


Imagen 4. Ubicación geográfica de la cuenca del río Chillón y los respectivos sectores de muestreos.

Fuente: Google Earth, 2021.

A continuación, se presentan los sectores de muestreo a detalle:

Sector bajo: Este sector se caracterizó por presentar una regular cobertura vegetal de ribera, como carrizos y arbustos principalmente; además, en las orillas, se observó rocas, piedras y arena. El sustrato del río está compuesto por fango, arena y gran cantidad de algas adheridas a los cantos rodados, piedras y rocas. Además, se observó desechos orgánicos producto de la actividad agrícola que se desarrolla en dicha zona, así como plásticos, vidrios, entre otros (**anexo 1**).



Imagen 5. Ubicación geográfica del sector bajo con los respectivos puntos de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima-Perú).

Fuente: Google Earth, 2021.

Sector medio: El sustrato del río de la cuenca media se caracterizó por presentar sedimento arenoso, rocas, canto rodado, materia orgánica, como hojarasca y troncos en estado de descomposición, y vegetación acuática. También mostró una abundante vegetación de ribera, como árboles, arbustos, carrizos y pastos, los cuales se encuentran distribuidos de forma continua (**anexo 2**). A diferencia del sector bajo, el canal fluvial y las riberas no se encuentran impactados por actividades antropogénicas (**anexo 2**).

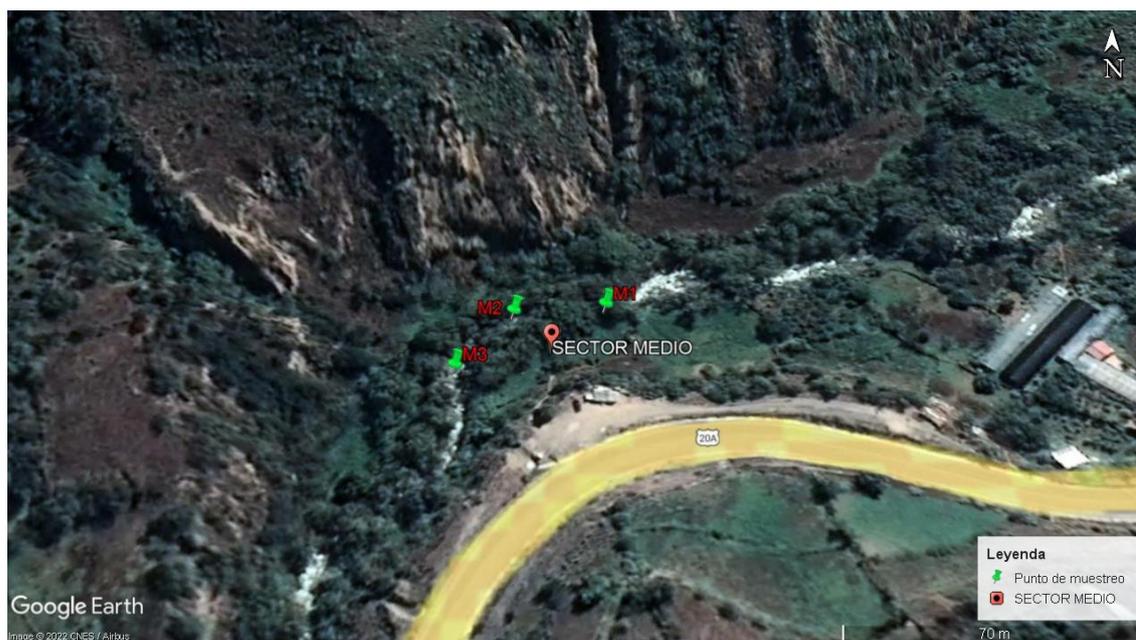


Imagen 6. Ubicación geográfica del sector medio con los respectivos puntos de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima-Perú).

Fuente: Google Earth, 2021.

Sector alto: Este sector se caracterizó por presentar abundantes algas y materia orgánica adherida a los cantos rodados, gravas y rocas. La vegetación ribereña se caracteriza por la presencia, principalmente, de pastos propios de la zona, los cuales se encuentran distribuidos de forma continua, y de plantas arbustivas que se encuentran distribuidas a modo de parches, es decir, discontinuas. El canal fluvial no muestra signos de alteración antropogénica; sin embargo, este sector se encuentra influenciado por el ganado vacuno, observándose heces en el cauce, como en ambas riberas del río (**anexo 3**). Las corridas, los rápidos y las pozas se observaron en todas las estaciones de muestreo y en ambas épocas de estudio; mientras que solo en el sector medio se presenciaron cascadas y rápidos muy fuertes en la temporada húmeda. En la época seca las pozas fueron las más frecuentes debido a la reducción del flujo de agua característico de la temporada (**anexo 3**).



Imagen 7. Ubicación geográfica del sector alto con los respectivos puntos de muestreo en la cuenca del río Chillón (Lima-Perú).

Fuente: Google Earth, 2021.

5.3 Caracterización fisicoquímica de las estaciones de muestreo

En cada punto de muestreo se hicieron mediciones de altitud (m), temperatura (°C), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD, mg/L) y sólidos totales disueltos (STD,) con un equipo multiparámetro Hach HQ40d (E.U.A.) con sondas calibradas. La radiación UV-B se midió con un foto-radiómetro Delta Ohm HD2102.1 (Italia) durante las horas de mayor intensidad solar (11:00-16:00 horas). Por último, el caudal (m^3/s) se midió usando un caudalímetro magnético OTT MF Pro (Alemania), tomando cinco puntos en una sección transversal del río.

5.4 Caracterización de la composición de macroinvertebrados bentónicos

Para determinar la variabilidad espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se realizó la colecta en cada punto de muestreo y de acuerdo a la accesibilidad al río en época húmeda y seca. Para hábitats poco profundos o someros, con presencia de grava o piedras, macrófitos y sedimentos, se colocó la red Surber (500 μm) en contra de la corriente del río y con las manos se lavó los cantos rodados, piedras, grava, hojas y ramas para la captura de los organismos (143). En zonas de mayor profundidad y con flujo, se utilizó la red de patada (500 μm), la cual fue colocada en contra de la corriente y se colectó todo el material removido por el pateo del sedimento (143). Ambas redes se utilizaron como colecta de tipo semicuantitativo, con un esfuerzo de 5 min y por triplicado.

El material recogido por cada red se lavó y se separó por medio de tamices de acero inoxidable con poro de diferente tamaño (4080, 2180, 870 y 480 μm) para desechar el exceso de hojarasca, rocas pequeñas, ramas y sedimento, que obstaculizan la visibilidad de los macroinvertebrados. Posteriormente, las muestras recolectadas por ambos métodos se colocaron en bandejas de plástico blancas para una previa separación de los organismos, los cuales fueron preservados en alcohol al 70%. Del mismo modo, se procedió con el material sobrante que se colocó en envases plásticos con alcohol al 70% y en coolers a 4°C para su transporte. En el laboratorio de Ecotoxicología - LID (UPCH) se procedió a la identificación y clasificación de los macroinvertebrados bentónicos hasta el nivel de familia con la ayuda de dos estereoscopios Zeiss Stemi DV-4 (Alemania) y con las claves taxonómicas regionales de Domínguez y Fernández y Roldán (110,109). Finalmente, se determinó la riqueza y abundancia de familias en cada estación de muestreo.

5.5 Caracterización de grupos funcionales alimenticios

Para evaluar la estructura funcional del río Chillón, se asignó a las familias de macroinvertebrados bentónicos a grupos funcionales alimenticios (GFA); basados en la clasificación de Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (70) y en la adaptación de La Matta Romero (58) (**Gráfico 1**). Asimismo, se determinó la abundancia y riqueza de estos en ambas épocas de estudio.

5.6 Análisis estadísticos

Antes de comenzar con los análisis estadísticos se determinó la distribución normal de todas las variables con el análisis de Shapiro-Francia. La conductividad eléctrica se transformó a raíz cuadrada a fin de cumplir con este supuesto.

- ❖ Para determinar la relación de las variables fisicoquímicas con los sectores altitudinales se realizó una correlación de Pearson.
- ❖ Para comparar la calidad del hábitat de las estaciones de muestreo e identificar qué factores ambientales presentan mayor influencia en ellas e identificar si existe diferencias a nivel temporal se realizó lo siguiente:
 - Un análisis de varianza (ANOVA) de 2 vías (sector y época). Se utilizó un intervalo de confianza del 95 % ($p \leq 0,05$), para evaluar diferencias significativas entre los sectores y épocas muestreo.
 - Un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar qué factores ambientales asociados a la altitud influyen en los sectores de muestreo.
- ❖ Para comparar la variabilidad espacial y temporal de macroinvertebrados bentónicos se realizó lo siguiente:
 - Un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (época y sector) con la abundancia y riqueza de macroinvertebrados. Para ello, se utilizó un intervalo de confianza del 95 % ($p \leq 0,05$).
 - Un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en la similitud de Bray-Curtis para observar los patrones gráficos de distribución espacial en base a la abundancia de macroinvertebrados bentónicos. Adicionalmente, se realizó un análisis de SIMPER (Porcentaje de Similitud) para identificar los taxa que más contribuyen en las diferencias a nivel espacial.

- ❖ Se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para determinar la influencia de los factores ambientales sobre la abundancia de macroinvertebrados bentónicos.
- ❖ Para determinar la influencia de los factores ambientales en la estructura trófica de la cuenca del río Chillón a partir de grupos funcionales alimenticios se utilizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) con los datos de abundancia de los grupos funcionales alimenticios y los parámetros ambientales.

Para estos análisis se utilizó el programa STATA versión 17 para Windows (StataCorp LLC) y PAST 3.24.

VI. RESULTADOS

De acuerdo a la metodología planteada, se evaluaron los parámetros fisicoquímicos en todos los puntos de muestreo y en ambas temporadas; asimismo, se realizaron los análisis de riqueza y abundancia de macroinvertebrados e identificación de grupos funcionales alimenticios.

6.1 Caracterización fisicoquímica del agua en las estaciones de muestreo

En la **Tabla 5** se observa que el pH en los tres sectores de muestreo fue ligeramente alcalino en época húmeda y seca. En cuanto a la radiación UV-B se obtuvieron valores mayores en los sectores altos en ambas épocas; sin embargo, se registraron valores más altos de este parámetro en la época seca. La temperatura (T) presentó valores característicos de zonas altoandinas, es decir, los valores de este parámetro disminuyen a medida que aumenta la altitud. Los valores de oxígeno disuelto (OD) fueron mayores en la época húmeda; además, el sector bajo presentó solubilidad de OD. En cuanto a los STD, se observa que hubo mayores niveles en el sector bajo de la época húmeda, los cuales superaron los valores máximos de STD del ECA IV en ríos (**Anexo 11**). Asimismo, la conductividad eléctrica (CE) también presentó mayores valores en el sector bajo; sin embargo, estos valores fueron mayores en época seca. Finalmente, el caudal presentó valores más altos en el sector bajo (**Tabla 5**).

Tabla 5. Parámetros ambientales (Promedio; \pm D.E; n=9) en los tres puntos de muestreo de cada sector de la cuenca en ambas épocas.

Sector	Puntos	Altitud (msnm)	Parámetros fisicoquímicos													
			pH		UV-B (W/m ²)		T (°C)		OD (mg/L)		STD (ppm)		CE (uS/cm)		Caudal (m ³ /s)	
			Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Bajo	B1	450	8.52	8.44	0.52	0.90	22.80	25.90	8.25	7.89	501*	374	630	705	1.68	0.95
	B2	480	8.64	8.53	0.32	1.13	23.00	25.70	8.43	7.77	512*	380	615	700	1.78	0.82
	B3	500	8.55	8.54	0.40	0.85	22.70	26.00	8.52	7.75	511*	366	645	717	1.82	1.13
<i>Promedio (\pm D.E; n=9)</i>			8.57 (0.06)	8.50 (0.05)	0.41 (0.05)	0.96 (0.15)	22.83 (0.15)	25.87 (0.15)	8.40 (0.14)	7.80 (0.08)	508 (6.08)	373 (7.03)	630 (15)	707 (8.73)	1.76 (0.07)	0.97 (0.16)
Medio	M1	2040	8.54	8.45	1.13	1.90	16.48	18.50	7.70	6.55	460	357	580	694	1.26	0.63
	M2	2089	8.66	8.56	0.99	1.87	16.10	17.80	7.56	6.23	472	362	562	702	1.38	0.75
	M3	2160	8.57	8.52	1.24	1.66	16.20	17.50	7.46	6.45	469	349	558	690	1.40	0.59
<i>Promedio (\pm D.E; n=9)</i>			8.59 (0.06)	8.51 (0.06)	1.12 (0.12)	1.81 (0.13)	16.26 (0.20)	17.93 (0.51)	7.57 (0.12)	6.41 (0.16)	467 (6.24)	356 (6.55)	566.66 (11.71)	695 (6.11)	1.35 (0.08)	0.66 (0.08)
Alto	A1	3811	8.86	8.87	2.13	2.56	10.60	13.60	7.48	6.42	225	187	398	424	0.65	0.35
	A2	3852	8.59	8.80	1.99	2.67	10.20	13.40	7.47	6.51	234	175	343	432	0.83	0.49
	A3	3882	8.72	8.75	2.25	2.89	10.10	13.70	7.67	6.80	232	170	340	436	0.73	0.34
<i>Promedio (\pm D.E; n=9)</i>			8.72 (0.13)	8.81 (0.60)	2.12 (0.13)	2.71 (0.17)	10.3 (0.26)	13.57 (0.15)	7.54 (0.11)	6.58 (0.20)	230.33 (4.72)	177 (8.74)	360 (32.65)	431 (6.11)	0.74 (0.09)	0.39 (0.08)

*Valores que exceden el ECA agua vigente, categoría IV (E2: Ríos de la Sierra) (Anexo 11).

El análisis de varianza mostró que el pH y la radiación UV-B presentan diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sectores a lo largo de la cuenca (**Tabla 6**); es decir, los valores de estos parámetros incrementan en cada sector altitudinal (**Tabla 5**). Adicionalmente, la radiación presentó una diferencia significativa entre épocas ($p < 0.05$) (**Tabla 6; anexo 4**). La T, el OD, los STD, la CE y el caudal también presentaron una diferencia significativa entre sectores y épocas ($p < 0.05$) (**Tabla 6**), pero a diferencia del pH y la radiación UV-B, estos disminuyeron en sectores más altos (**Tabla 5**). Se observó también un efecto de interacción significativo ($p < 0.05$) entre los sectores y la época, lo cual tiene una influencia mucho más importante que los efectos principales o individuales sobre los factores ambientales (**Tabla 6; anexo 4**).

Tabla 6. Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (sector y época) de los parámetros ambientales.

Anova de 2 vías	df	pH	UVB (W/m ²)	T (°C)	OD (mg/L)	STD (ppm)	CE (µS/cm)	Caudal (m ³ /s)
Sector	2	16.5***	244.32***	3136***	118.12***	2249***	640.09***	100.46***
Época	1	0.34	90.01***	426.3***	188.40***	1002***	224.75***	174.80***
SxE	1	2.07	0.45	15.05***	15.05***	6.29*	18.97***	8.73**

Se muestran los valores de F. * $p < 0.05$; ** $p < 0.005$; *** $p < 0.005$

Nota: SxE significa la interacción entre sector y época.

En el **Gráfico 3A** aparecen representadas las medias de la T° luego de combinar cada nivel de la variable sector con cada nivel de la variable época. Se pudo observar que, la T° media es significativamente mayor en el sector medio que en el alto, y mucho mayor en el sector bajo que en el medio. Además, se observa que en los sectores alto, medio y bajo las diferencias entre los dos grupos de época son evidentes, siendo la T° mayor en época seca. Por lo tanto, hay diferencias de T° en todos los sectores de la cuenca, tanto en época húmeda como seca (**anexo 5**).

En cuanto a la media del OD, se observó que es estadísticamente diferente entre épocas, siendo mayor en la húmeda. Se observó también que el sector bajo presentó diferencias significativas con los sectores alto y medio en ambas épocas, y estas últimas no presentaron diferencias significativas (**Gráfico 3B; anexo 6**).

Se evidenció que la media de los STD es significativamente diferente entre las épocas, siendo mayor en la húmeda. También se observa que todos los sectores y en ambas épocas son estadísticamente diferentes, excepto los sectores medio y bajo de la época seca que no presentan diferencias significativas (**Gráfico 3C; anexo 7**). Cabe resaltar que los valores de STD en el sector bajo de la época húmeda superaron los valores máximos de STD del ECA IV en ríos (**anexo 11**).

En el **Gráfico 3E** se observa que la media de la CE fue significativamente mayor en la época seca que en la húmeda para todos los sectores. Se observa también que en la época seca todos los sectores fueron diferentes, mientras en la época húmeda el sector alto se diferencia de los sectores medio y bajo, los cuales no presentaron diferencias significativas (**anexo 8**).

Por último, en el **gráfico 3D** se observa que la media del caudal es significativamente mayor en la época húmeda que en la seca. Se pudo observar también que, en la época seca el sector bajo es mayor que los sectores alto y medio, y que estos últimos no eran diferentes. En la húmeda, sí hubo diferencias en todos los sectores de la cuenca (**anexo 9**).

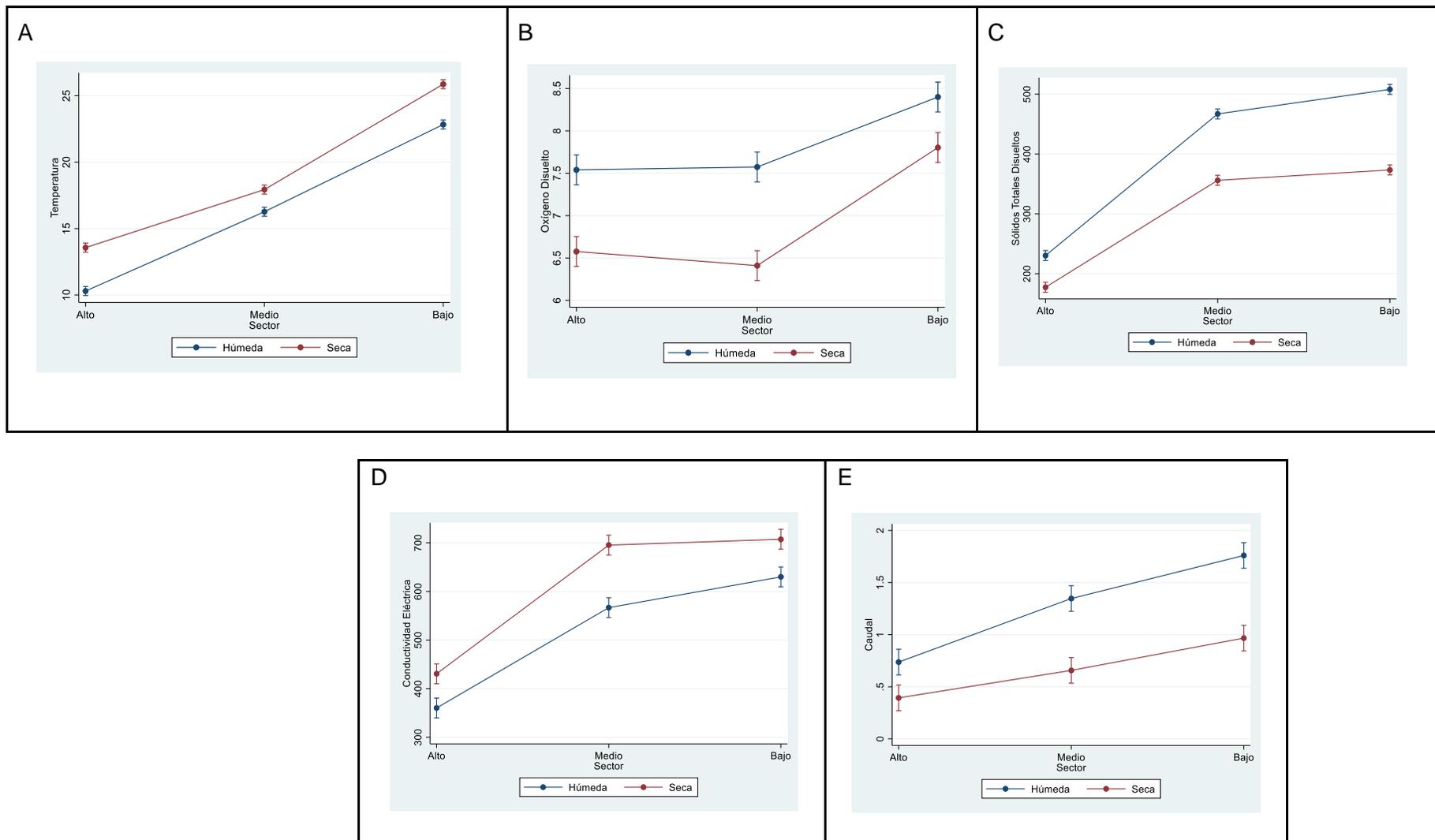


Gráfico 3. Efecto de interacción entre los sectores y la época sobre la temperatura, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, caudal y conductividad eléctrica.

Se realizó un análisis de correlación de Pearson para determinar la relación de los parámetros ambientales con los sectores altitudinales. En la **Tabla 7** se observa la fuerza y la forma de las correlaciones, así como la significancia de la relación entre los sectores altitudinales y los factores ambientales en época húmeda y seca.

