

UNIVERSIDAD PERUANA CAYETANO HEREDIA

FACULTAD DE CIENCIAS Y FILOSOFÍA



**“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)”**

MSc. Fiorella Paola La Matta Romero

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE LICENCIADA EN BIOLOGÍA

LIMA - PERÚ

2020

ASESOR

Dr. Raúl Loayza Muro

MIEMBROS DEL JURADO

(Presidente)

Dr. Armando Valdés-Velásquez

(Secretario)

MSc. Jerry Omar Arana Maestre

(Vocal)

Dr. Carlos Raúl Acosta Rivas

A mis padres.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, por ser mis guías durante todo mi desarrollo personal y profesional y a quienes agradezco de corazón todo su amor y apoyo brindado.

A la Universidad Peruana Cayetano Heredia, por ser mi primera casa educativa y por impulsar en mí el interés por la investigación.

A mi asesor, Raúl Loayza Muro, por ser mi mentor y gran amigo.

A mis colegas y amigos del Laboratorio de Ecotoxicología de la Universidad Peruana Cayetano Heredia.

Y finalmente, a mis amigas incondicionales, quienes me brindaron mucho soporte emocional en los momentos más necesarios.

A todos, ¡mil gracias!

RESUMEN

La macrofauna de los ecosistemas dulceacuícolas se encuentra constantemente amenazada por el deterioro de la calidad de agua, ya que las características fisicoquímicas del ambiente pueden afectar su distribución y funcionalidad, sus ciclos de reproducción y desarrollo, su alimentación y comportamiento. Por ello, su permanencia está determinada por su capacidad de adaptación a las condiciones específicas de cada lugar. Los macroinvertebrados bentónicos son utilizados como herramientas indicadoras de cambios en el ambiente y son de suma utilidad para la evaluación *in situ* del grado de contaminación y alteración de ecosistemas dulceacuícolas. En el presente trabajo de investigación, se evaluó la calidad de agua de la subcuenca de Quillcay (Cordillera Blanca) durante marzo, julio y noviembre de 2013 por medio de 1) el análisis de parámetros fisicoquímicos y de metales, y 2) el cálculo del índice Biological Monitoring Working Party (BMWP-Ing/Col/Esp/Cub), el Índice Biótico Andino (IBA) y 3) la identificación de los grupos funcionales alimenticios (GFA). Los resultados nos muestran que hubo diferencias significativas entre los sitios sin y con influencia del drenaje ácido de roca (DAR) con respecto a la mayoría de los parámetros fisicoquímicos, concentraciones de metales, la distribución de taxa y GFA, y el cálculo del BMWP y ABI. La composición de la comunidad de macroinvertebrados mostró una menor abundancia y mayor número de taxa tolerantes en lugares afectados por DAR, y un cambio de grupos funcionales de acuerdo a la influencia de los parámetros fisicoquímicos y disponibilidad de alimento entre temporadas. Se concluyó que el índice IBA fue el que mejor evaluó la calidad del agua debido a que en él se encontraron la mayoría de las familias de macroinvertebrados que se identificaron en el lugar, seguido de un recambio de GFA entre temporadas y lugares de muestreo.

Palabras claves: arroyos altoandinos, drenaje ácido de roca (DAR), macroinvertebrados acuáticos, bioindicadores, índices bióticos, grupos funcionales alimenticios (GFA).

ABSTRACT

The macrofauna of freshwater ecosystems is constantly threatened by deterioration in water quality, as the physicochemical characteristics of the environment can affect the distribution and functionality of species, their reproduction and development cycles, their diet and behavior. So their permanence would be determined by their ability to adapt to the specific conditions of each place. For this reason, aquatic macroinvertebrates can be used as biological tools, indicators of changes in the environment, and are extremely useful for evaluating in situ the degree of contamination and alteration of freshwater ecosystems. In this research work, the water quality of the Quillcay sub-basin (Cordillera Blanca) was evaluated during March, July and November 2013 through 1) the analysis of physicochemical and metal parameters, and 2) the calculation of the Biological Monitoring Working Party index (BMWP-Ing / Col / Esp / Cub), the Andean Biotic Index (IBA) and 3) the identification of functional food groups (GFA). The results show us that there were significant differences between the sites without and with influence of acid rock drainage (ARD) with respect to most of the physicochemical parameters, metal concentrations, the distribution of taxa and GFA, and the calculation of the BMWP and ABI. The composition of the macroinvertebrate community showed a lower abundance and greater number of tolerant taxa in places affected by ARD, and a change in functional groups according to the influence of the physicochemical parameters and food availability between seasons. It was concluded that the IBA index was the one that best evaluated the quality of the water due to the fact that it contained the majority of the macroinvertebrate families that were identified in the place, followed by a change of GFA between seasons and sampling places.

Key words: high Andean streams, acid rock drainage (ARD), aquatic macroinvertebrates, bioindicators, biotic indices, functional feeding groups (FFG).

ÍNDICE

RESUMEN.....	5
ABSTRACT	6
I. INTRODUCCIÓN.....	13
II. ANTECEDENTES.....	17
2.1. Ubicación geográfica del área de estudio.....	17
2.1.1 La Cordillera Blanca.....	17
2.1.2 La cuenca del río Santa y la subcuenca Quillcay.....	19
2.2. Drenaje ácido de roca (DAR).....	21
2.2.1 Drenaje ácido en la subcuenca Quillcay.....	22
2.3. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos y cuencas altoandinas.....	25
2.4. Bioindicadores e índices bióticos de calidad de agua	27
2.5. Grupos funcionales alimenticios (GFA).	31
III. HIPÓTESIS.....	36
IV. OBJETIVOS.....	36
4.1 Objetivo general:	36
4.2 Objetivos específicos:.....	36
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	37
5.1. Diseño del estudio.....	37
5.2. Área de estudio y puntos de muestreo	38
5.3. Métodos	40
5.3.1 Características fisicoquímicas del agua.....	40
5.3.2 Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos	41
5.3.3 Índices bióticos.....	42
5.3.4 Grupos funcionales alimenticios (GFA).....	43
5.3.5 Análisis estadístico	44
VI. RESULTADOS.....	47
6.1 Características fisicoquímicas del agua	47
6.2 Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos	54
6.3 Cálculo de índices bióticos	62
6.4 Cálculo de grupos funcionales alimenticios (GFA)	66
VII. DISCUSIÓN.....	69
7.1 Características fisicoquímicas de la Subcuenca Quillcay.....	69
7.2 Efecto de los parámetros físicoquímicos sobre la estructura y composición de comunidades de macroinvertebrados bentónicos en arroyos altoandinos	72

7.3 Índices bióticos	74
7.4 Grupos funcionales alimenticios (GFA)	76
VIII. CONCLUSIONES	81
IX. RECOMENDACIONES	82
X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
XI. ANEXOS	97

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Ubicación de los puntos de muestreo en la subcuenca de Quillcay.	38
Tabla 2 Promedio anual (\pm D.E; n = 9) de las variables fisicoquímicas en los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. Al final de la tabla se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (condición y temporada), entre el promedio anual de los lugares sin y con influencia del DAR.	49
Tabla 3. Promedio anual (\pm D.E; n = 9) de las concentraciones de metales en los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay Al final de la tabla se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (condición y temporada), entre el promedio anual de los puntos sin y con influencia del DAR.	51
Tabla 4 Contribución de los puntajes ('scores') de las variables fisicoquímicas y metales en los cuatro primeros ejes (PC1, PC2, PC3 y PC4) del Análisis de Componentes Principales (P < 0.05).	52
Tabla 5 Promedio anual (+/- D.E; n = 9) de la abundancia y riqueza de familias en los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. F y P indican los resultados del análisis de varianza (ANOVA) entre los puntos sin y con influencia del DAR.	54
Tabla 6 Análisis de correlación de Pearson de las CoP 1 y 2, bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis y Jaccard, y las variables fisicoquímicas	62
Tabla 7 Valores de los índices bióticos representando la calidad de agua con colores para los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. Verde = buena calidad; amarillo = regular; anaranjado = mala; rojo = muy mala. F y P indican los resultados del análisis de varianza (ANOVA) entre los puntos sin y con influencia del DAR.	64
Tabla 8 Valores de ASPT representando la calidad de agua con colores para los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. F y P indican los resultados del análisis de varianza (ANOVA) entre los puntos sin y con influencia del DAR.	64
Tabla 9 Correlaciones de Pearson de las CoP 1 y 2, bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis, y las variables fisicoquímicas.	65
Tabla 10 Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de los parámetros fisicoquímicos... ..	97
Tabla 11 Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de las concentraciones de metales en agua.....	97
Tabla 12 Variables fisicoquímicas en los siete puntos de muestreo en tres temporadas del año en la subcuenca Quillcay.....	98
Tabla 13 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de componentes principales (ACP) derivado de las variables fisicoquímicas y metales.	99
Tabla 14 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) derivado de las variables fisicoquímicas y metales y abundancia de macroinvertebrados bentónicos.....	99
Tabla 15 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) derivado de las variables fisicoquímicas y metales, agrupadas en los dos primeros componentes principales y abundancia de macroinvertebrados bentónicos	100
Tabla 16 Análisis de correlación de Pearson bajo distancia Bray-Curtis entre los parámetros fisicoquímicos y las dos primeras coordenadas principales de abundancia de macroinvertebrados muestreados en los sitios sin y con influencia del DAR.....	101
Tabla 17 Análisis de correlación de Pearson bajo distancia Jaccard entre los parámetros fisicoquímicos y las dos primeras coordenadas principales de abundancia de macroinvertebrados muestreados en los sitios sin y con influencia del DAR.....	102

Tabla 18 Contribución de los Eigenvalues y porcentajes de varianza del análisis de coordenadas principales (ACoP) bajo las distancias Bray Curtis y Jaccard, derivado de la abundancia relativizada de macroinvertebrados bentónicos.	103
Tabla 19 ECA Agua, categoría 4: Conservación del ambiente acuático	104
Tabla 20 Criterios de calidad del agua de recomendación Nacional de contaminantes y parámetros prioritarios en agua superficial de exposición de biota acuática para Estados Unidos.	105
Tabla 21 Concentración máxima permisible (MPC) y valor objetivo de contaminantes y parámetros fisicoquímicos, para agua superficial en Holanda.....	106
Tabla 22 Abundancia, clasificación taxonómica y grupos funcionales alimenticios de los macroinvertebrados bentónicos encontrados en los puntos de muestreo durante marzo, julio y noviembre de 2013.	107
Tabla 23 Puntuaciones asignadas a las familias de macroinvertebrados por el índice IBA y BMWP de cada región.....	108
Tabla 24 Clases de calidad de agua, significado y colores para las representaciones cartográficas del índice IBA y su respectivo ASPT.....	109
Tabla 25 Clases de calidad de agua, significado y colores para las representaciones cartográficas de los índices BMWP y su respectivo ASPT.....	109
Tabla 26 Análisis de correlación de Pearson bajo distancia Bray Curtis entre los parámetros fisicoquímicos y las dos primeras coordenadas principales de los puntajes de los índices bióticos calculados en los sitios sin y con influencia del DAR.	110
Tabla 27 Contribución de los Eigenvalues y porcentajes de varianza del análisis de coordenadas principales (ACoP) bajo la distancia de Bray curtis, derivado de los puntajes obtenidos de los índices bióticos.	111
Tabla 28 Abundancia de los grupos funcionales alimenticios (GFA) de los macroinvertebrados bentónicos encontrados en los siete puntos de muestreo durante marzo, julio y noviembre de 2013.....	112
Tabla 29 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) derivado de las variables fisicoquímicas y metales y abundancia de grupos funcionales alimenticios.	113
Tabla 30. Lista de familias de insectos acuáticos de América Latina y sus GGA asignados según la información disponible.....	114

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Mapa de Ubicación de la Subcuenca Quillcay.....	20
Figura 2 Características del drenaje ácido de roca.....	21
Figura 3 Mapa de la geología de la Cordillera Blanca.....	24
Figura 4 Ejemplo de Familias de macroinvertebrados acuáticos usados como bioindicadores de calidad del agua. A. Chironomidae; B. Glossomatidae; C. Leptoceridae; D. Muscidae; E. Blephariceridae; F. Hydrobiosidae.	29
Figura 5 Diseño del estudio	37
Figura 6 Mapa de la Subcuenca de Quillcay, Huaraz. A y B, en azul lugares sin influencia del DAR; C, D, E, F y G, en rojo lugares con influencia del DAR.....	39
Figura 7 Características de los grupos funcionales alimenticios (GFA)	43

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 Variación de las variables fisicoquímicas en los sitios sin (en azul) y con (en rojo) influencia del DAR en la subcuenca Quillcay. En verde se presenta el valor del ECA, categoría IV para conservación de ecosistemas acuáticos.....	48
Gráfico 2 Concentración de metales en agua en los sitios sin(A y B) y con(C, D, E, F y G) influencia del DAR en la subcuenca Quillcay. (M = marzo, J = julio y N = noviembre).....	50
Gráfico 3 Análisis de Componentes Principales basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de las variables ambientales en la estructura del hábitat en los puntos sin influencia del DAR (A y B, círculos azules) y con influencia del DAR (C, D, E, F y G, círculos rojos). El Primer Componente PC1 explicó el 61.4% de la varianza y PC2 el 17.3%. La primera letra representa los puntos de muestreo y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre) (Anexo, Tabla 13).	53
Gráfico 4 Análisis de escalamiento multidimensional no métrico o NMDS basado en la similitud de Bray-Curtis para evaluar el efecto de las variables ambientales conjuntas (PC1 y PC2) en la composición de la comunidad en los lugares sin influencia del DAR (círculos azules) y con influencia del DAR (círculos rojos) Estrés: 0.098; $R^2 = 0.5479$ y 0.3803 . La primera letra representa el punto de muestreo, y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre).	55
Gráfico 5 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de las variables ambientales individuales en la ocurrencia de familias de macroinvertebrados (Anexo, Tabla 14).....	57
Gráfico 6 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto conjunto de las variables ambientales agrupadas en los componentes principales (PC1 y PC2) del ACP en la ocurrencia de familias de macroinvertebrados bentónicos (Anexo, Tabla 15).....	58
Gráfico 7 Análisis de coordenadas principales basado en el criterio de distancia de Bray-Curtis para evaluar la similitud de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos entre los puntos de sin influencia del DAR (A y B, polígono celeste) y con influencia del DAR (C, D, E, F y G, polígono rojo). La primera letra representa el punto de muestreo, y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre) (anexo, Tabla 18).	60
Gráfico 8 Análisis de coordenadas principales basado en el criterio de distancia de Jaccard para evaluar la similitud de la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos entre los puntos sin influencia del DAR (A y B, celeste) y con influencia del DAR	

(C, D, E, F y G, rojo). La primera letra representa el punto de muestreo, y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre) (**anexo, Tabla 18**). 61

Gráfico 9 Abundancia relativa de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados en los sitios sin y con influencia del DAR a lo largo del año. 67

Gráfico 10 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de las variables ambientales individuales en la ocurrencia de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados (**Anexo, Tabla 29**). 68

I. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el cambio climático está modificando de manera importante los ciclos que regulan la cantidad y calidad de las reservas de agua en el mundo. Esto se debe, particularmente, al aumento de la temperatura y de la intensidad de la radiación ultravioleta (RUV) sobre la superficie terrestre, ocasionados por las emisiones de gases de efecto invernadero (Hader *et al.*, 2007; Vincent *et al.*, 2006) y la pérdida de la capa de ozono (Clements *et al.*, 2008), respectivamente.