El pH se encuentra correlacionado positivamente con la altitud con coeficientes (r) de 0.62 (época húmeda) y 0.84 (época seca), del mismo modo la radiación UV-B (UVB) presenta coeficientes (r) de 0.99 y 0.98 para la época húmeda y seca, respectivamente lo que indica una correlación positiva de este parámetro con la altitud. Por el contrario, los coeficientes de correlación de la temperatura (T) presentaron valores negativos de -0.99 y -0.98 para la época húmeda y seca, respectivamente; el oxígeno disuelto (OD) también presentó coeficientes negativos de -0.84 (época húmeda) y -0.78 (época seca); asimismo, los sólidos totales disueltos (STD) mostraron coeficientes de -0.93 y -0.915 para la época húmeda y seca, respectivamente, de igual manera la conductividad eléctrica (CE) con valores de -0.96 (época húmeda) y -0.89 (época seca) y el caudal con coeficientes (r) de -0.98 y -0.93 con lo que se evidencia las correlaciones negativas de estos cinco parámetros con los sectores muestreados en diferente altitudes.

Tabla 7. Correlación entre los sectores altitudinales con el pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), sólidos totales disueltos (STD), radiación-UVB, caudal y conductividad eléctrica (CE) en ambas épocas.

	pH		UVB (W/m ²)		T (°C)		OD (mg/L)		STD (ppm)		CE (uS/cm)		Caudal (m ³ /s)	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Altitud	0.62	0.84*	0.99**	0.98**	-0.99**	-0.98**	-0.84**	-0.78	-0.93**	-0.91**	-0.96**	-0.89**	-0.98**	-0.93**

*p<0.005; **p<0.0005

El análisis de componentes principales mostró que el Componente 1 (CP1) explica el 69.7% de la varianza y separa el eje en sectores. Este componente está influenciado por los STD, la CE y la T (**Gráfico 4, Tabla 8**). Estas variables contribuyen a los sectores bajos y medios, lo que se refleja en la dirección de las flechas hacia esos puntos. En este caso, estos parámetros estuvieron relacionados entre sí y de manera positiva. Mientras que en sentido opuesto se encuentra el pH y la radiación UV-B que influye de manera inversa o negativa en estos sectores, pero influye de manera positiva en los sectores altos, ya que la longitud de la flecha aumenta en dirección a dichos sectores.

El Componente 2 (CP2) explica el 19.7% de la variación y separa el eje en época húmeda y época seca (**Gráfico 4, Tabla 8**). Este componente está representado por el pH que

contribuye al sector alto, el OD y el caudal que contribuyen al sector medio en época húmeda. Esto se evidencia en la dirección de las flechas, asimismo, de manera negativa influyen la T y la CE, puesto que la dirección de las flechas que señalan estas variables se ubican en dirección opuesta e incrementan su longitud en los sectores bajos evaluados en época seca; asimismo, la radiación UV-B que se incrementa en los sectores altos de la época seca. Los PC3 y PC4, sólo explicaron el 5.5% y 3.9 % de la varianza (**Tabla 8; anexo 10**).

Tabla 8. Contribución de la carga (loadings) de los factores ambientales en los cuatro primeros ejes (PC1, PC2, PC3 y PC4) del Análisis de Componentes Principales (P < 0.05).

Ejes	PC1	PC2	PC3	PC4
% varianza	69.739	19.744	5.5485	3.9124
Parámetros ambientales				
pH	-034237	0.39833	0.41807	0.71286
T (°C)	0.38217	-0.28344	0.6457	0.10967
OD (mg/L)	0.31823	0.52108	0.38953	-0.48746
STD (ppm)	0.42176	0.097823	-0.43374	0.35607
UV-B(W/m ²)	-0.44116	-0.14859	-0.035486	-0.093246
Caudal(m ³ /s)	0.38421	0.40585	-0.24107	0.2131
CE(μS/cm)	0.33962	-0.54139	0.095124	0.24757

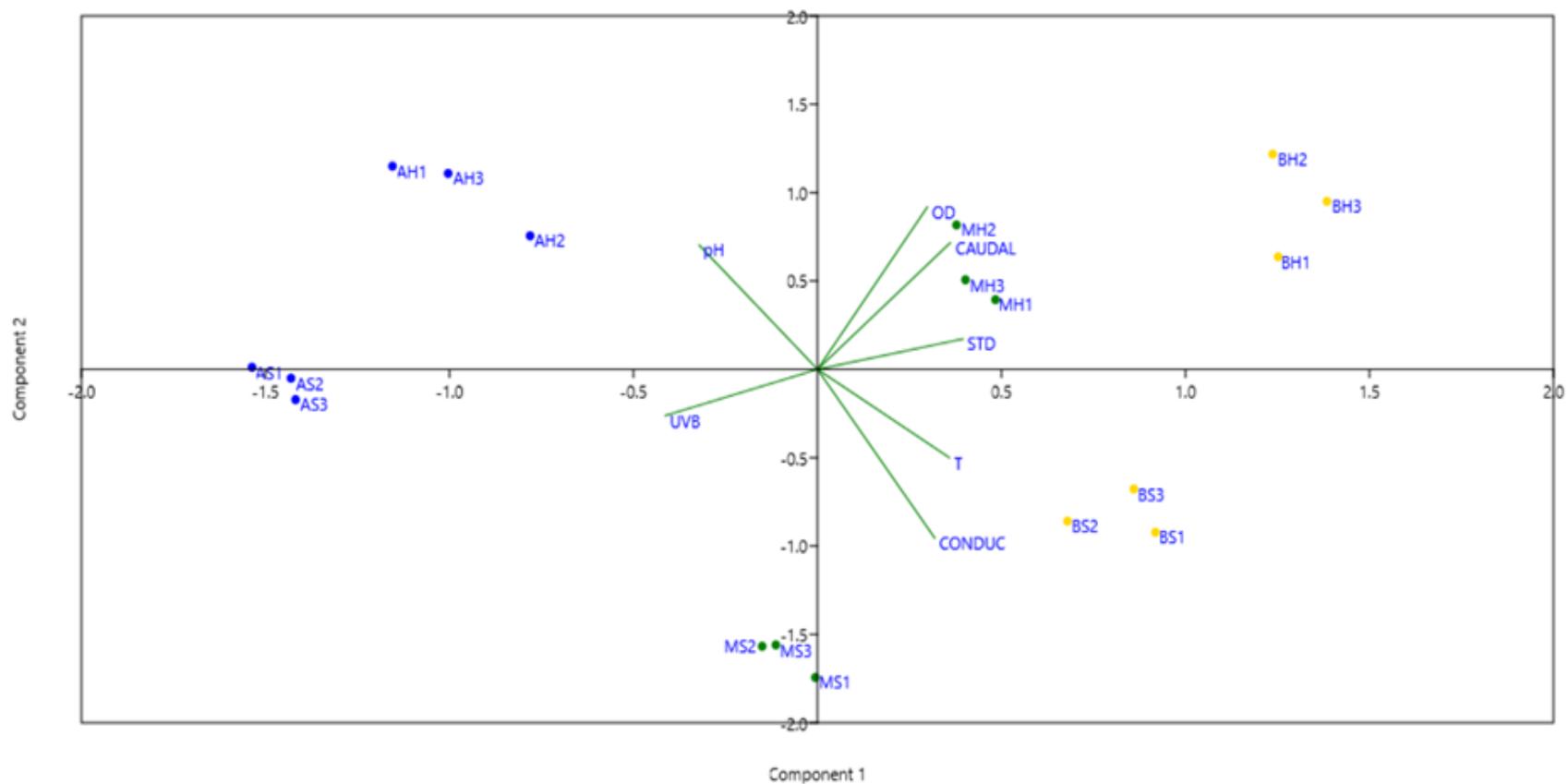


Gráfico 4. Análisis de componentes principales (ACP) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de los factores ambientales asociados a la altitud en la estructura del hábitat en el sector bajo (círculos amarillos), medio (círculos verdes) y alto (círculos azules).

6.2 Caracterización de la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos

La comunidad de macroinvertebrados estuvo conformada por 16660 individuos distribuidos en 28 familias, 12 órdenes, 7 clases y 4 phyla, siendo la clase Insecta del phylum Arthropoda la más abundante y diversa. Dentro de los insectos, los que presentaron el mayor número de familias fueron el orden Diptera (8), seguido de Trichoptera (6) y Coleoptera (4). Se observó mayor abundancia en la época seca, con 14688 individuos, mientras que en la época húmeda sólo se registraron 1972 individuos (**Tabla 9**). La riqueza (número de familias) fue ligeramente mayor en la época húmeda, con 24 familias, que en la seca, con 22 familias (**anexo 12**). Por otro lado, se observó una mayor abundancia y riqueza en el sector medio, con un promedio de 13425 individuos y 21 familias, respectivamente (**Tabla 9**). El ANOVA de dos vías mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) de abundancia entre épocas, siendo mayor en la época seca; y de riqueza entre sectores, siendo mayor en el sector medio (**Tabla 9; anexo 13**).

Tabla 9. Promedio (\pm D.E; $n = 9$) de la abundancia y riqueza de familias en los tres sectores de muestreo en la cuenca del río Chillón. Al final de la tabla se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (sector y época).

Sector \ Época		Abundancia		Riqueza	
		Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Bajo		279	1745	10	4
<i>Promedio (\pm D.E; $n=9$)</i>		337 (438.88)		11^a	
Medio		1108	9439	19	14
<i>Promedio (\pm D.E; $n=9$)</i>		13425 (21628.48)		21^a	
Alto		585	3505	11	15
<i>Promedio (\pm D.E; $n=9$)</i>		681 (660.92)		18^a	
Anova de 2 vías	Df				
Sector	2	3.26		6.19**	
Época	1	8.74**		0.14	
SxE	2	0.51		1.81	

Nota: ^a Valores de riqueza en ambas épocas.

En el anova se muestran los valores de F. ** $p < 0.05$

La prueba a posteriori o comparación por pares de medias mediante el método de Tukey indicó que la riqueza es estadísticamente diferente entre los sectores bajo y medio, mientras que el sector alto no es diferente del medio y bajo (**Tabla 10**).

Tabla 10. Prueba a posteriori mediante el método de Tukey de los sectores con la riqueza.

Riqueza	Media	Grupos Tukey
Bajo	6	A
Alto	10.5	AB
Medio	12.5	B

El análisis de SIMPER identificó a las familias que influyen en las diferencias de los patrones comunitarios en cuanto a abundancia a nivel temporal. En la época húmeda el análisis SIMPER registró el 74.02% de disimilitud, la cual se debió a las familias Baetidae (19.8%), Chironomidae (15.76%), Elmidae (15%), Hyalellidae (10.24) y Simuliidae (8.24%). En la época seca, los valores de disimilitud fueron de 85.19%, debido a las contribuciones de Baetidae (35%), Chironomidae (20.57%), Hydropsychidae (15.69%), Physidae (10.62%) y Hyalellidae (9.73%) (**anexo 14**).

El análisis de agrupamiento de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos mediante el ordenamiento de NMDS, muestra tres agrupamientos o patrones, los cuales coinciden con las tres estaciones de muestreo ubicadas en los tres rangos de altitud a lo largo de la cuenca en ambas épocas (Estrés: 0.11 R²: Eje1=0.3956 y Eje2=0.07911). Por lo tanto, existe una heterogeneidad espacial de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, debido a las diferencias que puede haber a lo largo de la cuenca; mientras que el agrupamiento o cercanía de las muestras, evidencia la similitud de los sitios (**Gráfico 5**).

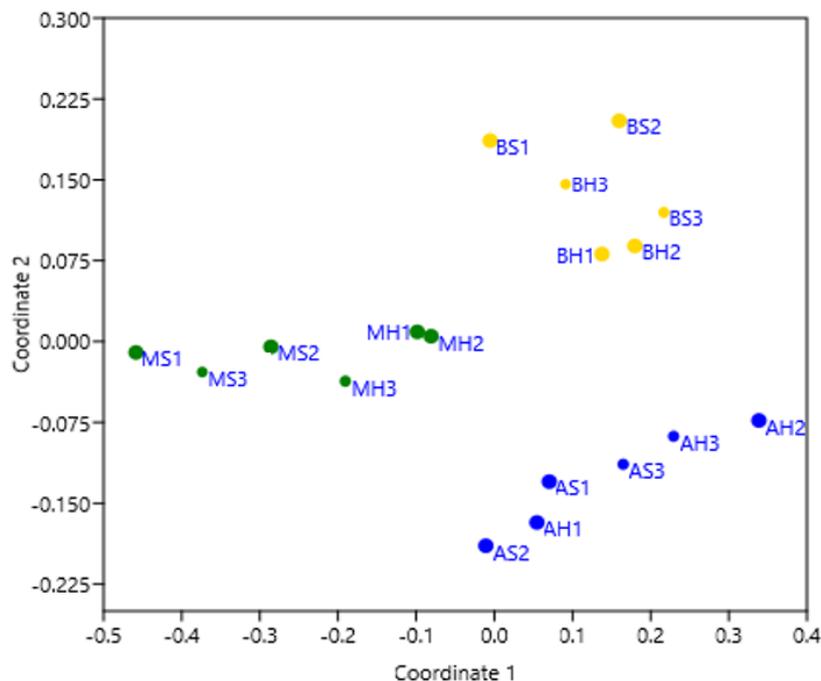


Gráfico 5. NMDS basado en la similitud de Bray Curtis para observar los patrones gráficos de distribución espacial en base a la abundancia de macroinvertebrados bentónicos en el sector bajo (círculos amarillos), medio (círculos verdes) y alto (círculos azules) del río Chillón. Estrés: 0.11; $R^2=0.3956$ y 0.07911 . La primera letra indica el sector de muestreo (B=bajo, M=medio y A=alto), la segunda, la época (H=húmeda y S=seca), y los números, las réplicas por sector.

El análisis de SIMPER identificó a las familias que presentan mayor contribución en los patrones comunitarios a nivel espacial. El sector bajo registró 62.51% de disimilitud y las familias con mayor contribución fueron Chironomidae (33.32%), Hydropsychidae (28.51%), Elmidae (24.37%) y Physidae (5.42%). El sector medio presentó una disimilitud de 85.55%, la cual se debió a las familias Baetidae (66.49%), Physidae (25.43%), Chironomidae (2.08%), Simuliidae (1.71%) y Empididae (1.27%). Por último, el sector alto registró una disimilitud de 80.73% debido a la contribución de las familias Chironomidae (59.21%), Hyalellidae (21.21%), Tubificidae (5.52%), Elmidae (5.39%) e Hydrobiosidae (2.33%).

Los resultados del análisis de correspondencia canónica (ACC) demostraron que el 73.9% de la varianza total se encuentra explicada por los dos primeros ejes. El primer eje canónico (Axis 1) explicó el 40.7% de la varianza total y estuvo correlacionado de manera positiva con el OD ($r=0.36$) y el pH ($r=0.34$) y de manera inversa con la conductividad ($r=-0.47$), los STD ($r=-0.40$) y con el caudal ($r=-0.12$). El segundo eje canónico (Axis 2) explicó el 33.2% de la varianza total y estuvo correlacionado de manera positiva con la T ($r=0.78$), la conductividad ($r=0.68$), el OD ($r=0.37$), los STD ($r=0.35$) y el caudal ($r=0.15$), y de manera inversa con el pH ($r=-0.65$) y la radiación UV-B ($r=-0.51$) (**Tabla 11**).

Tabla 11. Contribución de los “scores” de los factores ambientales sobre los macroinvertebrados bentónicos en los dos primeros ejes (Axis 1 y Axis 2) del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) ($P < 0.05$).

Ejes	Axis 1	Axis 2
% varianza	40.73	33.21
Parámetros ambientales		
pH	0.34415	-0.65926
T (°C)	0.00661	0.78772
OD (mg/L)	0.36630	0.37303
STD (ppm)	-0.40460	0.35709
UV-B(W/m ²)	0.09969	-0.51070
Caudal(m ³ /s)	-0.12647	0.15602
CE(μS/cm)	-0.47686	0.68208

Con respecto a la comunidad de macroinvertebrados, el ACC evidenció una ligera asociación entre ciertas familias de macroinvertebrados y algunos de los parámetros ambientales analizados. Se puede observar que algunas familias estarían influenciadas por la concentración de OD como Elm (Elmidae), Hydropt (Hydroptilidae) y Sta (Staphylinidae). En dirección opuesta a estas flechas, se encuentran familias que pueden sobrevivir a bajas concentraciones de OD, como Tip (Tipulidae), Sim (Simuliidae), Cer (Ceratopogonidae), Emp (Empididae), Aesh (Aeshnidae), Bae (Baetidae) y Phy (Physidae). Se puede observar también algunas familias influenciadas por el pH y la radiación UV-B como Pla (Planariidae) y Oli (Oligochaeta). En sentido contrario a las flechas de los STD, la conductividad y el caudal se encuentran gran cantidad de familias

de macroinvertebrados, reflejando que prefieren ambientes con niveles bajos de estos parámetros (**Gráfico 6**).

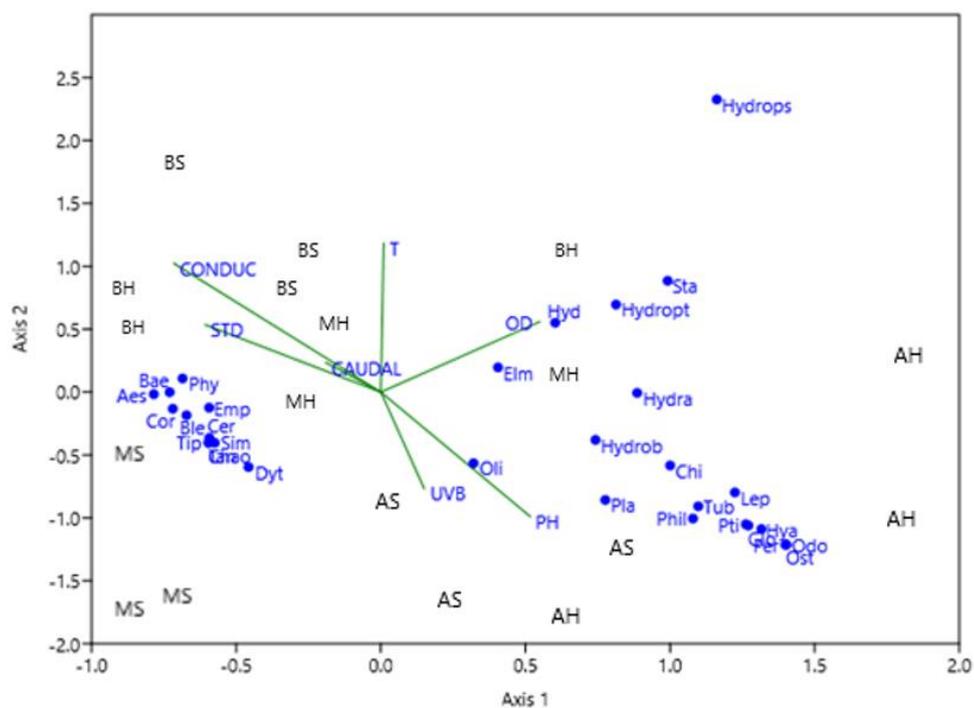


Gráfico 6. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de los parámetros ambientales en la abundancia de macroinvertebrados (anexo 17).

6.3 Caracterización de grupos funcionales alimenticios (GFA)

Se realizó el cálculo de los GFA en cada sector de la cuenca con ayuda de la clasificación de Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (70). De los 31 taxa identificados, sólo 26 fueron clasificados en GFA (**anexo 19**). El grupo de colectores estuvo representado por las familias Tubificidae, Baetidae, Elmidae, Chironomidae y Leptophlebiidae. Los depredadores estuvieron representados por las siguientes familias: Aeshnidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Corydalidae, Dytiscidae, Empididae, Hydrobiosidae, Hydracarina, Perlidae, Staphylinidae y Tanyderidae. Los filtradores, por las familias Hydropsychidae, Philopotamidae y Simuliidae. El grupo perforador estuvo representado por la familia Hydroptilidae, los raspadores por 2 familias: Blephariceridae y Glossosomatidae. Finalmente, el grupo de trituradores estuvo representado por las familias Hyalellidae, Odontoceridae, Ptilodactylidae y Tipulidae (**anexo 19**).

Los colectores fueron el grupo dietario más abundante (78%), seguido de los filtradores (11%), trituradores (8%) y depredadores (3%) (**anexo 19**). En la época húmeda se pudo observar que hubo un aumento de depredadores y una disminución de colectores en el sector medio. Se pudo observar también que los trituradores sufrieron una disminución de sector alto a bajo, llegando a desaparecer en este último. Por el contrario, los filtradores presentaron un aumento de sector alto a bajo, y aparecieron los perforadores solo en el bajo. En la época seca se observó que los trituradores disminuyen en su totalidad en el sector medio, y los depredadores y raspadores en el bajo, llegando solo a tener presencia de colectores y filtradores. En esta época no se observó la presencia de perforadores en ninguno de los sectores (**Gráfico 7**).

Los resultados del análisis de correspondencia canónica (ACC) demostraron que el 91.3% de la varianza total se encuentra explicada por los dos primeros ejes. El primer eje canónico (Axis 1) explicó el 65.1% de la varianza total y estuvo correlacionado de manera positiva con la T ($r=0.72$), CE ($r=0.52$), el OD ($r=0.49$), los STD ($r=0.33$) y con el caudal ($r=0.20$) y de manera inversa con el pH ($r=-0.58$) y la radiación UV-B ($r=-0.52$). El segundo eje canónico (Axis 2) explicó el 26.2% de la varianza total y estuvo correlacionado de manera positiva con la radiación UV-B ($r=0.63$) y el pH ($r=0.55$) y de manera inversa con el resto de los parámetros ambientales (**Tabla 12; anexo 20**).

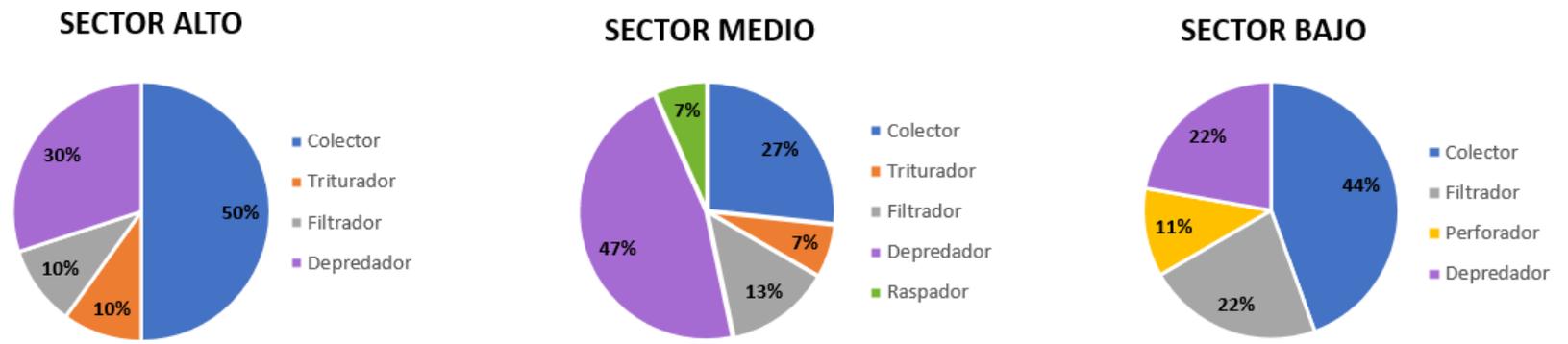
Tabla 12. Contribución de los “scores” de los factores ambientales sobre los GFA en los dos primeros ejes (Axis 1 y Axis 2) del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) ($P < 0.05$).

Ejes	Axis 1	Axis 2
% varianza	65.1	26.15
Parámetros ambientales		
pH	-0.58581	0.55123
T (°C)	0.72324	-0.50764
OD (mg/L)	0.49802	-0.10456
STD (ppm)	0.33049	-0.83162
UV-B(W/m ²)	-0.52142	0.63318
Caudal(m ³ /s)	0.20263	-0.60513
CE(μS/cm)	0.51758	-0.75129

El ACC también mostró la tendencia de aparición de GFA con respecto a los parámetros ambientales. Se pudo observar que la radiación UV-B y pH tienen influencia directa en los raspadores y perforadores, mientras que el OD, CE, T, caudal y STD tienen una influencia inversa en estos grupos. Asimismo, los grupos de colectores y depredadores al ubicarse en la zona central no estarían influenciados por los parámetros ambientales evaluados (**Gráfico 8**).

É
P
O
C
A

H
Ú
M
E
D
A



É
P
O
C
A

S
E
C
A

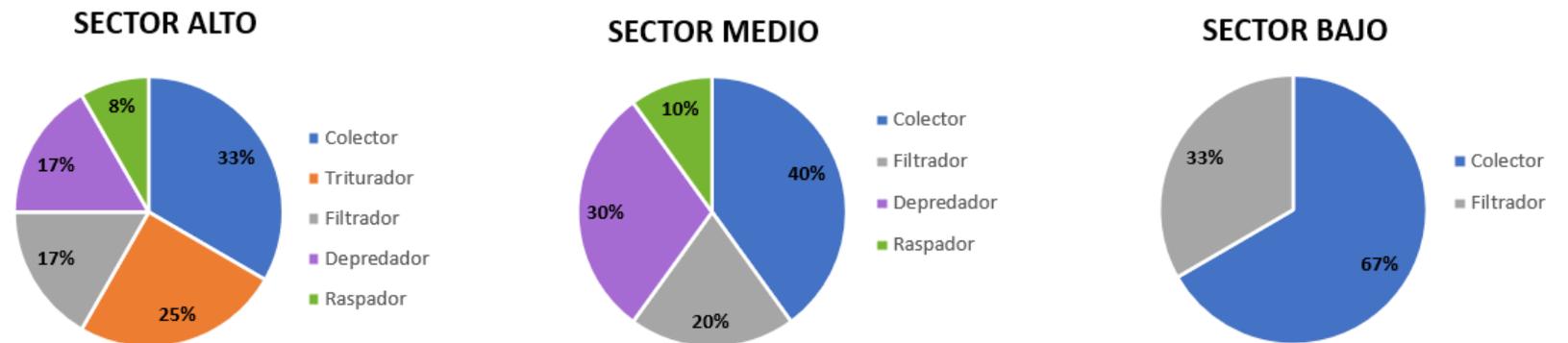


Gráfico 7. Riqueza relativa de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados en época húmeda y seca.

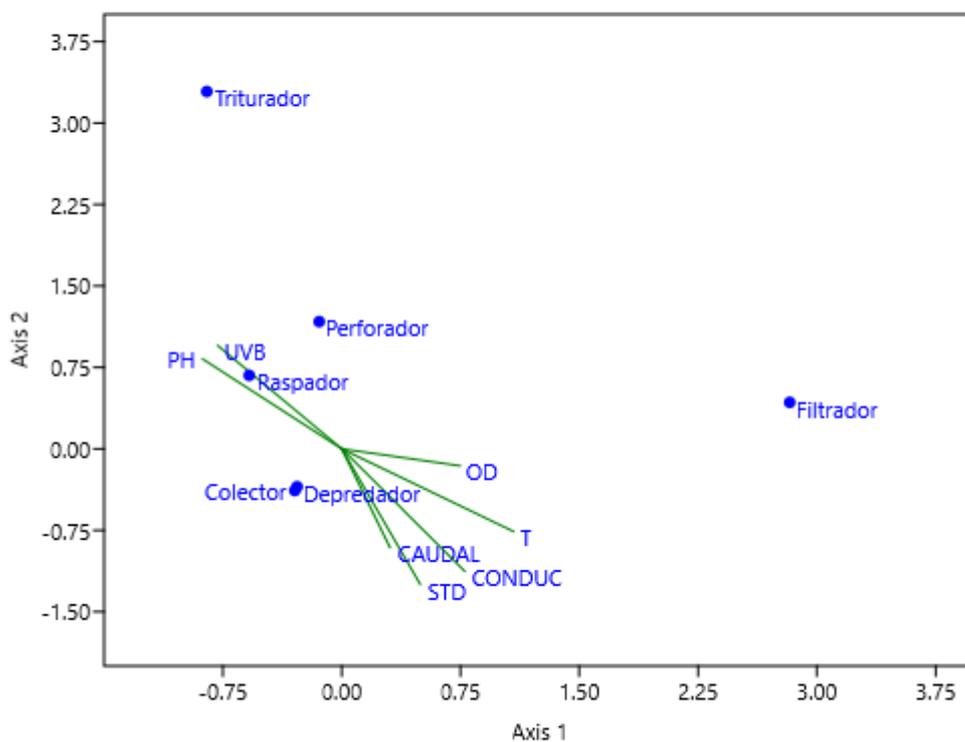


Gráfico 8. Análisis de correspondencia canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para determinar el efecto de los parámetros ambientales sobre los grupos funcionales alimenticios (Anexo 19).

VII. DISCUSIÓN

Los factores ambientales como la concentración de oxígeno, los sólidos totales disueltos, el caudal, el pH y la radiación UV-B evaluados en tres sectores de la cuenca del río Chillón influyen en la distribución espacial, abundancia y riqueza de familias de macroinvertebrados bentónicos y grupos funcionales alimenticios de cada sector. Esto se evidencia en la particular composición de macroinvertebrados bentónicos y grupos funcionales alimenticios en función a las características propias de cada sector altitudinal en las que se encontró diferencias en los valores de los parámetros fisicoquímicos. Asimismo, las diferencias de los factores ambientales a nivel temporal también influyen en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y en la estructura trófica de la cuenca.

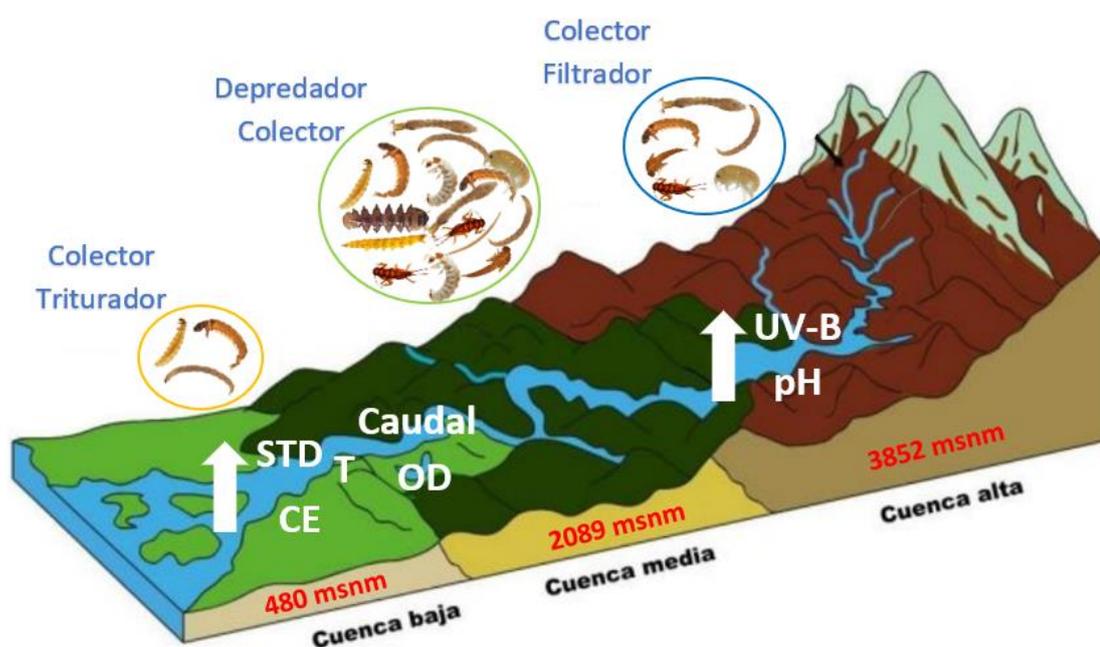


Imagen 8. Representación de los factores ambientales, macroinvertebrados bentónicos y GFA en los tres sectores de la cuenca.

Fuente: Elaboración propia

La principal limitación de este estudio fue la cobertura de un mayor rango de muestreo, ya que solo se evaluaron 3 puntos por cada sector de acuerdo a las facilidades logísticas disponibles. Esta limitación muestral dificultaría la comparación con otros estudios realizados en el mismo lugar con una cobertura más amplia (144), por lo que en futuros estudios se debería incrementar la mayor cantidad de sitios de muestreo para tener mayores datos representativos de la cuenca. Asimismo, para caracterizar adecuadamente los sectores de la cuenca se debe incluir parámetros hidromorfológicos, como ancho y

profundidad del río y otras variables, como vegetación ribereña, tipo de sustrato, entre otros. Con ello, se mejoraría la resolución y la relación entre los factores ambientales a lo largo de los sectores altitudinales y épocas, y macroinvertebrados bentónicos.

7.1 Condición fisicoquímica del agua en las estaciones de muestreo

La temperatura del agua fluctuó entre 10.1°C y 25.9°C, siendo mucho mayor en la época seca y con un rango de variación opuesta a la altitud; es decir, mayores registros en los puntos bajos y menores en los altos. Estas diferencias de temperatura a lo largo del año y de la gradiente altitudinal (sectores) fueron significativas. Se evidenció también que hubo un efecto de interacción, mostrando que la diferencia entre los sectores es mayor en época seca. Este cambio de temperatura con respecto a la altitud y temporada son condiciones propias de ecosistemas fluviales altoandinos (145).

Los niveles de oxígeno disuelto (OD) variaron entre 6.80 mg/L y 8.25 mg/L, presentando mayor solubilidad en el sector bajo que en el alto y mucho mayor en la época húmeda. Estas diferencias se deben a que la presión atmosférica, la cual está en función de la altitud, influye en la concentración de OD en el agua; por lo que a medida que disminuye la presión atmosférica (mayor altitud), la disponibilidad de oxígeno en el agua es menor (81, 146). Se ha evidenciado también que el OD fue superior en la época húmeda, donde la temperatura del agua fue menor y hubo un incremento del caudal y de la turbulencia. Esto se debe al hecho de que la solubilidad del oxígeno en el agua aumenta con la disminución de la temperatura (81, 146, 147). Entonces la disponibilidad del oxígeno en el agua se ve afectada tanto por la presión atmosférica (gradiente altitudinal) y la temperatura (época), y sobre todo, la interacción de estos. Cabe resaltar que el OD presentó registros mayores al valor mínimo de protección de la biota acuática (6.5 mg/L) recomendado por el Consejo Canadiense de Medio Ambiente (Canadian Council of Ministers of the Environment (148); además, superaron los valores mínimos de OD del ECA IV en ríos (**anexo 11**), lo que demuestra una buena oxigenación a lo largo de la cuenca debido a la turbulencia del agua y bajas temperaturas característico de la zona.

Los sólidos totales disueltos (STD) presentaron valores entre 170 ppm y 512 ppm, teniendo registros más altos en la época húmeda y en las zonas bajas. Esto se explicaría a que en la temporada de lluvias intensas se producen mayores escorrentías superficiales provocando erosión de suelos y mayor arrastre de sedimento, entre ellos nutrientes y

demás compuestos orgánicos e inorgánicos que llegan a acumularse en zonas bajas (105). Lo mismo se evidenció en otros estudios, donde la carga de STD en arroyos bolivianos de gran altitud fueron cinco veces mayor en la temporada húmeda que en la temporada seca (149). Los niveles de STD registrados en el sector bajo de la época húmeda superan los valores máximos de STD del ECA IV en ríos (**anexo 11**). Esto podría deberse a la acumulación de sedimentos producto del arrastre provenientes del sector alto y al impacto directo por parte de efluentes domésticos y actividades agrícolas, que se desarrollan en este sector de la cuenca, causando graves problemas de contaminación acuática (48). Los factores que afectan las concentraciones de STD son la pendiente, la litología, las lluvias, la vegetación y las alteraciones antrópicas (145).

La conductividad eléctrica (CE) presentó una variación en ambas épocas de muestreo, presentando mayores registros en la época seca ($340 \mu\text{S}/\text{cm} - 705 \mu\text{S}/\text{cm}$) y con valores crecientes del sector alto al bajo. El incremento de la CE aguas abajo en época seca estaría relacionado con la disminución del caudal, lo cual permite mayor concentración de sales (150), así como a la temperatura del agua, ya que a mayor temperatura se dan mayores registros de CE (105). Sin embargo, la CE presenta una estrecha relación con los STD (123, 124), por tanto, niveles altos de STD estarían explicando mejor los altos registros de conductividad en todos los sectores de la cuenca, más aún en el sector bajo donde se superan los valores máximos de STD del ECA IV en ríos (**anexo 11**).

El régimen de caudal presentó diferencias en época, con valores más bajos en la época seca ($0.34 \text{ m}^3/\text{s} - 0.95 \text{ m}^3/\text{s}$) que en la húmeda ($0.73 \text{ m}^3/\text{s} - 1.68 \text{ m}^3/\text{s}$); también se observó que el sector bajo fue ligeramente más caudaloso que los otros dos sectores. Las diferencias a nivel temporal se deberían, principalmente, al clima, pues en épocas de lluvias aumenta el flujo de agua (151). Por otro lado, la geomorfología del canal también condiciona el nivel de caudal de los ríos (151), así como la construcción de obras hidráulicas (128). Esto explicaría el ligero aumento de caudal en las zonas bajas, donde el canal, debido a las actividades agrícolas, fue modificado por la construcción de una pequeña represa que estaría incrementando el flujo de agua en el sector bajo. El caudal es considerado una variable importante que regula la integridad de los ecosistemas lóticos y limita la abundancia y distribución de las especies acuáticas (152).

Se observó que el pH del agua a lo largo de la cuenca fue ligeramente alcalino ($8.44 \leq \text{pH} \leq 8.80$). Esto se debe a la composición geológica compuesta por formaciones sedimentarias como lutitas, calizas y areniscas; sedimentos rocosos batolíticos y andesitas básicas, que comprenden suelos de naturaleza básica debido a la presencia de minerales como carbonatos de calcio y magnesio, principalmente (39, 45). Sin embargo, estos valores no suponen una condición adversa para la supervivencia de la comunidad bentónica, ya que se encuentran dentro del rango de aceptabilidad según el ECA IV en ríos (**anexo 11**).

Los niveles de radiación solar fluctuaron entre 0.32 W/m^2 y 2.89 W/m^2 , teniendo registros más altos en la época seca; además, las zonas altas presentaron significativamente mayor radiación. La radiación UV-B es mayor a medida que aumenta la altitud debido a que la capa de ozono es más delgada en latitudes bajas y la trayectoria de la radiación a través de la atmósfera es más corta y de forma perpendicular en la superficie terrestre, con lo cual la radiación es menos absorbida y dispersada (114). Así como existe una variación espacial (altitud), la radiación UV-B presenta también una fuerte variación temporal, siendo más intensa durante el verano o época seca en donde la nubosidad disminuye y los niveles de agua decrecen, dejando más expuestas a las comunidades bentónicas (116). Se ha demostrado que la radiación solar genera impactos en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, afectando su abundancia y diversidad (117) y produciendo respuestas adaptativas (153, 154), como la producción de pigmentos (155, 117), esclerotización (146) y antioxidantes contra radicales libres producidos por la misma (157).

En cuanto al análisis de componentes principales (ACP) se pudo observar que el CP1 separa el eje en sectores (los medios y bajos en el lado derecho del gráfico, y el alto en el lado izquierdo), lo que indica diferencias de hábitats con respecto a los parámetros ambientales. El PC1 reveló que el STD, T, CE, OD y caudal están correlacionados entre sí y que tienen una influencia positiva sobre los sectores medios y bajos; mientras que, en sentido opuesto, el pH y la radiación UV-B presentaron mayor influencia sobre el sector alto. Esto se puede confirmar por la dirección de las flechas y por las correlaciones, donde los valores de pH y radiación se incrementan a medida que aumenta la altitud. Esto contrasta con los otros parámetros, que aumentan sus valores a medida que disminuye la gradiente altitudinal. Estas diferencias entre sectores se deben a las características propias

de los ríos altoandinos, donde la elevada altitud y complejidad fisiográfica de las zonas montañosas crean heterogeneidad hidrológica, geomorfológica, ecosistémica y fisicoquímica a lo largo de la cuenca en un río andino tropical (33, 158, 159). El CP2 logró separar muy bien el eje en épocas, estando la húmeda en la parte superior del gráfico y la seca en la parte inferior. Los parámetros que han sido influenciados por la época lluviosa, y que aumentaron sus valores, fueron el OD, caudal y los STD. Por otro lado, en dirección opuesta, los parámetros que aumentaron sus valores debido a la época seca fueron la radiación UV-B, la T y la CE. Estos resultados nos demuestran que el clima también es un condicionante de las variaciones fisicoquímicas e hidrológicas en los ríos altoandinos (33, 160). Por lo tanto, se puede afirmar que estos ríos son muy variables y presentan fluctuaciones importantes en sus características fisicoquímicas a nivel espacial como temporal (33).

7.2 Estructura y composición comunitaria de macroinvertebrados bentónicos

7.2.1 Caracterización de los macroinvertebrados bentónicos

Con respecto a los macroinvertebrados bentónicos, la clase Insecta del phylum Arthropoda fue la más representativa. Dentro de esta clase, el orden Ephemeroptera fue el más abundante, representado por las familias Baetidae y Leptophlebiidae, de las cuales la primera presentó mayor densidad, con un total de 40%. Este orden es considerado uno de los más sensibles a la contaminación acuática, junto a Plecoptera y Trichoptera (143); sin embargo, existen familias como Baetidae y Leptohyphidae que muestran una gran variedad de tolerancia a los cambios ambientales, como un amplio rango de temperatura y, hasta cierto punto, a la contaminación y alteración de su hábitat (161).

En cuanto al orden Plecoptera, la familia Perlidae fue recolectada en el sector alto durante la época seca. Este orden es representativo de aguas bien oxigenadas, turbulentas, de sustratos pedregosos y con baja concentración de partículas en suspensión (143). La concentración de STD fue alta en todos los puntos de muestreo, excepto en el sector alto en la época seca, por lo que estaría limitando la distribución y presencia de familias de este orden, ya que las branquias de estos organismos pueden llegar a cubrirse con las partículas finas limitando el intercambio gaseoso (162).

Dentro del orden Trichoptera, se reportaron las familias Glossosomatidae, Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Odontoceridae y Philopotamidae. Este orden es también

considerado bioindicador de la calidad del agua (163) debido a su alta sensibilidad ante cambios fisicoquímicos que ocurren en los ecosistemas acuáticos (164, 143). La mayoría de familias, excepto Hydropsychidae, fueron encontradas en los sectores medio y alto, lo que se debería a que gran parte de tricópteros están restringidos, principalmente, a aguas frías con corriente (165). En el caso de Hydropsychidae, se ha evidenciado su presencia en todos los sectores de la cuenca, esto se debe a que esta familia presenta un amplio rango de colonización, desde aguas frías con corriente y vegetación (sector alto y medio), hasta aguas con mediana contaminación (sector bajo) (143). Estos resultados también se observaron en otra investigación realizada en el río Chillón, donde esta familia estuvo presente en aguas impactadas por contaminación orgánica, por lo que se le considera como indicadora de aguas oligotróficas a eutróficas (144).