El cambio climático está acelerando el proceso de derretimiento de los glaciares y afectando considerablemente los ciclos hidrológicos a nivel de cuencas (Dyurgerov, 2002), que son regulados por las lagunas y ríos ubicados en sus cabeceras (Baraer *et al.*, 2009; Vuille *et al.*, 2008b). En los trópicos, por encima de los 3000 m de altitud, el impacto es aún mayor debido a que la atmósfera es más delgada y permite un mayor paso de la radiación solar. Este particular escenario ha generado un gran interés por entender qué factores producen estos cambios, que determinan la vulnerabilidad de los ecosistemas dulceacuícolas, y que se ve reflejada en el impacto que tienen en la biodiversidad acuática y en las poblaciones humanas que hacen uso de estos recursos. En los ecosistemas altoandinos, el rápido deshielo de los glaciares no solo pone en peligro el abastecimiento del agua para las poblaciones, sino que también afecta su calidad y biodiversidad. Esto último se debe a que el deshielo deja al descubierto grandes sectores de rocas mineralizadas, que, al oxidarse por acción de la intemperie, producen un drenaje ácido de roca (DAR), ideal para la movilización de metales, que son arrastrados hasta los cuerpos de agua (Thorsteinsson *et al.*, 2013; Pellicciotti, 2013). Debido a la fuerte acidez del agua y la presencia de metales, combinados con factores asociados a la altitud, como la elevada RUV y los bajos niveles de oxígeno, se produce un ambiente extremo único de 'estrés múltiple', que supone un reto para la vida acuática (Loayza-Muro *et al.*, 2010).

Cerca del 71% de los glaciares tropicales del mundo se encuentra en el Perú, de los cuales aproximadamente el 30% se ubican en la Cordillera Blanca (ANA, 2014). Estos glaciares representan un gran potencial hídrico, poseen amplias reservas de hielo en diferentes cuencas hidrográficas y son excelentes indicadores de la evolución del clima por su vulnerabilidad al deshielo. Por ello, a partir de la década

de 1940 se inicia la investigación glaciológica en el Perú, y se elabora el primer Inventario Nacional de Glaciares en 1989. En el último inventario realizado en 2014, se estimó una pérdida de 42,64% (870,66 km²) de la superficie total de 18 cordilleras, lo cual es el resultado de un proceso irreversible y acelerado de derretimiento de sus nevados, que se inició antes de la década de 1970. La Cordillera Blanca, ubicada al norte del Perú, presenta los atributos ecológicos mencionados anteriormente, y es considerada como uno de los lugares más afectados por el cambio climático a nivel mundial. En el último inventario de sus glaciares, realizado de 2006 a 2010, se estimó un total de 755, la mayoría sobre su vertiente occidental, en las cuencas de los ríos Santa y Pativilca, principales abastecedoras de agua de la región Áncash (ANA, 2014).

Los macroinvertebrados bentónicos son uno de los grupos de organismos más susceptibles a los cambios en el ambiente. Estos presentan un amplio rango de respuestas (sensibilidad o tolerancia) frente al estado fisicoquímico y niveles de nutrientes disponibles, lo cual los hace representativos del ambiente que ocupan. Es un grupo muy diverso, con una amplia distribución espacial y temporal, y que puede permanecer por un largo periodo de su vida en un mismo lugar, reflejando las perturbaciones o cambios locales (Reece & Richardson, 2000; Roldán, 1996, 2003; Segnini, 2003). En consecuencia, los cambios en su riqueza y abundancia pueden ser aprovechados como una herramienta eficiente de monitoreo y diagnóstico de la calidad ambiental (Loayza-Muro *et al.*, 2014a), lo cual podría ofrecer un panorama más integrado de la calidad y funcionalidad de los cuerpos de agua para determinar estrategias adecuadas de uso o remediación. Sin embargo, muy poca ha sido la intervención del Estado Peruano con metodologías de esta naturaleza (MINAM, 2014), que ayudarían a implementar una evaluación integral de los recursos hídricos para su adecuada conservación y recuperación.

Es poco lo que se sabe sobre la historia y ecología de los macroinvertebrados bentónicos en Latinoamérica, y su potencial aplicación como biosensores de calidad de agua, sobre todo en zonas altoandinas. La mayoría de investigaciones sobre índices bióticos de calidad de agua se originaron en ecosistemas templados europeos a partir de la diversidad de comunidades indicadoras, como macroinvertebrados y peces. Dentro de estos índices podemos encontrar el TBI

(Trent Biotic Index; Woodwiss, 1964), el CBI (Chandler Biotic Index; Chandler, 1970), el BBI (Belgian Biotic Index; De Pauw & Vanhooren, 1983), el IBI (Index of Biotic Integrity; Karr *et al.*, 1986), el BQI (Benthic Quality Index; Wiederholm, 1980) y el BMWP (Biological Monitoring Working Party; Armitage *et al.*, 1983; Reece & Richardson, 2000). Este último ha sido adaptado en otras regiones del mundo, como España (BMWP/Esp; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996); Colombia (BMWP/Col; Roldán, 1996, 2003), Cuba (BMWP/Cub; Naranjo-López *et al.*, 2005) y Costa Rica (BMWP/CR; Mafla-Herrera, 2005; Springer, 2010), utilizando el mismo sistema de puntajes para cada taxón (familia) indicador con el fin de evaluar y clasificar el estado de cuerpos de agua para uso animal, agrícola y humano. En el Perú, se ha estandarizado el IBA (Índice Biótico Andino; Acosta *et al.*, 2009), que incluye familias nativas altoandinas y que representa de forma más real la calidad ecológica de los ambientes acuáticos en los Andes. En general, estos índices son fáciles de aplicar, por lo que se consideran una herramienta apropiada de monitoreo, que ofrecen resultados rápidos “a pie de río”, de bajo costo y que pueden ser utilizados por cualquier persona con ayuda de guías taxonómicas para la identificación de familias de macroinvertebrados bentónicos. Su aplicación complementa la aproximación tradicional de evaluación fisicoquímica de la calidad del agua, lo que resulta en una muy buena estrategia que ofrece información más completa para programas de monitoreo ambiental (Figuroa *et al.*, 2003; Prat *et al.*, 2009). Por ello, la adaptación de índices bióticos a la realidad taxonómica y ecológica de nuestro país podría ser utilizado para la evaluación de ambientes acuáticos impactados por la contaminación natural o antropogénica.

En el distrito y provincia de Huaraz, en el departamento de Áncash, se encuentra la subcuenca de Quillcay, que es la principal fuente de agua de la ciudad de Huaraz y que está siendo afectada por el deterioro del ambiente generado por el cambio climático. Este escenario viene afectando desde hace décadas la calidad de las lagunas y los ríos debido a su acidificación por el drenaje ácido de roca (DAR) y la lixiviación de metales, lo que ha producido la disminución de especies importantes para la sostenibilidad de estos ecosistemas (Loayza-Muro *et al.*, 2014a). Debido a la falta de información sobre los efectos ecológicos producidos por este escenario y la ausencia de métodos integrales de evaluación, este trabajo de investigación propone caracterizar el impacto generado por el DAR y la movilización de metales

en ríos de la Cordillera Blanca durante los meses de marzo, julio y noviembre del 2013, cubriendo las dos principales temporadas del año (lluvia y estiaje). Para ello, se hará uso de distintos índices bióticos basados en la diversidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad ambiental, y se analizará la composición de los grupos funcionales alimenticios como una respuesta de la comunidad indicadora frente a estas condiciones de estrés múltiple.

II. ANTECEDENTES

Los niveles de agua dulce en el mundo han aumentado ligeramente a causa del acelerado deshielo de los glaciares que los alimentan. Lamentablemente, estas crecidas disminuirán cuando la masa glacial desaparezca, generando nuevas presiones sobre la vida en la Tierra (Vuille *et al.*, 2008a).

Los ecosistemas altoandinos, que abarcan glaciares, bofedales, lagunas, ríos y arroyos, representan las más grandes e importantes reservas de agua dulce, que están desapareciendo por las presiones climáticas del calentamiento global y las actividades antrópicas (Francou *et al.*, 2000; Gallaire *et al.*, 2000). Durante los últimos 40 años los glaciares de los andes peruanos se han reducido en un 42,6% (ANA, 2014), situación que afecta a los ecosistemas acuáticos altoandinos que se alimentan de ellos, alterando sus ciclos hidrológicos y su calidad.

Los arroyos altoandinos se encuentran por encima de los 3000 m de altitud y presentan características particulares y desafiantes para la vida, tales como las bajas concentraciones de oxígeno disuelto y bajas temperaturas, una intensa radiación solar, y un bajo contenido de materia orgánica debido a la presencia de solo plantas herbáceas y pequeños arbustos. En conjunto, estas condiciones limitan la diversidad y abundancia de las comunidades acuáticas, como los macroinvertebrados bentónicos (Jacobsen, 1998; Loayza-Muro, 2013).

2.1. Ubicación geográfica del área de estudio

2.1.1 La Cordillera Blanca

La Cordillera Blanca se encuentra en la región Áncash, aproximadamente a 300 km al norte de Lima. Tiene una longitud aproximada de 210 km y sus límites están comprendidos entre las coordenadas 7°41'31" a 10°10'57" Latitud Sur y 76°54'57" a 78°18'1" Longitud Oeste (Sevink, 2009; UGRH, 2010). Es considerada la mayor cadena de montañas nevadas tropicales del mundo y actúa como divisoria de aguas entre las vertientes continentales del Pacífico y del Atlántico que da origen a 3 cuencas importantes (Santa, Marañón y Pativilca) (ANA, 2014). Gracias a su amplia diversidad de ecosistemas, la flora y fauna local son sumamente diversas e incluyen muchas especies raras y endémicas y otras en peligro de extinción.

Dicha cordillera es de origen Mesozoico-Terciario (12 Ma), por subducción de la placa oceánica (Nazca) bajo la placa continental (Sudamericana). En combinación con el enfriamiento global gradual, este proceso produjo varias glaciaciones durante los últimos cientos de miles de años. Geológicamente, se caracteriza por ser un batolito de granodiorita compuesta por feldespato, cuarzo y biotita de edad Terciaria (Benites, 2010; INGEMMET, 1995; Sevink, 2009). Está cubierta por sedimentos más antiguos y por rocas volcánicas compuestas mayormente de cuarzo, feldespato y biotita de la Formación Calipuy, como también de metamorfitas, sedimentitas marinas y continentales, rocas intrusivas, plutónicas y volcánicas, las que son tapizadas por una cobertura irregular de depósitos aluviales, glaciofluviales y lacustres (Cobbing *et al.*, 1996, Sevink, 2009).

La Cordillera Blanca alberga cerca de 514 lagunas, y 755 glaciares y nevados, siendo el Huascarán el más elevado del Perú (6768 m), seguido del Chacraraju (6112 m) y el Alpamayo (5947 m) (ANA, 2014). Estas grandes reservas de agua dulce escurren de manera natural, incrementando el caudal de los ríos y lagunas, los cuales abastecen a las poblaciones por debajo de los 3000 msnm.

Esta cordillera ha sufrido los mayores impactos del cambio climático en nuestro país. En los últimos 40 años, se ha reducido de manera evidente su superficie glaciar, de 723 km² a 527.62 Km² (Ames & Francou, 1995; ANA, 2014). El deshielo viene generando un desbalance del ciclo hidrológico, además de un incremento de la contaminación ácida y de metales en las cabeceras de cuenca, que pone en riesgo la integridad de los ecosistemas y genera impactos económicos y sociales negativos sobre las poblaciones que dependen de los recursos hídricos y biológicos de la cuenca (Braun *et al.*, 2000; Jansson *et al.*, 2003; Baraer *et al.*, 2012). Por ello, en un intento por conservar sus paisajes y ecosistemas únicos, y revertir los impactos negativos de la minería y el turismo, en 1975 se crea el Parque Nacional de Huascarán, que abarca casi la totalidad de la Cordillera Blanca y protege las principales fuentes de agua dulce de las poblaciones de dicha región (DS 0622-75-AG, 1975; SERNANP, 2017).

2.1.2 La cuenca del río Santa y la subcuenca Quillcay

La Región Áncash se ubica en la zona central norte del Perú y está conformada por 20 provincias. Al norte limita con el departamento de La Libertad, al sur con Lima, al este con Huánuco y al oeste con el Océano Pacífico. Su capital es Huaraz y su principal río, el Santa.

La cuenca del río Santa nace en el sureste de la región y corre en dirección noreste a lo largo de aproximadamente 100 km; luego, se dirige al oeste y atraviesa el Cañón del Pato para luego verter sus aguas en el Océano Pacífico cerca de la ciudad de Chimbote. Tiene una extensión de aproximadamente 11 596 km², una superficie glaciar de 360 km² y comprende altitudes superiores a los 6000 msnm (Villanueva, 2011).

Uno de los tributarios más importantes del río Santa es la subcuenca Quillcay, en donde se ha llevado a cabo esta tesis. Políticamente, se encuentra en la provincia de Huaraz, en los distritos de Huaraz e Independencia y geográficamente entre los paralelos 9°31'28.67" latitud sur y 77°32'9.313" y 77°32'9.313 de latitud oeste (INAIGEM, 2016). Los nevados más importantes de esta subcuenca son el Ranrapalca, Palcaraju, Pucarranra, Tullparaju, Cayesh, Chinchey, Huantsan y Churup, las que dan origen a las lagunas Palcacocha, Cuchillococha, Tullpacocha, Shallap y Churup (**Figura 1**) (Chacón *et al.*, 2005; Cruz, 2013),

Esta subcuenca se compone de dos microcuencas: Paria y Auqui (INGEMMET, 2016). El río Paria se forma gracias a la laguna Palcacocha de la quebrada Cojup, mientras que los nevados Tullpacocha, Shallap y Churup son los que drenan la quebrada Quillcayhuanca, formando el río Auqui. Cuando se unen los ríos Auqui y Paria forman el río Quillcay, que desemboca en el río Santa (**Figura 1**) (Chacón *et al.*, 2005).