El orden Diptera presentó el mayor número de familias, representadas por Chironomidae, Empididae, Simuliidae, Blephariceridae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Tanyderidae y Tipulidae. La familia Chironomidae fue la más abundante (18%) y estuvo presente en todos los sectores de la cuenca y en ambas épocas, seguida por Empididae y Simuliidae. Los elevados registros de la familia Chironomidae estarían explicados por su amplia distribución y abundancia entre los insectos de agua dulce a nivel mundial (166, 167, 143). Esto se debe a su gran facilidad para establecerse en diferentes ambientes (168, 169), rangos de altitud, zonas geográficas y gradientes fisicoquímicos, incluyendo condiciones extremas (168), por lo que es considerada un buen bioindicador de mala calidad de agua (170, 143). La familia Empididae se caracteriza por estar presente en aguas con corriente lenta y adheridos a la vegetación acuática (143), característico del sector alto y medio donde fueron recolectados. En estudios hechos en el río Chillón también se reportó que el orden Diptera fue el que presentó el mayor número de familias, siendo Chironomidae la más abundante (49, 144).

El orden Coleoptera estuvo representado por las familias Elmidae, Dytiscidae, Ptilodactylidae y Staphylinidae, de las cuales Elmidae presentó mayor abundancia y estuvo presente en los tres rangos de altitud y, en ambas épocas. Esto se debe a que son organismos de amplia distribución, se encuentran presentes a lo largo del año y muy frecuentes en hábitats donde abunda materia orgánica alóctona, como hojarasca y troncos y en sustratos pedregosos (171, 172, 143). El orden Megaloptera solo estuvo conformado por la familia Corydalidae, la cual estuvo presente solo en la cuenca media

y en ambas épocas. Esta familia se caracteriza por vivir en aguas limpias con corrientes, debajo del sustrato pedregoso, en troncos y vegetación acuática (143). Esto explicaría su presencia exclusiva en el sector medio, donde los hábitats estuvieron de acuerdo a los requerimientos de esta familia para su desarrollo.

Una diferencia entre arroyos altoandinos tropicales y de latitudes templadas es la tendencia de taxa de macroinvertebrados no-insectos a constituir una mayor proporción en los primeros (173, 145). Como evidencia de ello, se han registrado especies de Hydracarina, Oligochaeta, Copepoda, Turbellaria, Nematoda, Amphipoda y Ostracoda, que representaron el 73% de la fauna bentónica en un arroyo altoandino ecuatoriano (174). En otros estudios realizados en ríos de gran altitud como los de Bolivia, se observó que el 25% de macroinvertebrados estaban representados por Hydracarina y Turbellaria, y 18% por Turbellaria, Oligochaeta y Amphipoda (175, 149). En el presente estudio, los no-insectos representaron el 23% de todos los macroinvertebrados, siendo la familia Physidae la más abundante con un 13.9 %, seguido de Hyalellidae con un 6.7%. Este último solo estuvo presente en el sector alto en ambas épocas, mientras que Physidae presentó mayor abundancia en el sector medio de la época seca. En varios estudios se ha evidenciado que la familia Hyalellidae se encuentra, preferentemente, en zonas de mayor altitud en donde el ambiente se caracteriza por una buena concentración de oxígeno disuelto y bajas temperaturas (144,176,177). La familia Physidae (phylum Mollusca) se caracteriza por vivir en ambientes con altas concentraciones de sales, considerándolos como indicadores de aguas duras y alcalinas; asimismo, se pueden encontrar grandes densidades en zonas con mucha vegetación acuática (143). Esto concuerda con una elevada abundancia de Physidae en el sector medio, caracterizado por una extensa vegetación acuática, y en época seca, donde los valores de conductividad eléctrica fueron mayores. La clase Oligochaeta estuvo presente en los tres sectores, con mayor abundancia en la época seca. Esta distribución se debe a que este grupo puede vivir en diversas condiciones ambientales, ya sea en zonas con poca oxigenación, eutrofizadas, en aguas quietas como en corrientes, en el fondo, sobre piedras, en restos de plantas y sobre vegetación (143). La clase Ostracoda solo se evidenció en el sector alto de la época seca, esto podría deberse a la disponibilidad del sustrato arenoso, el cual es colonizado por estos organismos (178). Esto mismo se observó en otro estudio realizado en el río Chillón, donde la clase Ostracoda fue abundante en la época seca (49). El orden Turbellaria representada por la familia Planariidae estuvo presente en las zonas media y alta de la

cuenca, debido a que estos organismos se caracterizan por vivir en aguas oxigenadas y asociadas a sustratos rocosos, troncos, ramas y hojarasca (143).

Cabe resaltar que, en ambas épocas de estudio, los órdenes Diptera, Trichoptera y Coleoptera presentaron valores altos de riqueza de familias (8, 6 y 4, respectivamente), lo cual coincide con otros estudios donde se destacan estos órdenes como los más representativos de la clase Insecta en ecosistemas de agua dulce (179, 176, 177) y con la investigación realizada en el río Chillón (144).

7.2.2 Abundancia de macroinvertebrados bentónicos

Con respecto a la abundancia de macroinvertebrados, se observó diferencias significativas a nivel temporal, siendo mayor en la época seca (**anexo 12**). Esto podría deberse a que el aumento del caudal, producto de las precipitaciones y variabilidad en la descarga durante la época húmeda, condicionan una baja abundancia, mientras que la disminución de los niveles de agua permite una rápida recuperación del número de individuos (35) y una posterior estabilidad de la comunidad (144). La descarga hidráulica es generalmente considerada como un factor importante de perturbación ambiental que condiciona la estructura y distribución de macroinvertebrados (180), ya que el aumento de caudal genera un fenómeno de arrastre de individuos (181). Estos hallazgos coinciden con otros estudios realizados en ríos de los Andes venezolanos (182), bolivianos (35) y en la cuenca del río Chillón (144), donde las altas descargas hidráulicas y las escorrentías producto de las precipitaciones, ocasionan la disminución de la densidad de macroinvertebrados bentónicos.

Sin embargo, los efectos negativos que causan el cambio del flujo de agua se pueden compensar por movimientos hacia zonas menos impactadas, denominadas 'refugios'. Estos pueden ser áreas con corriente de agua menor o nula (180) como remansos, curvas de meandros, periferia de canal y adyacente a rocas (181). Los refugios permiten que los organismos tengan más probabilidades de sobrevivir y puedan después subsistir organizadas en parches en época seca (182), provocando una estabilidad en la comunidad (144).

La subsistencia de los macroinvertebrados a los cambios de caudal puede deberse también a estrategias reproductivas, como por ejemplo el multivoltinismo (varias generaciones por época o por un lapso) y a los tiempos de desarrollo de los estadios acuáticos,

favoreciendo a aquellos organismos que se desarrollan en menor tiempo como Chironomidae, Simuliidae y Baetidae (183).

El análisis de SIMPER, a nivel temporal, mostró que las familias Baetidae y Chironomidae presentaron el mayor porcentaje de contribución en la zona de estudio en ambas épocas, incluso más en época seca. Estos resultados coinciden con lo reportado en un estudio realizado en arroyos del altiplano ecuatoriano, donde se evaluó la estructura comunitaria en época húmeda y seca, resultando haber mayor abundancia en época seca; además, se evidenció que Baetidae, Chironomidae, Simuliidae y Elmidae fueron las familias que estuvieron presentes en ambas épocas (120). La dominancia de la familia Baetidae puede deberse a que son oportunistas (184), presentan un amplio rango de tolerancia a la temperatura y, hasta cierto punto, a la contaminación y alteración de su hábitat (161). La dominancia de la familia Chironomidae se debe a que son cosmopolitas, presentando gran facilidad para distribuirse y establecerse en diversos ambientes acuáticos, desde bajas hasta altas temperaturas, incluso presentan adaptaciones a los cambios de caudal (144).

7.2.3 Riqueza de macroinvertebrados bentónicos

Respecto a la diversidad de macroinvertebrados, se observó que la riqueza de familias fue similar en ambas épocas de estudio; sin embargo, hubo diferencias entre sectores, donde el sector medio presentó el mayor número de familias con respecto a los otros sectores. El sector bajo se caracterizó por presentar altos niveles de STD, incluso superiores al nivel del ECA. Esto podría deberse a la constante contaminación producto de la actividad agrícola y a las descargas de aguas residuales domésticas que ocurren en este sector, afectando la calidad del agua (46, 47, 48). Una elevada concentración de STD refleja alta carga contaminante, entre ellas orgánica (107), lo que provoca efectos negativos sobre la fauna bentónica al reducir los niveles de OD, alterar las fuentes de alimentos y sustratos disponibles (185). Sin embargo, el sector bajo presentó altos niveles de OD, lo que no concuerda con lo mencionado anteriormente.

La alta concentración de STD y OD en el sector bajo puede deberse a la presencia de una represa artesanal construida para favorecer las actividades agrícolas, lo que ocasiona una elevación del flujo de agua, provocando turbulencia y aireación, así como el arrastre de sedimento y por consiguiente, de la comunidad de macroinvertebrados. Las represas

pueden causar cambios significativos en la composición y disminución de la riqueza de estos organismos, dando lugar al desplazamiento de especies sensibles y dominancia de las tolerantes (129). Por ejemplo, la construcción de una represa en el tramo bajo del río Larraun, norte de España, llevó a cambios en estas comunidades dando lugar a una disminución de la diversidad y a la dominancia de la familia Chironomidae (129). Estos mismos resultados se evidenciaron en este estudio, donde el sector bajo tuvo pocas familias dominadas por Chironomidae e Hydropsychidae.

En el sector medio se observó una alta riqueza de familias de macroinvertebrados, quizá debido a la presencia de muchos sustratos colonizables, así como a la presencia de materia orgánica alóctona y vegetación acuática. Esta última es considerada muy importante en los sistemas lóticos, ya que brinda estructura física y abundante alimento, e influye en la producción de materia orgánica, nutrientes en el agua y en la calidad del hábitat, lo que determina la abundancia y diversidad de estas comunidades bentónicas (141, 140). Después de comparar la riqueza y abundancia de macroinvertebrados en dos tipos de hábitats, se demostró que las zonas con vegetación acuática presentaron mayor riqueza y abundancia, en comparación con los hábitats minerales (arcilla, limo y arena) (142). Por otro lado, en el sector medio se ha evidenciado la presencia de materia orgánica alóctona, como hojarasca y troncos, proveniente de la vegetación ribereña. El ingreso de materia orgánica en los ecosistemas fluviales constituye la fuente principal de energía y nutrientes, los cuales son aprovechados por los diferentes organismos acuáticos (148); además, ofrece mayor disponibilidad de recursos, albergando mayor riqueza y abundancia de macroinvertebrados (139).

Este patrón de riqueza y abundancia máxima en altitudes medias (1000-2500 msnm) se ha reportado en muchos grupos de plantas y animales (186), incluido insectos terrestres (187). Esto podría deberse al suministro estable de agua mediante la condensación (humedad), que ocurre hasta una cierta elevación y especialmente visible en los trópicos; por otro lado, la severidad climática en bajas y altas altitudes propicia un 'clima óptimo' en elevaciones medias, resultando en un aumento de taxa (186, 187). Por último, la restricción de recursos y la fragmentación de hábitats en zonas altas, ocasionan que la riqueza y abundancia de especies disminuyan (186,187). En estudios hechos en arroyos ecuatorianos, también se ha evidenciado una riqueza máxima de macroinvertebrados bentónicos en elevaciones medias (188, 78).

En cuanto al análisis NMDS, se observó tres agrupamientos que coinciden con los tres sectores de muestreo. Esto sugiere que la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados en cada sector se mantiene, debido a que a lo largo de un sistema fluvial existen diferentes gradientes ambientales y una amplia gama de hábitats (189) que pueden ser colonizados por los macroinvertebrados. Asimismo, las características del sustrato, la presencia de materia orgánica alóctona y autóctona, la vegetación acuática y ciertos parámetros fisicoquímicos e hidrológicos son aprovechados de acuerdo a las necesidades de las comunidades bentónicas, por lo que estarían presentes en lugares de acuerdo a sus requerimientos.

Según el análisis de SIMPER, a nivel espacial, las familias que más contribuyeron en el sector bajo fueron Chironomidae e Hydropsychidae. La presencia de esta última en este sector puede deberse a la idoneidad de hábitat pedregosos cubiertos con sustratos que le proveen alimento (189); asimismo, el aumento de STD permite el transporte y suspensión de MOPF incrementando la disponibilidad de alimento para esta familia (190). La presencia de Chironomidae en este sector se debe a que son cosmopolitas, presentan adaptabilidad para vivir en diferentes ambientes acuáticos desde agua limpias hasta altamente contaminadas (168, 169), así como un amplio rango de altitud y temperatura (144, 168).

Las familias que presentaron mayor contribución en el sector medio fueron Baetidae y Physidae. La presencia de la familia Baetidae en este sector se debe a que habitan en aguas torrentosas, bien oxigenadas y limpias (161), considerándose en general bioindicadores de buena calidad de agua (143). Esto explicaría su presencia en este sector donde hubo alta corriente y buena oxigenación debido a la vegetación acuática. La familia Physidae se caracteriza por habitar zonas con mucha vegetación acuática (143), esto explicaría su presencia en este sector de la cuenca.

Las familias que más contribuyeron en el sector alto fueron Chironomidae y Hyalellidae. La familia Chironomidae presenta un amplio rango de distribución por lo que es común encontrar a esta familia a lo largo de la cuenca (144). Hyalellidae habita en zonas de mayor altitud, alta concentración de oxígeno disuelto y bajas temperaturas lo que explicaría su presencia sólo en este sector (144,176,177). Las características del ambiente y los parámetros fisicoquímicos del agua en cada sector de la cuenca de un río altoandino

influyen sobre los patrones de riqueza, abundancia y distribución de macroinvertebrados bentónicos.

En cuanto a los resultados del análisis de correspondencia canónica (ACC) se observó que algunas familias de los órdenes Coleoptera y Trichoptera se encuentran influenciadas positivamente por el OD. Se sabe que la mayoría de las familias de este orden son indicadoras de buena calidad de agua debido a su sensibilidad al déficit de oxígeno (174, 143, 163-165). Por el contrario, en dirección opuesta, se encuentran familias que pueden sobrevivir a bajas concentraciones de oxígeno, como Tipulidae, Simuliidae, Ceratopogonidae y Empididae (Díptera), Aeshnidae (Odonata), Physidae (Mollusca) y algunos géneros de Baetidae (Ephemeroptera) como *Americabaetis*, *Baetodes*, *Camelobaetidius*, *Nanomis*, *Varipes* (193). Cabe resaltar que los niveles de OD a lo largo de la cuenca y en ambas épocas estuvieron por encima del nivel mínimo de protección de la biota acuática (164) y, además, superaron el valor mínimo del ECA IV para ríos altoandinos (**anexo 11**). Por ello, la disminución de OD no sería crítica para la comunidad de macroinvertebrados. Por otro lado, no se observó presencia de familias en sitios de mayor influencia de STD, CE y caudal, lo que supone que la variación de estos parámetros ambientales es determinante en la distribución y composición de la comunidad debido a su sensibilidad frente a ellos (159,194). En posición contraria, donde hay bajos niveles de STD, CE y caudal, hay presencia de familias. Esto podría deberse a las condiciones propias de algunas de ellas, como respiración branquial y la susceptibilidad a la sedimentación (195), que ocasiona daños en el aparato respiratorio (196). Asimismo, el aumento de la CE afecta la composición de la comunidad de macroinvertebrados debido a una posible absorción de iones que ocasiona que sus células dejen de funcionar por la pérdida de agua (125,196). Por último, los bajos niveles de caudal de la época seca, permiten una rápida recuperación del número de individuos (56), y una posterior estabilidad de la comunidad (160).

Actualmente, el constante aumento de emisiones de gases de efecto invernadero tiene como consecuencia el evidente calentamiento global y por ende el cambio climático (CC), el cual tiene un impacto directo sobre los ecosistemas acuáticos (197). Un ejemplo de ello es la disminución de la productividad de los sistemas lóticos, debido al incremento de la temperatura y, por ende, la poca disponibilidad de oxígeno en el agua, lo cual afectaría a las comunidades bióticas como la de los macroinvertebrados (198,199). En esta

investigación se ha observado que una ligera disminución de este parámetro ha favorecido a los taxa que toleran bajos niveles de oxígeno, por lo tanto, si el CC no es controlado, la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se vería afectada, favoreciendo a especies tolerantes al déficit de oxígeno, lo que resultaría en una modificación del rol trófico de los consumidores secundarios (200).

Por otro lado, el incremento de las actividades antrópicas y la carencia de una gestión integral que regule los recursos hídricos del río Chillón, provocan la contaminación de las aguas, especialmente la contaminación orgánica, la cual ocasiona el aumento de STD y, por ende, de la conductividad eléctrica (201). Esto afectaría a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, especialmente a las familias sensibles a la elevada concentración de STD y CE, provocando un aumento de taxa tolerantes lo que llevaría a un cambio en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados afectando a largo plazo la cadena trófica (200) del río Chillón.

7.3 Grupos funcionales alimenticios e influencia de los factores ambientales

Los macroinvertebrados bentónicos se caracterizan por cumplir diferentes funciones como la transformación de la materia orgánica fina y gruesa, por lo que son un componente importante en la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Para ello, desarrollaron modificaciones morfológicas y fisiológicas que les ha permitido adaptarse a diferentes tipos de hábitats de acuerdo al suministro de alimento y a las estrategias alimenticias que presentan (202). Por otro lado, la distribución espacial, abundancia y diversidad de macroinvertebrados pueden estar influenciadas por ciertos factores ambientales, como la temperatura, concentración de oxígeno, pH, radiación UV-B, altitud y tamaño del sustrato (203, 58). Estos parámetros ambientales podrían influir en la estructura de los GFA (58).

El concepto de Vannote (204) sobre “el río continuo” indica que los factores asociados a la gradiente longitudinal de un río, como el ancho del caudal, profundidad, volumen, descarga de la corriente o distancia a la cabecera del río influyen en la disponibilidad y los tipos de recursos alimenticios, y en el consecuente recambio de los GFA de macroinvertebrados. Sin embargo, según Tomanova (65), los factores asociados a la altitud, como la temperatura, la radiación UV-B y cobertura vegetal, pueden también determinar la composición de los GFA en ecosistemas acuáticos neotropicales.

Los ecólogos acuáticos han clasificado a los macroinvertebrados bentónicos en grupos funcionales alimenticios de acuerdo a las características morfológicas (especializaciones en la zona bucal) y mecanismos de comportamiento (forma de alimentación) que utilizan al momento de alimentarse (70). En este sentido, existen los siguientes grupos funcionales principales: colectores, que consumen materia orgánica particulada fina; trituradores de tejidos vegetales; filtradores, que se alimentan de partículas de materia orgánica fina suspendida; raspadores que raspan perifiton y algas adheridas al sustrato; depredadores de presas vivas; y perforadores, que presentan adaptaciones bucales que les permite perforar y obtener fluidos vegetales (70, 205, 206)

En el presente trabajo se clasificó 26 de los 31 taxa identificados en GFA con base de la clasificación de Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (70) (**anexo 19**). El grupo de colectores estuvo representado por las familias Tubificidae, Baetidae, Elmidae, Chironomidae y Leptophlebiidae. Los depredadores estuvieron representados por las siguientes familias: Aeshnidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Corydalidae, Dytiscidae, Empididae, Hydrobiosidae, Hydracarina, Perlidae, Staphylinidae y Tanyderidae. Los filtradores, por las familias Hydropsychidae, Philopotamidae y Simuliidae. El grupo perforador estuvo representado por la familia Hydroptilidae, los raspadores por 2 familias: Blephariceridae y Glossosomatidae. Finalmente, el grupo de trituradores estuvo representado por las familias Hyalellidae, Odontoceridae, Ptilodactylidae y Tipulidae (**anexo 19**).