Se eligió el estudio de la subcuenca de Quillcay debido a su importancia como principal fuente de agua de la ciudad de Huaraz, que mantiene el desarrollo de sus actividades económicas, como la ganadería, agricultura, turismo y el abastecimiento diario de sus pobladores y por estar vulnerable a la contaminación natural, producto del drenaje ácido de roca.

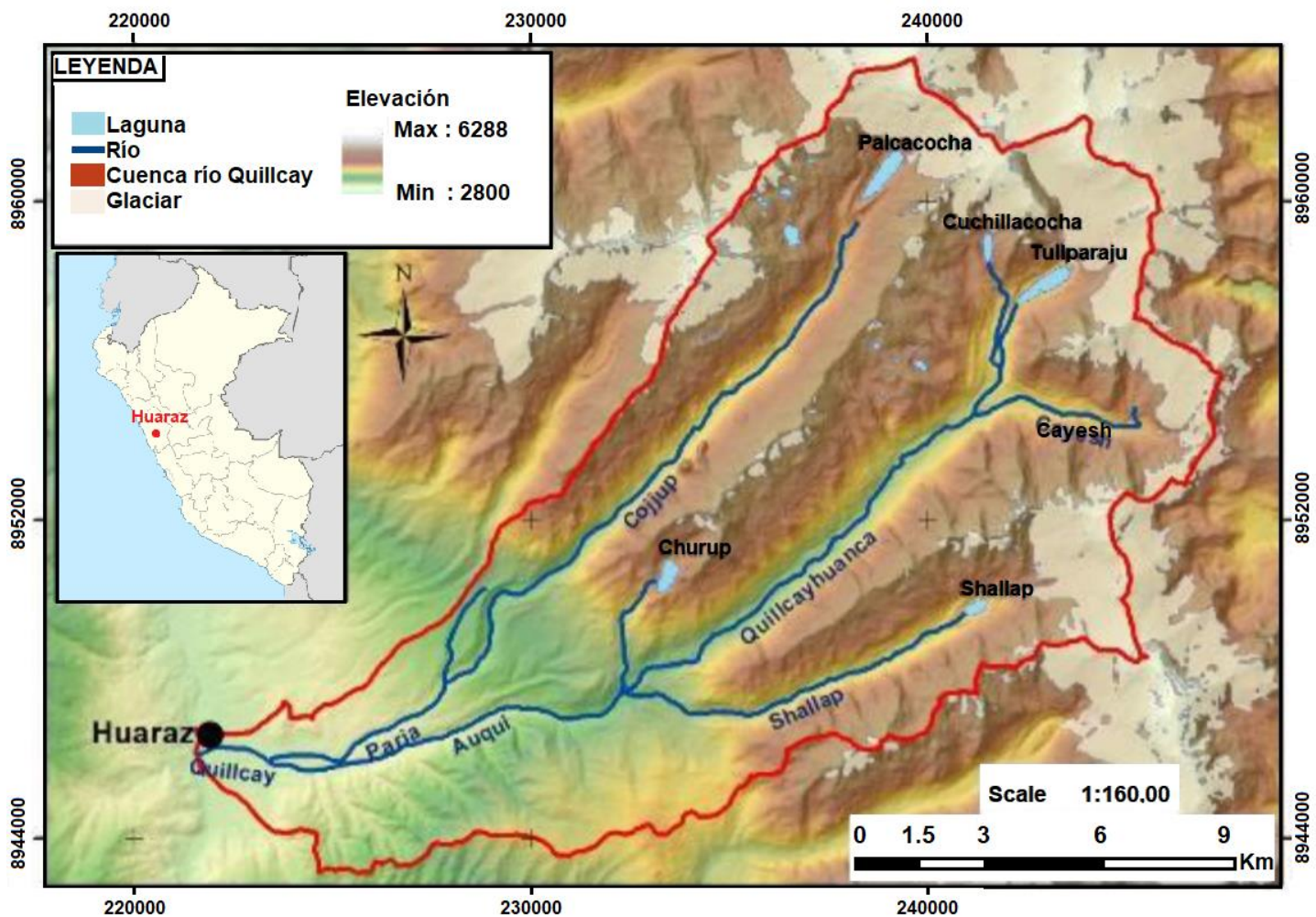


Figura 1 Mapa de Ubicación de la Subcuenca Quillcay.
Fuente: Proyecto glaciares, 2018 (elaborado por Randy Muñoz)

2.2. Drenaje ácido de roca (DAR)

El DAR es un proceso natural de formación de aguas extremadamente ácidas (pH <4), ricas en metales, que se derivan de la lixiviación de rocas mineralizadas sulfurosas cuando se exponen a la intemperie (oxidación abiótica), por acción del oxígeno y el agua, y a microorganismos (oxidación biótica), por acción de bacterias acidófilas y quimioautótrofas (Warren, 2011; Nordstrom & Alpers, 1999; Bond *et al.*, 2000). Este proceso, altera la calidad del agua y del ambiente, y pone en riesgo la salud de las personas e importantes actividades económicas, como la agricultura, la ganadería y el turismo (Loayza-Muro, 2014; Loayza-Muro *et al.*, 2014b)

Si bien el proceso de oxidación abiótica no es acelerado, la presencia de bacterias como *Leptospirillum ferrooxidans* y *Acidithiobacillus thiooxidans*, que tienen su desarrollo óptimo en condiciones de pH ácido, aceleran este proceso en unas 10^5 – 10^6 veces (Martel, 2016; Martel *et al.*, 2018).

Por otro lado, el proceso de DAR también puede verse afectado por cambios fisicoquímicos asociados, incluyendo la precipitación en la zona. Es por ello, que las características del DAR pueden cambiar en el tiempo, desde ligeramente alcalino hasta casi neutro y, finalmente, ácido (de 7.0 a 1.5) (**Figura 2**) (MINEM, 2015, Zimmer & Montes, 2017).

Características del DAR:

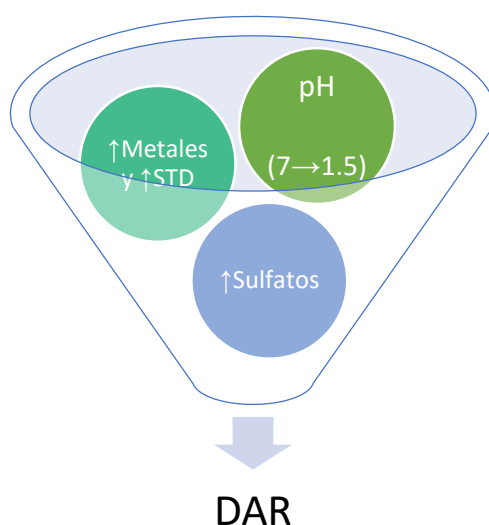
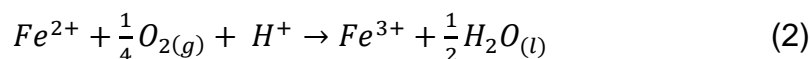
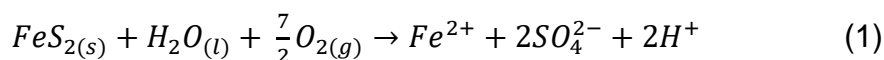
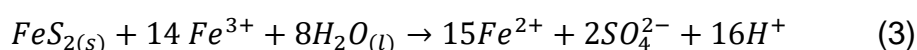


Figura 2 Características del drenaje ácido de roca
Fuente: Elaboración propia

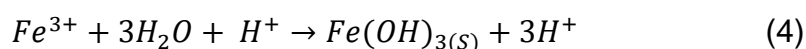
El DAR puede ser representado bajo la oxidación de la Pirita (FeS_2) (Dold, 2014): La pirita se degrada por oxidación y procesos de disolución, produciendo hierro, sulfato e hidrógeno (ecuación 1). El Fe^{2+} se oxida rápidamente en Fe^{3+} (ecuación 2).



Las tasas de reacción aumentan considerablemente por la actividad microbiana (p. Ej., *Acidithiobacillus* spp. o *Leptospirillum* spp.) mientras que la hidrólisis y precipitación de hidróxidos de hierro, producirá la mayor parte del ácido en este proceso (Ecuación 3):



Si el pH es inferior a aproximadamente 2, los productos de hidrólisis férrica como $Fe(OH)_3$ no son estables y el Fe^{3+} permanece en solución (ecuación 4). Este hidróxido es considerado tóxico para los ecosistemas acuáticos (Vuori, 1995).



Por otro lado, el sulfato (SO_4^{2-}) reacciona con el hidrógeno del agua y forma ácido sulfúrico (H_2SO_4), que también es tóxico para la vida acuática. La cantidad de contaminantes presentes en el agua dependerá del tiempo de contacto del flujo de agua con la pirita, que está determinado por su trayectoria (Zimmer *et al.*, 2018; University of Amsterdam, 2012).

2.2.1 Drenaje ácido en la subcuenca Quillcay

El principal factor de contaminación en la subcuenca Quillcay es el DAR. Esto se debe al retroceso de los nevados Tullparaju, Cayesh y Shallap, lo que deja expuestas rocas mineralizadas (sulfurosas y ferrosas), que por acción de la intemperie (aire y agua) son lixiviadas, produciendo aguas ácidas. Estos flujos, van directamente a las quebradas Quillcayhuanca y Shallap, evidenciándose así la presencia de metales pesados y pH ácido (<4) en la subcuenca.

Geológicamente, la cabecera de la quebrada Quillcayhuanca está compuesta por un intrusivo del batolito de la Cordillera Blanca (Nm-bcb), la Formación

Chicama (J-ch) y el Stock Andesítico. Esta quebrada recibe una fuerte influencia de DAR por parte de la quebrada Cayesh, en donde se han registrado afloramientos de pórfido andesítico, que es una roca hipoabisal que presenta Pirita (FeS_2), calcapirita (CuFeS_2) y esfalerita (ZnS) (**Figura 3**) (Martel *et al.*, 2018).

La cabecera de la quebrada Shallap está dominada por rocas sedimentarias jurásicas de la Formación Chicama (Js-ch) constituidas, principalmente, por arcillitas y areniscas metamorfizadas. Esta litología podría estar asociada a los stocks o pórfidos andesíticos mineralizados, los cuales afectarían naturalmente las aguas superficiales y, por ende, su calidad. Asimismo, se tiene el batolito de la Cordillera Blanca (Nm-bcb), prácticamente dominando el tipo de basamento rocoso aguas abajo de la laguna Shallap (**Figura 3**) (Martel *et al.*, 2018).

Por otro lado, hay sectores de la subcuenca Quillcay en la que el DAR no se ha manifestado, por lo que aún conservan buena calidad de agua, como el caso de las Lagunas Palcacocha y Churup. Geológicamente, estas quebradas se caracterizan por el batolito de la Cordillera Blanca (Nm-bcb), dominado por depósitos aluviales de gravas y arenas subredondeadas a subangulosas, con matriz areno-limosas (**Figura 3**) (Martel *et al.*, 2018).

2.3. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos y cuencas altoandinas

Se consideran macroinvertebrados a aquellos invertebrados de tamaño no mayor a los 500 μm y de fácil visualización. Se caracterizan por desarrollar su ciclo biológico o parte de él, en un ambiente acuático y cuya distribución está ligada al tipo de dieta, a su tolerancia o resistencia a las características del ambiente y al tipo de vida que lleven, activos o sedentarios. Estos últimos, son considerados como bentos o fauna bentónica, debido a que permanecen la mayor parte del tiempo en el fondo del cuerpo de agua asociados a sustratos inorgánicos, como rocas y grava, u orgánicos, como plantas acuáticas, ramas, troncos u hojarasca. Dentro de la amplia fauna bentónica se encuentran diversos grupos de macroinvertebrados, como pequeños crustáceos y moluscos, planarias, ácaros, sanguijuelas, entre otros; siendo el grupo de los insectos el más ampliamente distribuido en aguas dulces. En estos ambientes, principalmente, se encuentran insectos en estados inmaduros, como huevos, larvas y ninfas y en algunos casos, adultos (Domínguez & Fernández, 2009).

Los macroinvertebrados bentónicos son considerados indicadores de la variación de la calidad de agua y del ecosistema debido a su amplia tolerancia a las variaciones del ambiente y su larga permanencia en los cuerpos de agua durante su desarrollo (Townsend, 1989; Poff, 1992; Ramírez & Pringle, 1998; Miserendino, 2001). Las características de los ecosistemas y sus variaciones cumplen un rol importante en la distribución espacial y temporal de estos organismos, pues condicionan la presencia de ciertas especies.

La supervivencia y adaptación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos está determinada por las variaciones de las características físicas (temperatura, conductividad, caudal, velocidad de corriente, tipo de sedimentos y sustratos), químicas (pH, salinidad, oxígeno disuelto, contaminantes orgánicos e inorgánicos) y biológicas (disponibilidad y calidad del alimento, interacciones interespecíficas) de los ecosistemas acuáticos (Hawkins & Sedell, 1981; Ramírez & Pringle, 1998; Jacobsen, 2008a,b). La vegetación de ribera también influye en la distribución, abundancia y diversidad de macroinvertebrados, pues determina la oferta de nutrientes en el agua y la calidad del hábitat (Paukert y Willis, 2003; Chávez *et al.*, 2010; Meza *et al.*, 2012). Generalmente, los ríos de

las cabeceras de cuenca de los Andes tienen una escasa vegetación, por lo que la estructura y diversidad de estas comunidades es menor y diferente a la de las cuencas amazónicas o costeras.

Algunos trabajos realizados en quebradas y ríos altoandinos de la región tropical confirman la baja riqueza de especies de macroinvertebrados acuáticos, a diferencia de las regiones templadas, debido al efecto de las barreras geográficas y del cambio climático causado durante la pequeña edad de hielo del Pleistoceno (Hurlbert *et al.*, 1981; Jacobsen *et al.*, 1998; Carrera & Gunkel, 2003). En esta época, cerca del 32% de la superficie terrestre estuvo cubierta por glaciares, desapareciendo los lagos y ríos de altura, lo que forzó la redistribución o migración de ciertas especies a menores altitudes y latitudes (Brittain & Milner, 2001; Armas, 2015). Cabe resaltar que las montañas de zonas templadas, como las de Europa, tienen una baja altitud y variación de temperatura media anual, lo cual ha favorecido un mayor refugio de especies. Por el contrario, las montañas de zonas tropicales sudamericanas tienen picos más elevados y rangos más extremos de variación de temperatura (L'hôte *et al.*, 2005).

En los Andes, la altitud y la radiación ultravioleta B (RUV-B) cumplen un papel importante en la distribución de taxa de macroinvertebrados (Loayza-Muro *et al.*, 2013a). La altitud de los ecosistemas de montaña es considerada una variable de importancia en la distribución, abundancia y riqueza de la biota de los ríos, lagunas y otros cuerpos de agua (Rahbek, 1995). Esta variable es dinámica, pues se compone de un gradiente de otros factores, como la presión atmosférica, el oxígeno, la vegetación aledaña, la cantidad de materia orgánica y la calidad del ambiente (Jacobsen *et al.*, 2003). Del mismo modo, la altitud afecta la temperatura del agua y del aire, que tienden a disminuir a medida que esta se incrementa junto a otros factores, como la radiación solar, la infiltración y la pérdida de calor del agua por evapotranspiración (Ward, 1985; Walling & Webb, 1992; Cassie, 2006). Por ejemplo, se ha reportado que especies de la familia *Chironomidae* presentan altas concentraciones de melanina en ambientes con elevada RUV-B y concentraciones de metales, lo cual puede evidenciar su relación con la capacidad de tolerancia y adaptación de la macrofauna acuática

a un ambiente caracterizado por estrés múltiple (Loayza-Muro *et al.*, 2013a,b; Vargas, 2015).

Las altas pendientes y turbulencia en el flujo del agua, sumadas a las bajas temperaturas, generan una concentración de oxígeno disuelto cercana a la saturación, a pesar de la poca presión atmosférica, por lo que no sería una limitante en la distribución de las comunidades acuáticas (Jacobsen, 2008a). Sin embargo, se han registrado bajas concentraciones de oxígeno en lugares con una baja o nula turbulencia, como lagunas o hábitats de ribera – pozas o remansos – y ríos con una excesiva acumulación de materia orgánica (Jacobsen, 1998; Jacobsen *et al.*, 2003). En estos casos, solo ciertas especies que puedan tolerar y adaptarse a condiciones casi anóxicas serían capaces de sobrevivir (Arimoro, 2009). Tal es el caso de ciertos grupos de macroinvertebrados acuáticos, como los quironómidos, tipúlidos, simúlidos, oligoquetos, hirudíneos y algunos géneros de gasterópodos, como *Physa* (Roldán, 1996). Es por ello que, en ríos altoandinos de aguas frías y oligotróficas, se esperaría encontrar poblaciones dominantes de efemerópteros, tricópteros y plecópteros, que muestran afinidad por las corrientes de aguas bien oxigenadas, y por odonatos, coleópteros, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros y crustáceos (Figueroa *et al.*, 2003). En contraste, en ríos y quebradas contaminadas, se encuentran poblaciones dominantes de oligoquetos, quironómidos y algunas especies de moluscos (Roldán *et al.*, 2001; Molina *et al.*, 2008), los cuales pueden también encontrarse junto con hirudíneos y turbelarios en aguas en transición, que están por recuperarse o presentan cierto grado de contaminación (Roldán, 2003).

2.4. Bioindicadores e índices bióticos de calidad de agua

El concepto de bioindicador, aplicado a la evaluación de calidad de agua, es definido como “especie o grupos de especies que poseen ciertas características que se relacionan con una o un conjunto de variables físicas o químicas, tal que los cambios de presencia o ausencia, número, morfología o de conducta de esa(s) especie(s) en particular, indique(n) que las variables físicas o químicas consideradas, se encuentran cerca de sus límites de tolerancia” (Rosenberg & Resh, 1996). Alba-Tercedor (1996) menciona que, al utilizar bioindicadores, se evalúa una comunidad en cierto espacio y tiempo determinados, se minimizan

los errores y se multiplica la capacidad de detección de alteraciones que habrían ocurrido en el medio acuático.

Los macroinvertebrados bentónicos son los bioindicadores más utilizados para la evaluación de la calidad y grado de perturbación de un ecosistema acuático. Gracias a su fácil manipulación y muestreo se han convertido en una herramienta biológica adecuada para el monitoreo de la calidad del agua, además de reflejar las condiciones físicas, químicas y bióticas del ambiente e integrar los efectos de diferentes presiones sobre los ecosistemas naturales (Alba-Tercedor, 1996; Barbour *et al.*, 1999; Roldán, 2003). Dentro del grupo de insectos, que se utilizan como bioindicadores, se tienen en un extremo familias como Chironomidae, considerados cosmopolitas y tolerantes por encontrarse en cuerpos de agua de diferente calidad, y por el otro, Perlidae, Leptoceridae y Odontoceridae, que sólo se encuentran en aguas de buena calidad debido a su baja tolerancia a la contaminación (Merrit & Cummins, 1996) (**Figura 4**). Además, se ha visto que taxones como Plecoptera, Trichoptera y Coleoptera (Romero, 2001; Zúñiga *et al.*, 1997; Ballesteros *et al.*, 1997; Haidekke *et al.*, 2008) son altamente sensibles a los cambios físicos y químicos del agua y a la contaminación, mientras que Oligochaeta e Hirudinea, resisten a diferentes grados de contaminación (Figueroa *et al.*, 2003; Merrit & Cummins, 1996; Orozco *et al.*, 2005).

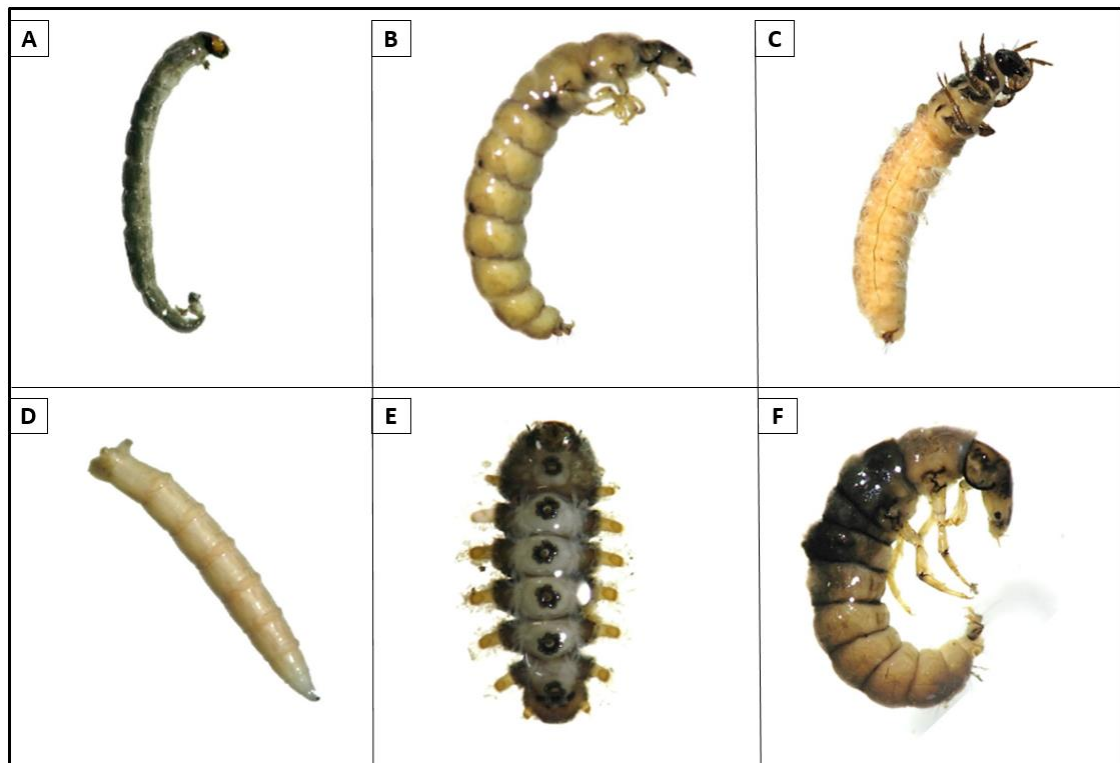


Figura 4 Ejemplo de Familias de macroinvertebrados acuáticos usados como bioindicadores de calidad del agua. A. Chironomidae; B. Glossomatidae; C. Leptoceridae; D. Muscidae; E. Blephariceridae; F. Hydrobiosidae.

Fuente: elaboración propia.

El uso de macroinvertebrados acuáticos está muy extendido para estimar la calidad de los cuerpos de agua (ríos, lagunas, humedales) en diferentes regiones del mundo. Bonada *et al.* (2006) han realizado una recopilación del uso de estos bioindicadores de calidad del agua en base a una extensa revisión bibliográfica y datos históricos, mencionando los métodos más utilizados actualmente y haciendo una valoración de las ventajas e inconvenientes de su aplicación. Del mismo modo, Prat *et al.* (2009), nos muestran una visión más acotada del uso de los macroinvertebrados y sus aplicaciones en ríos de América del Sur, haciendo una recopilación de los métodos existentes.

Mucho se ha discutido sobre el nivel taxonómico al que se debe llegar para utilizar los macroinvertebrados como bioindicadores. Si bien es cierto que lo ideal sería identificarlos a nivel de especie, esto sería inviable para muchas regiones donde no se tiene un conocimiento taxonómico profundo de estos grupos ni profesionales entrenados. Es por ello que en la mayoría de índices se utiliza como nivel taxonómico la familia, y en algunos casos, el género.

El uso de estos bioindicadores es la base de la aplicación de los índices bióticos, los cuales, en contraste con los análisis físicos y químicos tradicionales, presentan mayores ventajas, como la integración espacial y temporal de la calidad del agua y la capacidad de una mejor respuesta frente a diferentes tipos de perturbaciones. Es decir, que cualquier cambio en las condiciones ambientales se verá reflejado en la composición de las comunidades bentónicas que allí habitan (Prat *et al.*, 2009, González & García, 1995; Hurtado *et al.*, 2005; Rosenberg & Resh, 1996). Los índices bióticos son calculados en base a las familias de macroinvertebrados presentes en una muestra. Cada familia tiene un valor específico, que indica el grado de tolerancia (o sensibilidad) a la contaminación. El resultado final es la suma de esos valores, que permite clasificar la calidad del agua y representarla con un color en un mapa para una fácil interpretación. Uno de los índices bióticos más utilizado es el BMWP (Biological Monitoring Water Party), el cual clasifica las familias de macroinvertebrados según su grado de tolerancia a la contaminación, ponderándolos del 1 al 10. Tras la identificación de todas las familias en una muestra, se suman sus puntajes y se obtiene un valor final del índice, que se ubicará en un rango de puntajes previamente estandarizado para clasificar la calidad del agua. Cada rango tiene asignado un color, que varía entre azul (buena calidad) y rojo (muy mala) (**Anexo, Tabla 23, Tabla 24 y Tabla 25**).

Munné & Prat (1998) consideran que los puntajes asignados para cada calidad de agua deben estar ajustados a la realidad de cada región, que muestran distintas características geológicas, de altitud y sustrato de las corrientes, entre otras. Es por ello, que el BMWP se ha adaptado a diferentes regiones en el mundo, como España (BMWP/Esp; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996); Colombia (BMWP/Col; Roldán, 1996, 2003), Cuba (BMWP/Cub; Naranjo-López *et al.*, 2005) y Costa Rica (BMWP/CR; Mafla-Herrera, 2005; Springer, 2010). Todos ellos utilizan el mismo mecanismo de puntajes para cada familia, pudiendo variar ligeramente de acuerdo a la región. En cuanto al Perú, se ha estandarizado el IBA (Índice Biótico Andino; Acosta *et al.*, 2009) para cuerpos de agua altoandinos, el cual se podría extender a otras regiones del Perú.

Rosero & Fosati (2009) realizaron la comparación del Índice Biótico Andino (IBA, Acosta *et al.*, 2009) y el BMWP-Col (Roldán, 2003) adaptados a condiciones del neotrópico a partir del índice BMWP (Armitage *et al.*, 1983) para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta, Ecuador. Los resultados demostraron que el IBA se ajusta de mejor manera a las condiciones del lugar que el BMWP-Col, debido principalmente a que en el IBA se encontró un mayor número de familias 'nativas', que no aparecieron en el otro índice. Por otro lado, Gutiérrez-Fonseca & Ramírez (2016) evaluaron la calidad del agua de ríos en Puerto Rico, adaptando el índice BMWP e Índice Biótico de Familias (IBF) con información disponible para este país. Con ello, se pudo determinar el buen estado de conservación de los ríos en Puerto Rico, comparado con otras regiones tropicales, siendo estas las primeras herramientas desarrolladas para la isla con el objetivo de evaluar la condición ecológica de los ríos. Naranjo-Lopez *et al.*, (2005) adaptaron el BMWP-España (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) para Cuba (BMWP-Cuba) mediante la confección de una tabla de tolerancia de familias de macroinvertebrados en la escala de 0-10, validando dicha herramienta en 29 localidades en dos épocas del año. Los autores concluyeron que para la interpretación de los datos se podría utilizar la tabla española de clases de calidad para el significado del valor del BMWP-Cu y el color para la cartografía. Por otro lado, se ha optado por calcular el ASPT (Average Score Per Taxon) para hacer una ponderación de los índices calculados, dando una medida más homogénea del estado del lugar de estudio. Este nuevo valor se utiliza debido a que es independiente del esfuerzo de muestreo, la estacionalidad en que se hicieron las mediciones y la eficacia en la identificación, a diferencia del BMWP o IBA (Chesters, 1980; Acosta, 2009).

2.5. Grupos funcionales alimenticios (GFA).

Los GFA son un enfoque de clasificación de macroinvertebrados, que se basa en los diferentes mecanismos de conducta para la obtención de alimentos. El beneficio de este método es que, en lugar de estudiar cientos de taxones diferentes, se puede estudiar un pequeño número de grupos de organismos basado en la manera en la que funcionan y procesan la energía en el ecosistema que habitan. Son clasificados en función de los mecanismos para obtener

alimento y del tamaño de partícula de dichos alimentos, y no necesariamente en lo que están comiendo (Cummins y Klug, 1979; Merritt y Cummins, 1996; Henriques-Oliveira y Nessimian, 2010).

Allan y Castillo (2007) mencionan que las comunidades de macroinvertebrados representan un importante vínculo entre la materia orgánica (MO) en el agua, como la hojarasca, algas, detritus, entre otros, y los consumidores de niveles tróficos superiores. Asimismo, las variaciones en la abundancia relativa de los GFA o recambio trófico a lo largo de una cuenca, están relacionados con la oferta del alimento y los hábitos para la obtención del mismo, los cuales pueden ser el reflejo de la influencia de alteraciones del ecosistema sobre las fuentes de alimento (p. ej., microalgas), y en consecuencia, de la funcionalidad del río.