7.3.1 Abundancia relativa de grupos funcionales alimenticios

En la cabecera del río Chillón la vegetación dominante son gramíneas y algas, las cuales son la principal fuente de materia orgánica particulada gruesa (MOPG), fina (MOPF) y disuelta (MOD). En el sector medio existe una mayor cantidad de algas, arbustos y árboles, los cuales aportan MOD, MOPF y MOPG (58) y favorecen la dominancia de organismos colectores, como Chironomidae y Elmidae durante la época seca. La familia Chironomidae está conformada por los organismos más abundantes y de amplia distribución, cuyos hábitos alimenticios se basan, principalmente, en materia orgánica articulada (MOP) (207). Asimismo, la familia Elmidae también se encuentra en diversos ecosistemas cuyas aguas varían desde torrentosas y limpias, hasta aquellas con leves grados de contaminación y su principal fuente de alimento son algas y detritus (208). Por lo tanto, la abundancia de este grupo en nuestro estudio se debería a la disponibilidad de los sustratos, al mantenimiento de la vegetación ribereña, los refugios contra

depredadores y al incremento de sitios de oviposición (209). Por otro lado, la disminución de colectores durante la época húmeda se podría atribuir al aumento del caudal, que incrementa el arrastre de los organismos y disminuye su abundancia (209). En general, los colectores fueron el GFA más abundante en ambas épocas, lo que coincide con un estudio en riachuelos de Ecuador, debido a la mayor disponibilidad de alimento por el transporte de partículas finas y ultrafinas de materia orgánica por las corrientes (210, 211). El segundo grupo funcional más abundante en nuestro estudio fueron los filtradores (**anexo 19**). Durante la época húmeda, en el sector medio donde abunda la materia orgánica debido a la vegetación ribereña, se encontró la mayor abundancia de este grupo, representado por Simuliidae e Hydropsychidae. Los simúlidos habitan en aguas torrentosas, que crean condiciones propicias para el desarrollo de sus fases preimaginales (212). De igual modo, los Hydropsychidae habitan en aguas con corrientes y en zonas pedregosas cubiertas con sustratos como musgos (213). La ecología de estas familias coincide con las características del sector en las que fueron encontradas, con presencia de rocas y altas velocidades de corriente, lo cual permite la suspensión y transporte de la MOPF que sirve de alimento a este grupo (214). Durante la época seca, se reportó una mayor abundancia de este grupo en el sector bajo, debido al aumento significativo de algas y a una mayor disponibilidad de alimento. Esto coincide con lo que mencionan diferentes autores, quienes señalan que el aumento de filtradores se produce a nivel del tramo más eutrofizado, debido a la abundancia de MOPF (215). Asimismo, se ha reportado el incremento de larvas filtradoras en tramos bajos de los ríos debido a que en estos existe un incremento de la concentración de materia orgánica en suspensión (216). Esto coincide con lo encontrado en nuestro estudio, ya que en el sector bajo se reportó una mayor concentración de sólidos totales disueltos en ambas épocas.

Los trituradores representados por la familia Hyalellidae reflejan el 8% de la abundancia de grupos funcionales alimenticios encontrados en nuestro estudio y fueron más abundantes en el sector alto en ambas épocas (**anexo 19**). Este resultado es similar a otro estudio en el que señalan que los trituradores son codominantes junto con los colectores en las zonas de cabecera, reflejando la importancia de la MOPG y la MOPF-MOPU (materia orgánica particulada ultrafina) (217). Sin embargo, existen otros factores que condicionan la distribución espacial de los trituradores en un río, como las fuerzas hidráulicas responsables de la acumulación de detritus, la respuesta de los macroinvertebrados a la acumulación de alimento o la variedad de hábitats (218). Debido

a que en nuestro estudio el caudal fue menor en el sector alto ello pudo favorecer a la acumulación de alimento para los trituradores en comparación con los otros sectores, con lo que se explicaría una mayor abundancia. Por otro lado, debido a la escasa vegetación ribereña en el sector alto, que no aportaría grandes cantidades de MOPG la disponibilidad de alimento para este GFA estaría limitada, por lo que la abundancia de trituradores (Hyalellidae) se debería a que estos cumplirían la función de colectores (219) alimentándose de materia orgánica en descomposición.

Finalmente, los depredadores representaron el 2% de la abundancia de GFA en nuestro estudio, entre los que destacan las familias Empididae e Hydrobiosidae (**anexo 19**). Estas viven en fondos rocosos de corrientes rápidas y con aguas bien oxigenadas, y se alimentan, generalmente, de otros dípteros, como en el caso de Empididae, y de efemerópteros, quironómidos, oligoquetos y ácaros, como en Hydrobiosidae (220, 213). Este grupo fue más abundante en el sector alto y medio en la época húmeda, mientras que en la seca lo fue en el sector medio. Esto coincide con otros estudios en los que reportan mayor abundancia de los depredadores en los tramos medios de los ríos (221) por la presencia de hábitats adecuados. En los sectores medios de los ríos, por lo general, existen hábitats propicios para los depredadores debido a la presencia de vegetación, como pastos y arbustos cuyas raíces permiten albergarlos (222), tal como se observó en nuestro estudio.

En los sistemas lóticos, la variación temporal en los GFA se puede explicar debido a los cambios en las condiciones del hábitat (60). En nuestro estudio, durante la época húmeda se reportó una menor abundancia relativa de organismos colectores, filtradores, trituradores y depredadores, que puede ser atribuida al incremento del caudal y la velocidad de la corriente, que influyen en el arrastre de organismos (209). Por el contrario, la mayor abundancia de estos grupos se dio en la época seca, quizá debido a que el descenso del nivel del agua permite la construcción de refugios para algunos organismos, como los filtradores, que se protegen de los depredadores. Asimismo, la disminución del caudal evita que los organismos sean arrastrados y se incrementen los sitios de oviposición (209).

7.3.2 Riqueza relativa de grupos funcionales alimenticios

Respecto a la variedad temporal de riqueza de GFA, se observó un incremento de los depredadores de las familias Ceratopogonidae, Chaoboridae, Corydalidae en el sector medio en la época húmeda, mientras que los colectores disminuyeron (**Gráfico 7**). Esto se debería a que los colectores son una fuente de suministros orgánicos para los depredadores (219). La familia Ceratopogonidae requiere de alimentación proteica, por lo que se alimenta de colectores, como los quironómidos (223); asimismo, las larvas de Chaoboridae son esencialmente carnívoras y aparecen a finales de la época seca en grandes poblaciones (224), lo que explicaría su abundancia en la época húmeda.

La presencia de trituradores de la familia Hyalellidae disminuyó del sector alto al bajo, debido a su abundancia en las zonas altas y medias (**Gráfico 7**), donde existe mayor disponibilidad de la MOPG y la MOPF-MOPU, por su rol de descomponedores de la materia orgánica (225) proveniente de la vegetación ribereña del sector medio del río Chillón. Por el contrario, en el sector bajo, su ausencia se debe a que los hongos y las bacterias cumplen la función de los trituradores, disminuyendo la masa de hojarascas (1217).

Los filtradores, representados por las familias Hydropsychidae y Simuliidae, aumentaron del sector alto al bajo (**Gráfico 7**). Las larvas de Hydropsychidae habitan en zonas de corrientes medias a fuertes, que, junto a los STD, como las del sector bajo, crean condiciones favorables de fuentes de alimentación para estos organismos que consumen materia orgánica en suspensión (216). Lo mismo ocurre con los simúlidos, que habitan zonas medias y bajas de ríos con corrientes como el Chillón; sin embargo, su presencia también se regula por los niveles de eutrofización causada por la presencia de algas, como en el sector bajo de nuestro estudio.

Finalmente, los perforadores representados por la familia Hydroptilidae sólo aparecieron en el sector bajo (**Gráfico 7**). Esto se podría explicar por la presencia de rocas en cuyas superficies crece el perifiton, que les sirve de alimento, y por el mayor caudal que genera zonas de salpicaduras que favorecen su crecimiento (222). Estas características cumplen con los requerimientos de hábitat de Hydroptilidae, que ocupa los salpiques de rocas en medio de ríos con corrientes fuertes (213).

En la época seca, los trituradores (Hyaellidae, Odontoceridae y Ptilodactylidae) disminuyeron en el sector medio, mientras que los colectores y depredadores fueron los más abundantes (**Gráfico 7**). En este caso, serían los colectores los que reemplazarían la función de los trituradores (219). También se observó la disminución de los depredadores y raspadores en el sector bajo, mientras que los colectores (Elmidae y Chironomidae) y filtradores (Hydropsychidae) aumentaron debido al incremento y disponibilidad de alimento, como las algas que aportan MOD, MOPG y MOPF al sistema (216). Asimismo, se reportaron mayores valores de STD, los cuales incrementan la materia orgánica en suspensión que sirve de alimento para estos grupos (216). Los élmidos se alimentan, principalmente, de algas, detritus y material orgánico de origen vegetal, y habitan en aguas con corrientes y alto contenido de oxígeno (226), lo que coincide con lo reportado en el sector bajo. Los quironómidos son cosmopolitas y se alimentan de algas, hongos, fragmentos y fibras de hojas (207), por lo que su presencia se debería a la disponibilidad de alimento. Por otro lado, la familia Hydropsychidae coloniza diferentes tipos de sustratos, como rocas, arena, grava y hojarasca, y se encuentra, generalmente, en zonas con corriente para filtrar la materia orgánica en suspensión (227). Por lo tanto, el sector bajo cumple con las condiciones de caudal y sustrato requeridos por esta familia.

Finalmente, en esta época no se observó la presencia de perforadores en ninguno de los sectores, probablemente porque la variación temporal asociada a la estacionalidad climática e hidráulica modifica sus condiciones de hábitat y favorece a otros grupos (60).

En cuanto al ACC (**Gráfico 8**), que evalúa la aparición de GFA en relación a los parámetros ambientales, se encontró que la radiación UV-B y el pH tienen influencia directa en los raspadores (Blephariceridae y Glossosomatidae) y perforadores (Hydroptilidae). Las larvas de Blephariceridae se encuentran en hábitats específicos (aguas con corrientes y sustratos rocosos), ya que presentan adaptaciones morfológicas especializadas que limitan su capacidad de dispersión (228) y, al igual que la familia Glossosomatidae, se alimentan de películas delgadas de perifiton que están adheridas a sustratos rocosos (229, 230). En este estudio, los valores de pH en todos los sitios muestreados fueron ligeramente básicos, lo que favorece a los consumidores especializados, como los raspadores, que son más sensibles a la disminución de pH (231). Esta sensibilidad a los cambios de pH se debe a que los valores más ácidos afectan el suministro de alimento, limitando la reproducción de organismos fotosintéticos y

alterando las propiedades electroquímicas del perifiton, que es el principal alimento de este grupo (232).

Los perforadores, también son afines a un pH neutro y muy poco tolerantes a aguas muy ácidas (233). Tal es el caso de la familia Hydroptilidae, cuyas larvas se alimentan perforando algas y son sensibles a la acidez (234, 235), la cual puede afectar la cobertura vegetal ribereña, que en nuestro estudio estuvo dominada por algas, que sirven de alimento y crean condiciones propicias para el hábitat de este grupo.

Con relación a la radiación UV-B, esta puede degradar la MOD del medio y generar la rápida descomposición del material alóctono en detritus finos (209). A su vez, esta actúa como un agente protector para los organismos que habitan en zonas de alta radiación (236), ya que contiene mayor concentración de carbono orgánico disuelto que atenúa mejor la radiación UV-B a través de la columna de agua (237). Por tal motivo, organismos como los raspadores y perforadores están influenciados directamente por la radiación UV-B, que al descomponer la materia orgánica produce una reducción del nivel lumínico y poca transparencia en el agua. Esto limita la fijación de algas, favoreciendo a los raspadores y perforadores que pueden ahora fijarse al sustrato de manera eficiente, aun bajo condiciones de alta radiación (238). Otra razón del por qué estos organismos están relacionados directamente con la radiación UV-B se debería a las estrategias de defensa que tienen, como la pigmentación y sistemas antioxidantes (236). Se ha reportado que perforadores, como Hydroptilidae, son más abundantes a mayor altitud y por ende a exposiciones más altas de radiación UV-B (236).

Diversos estudios han reportado que la distribución de los macroinvertebrados acuáticos se encuentra correlacionada con la variación en la concentración de sales en el agua, la temperatura, el OD, el pH y la velocidad de la corriente (239). En nuestro estudio, fue principalmente el pH que influenció de manera positiva en el grupo de raspadores y perforadores. Por el contrario, se encontró que el OD, CE, el caudal y STD tienen una influencia inversa en estos grupos, lo que puede deberse al balance que los raspadores y perforadores tienen entre los costos de energía que implica mantener la posición en ambientes turbulentos, y los beneficios de la constante circulación de oxígeno y alimento (240). Finalmente, los STD pueden alterar la composición del sustrato cambiando los hábitats de algunos taxones y afectar la alimentación por filtración debido al incremento de las concentraciones de sedimento en suspensión. Esto reduce el perifiton, disminuye

la disponibilidad de alimentos para ciertos taxones (241), y afecta especies sensibles cuya respiración se realiza por branquias expuestas, lo que explicaría la influencia inversa de los STD en los raspadores y perforadores (242).

VIII. CONCLUSIONES

- Los factores ambientales que influyen en los sectores medios y bajos son el OD, caudal, STD, T y CE, mientras que en el sector alto influyen el pH y la radiación UV-B.
- La época húmeda tiene influencia sobre el caudal, STD y OD, mientras que la época seca influye sobre la T y radiación UV-B.
- La abundancia de macroinvertebrados fue mayor en la época seca, en la que se registraron 12 821 individuos en comparación con los 1838 de la época húmeda.
- Existen diferencias significativas de la riqueza de macroinvertebrados a lo largo de la gradiente altitudinal, siendo el sector medio el de mayor riqueza.
- El grupo funcional más abundante fue el de los colectores, seguido por los filtradores, trituradores y depredadores.
- En la época húmeda se registró mayor riqueza de grupos funcionales alimenticios debido a la presencia de perforadores.
- Las familias pertenecientes a los órdenes Coleoptera y Trichoptera están influenciadas directamente por el OD.
- La mayoría de familias de macroinvertebrados bentónicos son sensibles al aumento de STD, CE y caudal.
- El pH y la radiación UV-B influyen directamente sobre los raspadores y perforadores.
- El OD, CE, STD y caudal influyen de manera inversa en los raspadores y perforadores.

IX. RECOMENDACIONES

- Incrementar los puntos de muestreos en cada sector evaluado, medir más parámetros y/o factores ambientales como la vegetación ribereña, tipo de hábitats, turbulencia, cauce del río, entre otros, con el fin de obtener una mejor caracterización de los sectores evaluados.
- Evaluar el efecto de los contaminantes como pesticidas, los cuales son usados en el sector bajo de la cuenca del río Chillón para el desarrollo de agricultura. y determinar si podrían influir en la composición de la comunidad de macroinvertebrados y grupos funcionales alimenticios.

X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Burstein-Roda T. Reflexiones sobre la gestión de los recursos hídricos y la salud pública en el Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*. 2018;35(2):297.
2. Ministerios de: Agricultura; Defensa; Economía y Finanzas; Energía y Minas; Vivienda, Construcción y Saneamiento; Salud; Producción. *Estrategia Nacional para la Gestión de los Recursos Hídricos Continentales del Perú*. Lima; 2004 pág. 1-27.
3. García-Ríos R, Moi D, Peláez O. Efectos del gradiente altitudinal sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en dos períodos hidrológicos en un río altoandino neotropical. *Ecología Austral*. 2020;30(1):033-044.
4. Fundación Futuro Latinoamericano (FFLA). *Proceso de conformación del consejo de recursos hídricos cuenca interregional Chillón-Rímac y Lurín, Perú. Una experiencia de Gobernanza*. Quito-ecuador; 2015 P. 31.
5. Pimentel Jara H. “Análisis desde la perspectiva de los Índices Bióticos, ECA-Agua y Manejo Adaptativo; usando Macroinvertebrados Bentónicos en ríos Altoandinos-Camisea 2009-2012” [Licenciatura]. Universidad Nacional Agraria La Molina; 2014.
6. Villamarín Flores C. *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 del agua con índices multimétricos* [Doctor]. Universitat de Barcelona; 2008.
7. Diaz Toribio Y. *Determinación de variables con mayor impacto en la calidad del agua, de la cuenca baja del río Chillón* [Pregrado]. Universidad Nacional Federico Villarreal; Año 2022.
8. Villamarín C, Prat N, Rieradevall M. Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Lat Am J Aquat Res*. 2014;42(5):1072–86.
9. Vélez-Azañero A, Lozano S, Cáceres-Torres K. DIVERSIDAD DE FITOPLANCTON COMO INDICADOR DE CALIDAD DE AGUA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO LURÍN, LIMA, PERÚ. *Ecología Aplicada*. 2016;15(2):69.
10. Roldán Perez G. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. 1st Ed. Santa Fe De Bogotá: Colombia; 1996.
11. Roldán Pérez G. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia : propuesta para el uso del método BMWP Col*. 1ª ed. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia; Año 2003.
12. Segnini S. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *ECOTROPICOS-Sociedad Venezolana de Ecología*. 2003;6(2):45-46.
13. *Gasoducto sur peruano. Modificación del Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto “Mejoras a la Seguridad Energética del País y Desarrollo del Gasoducto Sur Peruano - Componentes Auxiliares”* [Internet]. Walsh;. Disponible en: <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGGAE/DGGAE/ARCHIVOS/estudi>

- os/EIAS%20-%20hidrocarburos/EIA/MODI-%20EIA-2015/5.1.2.7%20Hidrobiologia.pdf
14. Encalada A, Rieradevall i Sant M, Prat Fornells N, García Katchor N. Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S). 1st ed. Quito: Proyecto FUCARA; 2011.
 15. Arocena R, Chalar G, Fabián D, De León L, Brugnoli E, Silva M et al. Índices físico-químicos y biológicos de calidad de agua para arroyos vadeables de la cuenca del río Santa Lucía en evaluación en cursos de agua y biomonitoreo. 1ª ed. Montevideo: Limnología; Año 2008.
 16. Jacobsen D, Rostgaard S, Vásconez J. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency?. *Freshwater Biology*. 2003;48(11):2025-2032.
 17. Ministerio del Ambiente. Estudio Línea Base Ambiental de la cuenca del río Chillón. Lima: Jorge Benites Agüero; 2010 p. 1-280
 18. Reyes Cubas C. Estudio de la contaminación de las aguas del río Chillón [Maestría]. Universidad Nacional de Ingeniería; 2012.
 19. Olarte-Navarro B. La cuenca del río Chillón: problemática y potencial productivo. *Ing. Ind.* 2007;(25):53–8.
 20. Autoridad Nacional del Agua. Plan Nacional de Recursos Hídricos del Perú. Lima; 2013 p. 13-253.
 21. Elozegi A, Sabater S. Conceptos y técnicas en Ecología Fluvial. 1st Ed. Bilbao: Fundación BBVA; 2009.
 22. Roldan Pérez G, Ramírez Restrepo J. Fundamentos De Limnología Neotropical. 2nd Ed. Medellín: Universidad De Antioquia; 2008.
 23. Toro M, Robles S, Avilés J, Nuño C, Vivas S, Bonada N, et al. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica*. 2002;21(3–4):63–75.
 24. Encalada A. Funciones Ecosistémicas y Diversidad de los ríos. 1st Ed. Quito: Colegio De Ciencias Biológicas Y Ambientales Universidad San Francisco de Quito; 2018.
 25. Meyer JL, Kaplan LA, Newbold D, Strayer DL, Woltemade CJ, Zedler JB, et al. Where Rivers Are Born: The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands. *Am Rivers*. 2007;1–26.
 26. Marambio Alfaro Y, Hiriart Lamas D, Valdés Saavedra J. Sistemas Altoandinos. Región Atacama. Vol. 4. 57–71 p.
 27. Elozegi A, Sabater S. Otros factores físicos de importancia para los seres vivos: luz, temperatura, corriente. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Bilbao: Fundación BBVA; 2009.
 28. Fundación Futuro Latinoamericano (FFLA). Proceso de conformación del consejo de recursos hídricos cuenca interregional Chillón-Rímac y Lurín, Perú. Una experiencia de Gobernanza. Quito-ecuador; 2015 P. 31.
 29. Manual de manejo de cuencas. Canadá: World Vision; Ud.
 30. Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. 1st ed. México DF; 2013.

31. Botero-Álvarez C, Montoya-Moreno Y, Aguirre-Ramírez NJ, Vélez-Macías F de J, Hernández-Atilano E. Vegetación acuática y semiacuática en tres ríos altoandinos y su relación con la fisicoquímica del agua. *Rev Politécnica*. 2020;16(31):138–50.
32. Carpio JM. Estudio hidráulico del tramo superior del río La Paz-Bolivia. Instituto de hidráulica e Hidrol. 1998.
33. Villamarín C, Prat N, Rieradevall M. Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Lat Am J Aquat Res*. 2014;42(5):1072–86.
34. Encalada A, Rieradevall i Sant M, Prat Fornells N, García Katchor N. Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S). 1st ed. Quito: Proyecto FUCARA; 2011.
35. Molina C, François-Marie G, Pinto J, Rosales C. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la Cordillera Real, Bolivia: Variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecol Apl*. 2008;7(1–2):105–16.
36. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Perú: Anuario De Estadísticas Ambientales 2015. Lima: Instituto Nacional De Estadística e Informática; 2015.
37. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Perú Resultados Definitivos. Lima: Gaspar Morán Flores; 2018 p. 19-837.
38. Guzmán Soria, E, Garza Carranza, Mtdl, Hernández Martínez, J, Rebollar Rebollar, S, González Razo, Fdj, García Salazar, Ja. Análisis Económico Sobre El Consumo De Agua Subterránea Por El Sector Agropecuario En Guanajuato, México. *Ciencia Ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria De Prospectiva*. 2010;17(2):159-164
39. Fonseca Salazar S, Flores Ríos L, Quispe Ramos P, Gutiérrez Rueda R. Estudio Hidrológico de la Unidad Hidrográfica Chillón. 1st ed. Lima: Autoridad Nacional del Agua; 2019.
40. Mapa de Clasificación Climática del Perú. Método de Thornthwaite. Lima: Sistema Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú; 1988.
41. INRENA. Estudio hidrológico superficial de la cuenca del río Chillón. Ministerio de Agricultura; 2003.
42. SENAMHI. Estudio de vulnerabilidad climática de los recursos hídricos en las cuencas de los ríos Chillón, Rímac, Lurín y parte alta del Mantaro/Resumen Ejecutivo. Lima, Perú: SENAMHI; 2016. 250 p.
43. Autoridad Nacional del Agua. Modelo WEAP para las cuencas Chillón, Rímac, Lurín, Chilca y Alto Mantaro. Lima: Observatorio del Agua Chillón, Rímac y Lurín; Ud.
44. Autoridad Nacional del Agua. Informe Técnico de resultados del segundo monitoreo participativo de la calidad del agua en la cuenca del río Chillón. Administración Local del Agua Chillón-Rímac-Lurín, editor. Lima; 2013.
45. Municipalidad Metropolitana de Lima. Monitoreo de los sectores críticos de la cuenca del río Chillón y la reducción de riesgos en el ámbito del Gobierno Metropolitano. Subgerencia de Defensa Civil, editor. Lima; 2013. 1–9 p.
46. Observatorio del Agua Chillón Rímac Lurín. Diagnóstico inicial para el plan de gestión de recursos hídricos de las cuencas Chillón, Rímac, Lurín y Chilca. Lima, Perú: ANA; 2019. 151 p.