Dentro de la clasificación de GFA podemos encontrar depredadores, como las familias Hirudidae y Muscidae; raspadores, como Corixidae y Limnephilidae; filtradores, como Simuliidae y Scirtidae, trituradores, como Hyalellidae, y finalmente, colectores, como Baetidae y Leptophlebidae (Merritt & Cummins, 1996; Jessup *et al.*, 2002). Cabe resaltar que, dependiendo de la región evaluada, otros autores han clasificado a dichas especies de manera diferente debido a la diversidad de géneros y especies que hay dentro de una misma familia.

Los depredadores se clasifican por su preferencia por tejidos animales vivos, alimentándose de otros consumidores. La mayoría mastican directamente su presa, mientras que otros les inyectan enzimas para luego succionar su contenido. Estos depredadores poseen adaptaciones morfológicas para poder capturar su presa, como patas raptorales y mandíbulas extensibles. Dentro de este grupo podemos encontrar a especies de larvas de Coleoptera, como Gyrinidae y Dystiscidae, Odonata y Trichoptera, como Hydrobiosidae e Hirudinea, como Glossiphonidae, entre otros (Jacobsen & Encalada, 1997; Merritt & Cummins, 1996).

Los raspadores son herbívoros que se alimentan del perifiton y microbios que se encuentran adheridos a rocas, ramas u otros sustratos. Las mandíbulas de los raspadores tienen bordes angulados y afilados, los cuales sirven para raspar el

alimento, y tienen filamentos alargados que sirven para retener el alimento y llevarlo dentro de la boca. Dentro de este grupo podemos mencionar a larvas de las familias de Ephemeroptera, como Heptageniidae, Trichoptera, como Glossosomatidae, y algunos moluscos (Hanson *et al.*, 2010).

Los filtradores, utilizan diferentes estructuras especializadas para recoger pequeñas partículas de materia orgánica que están suspendidas en el cuerpo de agua, tales como cepillos bucales, presentes en algunas especies de Simuliidae, redes de seda como filtradores de partículas finas de ciertos Trichoptera y Chironomidae patas con brochas de setas en algunas especies de Ephemeroptera y Trichoptera, branquias ciliadas en moluscos como almejas, entre otros (Wallace & Webster; 1996; Kitching, 2000). Wallace & Merritt (2003) estudiaron la ecología de la alimentación de los macroinvertebrados filtradores, y determinaron que este grupo es el más abundante en sistemas lóticos debido a su adaptación a las condiciones del medio, que otros grupos no poseían.

Los trituradores se alimentan directamente de plantas acuáticas vivas sumergidas en el agua, como también de detritos, o material vegetal muerto o en estado de descomposición, y microorganismos, como bacterias y hongos. Este grupo no presenta modificaciones bucales especiales, pero sí presenta estructuras como mandíbulas, las cuales sirven para cortar y moler el alimento, y un labio superior e inferior, para ayudar a mantener el alimento en la boca. Este grupo es el responsable de convertir estos fragmentos gruesos de materia orgánica particulada (MOPG o "CPOM", por sus siglas en inglés, Coarse Particulate Organic Matter) en partículas más finas de materia orgánica particulada (MOPF o "FPOM", por sus siglas en inglés, Fine Particulate Organic Matter), que podrán ser aprovechadas por otros grupos, como los filtradores y colectores. Especies características de este grupo son ciertas larvas de pequeños crustáceos como Gammaridae, Hyalellidae y dípteros, como Simuliidae (Kitching, 2000; Pontón, 2012).

Y finalmente, los colectores, que recogen MOPF, que se encuentran en los fondos o suspendidos en los cuerpos de agua. La manera en que este grupo atrapa el alimento dependerá de las estructuras que posean. Ciertas especies

se posicionan en la parte inferior del cuerpo del agua para comer detritos de la parte superior del sedimento. Otras, excavan por el fondo y comen de manera no selectiva los detritos y el sedimento. También hay especies que colectan las MOPF mediante proyecciones en forma de dedos de sus piezas bucales, mientras que otras atrapan las partículas de alimento con redes de seda, pelos en la cabeza o apéndices que crean corrientes de agua hacia el interior. Dentro de esta gran variedad de estructuras, podemos encontrar diferentes especies de Annelida, como Oligochaeta, Diptera, como Chironomidae, Coleoptera, como Elmidae, Ephemeroptera, como Baetidae y Leptophlebiidae, entre otros (Merritt & Cummins, 1996; Hanson *et al.*, 2010).

Actualmente, la clasificación más utilizada para los GFA en el trópico proviene de la literatura neotropical (Merritt & Cummins, 1996), la cual es complementada por autores, como Chará-Serna *et al.*, (2010) y otros, por los vacíos que aún existen en las diferentes regiones. Por ejemplo, existe una escasa información sobre los GFA en ecosistemas sudamericanos, mientras que en el hemisferio Norte (Sierra Nevada, E.U.A.), ya se cuenta con estudios sobre la dieta de Plecoptera y otros grupos recolectados en condiciones naturales (Tamaris-Turizo *et al.*, 2007). Recientemente, en Latinoamérica, se ha realizado un estudio sobre la dieta de ciertas larvas de Diptera, como los Chironomidae. Estos son considerados especies oportunistas omnívoras, ya que ingieren una gran variedad de alimentos de los diferentes microecosistemas en los que se desarrollan y son importantes por su riqueza taxonómica y abundancia en lagos de alta montaña (Cummins & Klug, 1979). En dicha investigación, los autores concluyeron que los Chironomidae tienen hábitos carnívoros, detritívoros y alguívoros, y que el solapamiento trófico de los diferentes géneros de esta familia sugiere que las lagunas de los páramos son ecosistemas fisionómicamente complejos, en donde una alta oferta de un tipo de recurso se relaciona con una baja diversidad de alimentos consumidos por los Chironomidae y de gremios tróficos (Ruiz *et al.*, 2017).

Por otro lado, Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (2014) hicieron un primer intento en resumir la información disponible sobre los GFA de macroinvertebrados bentónicos para Latinoamérica y proporcionaron pautas generales sobre cómo

asignar organismos en GFA para entender el rol que estos poseen en los ecosistemas de arroyos y ríos. En dicha investigación, se hace referencia a las clasificaciones de Merritt *et al.* (2008), Domínguez & Fernández (2009), Wisely (1961), Baptista *et al.* (2006), Hawking *et al.* (2013), Chará *et al.* (2012), Jardim & Nessimian (2011) y Wiggins (2004) hasta el nivel de familias de macroinvertebrados bentónicos. Cabe destacar, que la asignación de GFA a nivel de familia sigue siendo limitante debido a que algunas de ellas son muy diversas y es probable que las especies dentro de una familia pertenezcan a diferentes grupos (**anexo, Tabla 30**).

III. HIPÓTESIS

El drenaje ácido de roca (DAR) está afectando la calidad de las cabeceras de cuenca, y con ella, la riqueza, abundancia y funcionalidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos altoandinos, la cual puede expresarse mediante índices bióticos de calidad de agua. Por ello, se esperaría que ambientes con una fuerte influencia del DAR, presenten una menor riqueza de familias sensibles y predominancia de tolerantes, lo que se reflejaría en índices con puntajes bajos. Por el contrario, aquellos sin influencia de DAR presentarían una mayor riqueza de familias sensibles e índices con puntajes altos.

IV.OBJETIVOS

4.1 Objetivo general:

- Determinar la influencia del drenaje ácido de roca (DAR) sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, los índices bióticos y los grupos funcionales alimenticios en la Cordillera Blanca (subcuenca de Quillcay, Ancash).

4.2 Objetivos específicos:

- Evaluar las condiciones físicas y químicas, así como la concentración de metales en ríos de la subcuenca Quillcay.
- Evaluar la variabilidad espacial y temporal de la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el área de estudio.
- Comparar cinco índices bióticos de calidad de agua para determinar su sensibilidad en la detección de efectos del DAR a través de su asociación con los parámetros fisicoquímicos en el área de estudio, y su potencial uso como herramienta de monitoreo biológico.
- Determinar la estructura trófica de ríos de la subcuenca Quillcay a partir de grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados, y evidenciar su asociación con los parámetros fisicoquímicos en una escala espacial y temporal.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Diseño del estudio

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

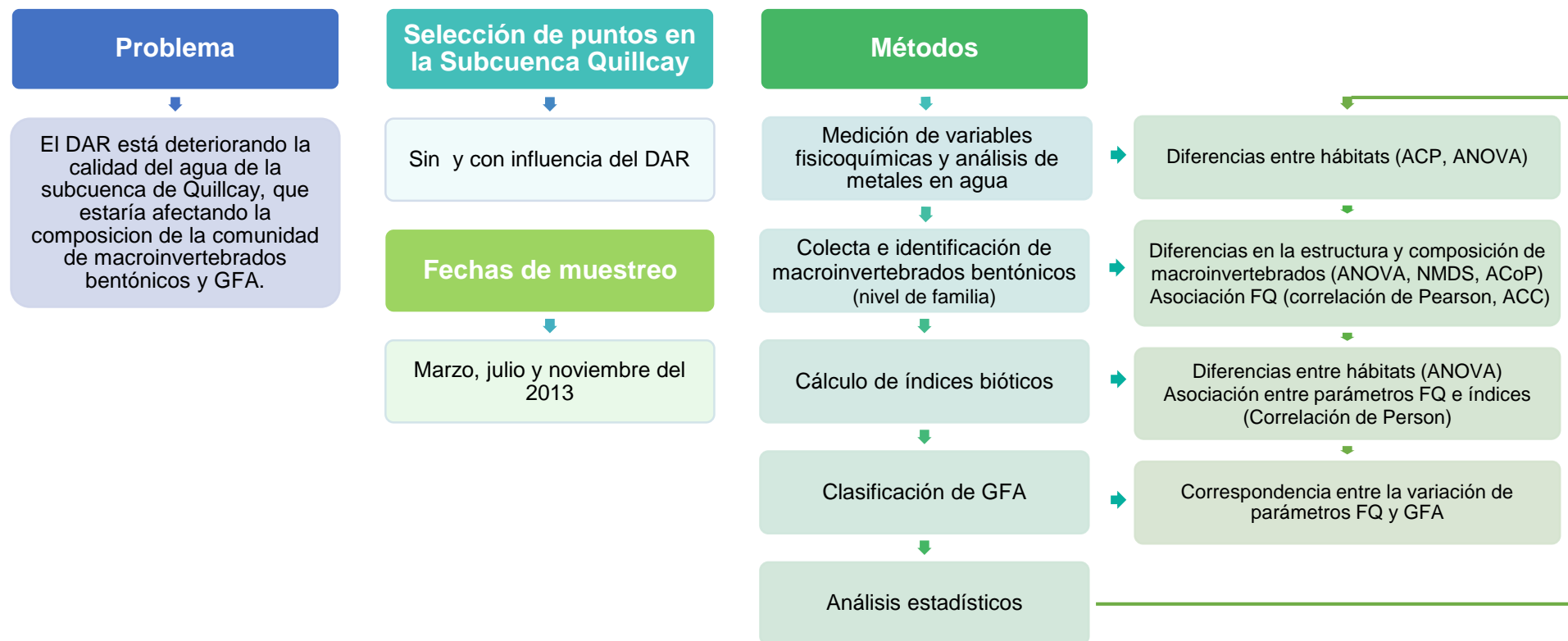


Figura 5 Diseño del estudio
Fuente: Elaboración propia

5.2. Área de estudio y puntos de muestreo

El estudio se realizó en la subcuenca de Quillcay, Cordillera Blanca, situada en los distritos de Huaraz e Independencia, provincia de Huaraz, Región de Ancash, Perú, en marzo, julio y noviembre de 2013, en las temporadas lluvia y seca.

Se seleccionaron áreas potencialmente afectadas por el DAR (Quebrada Shallap y Quillcayhuanca) y un área sin efectos del DAR (Quebrada Churup). En la **Tabla 1** podemos observar los siete puntos de muestreo, los que se representan por códigos en el mapa de la subcuenca de Quillcay (**Figura 6**). Los puntos A y B fueron considerados sin influencia de DAR por presentar un pH cercano al neutro (pH 7), baja conductividad y muy baja concentración de metales, mientras que los puntos C, D, E, F y G, fueron considerados con influencia del DAR, debido a las condiciones de acidez y elevada presencia de metales. De todos los puntos de muestreo el único que no se encuentra dentro del Parque Nacional Huascarán es el río Auqui (G).

Tabla 1 Ubicación de los puntos de muestreo en la subcuenca de Quillcay.

Punto	Condición	Coordenadas (UTM)		Altitud (m.s.n.m.)
		18L		
A – Cabecera río Churup	Sin influencia del DAR	233156 E	8950482 S	4467
B – Río Churup		232234 E	8948414 S	3852
C – Río Quillcayhuanca	Con influencia del DAR	235061 E	8949655 S	3854
D – Cabecera río Shallap		240725 E	8949436 S	4280
E – Río Shallap		240020 E	8949098 S	3876
F – Confluencia ríos Shallap-Quillcayhuanca		232324 E	8947681 S	3711
G - Río Auqui		228024 E	8946688 S	3301

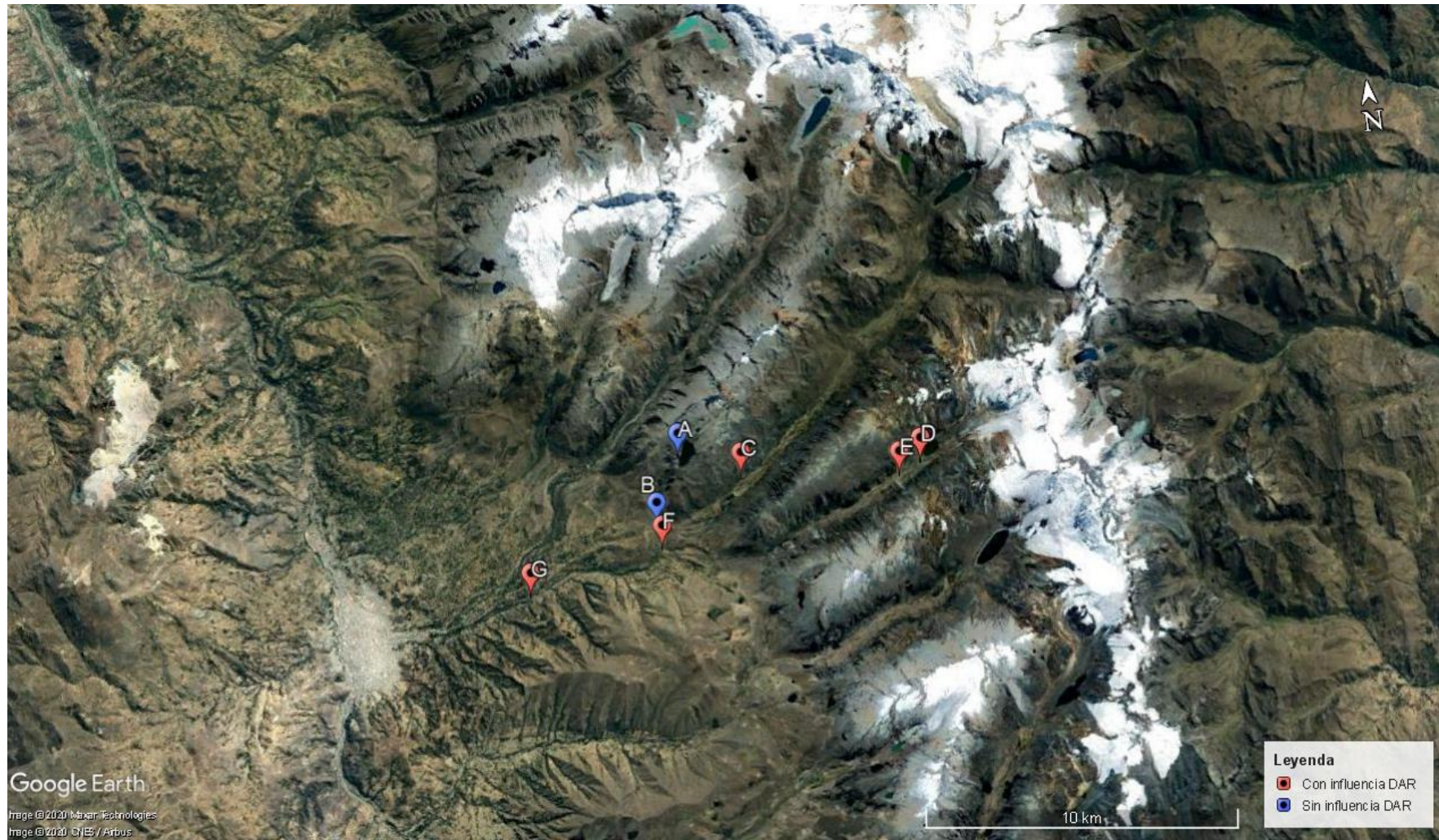


Figura 6 Mapa de la Subcuenca de Quillcay, Huaraz. A y B, en azul lugares sin influencia del DAR; C, D, E, F y G, en rojo lugares con influencia del DAR

Fuente: Google Earth, 2020.

La cabecera de los ríos Churup y Shallap fueron puntos ubicados por debajo de sus respectivas lagunas, en el inicio de los ríos con el mismo nombre. Estos se caracterizaron por presentar una escasa cobertura vegetal de ribera, pero con presencia de detritos vegetales, como hojarascas y troncos. Además, se encontraron algas en descomposición adheridas a los sustratos de cantos rodados, piedras y rocas.

El río Churup presenta aguas casi cristalinas, con escasa presencia de algas y musgos. Por otro lado, los ríos Quillcayhuanca y Shallap, su confluencia y el río Auqui, presentan más turbidez, y escasa vegetación de ribera y algas, pero en descomposición, o materia orgánica muerta adherida en el sustrato del río.

5.3. Métodos

5.3.1 Características fisicoquímicas del agua

Para determinar la calidad del agua en cada punto de muestreo de la subcuenca Quillcay se evaluó la temperatura (°C), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD, mg/L) y sólidos totales disueltos (STD, ppm) con un equipo multiparámetro Hach - HQ40d (USA) con sondas calibradas mediante estándares de referencia internacional. La RUV-B se midió con un fotoradiómetro Delta Ohm HD2102.1 (Italia) durante las horas de mayor intensidad solar.

Para la determinación de metales en el agua, se tomaron muestras de 250 mL en botellas de polipropileno y se preservaron con HNO_3 10N (Merck, USA) a temperatura ambiente. Posteriormente, fueron analizadas por espectrometría de emisión óptica acoplada a plasma por inducción (ICP-OES), que permite la detección simultánea de 25 metales, mediante el método de determinación de metales y elementos traza en agua y efluentes (ALS-MET-TOT-ICPOES, basado en EMA-ICP652: basado en APHA 3120B, 2005 y EPA SW-846 3005A/6010B, 1994). Estos análisis los realizó la empresa peruana acreditada ALS CORPLAB.

Los valores de metales y parámetros fisicoquímicos se compararon con los estándares de calidad ambiental (ECA) vigentes para Agua de Perú (Categoría

IV, Conservación del Ambiente Acuático: E2, ríos de la costa y sierra) (DS. N° 004-2017-MINAM; **anexo, Tabla 19**), con criterios de calidad del agua para contaminantes y parámetros prioritarios en agua superficial de Estados Unidos, (EPA, 2002; **anexo, Tabla 20**), y con concentraciones máximas permisible (MPC) y valor objetivo de contaminantes y parámetros fisicoquímicos para agua superficial de Holanda (Warmer & Van Dokkum, 2002; **anexo, Tabla 21**).

Todas las mediciones y análisis en este estudio se realizaron por triplicado para cada temporada del año.

5.3.2 Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Para determinar la variabilidad espacial y temporal de la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el área de estudio, se identificaron tres hábitats representativos de colecta en cada punto.

En aguas someras de ribera con sustratos duros, con presencia de grava o piedras, macrofitos y sedimentos, se colocó el borde inferior de una red Surber de 500 μm contra el suelo y se capturó los organismos removiendo el área con las manos. En aguas un poco más profundas y con flujo, se utilizó una red de patada de 500 μm , ubicada contra corriente para recibir el material removido por el pateo del fondo. Tanto la red Surber como la de patada, se utilizaron como colecta semicualitativa, siendo lo colectado unificado en una muestra, con un esfuerzo de 5 min y por triplicado.

El contenido de las redes se lavó mediante un juego de tamices de acero inoxidable con abertura de poro variable (4080, 2180, 870 y 480 μm) para eliminar el exceso de ramas, hojarasca, rocas pequeñas y sedimento, que impiden la visibilidad de los macroinvertebrados.

El muestreo se complementó con uno cuantitativo mediante pinzas y pipetas de plástico para abarcar un mayor número de microhábitats, determinando tres espacios cercanos dentro de un mismo punto de muestreo. Esto se realizó revisando rocas pequeñas, cantos rodados, ramas y hojarasca, en aguas someras en un área de 1 m^2 , con un esfuerzo de 30 min en total.

Para ambos métodos, los macroinvertebrados se preservaron en frascos plásticos con alcohol al 70%. Su identificación se llevó a cabo a nivel de familia en el laboratorio de Ecotoxicología - LID (UPCH) con un estereoscopio Zeiss Stemi DV-4 (Alemania) y claves taxonómicas continentales y regionales (Merritt y Cummins, 1996; Roldán, 1996; Domínguez & Fernández, 2009). Luego de estas observaciones se determinó la abundancia y riqueza de familias en cada punto de muestreo.

5.3.3 Índices bióticos

Se compararon cinco índices bióticos de calidad de agua y se determinó su sensibilidad para detectar las perturbaciones del DAR en los puntos de muestreo y su asociación con los parámetros fisicoquímicos. El BMWP se seleccionó por su uso en Latinoamérica antes de que aparecieran otras adaptaciones, y por un número de trabajos que lo reportan para evaluar la calidad biótica del agua en Tumbes, Madre de Dios y Huancavelica (Santamaría, 2016; Guevara, 2013; Arana, 2017):

- BMWP para Inglaterra (BMWP/Ing; Armitage *et al.*, 1983; Reece & Richardson, 2000),
- BMWP para Colombia (BMWP/Col; Roldán, 1996, 2003)
- BMWP para Cuba (BMWP/Cub; Naranjo-López *et al.*, 2005)
- BMWP para España (BMWP/Esp; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996)
- IBA (Índice Biótico Andino, Acosta *et al.*, 2009)

Adicional a ello, se calculó el puntaje promedio por taxón, conocido como ASPT (Average Score Per Taxon) para hacer una ponderación de los índices calculados, dando una medida más homogénea del estado del lugar de estudio. El valor del ASPT se obtiene al dividir el valor del puntaje de cada índice por el número de taxones registrados en cada punto de muestreo.

$$ASPT = \frac{\text{puntaje del BMWP' o IBA}}{\text{número de Taxones}}$$

Se utiliza este segundo valor debido a que es independiente del esfuerzo de muestreo, la estacionalidad en que se hicieron las mediciones y la eficacia en la identificación, a diferencia del BMWP o IBA (Chesters, 1980; Acosta, 2009).

5.3.4 Grupos funcionales alimenticios (GFA)

Para evaluar la estructura funcional de los ríos de la subcuenca de Quillcay, se determinó los grupos funcionales alimenticios (GFA) en la comunidad de macroinvertebrados, basados en la clasificación de Merritt & Cummins (1996) y Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (2014) (**Figura 7; anexo, Tabla 30**) y se evaluó el recambio de familias sensibles por tolerantes según las características físicas y químicas del ambiente acuático.

Se definieron los siguientes GFA:

Trituradores	•organismos que mastican tejidos vegetales y materia orgánica particulada gruesa [MOPG] >1 mm
Colectores	•consumidores de materia orgánica particulada fina [MOPF] del sedimento, partículas de detrito
Filtradores	•consumidores de MOPF obtenida por filtración de pequeñas partículas suspendidas
Raspadores	•macroinvertebrados con adaptaciones para raspar superficies minerales y orgánicas, tales como materia orgánica muerta, algas, bacterias
Depredadores	•consumidores de presas vivas

Figura 7 Características de los grupos funcionales alimenticios (GFA)

Fuente: *Elaboración propia, adaptado de Merritt & Cummins, 1996.*

5.3.5 Análisis estadístico

Para comparar la calidad del hábitat en los puntos sin y con influencia del DAR, e identificar las variables fisicoquímicas y metales con mayor influencia en ellos, se aplicaron los siguientes análisis:

- Un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (condición y temporada). Se utilizó un intervalo de confianza del 95 % ($p < 0,05$), para evaluar diferencias significativas entre sitios sin y con influencia del DAR.
- Un Análisis de Componentes Principales (ACP), para evaluar qué variables fisicoquímicas y metales influyen más entre los sitios sin y con influencia del DAR.

Para ello, primero se corroboró que todas las variables presentaran una distribución normal mediante el análisis de Shapiro-Wilk, que se utilizó por el bajo número de muestras ($n = 21$). Aquellas que no cumplieron, se transformaron a logaritmo (base 10) para homogenizar las varianzas y obtener una aproximación a la distribución normal.

Para determinar la variabilidad espacial y temporal de la composición de la comunidad de macroinvertebrados entre los puntos de muestreo y las temporadas, se aplicaron los siguientes análisis:

- Un análisis de varianza (ANOVA) de una vía (condición) con la abundancia y riqueza de familias de macroinvertebrados bentónicos. Se utilizó un intervalo de confianza del 95 % ($p < 0,05$), para evaluar diferencias significativas entre sitios sin y con influencia del DAR.
- Un análisis de escalamiento multidimensional no métrico o NMDS (Non-metric multidimensional scaling) basado en la similitud de Bray-Curtis con los datos de abundancia de macroinvertebrados y los componentes principales (PC1 y PC2), para evaluar el efecto de las variables ambientales conjuntas sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados en los lugares sin y con influencia del DAR.
- Se realizaron dos análisis de correspondencia canónica (ACC) para examinar el efecto de las variaciones de los factores fisicoquímicos sobre

la presencia de familias de macroinvertebrados. En el primer análisis, se evaluaron los efectos individuales de cada variable ambiental. En el segundo, se extrajo los puntajes ('scores') de las variables de los dos primeros componentes principales (PC1 y PC2) y se evaluó el efecto conjunto de todos los metales (representados por el PC1, al que se le llamó 'eje tóxico') y de las variables fisicoquímicas (PC2) sobre la comunidad de los macroinvertebrados.

- Dos Análisis de Coordenadas Principales (ACoP). Para ello, la abundancia fue relativizada y analizada usando dos criterios de distancia (Bray Curtis para estructura, y Jaccard para composición).
- Un análisis de correlación de Pearson. Primero se extrajeron las dos primeras coordenadas del análisis anterior de ACoP y con ello se examinó la asociación con la variación de los parámetros fisicoquímicos y las comunidades de macroinvertebrados de cada punto de muestreo.

Para comparar los resultados de los cinco índices bióticos de calidad de agua y determinar su efectividad (sensibilidad) en detectar las perturbaciones del DAR en los puntos de muestreo, se realizó:

- Un análisis de varianza (ANOVA) de una vía (condición) con los puntajes de los cinco índices. Se utilizó un intervalo de confianza del 95 % ($p < 0,05$), para evaluar diferencias significativas entre sitios sin y con influencia del DAR.
- Un ACoP con los puntajes de los índices bióticos calculados, para extraer las dos primeras coordenadas y realizar un análisis de correlación de Pearson con los parámetros fisicoquímicos. Esto se realizó para evaluar la asociación entre la calidad de agua y los resultados obtenidos por los índices.

Para determinar la estructura trófica de ríos de la subcuenca Quillcay a partir de grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados y determinar su relación con la calidad de estos ecosistemas en una escala espacial y temporal, se aplicó:

- Un ACC con los datos de abundancia de los grupos funcionales alimenticios y las variables fisicoquímicas.

Para estos análisis se utilizó el programa STATA versión 14 para Windows (StataCorp, 2015) y PAST 3.21 (Hammer *et al.*, 2001).

VI. RESULTADOS

De acuerdo a la metodología planteada, se evaluaron en todos los puntos de muestreo y en todas las temporadas, los parámetros fisicoquímicos y metales en agua. Asimismo, se colectaron macroinvertebrados para los análisis de riqueza y abundancia, cálculo de índices bióticos e identificación de grupos funcionales alimenticios. Sin embargo, debido a complicaciones de acceso, no se tomaron muestras de macroinvertebrados acuáticos en los puntos C y F en marzo, por lo que no se han considerado en los análisis del capítulo de 'Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, índices bióticos y grupos funcionales alimenticios'.

6.1 Características fisicoquímicas del agua

Se midieron las características fisicoquímicas del agua durante tres temporadas del año: marzo (lluvia), julio (seca) y noviembre (lluvia). Se observó que tanto la conductividad como los sólidos totales disueltos (STD) fueron más elevados en los puntos con influencia del DAR (C, D, E, F y G) con respecto a los de sin influencia del DAR (A y B), y que el pH fue significativamente menor ($P < 0.001$) en los puntos con influencia del DAR que en los de sin influencia del DAR. En el caso del pH, los valores de los sitios con influencia del DAR estuvieron por debajo del ECA Agua – Categoría IV, los criterios de calidad del agua del EPA (y valores que exceden las concentraciones máximas permisibles en agua superficial de Holanda (**Gráfico 1**, **Tabla 2**; **anexo**, **Tabla 19**, **Tabla 20** y **Tabla 21**). La RUV-B y el oxígeno disuelto (OD) no presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre los sitios sin y con influencia del DAR, pero la RUV-B si presentó diferencias entre temporadas ($P < 0.05$) (**Tabla 2**).