47. Reyes Cubas C. Estudio de la contaminación de las aguas del río Chillón [Maestría]. Universidad Nacional de Ingeniería; 2012.
48. Olarte-Navarro B. La cuenca del río Chillón : problemática y potencial productivo. Ing. Ind. 2007;(25):53–8
49. Bulnes Herrera I. “Macroinvertebrados bentónicos, indicadores de la calidad ecológica del agua en dos ríos de Lima con distintas actividades productivas” [licenciatura]. Universidad Nacional Agraria La Molina; 2019.
50. Palomino Rafael L. Calidad ambiental de las aguas del río Apacheta y sus principales tributarios. Ayacucho Julio - Noviembre 2013. [Licenciatura]. Universidad Nacional De San Cristóbal De Huamanga; 2015.
51. Custodio Villanueva M. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín- Perú [Doctorado]. Universidad Nacional del Centro del Perú; 2013.
52. Hanson P, Springer M, Ramirez A. Capítulo 1 Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. Revista de Biología Tropical. 2010;58(4):1.
53. Li L, Zheng B, Liu L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. Procedia Environmental Sciences. 2010;2:1510-1524.
54. Forero Duarte J. Macroinvertebrados bentónicos y su relación con la calidad del agua en la cuenca alta del Río Frío (Tabio, Cundinamarca). [Licenciatura]. PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA; 2017.
55. Alba-Tercedor J. Orden Ephemeroptera. Revista Ibero Diversidad Entomológica. 2015;(40):1-17.
56. Custodio M, Chanamé F. Analysis of benthic macroinvertebrates biodiversity of Cunas river by means of environmental indicators, Junin-Peru. Scientia agropecuaria. 2016;7(1):33-44.
57. Gamboa M, Reyes R, Arrivillaga J. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. Boletín de Malariología y Salud Ambiental. 2008;48(2):1.
58. La Matta Romero F. “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; 2020.
59. Rodríguez-Barrios J, Ospina-Tórres R, Turizo-Correa R. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. Revista de Biología Tropical. 2011;59(4):1.
60. Motta Díaz Á, Ortega Corredor L, Niño Fernández Y, Aranguren Riaño N. Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia). Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica. 2016;19(2).
61. Camargo J, Alonso A, de la Puente M. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. PubMed.gov. 2005;39(14):1.
62. Alonso A, Camargo J. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los

- ecosistemas fluviales españoles. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*. 2005;14(3):87-99.
63. Rivera Usme J. Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia [Maestría]. Universidad Nacional de Colombia; 2011.
 64. Betancourt Oña J. Análisis estacional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en un tramo del río Portoviejo [Licenciatura]. Universidad de Guayaquil; 2007.
 65. Sánchez Vásquez S. Efecto de la actividad minera sobre ecosistemas acuáticos utilizando a los macroinvertebrados como indicadores en el río Quito, Chocó – Colombia [Maestría]. Universidad de Manizales; 2018.
 66. Briones Osorio M. Efecto de la contaminación y el tipo de cauce sobre la estructura trófica del río Maipo, usando como modelo a los macroinvertebrados bentónicos y al pejerrey *Basilichthys microlepidotus* (Jenyns, 1841) [Maestría]. Universidad de Chile; 2018.
 67. Beltrán Tolosa L. Estudio de la composición macrotaxonómica de la comunidad de macroinvertebrados y hongos asociados a la hojarasca aportantes a los igarapés amazónicos [Licenciatura]. Universidad de los Andes; 2021.
 68. Tamaris- Turizo C. Relaciones Tróficas de macroinvertebrados acuáticos en un río tropical de la Sierra Nevada de Santa Marta [Doctorado]. Universidad Nacional de Colombia; 2018.
 69. Romero Cárdenas I, Zúñiga Acuario T. Evaluación de la calidad ecológica del río Ushimana utilizando comunidades de macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua [Licenciatura]. Escuela Politécnica Nacional; 2017.
 70. Ramírez A, Gutiérrez-Fonseca P. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*. 2014;62:155.
 71. Gutierrez-López A, Meza-Salazar A, Guevara Cardona G. Leaf decomposition and colonization by aquatic macroinvertebrates in two tropical microcatchments (Manizales, Colombia). *Hidrobiológica*. 2016;26(3):347-357.
 72. Ambrosio E. Hábitats y grupos funcionales alimentarios de los macroinvertebrados bentónicos en la costa bonaerense del río de La Plata: Relación con la Contaminación [Doctorado]. UNLP; 2014.
 73. Sergi Sabater A. *Conceptos y Técnicas en ecología fluvial*. 1st ed. Bilbao; 2021.
 74. Ramírez A, Gutierrez-Fonseca P. Grupos de alimentación funcional de familias de insectos acuáticos en América Latina: un análisis crítico y revisión de la literatura existente. *Revista de Biología Tropical*. 2014;62(2):1.
 75. Tomanova S, Goitia E, Helešic J. Trophic Levels and Functional Feeding Groups of Macroinvertebrates in Neotropical Streams. *Hydrobiologia*. 2006;556(1):251-264.
 76. Chará-Serna A, Chará J, Zúñiga M, Pedraza G, Giraldo L. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*. 2010;15(1):27.

77. Mejía J, Villamarín C, Villamarín-Cortez S. Distribución y diversidad altitudinal de Quironómidos (Diptera: CHIRONOMIDAE) en los ríos del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Ecuador.
78. Jacobsen D. Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. *Archiv für Hydrobiologie*. 2003;158(2):145-167.
79. Jacobsen D, Marín R. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*. 2007;42(4):643-656.
80. Ibanez J, Hernandez-Esparza M, Doria-Serrano C, Fregoso-Infante A, Singh M. Dissolved Oxygen in Water. *Environmental Chemistry*. 2008;16-27.
81. Wetzel R. *Limnology Lake and River Ecosystems*. 3rd ed. New York; 2003.
82. Dodds W, Whiles M. *Freshwater ecology*. 1st ed. Orlando, Florida; 2003.
83. Saari G, Wang Z, Brooks B. Revisiting inland hypoxia: diverse exceedances of dissolved oxygen thresholds for freshwater aquatic life. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017;25(4):3139-3150.
84. Gil Gómez J. Determinación de la calidad del agua mediante variables físico químicas, y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del río Garagoa [Maestría]. Universidad de Manizales; 2014.
85. Rondón Hernández D. Relación entre lo ambiental y lo fisicoquímico. El caso del oxígeno disuelto [Licenciatura]. Universidad Pedagógica Nacional; 2020.
86. Connolly N, Crossland M, Pearson R. Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. 2004;23(2):251-270.
87. Roldán-Pérez G. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 2016;40(155):254.
88. Caupaz- Flores F, Reinoso-F G, Guevara G, Villa-N F. Diversidad y distribución de la familia elmidae (insecta: coleoptera) en la cuenca del río Prado (Tolima, Colombia). *Grupo de investigación en Zoología*. 2004;544:106-115.
89. Shah A, Gill B, Encalada A, Flecker A, Funk W, Guayasamin J et al. Climate variability predicts thermal limits of aquatic insects across elevation and latitude. *Functional Ecology*. 2017;31(11):2118-2127.
90. Dallas H, Ross-Gillespie V. Review: Sublethal effects of temperature on freshwater organisms, with special reference to aquatic insects. *Water SA*. 2015;41(5):712.
91. Dallas H, Rivers-Moore N. Critical Thermal Maxima of aquatic macroinvertebrates: towards identifying bioindicators of thermal alteration. *Hydrobiologia*. 2011;679(1):61-76.
92. Townsend C. *The ecology of streams and rivers*. London: E. Arnold; 1980.
93. Haidekker A. The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates A contribution to the ecological assessment of rivers. *Duisburg, Essen*. 2005;142.
94. Jacobsen D, Marín R. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*. 2007;42(4):643-656.

95. Bain M, Stevenson N. Aquatic habitat assessment. Bethesda, Md.: American Fisheries Society; 1999.
96. Samboni Ruiz N, Carbajal Escobar Y, Escobar J. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista Ingeniería e Investigación*. 2007;27(3):172-181.
97. Muniz I. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. Cambridge University Press. 2005.
98. Boyd C. *Water Quality An Introduction*. 2nd ed. Cham: Springer International Publishing AG; 2015.
99. Tucker C, Abramo L. *Managing High pH in Freshwater Ponds*. 2008.
100. Hussain Q, Pandit A. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*. 2012;4(7):114-123.
101. Rosemond A, Reice S, Elwood J, Mulholland P. The effects of stream acidity on benthic invertebrate communities in the south-eastern United States. *Freshwater Biology*. 1992;27(2):193-209.
102. Tripole S, Vallania E, Corigliano M. Benthic macroinvertebrate tolerance to water acidity in the Grande river sub-basin (San Luis, Argentina). *Limnetica*. 2007;27(1):29-38.
103. Dangles O, Guérlod F. Structural and functional responses of benthic macroinvertebrates to acid precipitation in two forested headwater streams (Vosges Mountains, northeastern France). *Hidrobiología*. 2000;418:25-31.
104. Cruz Falcón A, Troyo Diéguez E, Murillo Jiménez J, García Hernández J, Murillo Amador B. Familias de agua subterránea y distribución de sólidos totales disueltos en el acuífero de La Paz Baja California Sur, México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*. 2018;36(1):39.
105. Mushtaq N, Singh DV, Bhat RA, Dervash MA, Hameed O. Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation. *Fresh Water Pollut Dyn Remediat*. 2020;27–50.
106. Chapman PM, Bailey H, Canaria E. Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout. *Environ Toxicol Chem*. 2000;19(1):210–4.
107. Dávila-Recinos G, Ortiz Aldana JR, Reyes-Morales F. Efecto del microhábitat sobre la abundancia y riqueza de macroinvertebrados bentónicos en dos ríos tropicales de montaña, Guatemala. *Ciencia, Tecnol y Salud [Internet]*. 2019;6(1):7–21. Available from: <https://digi.usac.edu.gt/ojsrevistas/index.php/cytes/article/view/657>
108. Coggerino L, Cellot B, Bournaud M. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia*. 1995;304(2):103–15.
109. Roldán Perez G. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. 1st Ed. Santa Fe De Bogotá: Colombia; 1996.
110. Domínguez E, Fernández HR. *Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología*. 1st ed. Domínguez E, R H, editors. Vol. 1975. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo; 2009.

111. Herzog S, Martínez R, Jørgensen P, Tiessen H. Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes. 1st ed. Scientific Committee on Problems of the Environment SCOPE.
112. Acosta R, Ríos B, Rieradevall M, Prat N. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*. 2009;28(1):35-64.
113. Ríos Touma B. Comunidades de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia del microhabitat, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición. [Doctorado]. Universitat de Barcelona; Año 2008.
114. Guerrero Crespo M del C, Arias Pilatuña HE. Determinación de la conductividad eléctrica y la cantidad de oxígeno disuelto en las aguas afluentes del río Cutuchi desde el puente Cinco de Junio hasta Los Molinos Poulter, Cantón de Latacunga, provincia de Cotopaxi. Periodo 2013-2014. Universidad Técnica de Cotopaxi; 2014.
115. Castaño Y, Quintana Cruz L. Análisis comparativo de la calidad del agua usando macroinvertebrados bentónicos como indicadores en la parte alta, media y baja de la quebrada el Tabor en el Municipio de San Carlos-Antioquia [Internet]. Tecnológico de Antioquia-Institución Universitaria; 2016.
116. Tímpano AJ, Schoenholtz SH, Soucek DJ, Zipper CE. Benthic macroinvertebrate community response to salinization in headwater streams in Appalachia USA over multiple years. *Ecol Indic* [Internet]. 2018;91(April):645–56. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.031>
117. Kefford BJ, Papas PJ, Nuggeoda D. Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Mar Freshw Res*. 2003;54(6):755–65.
118. Blumthaler M, Ambach W, Ellinger R. Increase in solar UV radiation with altitude. *J Photochem Photobiol B Biol*. 1997;39(2):130–4.
119. Andrade MF, Cacho J, Zaratti F, Rollano F, Guillén H, Villafañe V, et al. La radiación ultravioleta en Bolivia. 1st ed. Zaratti Sacchetti F, Forno Gisbert R, editors. La Paz; 2003. 176 p.
120. Loayza-Muro RA, Marticorena-Ruiz JK, Palomino EJ, Merritt C, De Baat ML, Gemert M Van, et al. Persistence of chironomids in metal polluted andean high altitude streams: Does melanin play a role? *Environ Sci Technol*. 2013;47(1):601–7.
121. Loayza-Muro RA, Marticorena-Ruiz JK, Palomino EJ, Merritt C, Breeuwer JAJ, Kuperus P, et al. Ultraviolet-B-driven pigmentation and genetic diversity of benthic macroinvertebrates from high-altitude Andean streams. *Freshw Biol*. 2013;58(8):1710–9.
122. Villafañe VE, Helbling EW, Zagarese HE. Solar ultraviolet radiation and its impact on aquatic systems of Patagonia, South America. *Ambio*. 2001;30(2):112–7.
123. Karentz D, Bothwell M, Coffin R, Hanson A, Herndl G, Kilham S, et al. Impact of UV-B radiation on pelagic freshwater ecosystems: report of working group on bacteria and phytoplankton. *Ergebnisse der Limnol*. 1994;43(January 1994):31–31.
124. Bancroft BA, Baker NJ, Blaustein AR. Effects of UVB radiation on marine and freshwater organisms: A synthesis through meta-analysis. *Ecol Lett*. 2007;10(4):332–45.

125. Kelly DJ, Bothwell ML, Schindler DW. Effects of solar ultraviolet radiation on stream benthic communities: An intersite comparison. *Ecology*. 2003;84(10):2724–40.
126. Kiffney PM, Little EE, Clements WH. Influence of ultraviolet-B radiation on the drift. *Freshw Biol*. 1997;37:485–92.
127. Blanco J, Sarmiento J, Fernández N. Geografía de los ríos de Puerto Rico: Clasificación de series de caudal e implicaciones ecológicas. *Acta Científica*. 2014;28(1–3):36–48.
128. Izquierdo M, Madroñero S. Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática. *Biota acuática, caudal ecológico, curvas idoneidad hábitat, regímenes caudales ecológicos, gestión del Recurso hídrico* [Internet]. 2014;23(2):77–94. Available from: <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v23n2/v23n2a05.pdf>
129. Oscoz J, Escala MC. Efecto de la contaminación y la regulación del caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del tramo bajo del río Larraun (Norte de España). *Ecología*. 2006;(20):245–56.
130. Jacobsen D, Encalada A. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Arch fur Hydrobiol*. 1998;142(1):53–70.
131. Ríos Touma B, Encalada AC, Prat Fornells N. Comunidades de macroinvertebrados en un río Tropical Altoandino: La importancia del microhábitat, el caudal y la estacionalidad. *Paramundi Segundo Congr Mund Páramos*. 2008;1–8.
132. Bae MJ, Chon TS, Park YS. Characterizing differential responses of benthic macroinvertebrate communities to floods and droughts in three different stream types using a Self-Organizing Map. *Ecohydrology*. 2014;7(1):115–26.
133. Cummins KW. An Evaluation of Some Techniques for the Collection and Analysis of Benthic Samples with Special Emphasis on Lotic Waters. *Am Midl Nat*. 1962;67(2):477.
134. Manrique Barreto EA, Gómez Alarcón SM. Colonización de sustratos por macroinvertebrados acuáticos en las aguas de la quebrada Charquira del Municipio de Carmen de Carupa. Universidad Distrital Francisco José de Caldas; 2017.
135. Velásquez SM, Miserendino ML. Análisis de la materia orgánica autóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecol Austral*. 2003;13(1):67–82.
136. Harrison E, Norris R, Wilkinson S. The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. *Proc 5th Aust Stream Manag Conf Aust rivers Mak a Differ Charles* [Internet]. 2007;(1997):139–44. Available from: http://137.166.4.200/research/ilws/news/events/5asm/docs/proceedings/Harrison_Evan_139.pdf
137. Kaller MD, Hartman KJ. Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*. 2004;518(1):95–104.
138. Rabeni C. Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. *Trans Am Fish Soc*. 1997;126(6):1048–51.

139. Meza-S AM, Rubio-M J, G-Dias L, M-Walteros J. Water quality and composition of aquatic macroinvertebrates in the subwatershed of river Chinchiná. *Caldasia*. 2012;34(2):443–56.
140. Gómez Hernández SJ, Salazar Santana CM. Abundancia y Biomasa de Macroinvertebrados en Relación de cuatro tipos de Sustratos y de variables Físicoquímicas en la Laguna La Virginia, Páramo de Sumapaz. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano; 2015.
141. Dávila-Recinos G, Ortiz Aldana JR, Reyes-Morales F. Efecto del microhábitat sobre la abundancia y riqueza de macroinvertebrados bentónicos en dos ríos tropicales de montaña, Guatemala. *Ciencia, Tecnol y Salud [Internet]*. 2019;6(1):7–21. Available from: <https://digi.usac.edu.gt/ojsrevistas/index.php/cytes/article/view/657>
142. Coggerino L, Cellot B, Bournaud M. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia*. 1995;304(2):103–D
143. García Ríos R. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del Río Chillón (Lima, Perú) y su uso como indicadores biológicos [Pregrado]. Universidad Nacional Mayor de San Marcos; Año 2016.

144. Jacobsen D. *Tropical High-Altitude Streams*. Elsevier Inc. 2008.
145. Jacobsen D. Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*. 2007;154(4):795-807.
146. Jacobsen D, Broderson K. Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance?. *Freshwater Biology*. 2008;53:2295–2308.
147. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Recursos | CCME [Internet]. Ccme.ca. 2021 [citado el 27 de septiembre de 2021]. Disponible en: <https://ccme.ca/en/resources/water-aquatic-life>.
148. Maldonado M, Goitia E. Las hidroecoregiones del departamento de Cochabamba. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*. 2003;13:117-141.
149. Soria Reinoso I. Evaluación de la calidad ecológica del río Jatunhuayco en la zona asociada a la captación Jatunhuayco (EPMAPS) utilizando comunidades de macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua [Pregrado]. Escuela Politécnica Nacional; Año 2016.
150. Cardona Duque W. Curvas de idoneidad de hábitat para macroinvertebrados bentónicos: una herramienta para la estimación de caudales ambientales [Maestría]. Universidad del Valle; Año 2012.
151. Poff N, Allan J, Bain M, Karr J, Prestegard K, Richter B et al. The Natural Flow Regime. *BioScience*. 1997;47(11):769-784.
152. Kiffney P, Clements W, Cady T. Influence of Ultraviolet Radiation on the Colonization Dynamics of a Rocky Mountain Stream Benthic Community. *Journal of the North American Benthological Society*. 1997;16(3):520-530.
153. CLEMENTS W, BROOKS M, KASHIAN D, ZUELLIG R. Changes in dissolved organic material determine exposure of stream benthic communities to UV-B radiation

- and heavy metals: implications for climate change. *Global Change Biology*. 2008;14(9):2201-2214.
154. Hansson L, Hylander S. Effects of ultraviolet radiation on pigmentation, photoenzymatic repair, behavior, and community ecology of zooplankton. *Photochemical & Photobiological Sciences*. 2009;8(9):1266.
 155. Toro G. H, Chiappa T. E, Tobar M.C. *Biología de insectos*. 1ª ed. Valparaíso: Ediciones Universitarias de Valparaíso; Año 2003.
 156. Venereo Gutiérrez J. Daño oxidativo, radicales libres y antioxidantes. *Rev Cubana Med Milit*. 2002;31(2):126-33.
 157. Gaston K. Patrones globales en biodiversidad. *Naturaleza*. 2000;405(6783):220-227.
 158. Burneo P, Gunkel G. Ecología de un arroyo altoandino, Río Itambi, Otavalo, Ecuador. *Limnológica*. 2003;33(1):29-43.
 159. González E, Carrillo V, Peñaherrera C. Características físicas y químicas del embalse agua fría (Parque Nacional Macarao estado Miranda Venezuela) / Physical and chemical features of agua fria reservoir (Macarao national park Miranda state Venezuela). *Acta cient venez*. 2004;55(33):225-236.
 160. Flores R, De la Rosa C. Ephemeroptera. *Rev Biol Trop*. 2021;58(4):63-93.
 161. Bispo P, Froehlich C, Oliveira L. Spatial Distribution Of Plecoptera Nymphs In Streams Of A Mountainous Area Of Central Brazil. *Braz J Biol*. 2021;62(3):409-417.
 162. Spies M, Froehlich C, Kotzian C. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí river and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia Série Zoologia*. 2006;96(4):389-398.
 163. Pereira L, Cabette H, Juen L. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 2012;48(3):295-302.
 164. Wiggins G, Mackay R. Some Relationships between Systematics and Trophic Ecology in Nearctic Aquatic Insects, with Special Reference to Trichoptera. *Ecology*. 1978;59(6):1211-1220.
 165. Oliver D. Life History of the Chironomidae. *Annual Review of Entomology*. 1971;16(1):211-230.
 166. Pinder L. Biology of Freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*. 1986;31(1):1-23.
 167. Loayza-Muro R. Life at the edge: Benthic invertebrates in high altitude Andean streams. [Ph. D]. University of Amsterdam; 2013.
 168. Ruse L. Chironomid emergence from an English chalk stream during a three year study. *Archiv für Hydrobiologie*. 1995;133(2):223-244.
 169. González Trujillo M, Rodríguez Soto W. Valores primarios de bioindicación para exuvias pupales de 16 taxones de Chironomidae habitando en quebradas urbanas altoandinas en Bogotá, D.C. [Magíster]. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano; Año 2019.
 170. González-Córdoba M, Zúñiga M, Mosquera-Murillo Z, Sánchez-Vásquez S. Riqueza y distribución de Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en el departamento del Chocó, Colombia. *Revista Intropica*. Año 2016.