Se pudo observar diferencias significativas ($P < 0.001$; < 0.01 y < 0.05) entre los puntos sin y con influencia del DAR. Las concentraciones de Al, Co, Fe, Mg, Mn y Zn, fueron significativamente mayores en los puntos con influencia del DAR que en los de sin influencia del DAR ($P < 0.001$) (**Gráfico 2**, **Tabla 3**; **anexo**, **Tabla 11**). Únicamente el Zn superó el ECA Agua – Categoría IV, los criterios de calidad del agua del EPA (y valores que exceden las concentraciones máximas

permisibles en agua superficial de Holanda, en los lugares con influencia del DAR (**Tabla 3** ; anexos, **Tabla 19** , **Tabla 20** y **Tabla 21**).

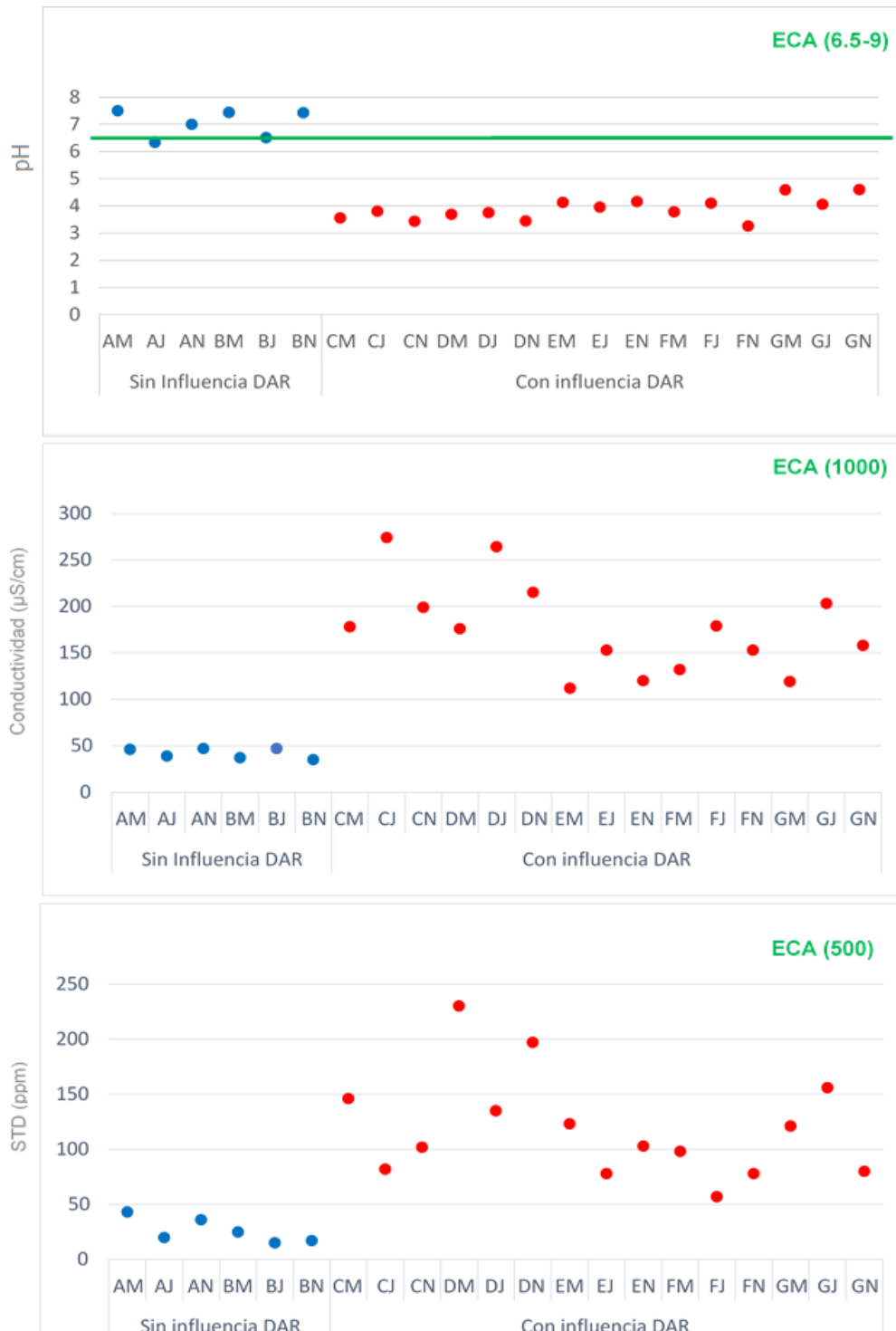


Gráfico 1 Variación de las variables fisicoquímicas en los sitios sin (en azul) y con (en rojo) influencia del DAR en la subcuenca Quillcay. En verde se presenta el valor del ECA, categoría IV para conservación de ecosistemas acuáticos.

Tabla 2 Promedio anual (\pm D.E; n = 9) de las variables fisicoquímicas en los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. Al final de la tabla se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (condición y temporada), entre el promedio anual de los lugares sin y con influencia del DAR.

Condición	Punto	n	Cond (μ S/cm)	pH	Temperatura (C°)	RUV-B (W/m ²)	OD (mg/L)	STD (ppm)	
Sin influencia del DAR	A	9	44.00	6.95	11.57	3.53	5.67	33.00	
			(3.77)	(0.50)	(0.69)	(1.02)	(0.56)	(10.21)	
	B	9	39.67	7.13	8.57	2.14	6.85	19.00	
			(5.57)	(0.46)	(0.73)	(0.82)	(0.62)	(4.58)	
Con influencia del DAR	C	9	217.00	3.60 ^{1,2,3}	11.37	1.94	6.58	110.00	
			(43.71)	(0.16)	(0.39)	(0.57)	(0.34)	(28.35)	
	D	9	215.00	3.44 ^{1,2,3}	8.50	3.30	5.60	197.00	
			(38.19)	(0.14)	(1.48)	(0.98)	(0.79)	(41.77)	
	E	9	128.33	4.08 ^{1,2,3}	9.23	2.03	5.70	101.33	
			(18.82)	(0.10)	(1.36)	(0.37)	(0.40)	(19.53)	
	F	9	154.67	3.71 ^{1,2,3}	12.27	1.79	6.50	77.67	
			(20.39)	(0.37)	(1.76)	(0.38)	(0.53)	(17.76)	
	G	9	160.00	4.42 ^{1,2,3}	10.47	1.51	6.30	119.00	
			(36.40)	(0.27)	(1.46)	(0.54)	(0.46)	(32.94)	
	ANOVA 2 vías		Df						
	Condición (C)		1	54.64 ^{***}	165.9 ^{***}	0.320	3.380	0.055	20.30 ^{***}
Temporada (T)		2	3.37	0.503	0.466	5.075 [*]	1.660	1.222	
C x T		2	1.261	1.284	0.087	0.113	0.211	0.161	

Notas:

Se muestran los valores de F. *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001

¹ Valores que exceden los ECA vigentes, categoría IV (E2. Ríos de la Sierra) (**anexo, Tabla 19**).

² Valores que exceden los criterios de calidad del agua del EPA (**anexo, Tabla 20**).

³ Valores que exceden las concentraciones máximas permisibles en agua superficial de Holanda (**anexo, Tabla 21**).

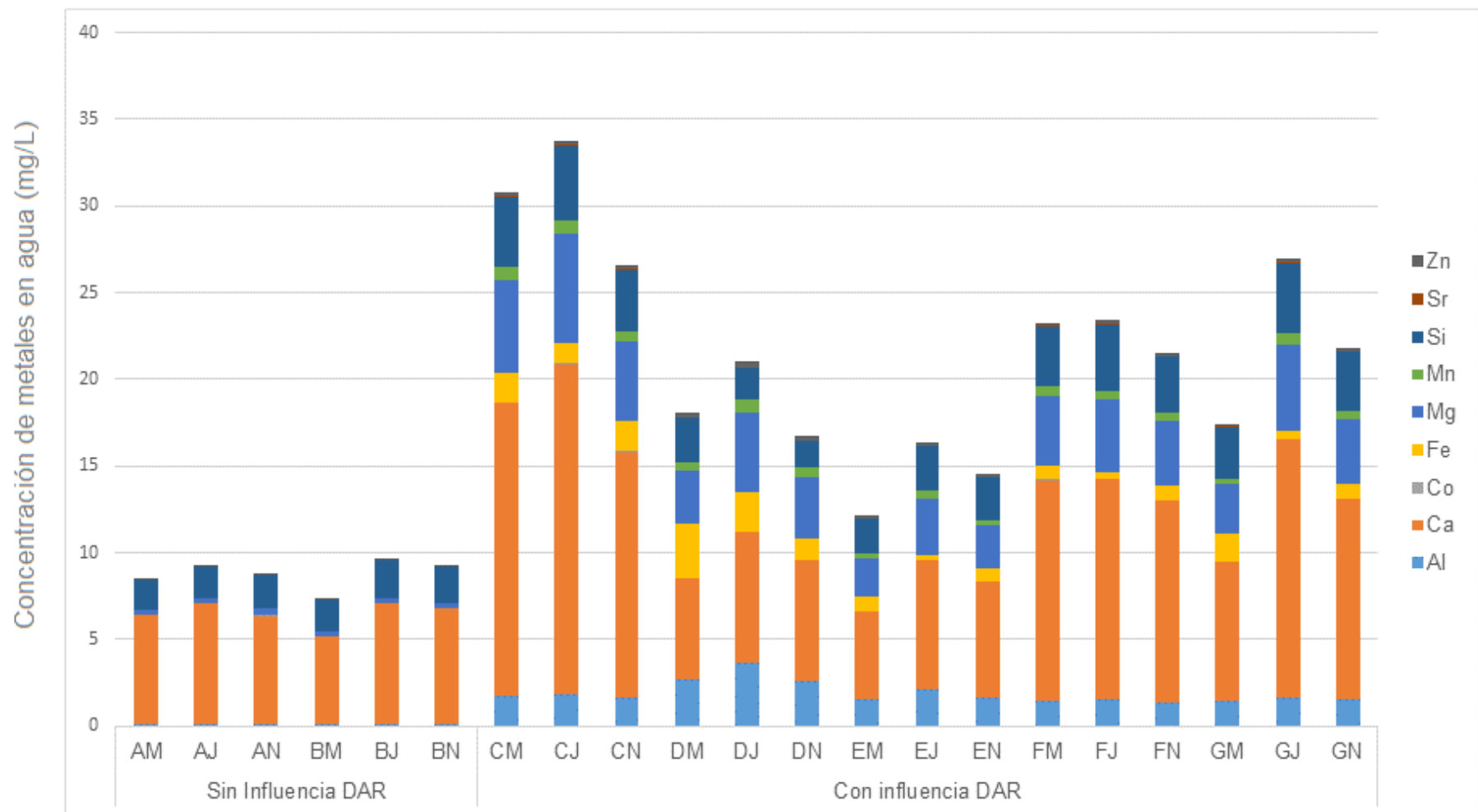


Gráfico 2 Concentración de metales en agua en los sitios sin(A y B) y con(C, D, E, F y G) influencia del DAR en la subcuenca Quillcay. (M = marzo, J = julio y N = noviembre).

Tabla 3. Promedio anual (\pm D.E; n = 9) de las concentraciones de metales en los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay Al final de la tabla se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (condición y temporada), entre el promedio anual de los puntos sin y con influencia del DAR.

Condición	Punto	n	Metales (mg/L)								
			Al	Ca	Co	Fe	Mg	Mn	Si	Sr	Zn
Sin influencia del DAR	A	9	0.1	6.512	0.005	0.046	0.298	0.004	1.819	0.019	0.006
			(0.00)	(0.347)	(0.00)	(0.038)	(0.011)	(0.00)	(0.113)	(0.001)	(0.002)
	B	9	0.1	6.221	0.005	0.034	0.277	0.004	2.021	0.019	0.006
			(0.00)	(0.883)	(0.00)	(0.006)	(0.038)	(0.00)	(0.149)	(0.001)	((0.002)
Con influencia del DAR	C	9	1.739	16.714	0.012	1.532	5.441	0.725	3.952	0.069	0.194 ^{1,2,3}
			(0.117)	(2.124)	(0.004)	(0.332)	(0.762)	(0.096)	(0.354)	(0.010)	(0.023)
	D	9	2.986	6.772	0.021	2.230	3.726	0.594	1.994	0.020	0.268 ^{1,2,3}
			(0.478)	(0.765)	(0.008)	(1.006)	(0.709)	(0.146)	(0.4950)	(0.001)	(0.046)
	E	9	1.768	6.386	0.013	0.669	2.587	0.363	2.357	0.027	0.175 ^{1,2,3}
			(0.292)	(1.046)	(0.005)	(0.280)	(0.477)	(0.085)	(0.241)	(0.003)	(0.028)
	F	9	1.454	12.356	0.010	0.704	3.963	0.526	3.482	0.058	0.161 ^{1,2,3}
			(0.082)	(0.958)	(0.0001)	(0.259)	(0.329)	(0.049)	(0.269)	(0.009)	(0.011)
	G	9	1.538	11.492	0.010	0.990	3.834	0.488	3.481	0.053	0.155 ^{1,2,3}
			(0.098)	(2.967)	(0.0001)	(0.508)	(0.943)	(0.131)	(0.483)	(0.013)	(0.028)
	ANOVA 2 vías		Df								
	Condición (C)		1	540.6***	5.847*	43.49***	140.3***	431.2***	1504***	8.526*	9.761**
Temporada(T)		2	0.5829	0.7655	1.953	1.332	2.17	1.878	0.3453	0.2978	3.407
C x T		2	0.2332	0.02233	0.7811	1.673	0.3169	0.7513	0.1521	0.04112	2.083

Notas:

Se muestran los valores de F. *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001

¹ Valores que exceden los ECA vigentes, categoría IV (E2. Ríos de la Sierra) (**anexo, Tabla 19**).

² Valores que exceden los criterios de calidad del agua del EPA (**anexo, Tabla 20**).

³ Valores que exceden las concentraciones máximas permisibles en agua superficial de Holanda (**anexo, Tabla 21**).