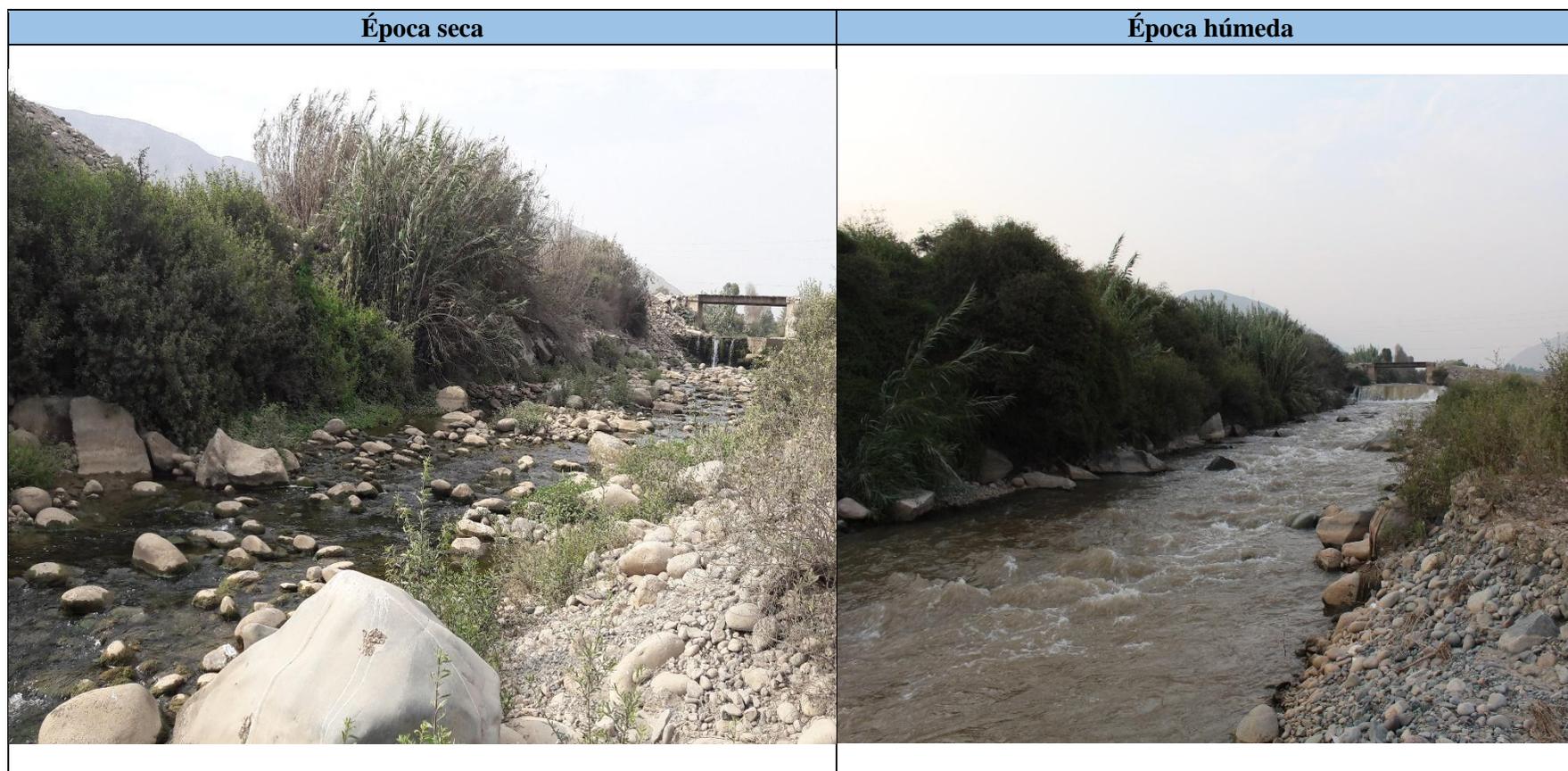
171. Manzo V. Los élmidos de la región Neotropical (Coleoptera: Byrrhoidea: Elmidae): diversidad y distribución. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 2013;72(3-4):199-212.
172. Ward J. Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology*. 1994;32(2):277-294.
173. Turcotte P, Harper P. The macro-invertebrate fauna of a small Andean stream. *Freshwater Biology*. 2006;12(5):411-419.
174. Van Someren V. The biology of trout in Kenya Colony. 1st ed. Kenya; 1952.
175. Villamarín Flores C. 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 del agua con índices multimétricos [Doctor]. Universitat de Barcelona; 2008.
176. Acosta Rivas C. Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): Distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas [Doctorado]. Universitat de Barcelona; Año 2009.
177. Benzie J.9. Benzie J. The distribution and habitat preference of ostracods (Crustacea: Ostracoda) in a coastal sand-dune lake, Loch of Strathbeg, north-east Scotland. *Freshwater Biology*. 1989;22(2):309-321. 1989;22(2):309-321.
178. Balian E, Segers H, Lévêque C, Martens K. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*. 2007;595(1):627-637.
179. Townsend C. The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*. 1989;8(1):36-50.
180. Ríos Touma B. Comunidades de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia del microhabitat, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición. [Doctorado]. Universitat de Barcelona; Año 2008.
181. Pickett S, White P. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. 1985.
182. Ríos Touma B. Comunidades de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia del microhabitat, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición. [Doctorado]. Universitat de Barcelona; Año 2008.
183. Mosquera-Guerra F. Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca alta del río Caquetá. *Mamá Cien*. 2015;122(1):25-38.
184. Jacobsen D. The effect or organic pollution on the macroinvertebrates fauna of Ecuadorian highland streams. *Arch Hydrobiol.* 1998;143(3):179-195.
185. Rahbek C. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?. *Ecography*. 1995;18(2):200-205.
186. McCoy E. The Distribution of Insects along Elevational Gradients. *Oikos*. 1990;58(3):313. 1990;58(3):313.
187. Jacobsen D, Schultz R, Encalada A. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*. 1997;38(2):247-261.
188. Ward J. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*. 1998;83(3):269-278.

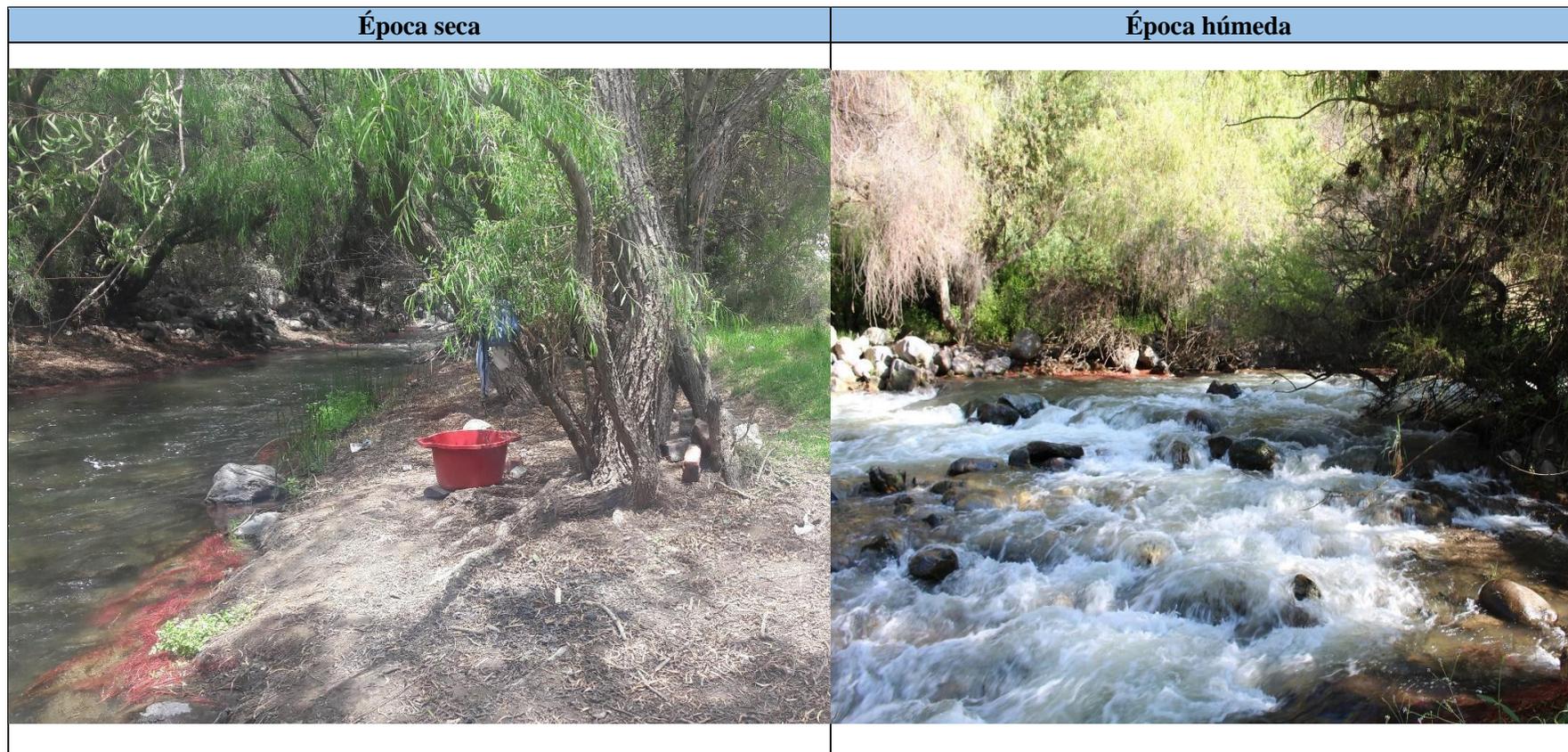
189. Domínguez E, Fernández HR. Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. 1st ed. Domínguez E, Fernández H, editors. Vol. 1975. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo; 2009.
190. Tsui P, Mccart P. Effects Of Stream-Crossing By A Pipeline On The Benthic Macroinvertebrate Communities Of A Small Mountain Stream. *Hydrobiologia*. 1981;79(3):271-276.
191. González Achem A. Influencia Del Contenido Y Composición De Sales Solubles En La Estructura De Las Comunidades De Macroinvertebrados Bentónicos En Ríos De La Provincia De Tucumán, Argentina. [Doctorado]. Concitec; 2016.
192. Reynaga M, Dos Santos D. Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. *Ecología Austral*. 2012;22:112-120
193. Velasquez S, Miserendino M. Análisis De La Materia Orgánica Alóctona Y Organización Funcional De Macroinvertebrados En Relación Con El Tipo De Hábitat En Ríos De Montaña De Patagonia. *Ecología Austral*. 2003;13(67-82).
194. Pozo J, Elosegui A, Basaguren A. Seston Transport Variability At Different Spatial And Temporal Scales In The Agüera Watershed (North Spain). *Water Research*. 1994;28(1):125-136.
195. Riaño P, Bassaguren A, Pozzo J. Variaciones Espaciales En Las Comunidades De Macroinvertebrados Del Río Agüera (País Vasco-cantabria) En Dos Épocas Con Diferentes Condiciones De Régimen Hidrológico. *Limnética*. 1993; 9: 12-18.
196. Álvarez Lam J. Cambio Climático y Desarrollo Sostenible en el Perú. 1ª ed. Lima: Ministerio del Ambiente; Año 2009
197. Meneses R, Loza Herrera S, Lliully A, Palabral A, Anthelme F. Métodos para cuantificar diversidad y productividad vegetal de los bofedales frente al cambio climático. *Ecología en Bolivia*. 2014;49(3),
198. Moya N, Gibon F, Oberdorff T, Rosales C, Domínguez E. Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del Altiplano Boliviano: Implicaciones para el futuro Cambio Climático. *Ecología Aplicada*. 2009;8(2).
199. Ruiz Guerrero K, Cuarán Mejía D. Evaluación del estado trófico en relación a los parámetros físico-químicos y macroinvertebrados bentónicos del lago San Pablo, cantón Otavalo [Pregrado]. Universidad Técnica del Norte; Año 2019
200. Meza A, Rubio J, G-Dias L, M-Walteros J. Calidad del agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchana. *Caldasia*. 2012;43(2).
201. Motta Díaz Á, Ortega Corredor L, Niño Fernández Y, Aranguren Riaño N. Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia). *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*. 2016;19(2).
202. Oliveira A, Nessimian J. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 2010;22(4):424-441.

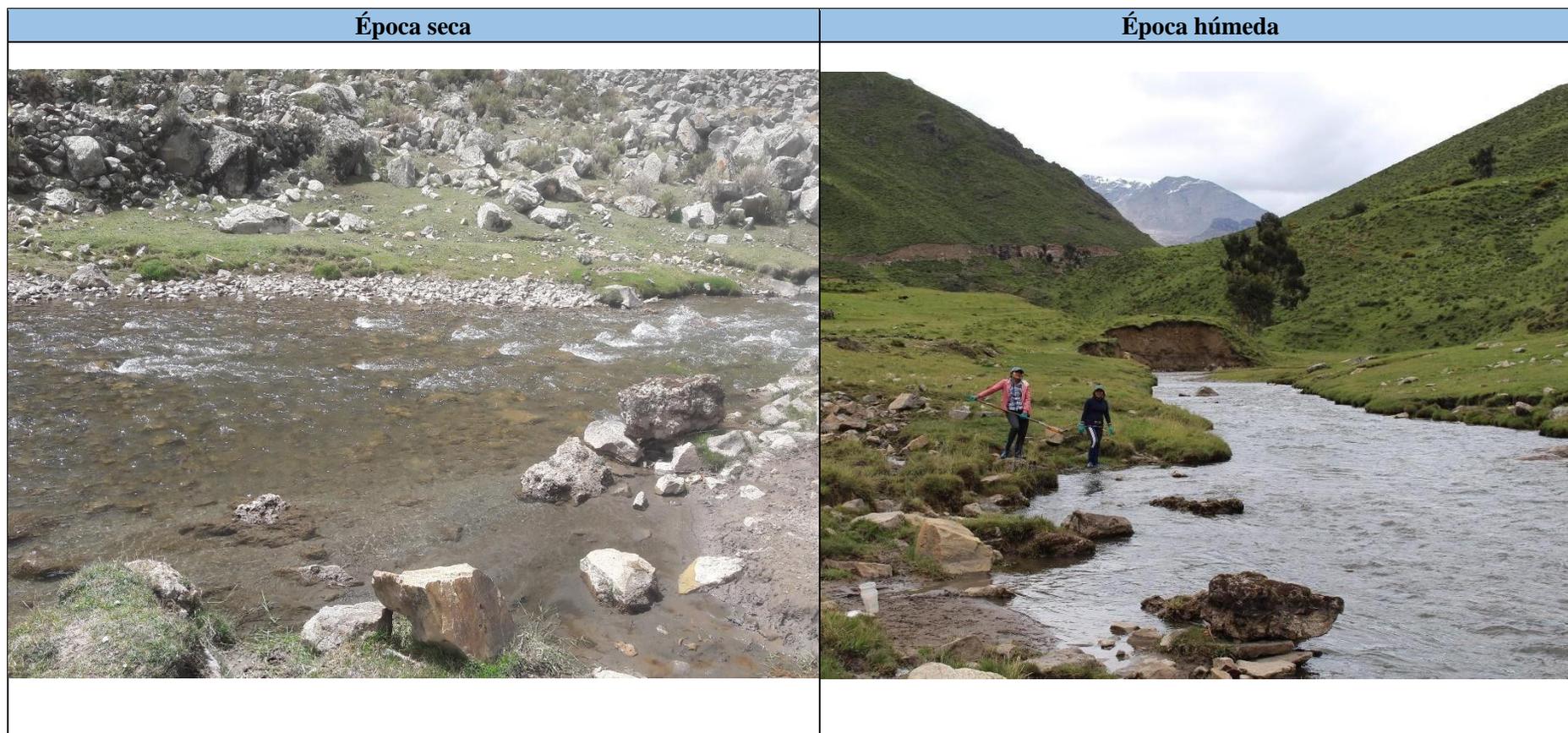
203. Vannote R, Minshall G, Cummins K, Sedell J, Cushing C. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1980;37(1):130-137.
204. Cummins K, Merritt R, Andrade P. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 2005;40(1):69-89.
205. Wallace J, Webster J. The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*. 1996;41(1):115-139.
206. Oviedo-Machado N, Reinoso-Flórez G. Aspectos ecológicos de larvas de Chironomidae (Diptera) del río Opia (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*. 2018;44(1):101.
207. González Córdoba M, Chará J, Zúñiga M, Giraldo L, Ramírez Y. Sensibilidad de Elmidae (Insecta: Coleoptera) a la perturbación del hábitat y la calidad fisicoquímica del agua en ambientes lóticos de los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical*. 2020;68(2).
208. Galeano-Rendón E, Mancera-Rodríguez N. Efectos De La Deforestación Sobre La Diversidad Y La Estructura Del Ensamblaje De Macroinvertebrados En Cuatro Quebradas Andinas En Colombia. *Revista De Biología Tropical*. 2018; 66 (4).
209. Padrón Pesántez C. Determinación De Gremios Tróficos De Macroinvertebrados En Riachuelos Del Páramo Del Macizo Del Cajas, Azuay- Ecuador [Licenciatura]. Universidad Del Azuay; 2019
210. Eguiguren Burneo A. Trophic Variability Of Stream Macroinvertebrates Along An Altitudinal Gradient And Among Size Groups In The Oyacachi River Basin Ana Eguiguren Burneo [Licenciatura]. Universidad San Francisco De Quito; 2014
211. Vitta P. N. Orden Diptera Familia Simuliidae. Programa de Control de Simúlidos Hematófagos en la Provincia de Arica. 2007.
212. Springer Monika. Capítulo 7: Trichoptera. *Rev. biol. trop* [Internet]. 2010 Dec [cited 2021 Oct 24] ; 58(Suppl 4): 151-198. Available from: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800007&lng=en.
213. Velasquez S, Miserendino M. Análisis De La Materia Orgánica Alóctona Y Organización Funcional De Macroinvertebrados En Relación Con El Tipo De Hábitat En Ríos De Montaña De Patagonia. *Ecología Austral*. 2003;13(67-82).
214. Pozo J, Elosegui A, Basaguren A. Seston Transport Variability At Different Spatial And Temporal Scales In The Agüera Watershed (North Spain). *Water Research*. 1994;28(1):125-136.
215. Riaño P, Bassaguren A, Pozzo J. Variaciones Espaciales En Las Comunidades De Macroinvertebrados Del Río Agüera (País Vasco Cantabria) En Dos Épocas Con Diferentes Condiciones De Régimen Hidrológico. *Limnética*. 1993; 9: 12-18.
216. Caleño Ruiz Y. Efecto De La Extracción De Agua Sobre El Procesamiento De La Materia Orgánica Y El Ensamblaje De Macroinvertebrados, En La Quebrada Mata De Los Cajuches (Tauramena-Casanare). [Licenciatura]. Pontificia Universidad Javeriana; 2014.

217. Pontón Cevallos J. El Rol De Los Macroinvertebrados Acuáticos En La Descomposición De Hojarasca En Ríos Altoandinos Tropicales [Licenciatura]. Universidad San Francisco de Quito; 2012.
218. Escalante M, Rodríguez Barrios J, Gutiérrez Moreno L. Descomposición De La Hojarasca Y Su Relación Con Los Macroinvertebrados Acuáticos Del Río Gaira (Santa Marta – Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. 2012;1(17):77-91.
219. Słowińska I, Jaskuła R. Distributional Patterns of Aquatic Empididae (Diptera) along an Elevational Diversity Gradient in a Low Mountain Range: An Example from Central Europe. *Insects*. 2021;12(2):165.
220. Walteros Rodríguez J, Castaño Rojas J. Composición Y Aspectos Funcionales De Los Macroinvertebrados Acuáticos Presentes En Una Microcuenca De Cabecera En Los Andes De Risaralda, Colombia. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*. 2020; 44 (171): 581-592.
221. Lopez - Delgado E, Vásquez-Ramos J, Reinoso-Flórez G. Listado Taxonómico Y Distribución De Los Tricópteros Inmaduros Del Departamento Del Tolima. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*. 2015; 39 (150): 42.
222. Cazorla- Perfetti D. Catálogo De Las Especies De Ceratopogonidae (Diptera: Nematocera) Registradas Para Venezuela Y Su Importancia Agro-Ecológica Y Sanitaria. *Saber, Universidad de Oriente, Venezuela*. 2014;26(4):395-408.
223. Alarcón-Elbal P, Casanova A, Ruiz- Arrondo I, Delacour s, Pinal R, Boix D et al. Primera cita de *Chaoborus crystallinus* (De Geer, 1776) (Diptera: Chaoboridae) para la provincia de Zaragoza (noreste de España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*. 2011;(48):466–468.
224. Vega M, De los Ríos P, Mansilla A. Distribución Del Género *Hyaella* Smith, 1874 (Crustacea: Amphipoda) En El Sur De La Patagonia Y Tierra Del Fuego. *Anales del Instituto de la Patagonia*. 2010;38(1).
225. González-Córdoba M, Zúñiga M, Manzo V. La familia Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en Colombia: riqueza taxonómica y distribución. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 2020;44(171):522-553.
226. Oliveros-Villanueva J, Tamaris-Turizo C, Serna-Macias D. Larvas de Trichoptera en un gradiente altitudinal en un río neotropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 2020;44(171):493-506.
227. Wishart M, Hughes J. Genetic population structure of the net-winged midge, *Elporia barnardi* (Diptera: Blephariceridae) in streams of the south-western Cape, South Africa: implications for dispersal. *Freshwater Biology*. 2002;48(1):28-38.
228. Gil- Azevedo L, Santos D. Family Blephariceridae. *Zootaxa*. 2016;4122(1):182-186.
229. Huamantínco A, Ortiz W. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología*. 2011;17(1).
230. Padilla González C. Evaluación De La Calidad Del Agua Del Río San Juan (Edo Mex., Qro., Hgo) Y Propuesta De Un Índice Biótico Utilizando Macroinvertebrados [Doctorado]. Universidad De San Luis Potosí; 2017.

231. Velastegui Carrillo V. Evaluación De La Relación Existente Entre La Presencia De Macroinvertebrados Acuáticos Y La Físicoquímica Del Agua En ríos De Montaña [Magister]. Escuela Politécnica Nacional; 2020.
232. Jaimes-Contreras A, Granados-Martínez C. Tricópteros Asociados A Siete Afluentes De La Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista Mexicana De Biodiversidad*. 2016;87(2):436-442.
233. Keiper J. Biology and Immature Stages of Coexisting Hydroptilidae (Trichoptera) from Northeastern Ohio Lakes. *Annals of the Entomological Society of America*. 2002;95(5):608-616.
234. Loayza-Muro R. Life at the edge: Benthic invertebrates in high altitude Andean streams. UvA-DARE (Digital Academic Repository). 2013.
235. Vargas Canchanya D. “Adaptación De Macroinvertebrados Bentónicos A Condiciones Extremas: Respuesta De Biomarcadores De Exposición A Metales Y Radiación Uv-B En La Zona Altoandina De La Subcuenca Quillcay (Huaraz, Ancash)”. [Licenciatura]. Universidad Peruana Cayetano Heredia; 2017.
236. Sensibilidad De Los Ecosistemas Acuáticos A La Radiación Ultravioleta: El Papel De La Materia Orgánica Disuelta. *Ecosistemas*. 2003; 1.
237. Montoya Romero Y, Aguirre Ramirez N. Asociación De Algas Perifíticas En Raíces De Macrófitas En Una Ciénaga Tropical Colombiana. *Hidrobiológica*. 2008; 18 (3).
238. Garcia Soto P. Análisis De La Distribución De Macroinvertebrados Acuáticos A Escala Detallada En La Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. [Licenciatura]. Universidad De San Carlos De Guatemala; 2008.
239. Oyanedel A, Valdovinos C, Azocar M, Moya C, Mancilla G, Pedreros P Et Al. Patrones De Distribución Espacial De Los Macroinvertebrados Bentónicos De La Cuenca Del Río Aysen (Patagonia Chilena). *Gayana (Concepción)*. 2008; 72 (2).
240. Leitner P, Hauer C, Ofenböck T, Pletterbauer F, Schmidt-Kloiber A, Graf W. Fine Sediment Deposition Affects Biodiversity And Density Of Benthic Macroinvertebrates: A Case Study In The Freshwater Pearl Mussel River Waldaist (Upper Austria). *Limnologica*. 2015;50:54-57.
241. Extence C, P. Chadd R, England J, J. Dunbar M, J. Wood P, D. Taylor E. The Assessment Of Fine Sediment Accumulation In Rivers Using Macro-Invertebrate Community Response. *River Research And Applications*. 2011;29(1):17-55.

ANEXOS**Anexo 1. Sector bajo de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca.**

Anexo 2. Sector medio de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca.

Anexo 3. Sector alto de la cuenca del río Chillón en época húmeda y seca.

Anexo 4. Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de los parámetros ambientales (sector y época).

ANOVA 2 VÍAS	pH		T (°C)		CE (uS/cm)		OD (mg/L)		STD (ppm)		UVB (W/m ²)		Caudal (m ³ /s)	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Sector (S)	16.51	0.0004	3136	4.853E-17	499.47	0.0000	118.12	0.0000	2249	3.551E-16	244.32	0.0000	100.46	0.0000
Época (E)	0.34	0.5728	426.3	9.618E-11	145.02	0.0000	188.40	0.0000	1002	6.219E-13	90.01	0.0000	174.80	0.0000
S x E	2.07	0.1692	15.05	0.0005359	5.78	0.0175	6.29	0.0135	59.51	5.9E-07	0.45	0.6468	8.73	0.0046

Anexo 5. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para la temperatura (T°).

T°	Media	Grupos Tukey
Sector x Época		
Alto x Húmeda	10.30	
Alto x Seca	13.57	
Medio x Húmeda	16.27	
Medio x Seca	17.93	
Bajo x Húmeda	22.83	
Bajo x Seca	25.87	

NOTA: Los grupos que no presentan letras significa que son significativamente distintos.

Anexo 6. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para el oxígeno disuelto (OD).

OD	Media	Grupos Tukey
Sector x Época		
Medio x Seca	6.41	B
Alto x Seca	6.58	B
Alto x Húmeda	7.54	A
Medio x Húmeda	7.57	A
Bajo x Seca	7.80	A
Bajo x Húmeda	8.4	

NOTA: Los grupos que comparten la misma letra significa que no son significativamente distintos. En este caso observamos que dos grupos comparten la misma letra "B", lo cual indica que son similares. Además, son diferentes a los tres grupos que comparten la misma letra "A"; y diferentes al grupo que no presenta letra.

Anexo 7. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para los sólidos totales disueltos (STD).

STD	Media	Grupos Tukey
Sector x Época		
Alto x Seca	177.33	
Alto X Húmeda	230.33	
Medio x Seca	356	A
Bajo x Seca	373.33	A
Medio x Húmeda	467	
Bajo X Húmeda	508	

Anexo 8. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para la conductividad eléctrica (CE).

CE	Media	Grupos Tukey
Sector x Época		
Alto x Húmeda	360.33	
Alto x Seca	430.67	
Medio x Húmeda	566.67	
Bajo x Húmeda	630	
Medio x Seco	695.33	A
Bajo x Seco	707.33	A

Anexo 9. Prueba de comparación de pares de medias (método de Tukey) para el caudal.

Caudal	Media	Grupos Tukey
Sector x Época		
Alto x Seca	0.39	A
Medio x Seca	0.66	AB
Alto x Húmeda	0.74	BC
Bajo x Seco	0.97	C
Medio x Húmeda	1.35	
Bajo x Húmeda	1.76	

Anexo 20. Contribución de los eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de componentes principales (ACP) de los parámetros ambientales.

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
PC1	4.88176	69.739
PC2	1.38211	19.744
PC3	0.388395	5.5485
PC4	0.273867	3.9124
PC5	0.0382052	0.54579
PC6	0.0207318	0.29617
PC7	0.0149333	0.21333

**Anexo 11. Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para agua, categoría 4:
Conservación del ambiente acuático.**

Parámetros	Unidad de medida	E1: Lagunas y lagos	E2: Ríos		E3: Ecosistemas costeros y marinos	
			Costa y Sierra	Selva	Estuarios	Marinos
Fisicoquímicos						
Aceites y Grasas (MEH)	mg/L	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Cianuro Libre	mg/L	0,0052	0,0052	0,0052	0,001	0,001
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/Co	20 (a)	20 (a)	20 (a)	**	**
Clorofila A	mg/L	0,008	**	**	**	**
Conductividad	µS/cm	1 000	1 000	1 000	**	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L	5	10	10	15	10
Fenoles	mg/L	2,56	2,56	2,56	5,8	5,8
Fósforo total	mg/L	0,035	0,05	0,05	0,124	0,062
Nitratos (NO ₃ ⁻) (c)	mg/L	13	13	13	200	200
Amoniaco Total (NH ₃)	mg/L	(1)	(1)	(1)	(2)	(2)
Nitrógeno Total	mg/L	0,315	**	**	**	**
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 5	≥ 5	≥ 5	≥ 4	≥ 4
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 a 9,0	6,5 a 9,0	6,5 a 9,0	6,8 - 8,5	6,8 - 8,5
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	500	500	500	500	
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	≤ 25	≤ 100	≤ 400	≤ 100	≤ 30
Sulfuros	mg/L	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	Δ 3	Δ 2	Δ 2
Inorgánicos						
Antimonio	mg/L	0,64	0,64	0,64	**	**
Arsénico	mg/L	0,15	0,15	0,15	0,036	0,036
Bario	mg/L	0,7	0,7	1	1	**
Cadmio Disuelto	mg/L	0,00025	0,00025	0,00025	0,0088	0,0088
Cobre	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05
Cromo VI	mg/L	0,011	0,011	0,011	0,05	0,05
Mercurio	mg/L	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Níquel	mg/L	0,052	0,052	0,052	0,0082	0,0082
Plomo	mg/L	0,0025	0,0025	0,0025	0,0081	0,0081
Selenio	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,071	0,071
Talio	mg/L	0,0008	0,0008	0,0008	**	**
Zinc	mg/L	0,12	0,12	0,12	0,081	0,081

NOTA: Lo resaltado en naranja se encuentran los valores utilizados para la conservación del ambiente acuático de ríos de la sierra.

Fuente: DS. N° 004-2017-MINAM

Anexo 12. Clasificación taxonómica, grupos funcionales alimenticios (GFA) y abundancia de macroinvertebrados bentónicos recolectados en los tres sectores de la cuenca en época húmeda y seca.

Phylum	Clase	Orden/Suborden*	Familia	GFA	ÉPOCA HÚMEDA			ÉPOCA SECA				
					Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto		
Annelida	Oligochaeta	-	-	-	8	73	35	-	6	46		
		Haplotaxida	Tubificidae	Colector	-	7	39	-	5	124		
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	Triturador	-	-	146	-	-	973		
	Arachnida	Hydracarina*	-	Depredador	3	-	3	-	-	1		
	Insecta	Coleoptera	-	Elmidae	Colector	6	157	141	232	269	215	
				Dytiscidae	Depredador	-	2	-	-	-	-	
				Ptilodactylidae	Triturador	-	-	-	-	-	1	
				Staphylinidae	Depredador	1	-	-	-	-	-	
				Blephariceridae	Raspador	-	4	-	-	4	-	
				Ceratopogonidae	Depredador	-	20	-	-	3	-	
				Chaoboridae	Depredador	-	2	-	-	-	-	
				Chironomidae	Colector	180	154	55	246	304	2067	
				Empididae	Depredador	-	63	13	-	168	-	
				Simuliidae	Filtrador	3	172	-	-	11	-	
		Diptera	-	-	Tanyderidae	Depredador	-	1	-	-	-	-
					Tipulidae	Triturador	-	1	-	-	-	-
					Baetidae	Colector	32	393	14	-	6365	20
					Leptophlebiidae	Colector	-	-	27	-	-	-
					Corydalidae	Depredador	-	1	-	-	4	-
					Aeshnidae	Depredador	-	-	-	-	2	-
					Perlidae	Depredador	-	-	-	-	-	3
					Glossosomatidae	Raspador	-	-	-	-	-	16
		Trichoptera	-	-	Hydrobiosidae	Depredador	-	7	88	-	-	-
					Hydropsychidae	Filtrador	39	41	24	1240	-	2
	Hydroptilidae				Perforador	3	-	-	-	-	-	
	Odontoceridae				Triturador	-	-	-	-	-	2	
	Philopotamidae				Filtrador	-	-	-	-	1	6	
	-				-	-	-	-	-	-	12	
	Ostracoda	-	-	-	-	-	-	-	-			
Molusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	-	4	1	-	-	-			
		Basommatophora	Physidae	-	-	4	-	27	2292			
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	-	-	5	-	5	16			
Abundancia					279	1108	585	1745	9439	3504		
Riqueza					10	19	11	4	14	15		

Anexo 13. Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de la abundancia y riqueza de macroinvertebrados bentónicos (sector y época).

ANOVA 2 VÍAS	Abundancia		Riqueza	
	F	p	F	p
Sector (S)	3.258	0.1102	6.186	0.03483
Época (E)	8.736	0.02543	0.4186	0.5416
S x E	0.5135	0.6225	1.814	0.242

Anexo 14. Análisis de SIMPER de la comunidad de macroinvertebrados en época húmeda y seca.

Similaridad:	Época Húmeda			Similaridad:	Época Seca		
Taxa	Abundancia prom.	Contrib. %	Acum. %	Taxa	Abundancia prom.	Contrib. %	Acum. %
Baetidae	73.2	19.8	19.8	Baetidae	1063.3	35.44	35.44
Chironomidae	64.8	15.76	35.56	Chironomidae	436.8	20.57	56
Elmidae	50.7	15	50.55	Hydropsychidae	206.3	15.69	71.69
Hyalellidae	24.3	10.24	60.79	Physidae	385.8	10.62	82.31
Simuliidae	28.5	8.244	69.03	Hyalellidae	162.2	9.733	92.05
Hydrobiosidae	15.8	6.044	75.08	Elmidae	119.3	3.624	95.67
Hydropsychidae	17.3	5.537	80.62	Tubificidae	21.5	1.995	97.67
Oligochaeta	19.3	5.212	85.83	Empididae	28	0.9246	98.59
Empididae	12.7	4.399	90.23	Oligochaeta	8.2	0.4515	99.04
Tubificidae	7.8	3.586	93.81	Planariidae	5.2	0.2937	99.34
Leptophlebiidae	4.5	3.08	96.89	Glossosomatidae	2.7	0.248	99.59
Ceratopogonidae	3.3	0.9508	97.84	Ostracoda	2	0.1155	99.7
Hydracarina	1	0.407	98.25	Simuliidae	1.8	0.07473	99.78

Anexo 15. Análisis de SIMPER en el sector bajo en época húmeda y seca

Disimilitud: 62.51%	Sector Bajo (Época húmeda y seca)	
Taxa	Contrib. %	Acum. %
Chironomidae	33.22	33.22
Hydropsychidae	28.51	61.73
Elmidae	24.37	86.1
Baetidae	5.77	91.88
Physidae	5.42	97.3
Oligochaeta	0.86	98.17
Hydrobiidae	0.78	98.96
Hydroptilidae	0.32	99.28
Hydracarina	0.32	99.61
Staphylinidae	0.28	99.89
Simuliidae	0.10	100

Anexo 16. Análisis de SIMPER en el sector medio en época húmeda y seca

Disimilitud: 85.55%	Sector Medio (Época húmeda y seca)	
Taxa	Contrib. %	Acum. %
Baetidae	66.49	66.49
Physidae	25.43	91.92
Chironomidae	2.08	94.01
Simuliidae	1.71	95.72
Empididae	1.27	96.99
Elmidae	1.23	98.22
Oligochaeta	0.76	98.99
Hydropsychidae	0.43	99.42
Ceratopogonidae	0.18	99.61
Tubificidae	0.076	99.68
Hydrobiosidae	0.075	99.76
Planariidae	0.055	99.81
Blephariceridae	0.044	99.86
Corydalidae	0.032	99.89
Dytiscidae	0.023	99.91
Aeshnidae	0.022	99.94
Chaoboridae	0.021	99.96
Philopotamidae	0.010	99.97
Tipulidae	0.011	99.98
Hydrobiidae	0.011	99.99
Tanyderidae	0.011	100

Anexo 17. Análisis de SIMPER en el sector alto en época húmeda y seca

Disimilitud: 80.73		Sector Alto (Época húmeda y seca)	
Taxa	Contrib. %	Acum. %	
Chironomidae	59.21	59.21	
Hyalellidae	21.21	80.42	
Tubificidae	5.52	85.94	
Elmidae	5.39	91.34	
Hydrobiosidae	2.89	94.23	
Leptophlebiidae	1.07	95.3	
Planariidae	0.96	96.27	
Hydropsychidae	0.92	97.19	
Glossosomatidae	0.77	97.97	
Baetidae	0.57	98.54	
Empididae	0.42	98.96	
Oligochaeta	0.35	99.32	
Ostracoda	0.26	99.58	
Philopotamidae	0.15	99.74	
Hydracarina	0.10	99.84	
Perlidae	0.06	99.91	
Ptilodactylidae	0.05	99.96	
Odontoceridae	0.04	100	

Anexo 18. Contribución de los eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) de los parámetros ambientales y abundancia de macroinvertebrados bentónicos.

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
1	0.7387	40.73%
2	0.6023	33.21%
3	0.2310	12.74
4	0.1335	7.362
5	0.07662	4.225
6	0.00313	1.729
7	1.9227E-07	1.06E-05

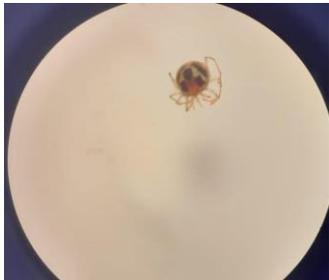
Anexo 19. Abundancia de los grupos funcionales alimenticios (GFA) encontrados y recolectados en los tres sectores de la cuenca en época húmeda y seca.

GFA	Orden/ Familia	ÉPOCA HÚMEDA			ÉPOCA SECA			TOTAL	PORCENTAJE
		Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo		
Colector	Tubificidae	39	7	-	124	5	-	11052	78%
	Baetidae	14	393	32	20	6365	-		
	Elmidae	141	157	6	215	269	232		
	Chironomidae	55	154	180	2067	304	246		
	Leptophlebiidae	27	-	-	-	-	-		
	Total	276	711	218	2426	6943	478		
Depredador	Aeshnidae	-	-	-	-	2	-	381	3%
	Ceratopogonidae	-	20	-	-	3	-		
	Chaoboridae	-	2	-	-	-	-		
	Corydalidae	-	-	-	-	4	-		
	Dytiscidae	-	2	-	-	-	-		
	Empididae	13	63	-	-	168	-		
	Hydrobiosidae	88	7	-	-	-	-		
	Hydracarina	3	-	3	1	-	-		
	Perlidae	-	-	-	3	-	-		
	Staphylinidae	-	-	1	-	-	-		
	Tanyderidae	-	1	-	-	-	-		
	Total	101	95	4	4	177	-		
Filtrador	Hydropsychidae	24	41	39	2	-	1240	1539	11%
	Philopotamidae	-	-	-	6	1	-		
	Simuliidae	-	172	3	-	11	-		
	Total	24	213	42	8	12	1240		
Perforador	Hydroptilidae	-	-	3	-	-	-	3	0%
	Total	-	-	3	-	-	-		
Raspador	Blephariceridae	-	4	-	-	4	-	24	0%
	Glossosomatidae	-	-	-	16	-	-		
	Total	-	4	-	16	4	-		
Triturador	Hyaellidae	146	-	-	873	-	-	1120	8%
	Odontoceridae	-	-	-	2	-	-		
	Ptilodactylidae	-	-	-	1	-	-		
	Tipulidae	-	1	-	-	-	-		
	Total	146	1	-	973	-	-		
TOTAL		547	1024	267	3427	7136	1718	14119	100%

Anexo 20. Contribución de los eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) de los parámetros ambientales y los grupos funcionales alimenticios.

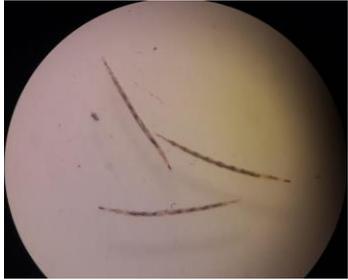
Ejes	Eigenvalue	% Varianza
1	0.52268	65.1
2	0.20998	26.5
3	0.05739	7.1
4	0.01232	1.534
5	0.000516	0.06439

Anexo 21. Macroinvertebrados bentónicos recolectados en los tres sectores de la cuenca.

CLASE/ORDEN	FAMILIA	IMAGEN
OLIGOCHAETA		
HAPLOTAXIDA	Tubificidae	
AMPHIPODA	Hyaletellidae	
HYDRACARINA		

COLEOPTERA	Elmidae	
	Staphylinidae	
	Dytiscidae	
	Ptilodactylidae	
DIPTERA	Chironomidae	

	Simuliidae	
	Chaoboridae	
	Tanyderidae	
	Blephariceridae	
	Tipulidae	

	Ceratopogonidae	
	Empididae	
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	
	Baetidae	
MEGALOPTERA	Corydalidae	

ODONATA	Aeshnidae	
PLECOPTERA	Perlidae	
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	
	Hydroptilidae	

	Hydrobiosidae	
	Glossosomatidae	
	Odontoceridae	
	Philopotamidae	

OSTRACODA		
GASTROPODA	Physidae	
TRICLADIDA	Planariidae	