El análisis de componentes principales indicó que el primer componente PC1 (61.4% varianza), al que se denominará 'eje tóxico', se encuentra influenciado de manera importante, y con la misma intensidad, por la mayoría de los metales, la conductividad y los STD (**Tabla 4**). Estas variables tuvieron una fuerte contribución al hábitat de los puntos con influencia del DAR (C, D, E, F y G), lo cual se evidencia en la dirección de las flechas hacia estos puntos. En este caso, los metales estuvieron fuertemente relacionados entre sí y de manera positiva, pero de manera negativa con el pH, el cual mostró un incremento en dirección opuesta, hacia los lugares sin influencia del DAR (A y B) (**Gráfico 3**). En consecuencia, el PC1 permitió separar claramente los puntos sin influencia del DAR (a la izquierda del gráfico, con una fuerte influencia del pH), de los con influencia del DAR (a la derecha, con una fuerte influencia de los metales). El PC2 (17.3% varianza) estuvo correlacionado positivamente con Ca, Si, Sr, pH, T° y OD, y negativamente con la conductividad, los sólidos totales disueltos, RUV-B, Al, Co, Fe, Mg, Mn y Zn. El PC3 y PC4, solo explicaron el 10.4% y 5.18% de la variación de las varianzas (**Tabla 4**).

Tabla 4 Contribución de los puntajes ('scores') de las variables fisicoquímicas y metales en los cuatro primeros ejes (PC1, PC2, PC3 y PC4) del Análisis de Componentes Principales ($P < 0.05$).

Ejes	PC 1	PC 2	PC3	PC4
%Varianza	61.379	17.277	10.427	5.184
Variables fisicoquímicas				
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0.3008	-0.0810	0.0861	0.3269
pH	-0.3149	0.0804	-0.0134	0.0465
Temperatura($^{\circ}\text{C}$)	0.0761	0.1859	0.6639	-0.2588
Oxígeno disuelto (OD) (mg/l)	-0.0040	0.3634	-0.5198	0.3969
Sólidos totales disueltos (STD) (ppm)	0.2367	-0.2784	-0.2668	0.0356
RUV-B	-0.0901	-0.3140	0.3778	0.7361
Al (mg/l)	0.3173	-0.1408	-0.0599	-0.0729
Ca (mg/l)	0.2183	0.3963	0.2065	0.2265
Co (mg/l)	0.2726	-0.2821	0.0725	0.1200
Fe (mg/l)	0.3065	-0.1210	-0.0920	-0.1440
Mg (mg/l)	0.3285	-0.0010	0.0063	-0.0198
Mn (mg/l)	0.3259	-0.0425	-0.0339	-0.0832
Si (mg/l)	0.2281	0.4252	0.0038	0.1286
Sr (mg/l)	0.2341	0.4227	0.0707	0.0412
Zn (mg/l)	0.3207	-0.1092	-0.0360	-0.0772

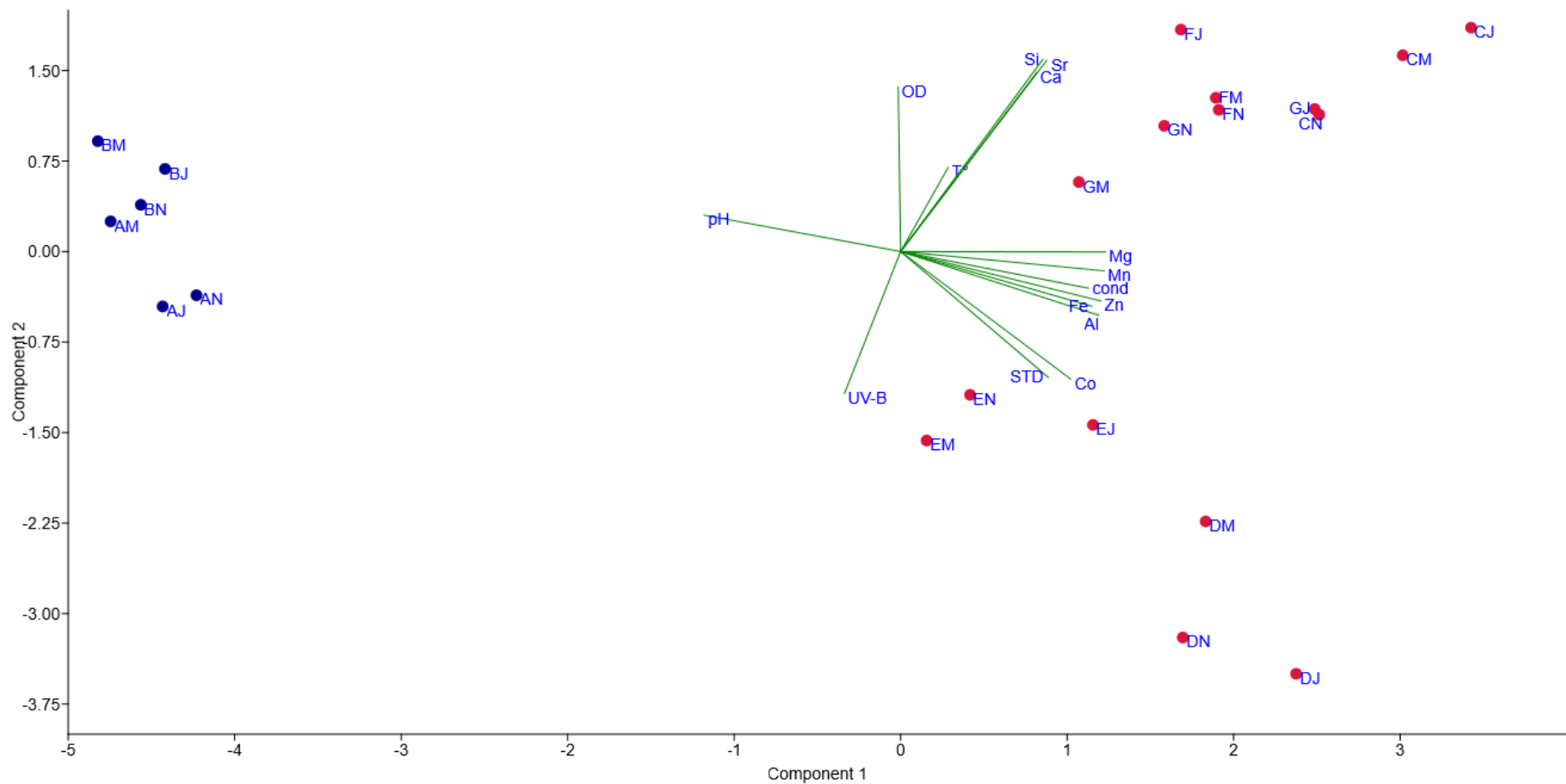


Gráfico 3 Análisis de Componentes Principales basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de las variables ambientales en la estructura del hábitat en los puntos sin influencia del DAR (A y B, círculos azules) y con influencia del DAR (C, D, E, F y G, círculos rojos). El Primer Componente PC1 explicó el 61.4% de la varianza y PC2 el 17.3%. La primera letra representa los puntos de muestreo y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre) (*Anexo, Tabla 13*).

6.2 Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Se encontraron 6015 individuos distribuidos en 7 clases, 1 subclase, 9 órdenes, 1 suborden y 16 familias de insectos acuáticos y 6 taxas de no insectos (**Anexos, Tabla 22**). Dentro de los insectos, en general, los que mostraron el mayor número de familias fue el orden Diptera (7). Se encontró que en los puntos sin influencia del DAR predominaron las familias Hyalellidae (Amphipoda) y Corixidae (Hemiptera), en las zonas de baja corriente, mientras que, en los puntos con influencia del DAR, fue más abundante Chironomidae (Diptera).

Los resultados del ANOVA mostraron que hubo diferencias significativas ($P < 0.05$) en la abundancia y riqueza (número de familias) en los puntos sin y con influencia del DAR, siendo considerablemente menores en estos últimos (**Tabla 5**).

Tabla 5 Promedio anual (+/- D.E; n = 9) de la abundancia y riqueza de familias en los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. F y P indican los resultados del análisis de varianza (ANOVA) entre los puntos sin y con influencia del DAR.

Condición	Punto	n	Abundancia	Riqueza
Sin influencia del DAR	A	9	1486 (1122.04)	15
	B	9	110.33 (72)	19
Con influencia del Dar	C	6*	110 (76.14)	4
	D	9	94.67 (80.15)	10
	E	9	53.33 (67.30)	10
	F	6*	63.33 (79.88)	6
	G	9	121 (95.69)	12
F			6.968	41.51
P			0.017	6.07E-6

Nota: Debido a complicaciones de acceso, durante la temporada de lluvias (marzo), no se tomaron muestras de macroinvertebrados acuáticos en los puntos CM y FM.

El análisis NMDS mostró que hay una tendencia a la separación de la comunidad de macroinvertebrados entre los puntos sin y con influencia del DAR (estrés: 0.098; $R^2 = 0.5479$ y 0.3803) debido a las características de su hábitat, resumidas en el PC1 ('eje tóxico') y PC2. Además, se aprecia que los puntos con influencia del DAR se parecen más entre sí a lo largo del año que los de sin influencia del DAR. En este caso, la mayor cercanía o agrupamiento de las muestras, indica la similitud de los sitios (**Gráfico 4**).

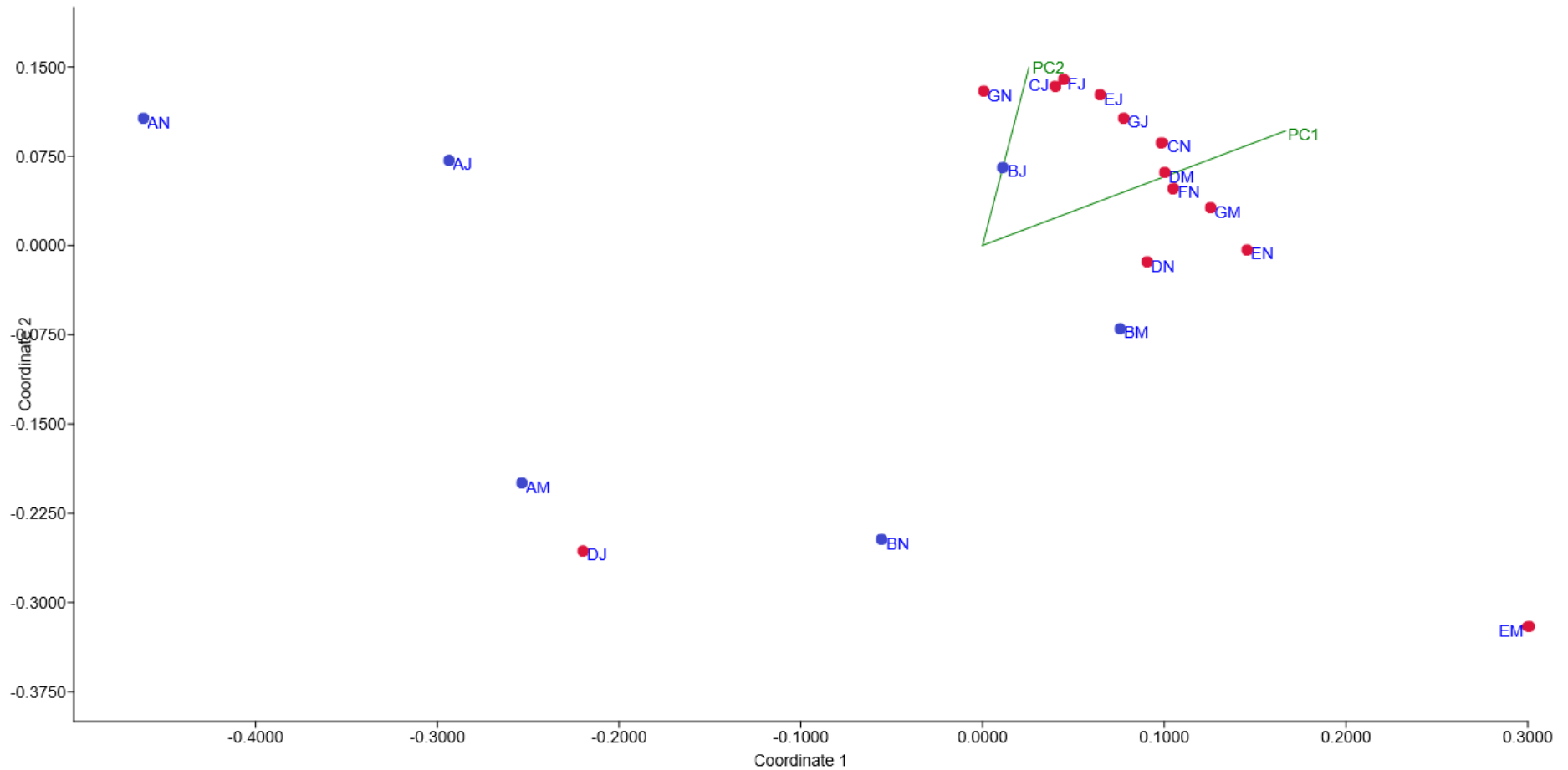


Gráfico 4 Análisis de escalamiento multidimensional no métrico o NMDS basado en la similitud de Bray-Curtis para evaluar el efecto de las variables ambientales conjuntas (PC1 y PC2) en la composición de la comunidad en los lugares sin influencia del DAR (círculos azules) y con influencia del DAR (círculos rojos) Estrés: 0.098; $R^2 = 0.5479$ y 0.3803 . La primera letra representa el punto de muestreo, y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre).

Se realizaron dos Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para evidenciar la tendencia de aparición de ciertas taxa con respecto a los factores fisicoquímicos. El primero (**Gráfico 5**), mostró que la composición de familias depende, sobre todo, de la variación individual de los parámetros fisicoquímicos, como Fe, Al, Zn, Mg, Ca, Sr y Si. Se observó una fuerte influencia de los metales sobre ciertas familias de macroinvertebrados, como los dípteros Chironomidae, Muscidae, Empididae y Ceratopogonidae, y coleópteros como Elmidae. Por el contrario, en dirección opuesta a estas flechas, se encuentran familias sensibles de efímeras, como Baetidae; tricópteros, como Limnephilidae, Hydrobiosidae e Hydrophilidae, y Amphipoda, como Hyalellidae, cuya presencia estaría determinada por la baja concentración de metales en el agua.

El segundo ACC (**Gráfico 6**) mostró que la composición de familias de macroinvertebrados depende de la variación conjunta de las variables fisicoquímicas, representadas por los dos primeros ejes del ACP. Estos se muestran como flechas que apuntan en la dirección de su influencia sobre los patrones principales en los conjuntos faunísticos. Cuanto más largas son las flechas, más fuerte es la influencia. El análisis mostró que las familias con mayor afinidad por las condiciones de contaminación fueron Chironomidae, Muscidae y Empididae (Diptera), que se caracterizan por ser tolerantes a los metales. Nuevamente, en dirección opuesta a PC1, se encuentran familias como Hyalellidae (Crustacea), Hydrophilidae e Hydrobiosidae (Trichoptera), que se sabe tienen preferencia por ambientes limpios (sin influencia del DAR), con baja concentración de metales en el agua.

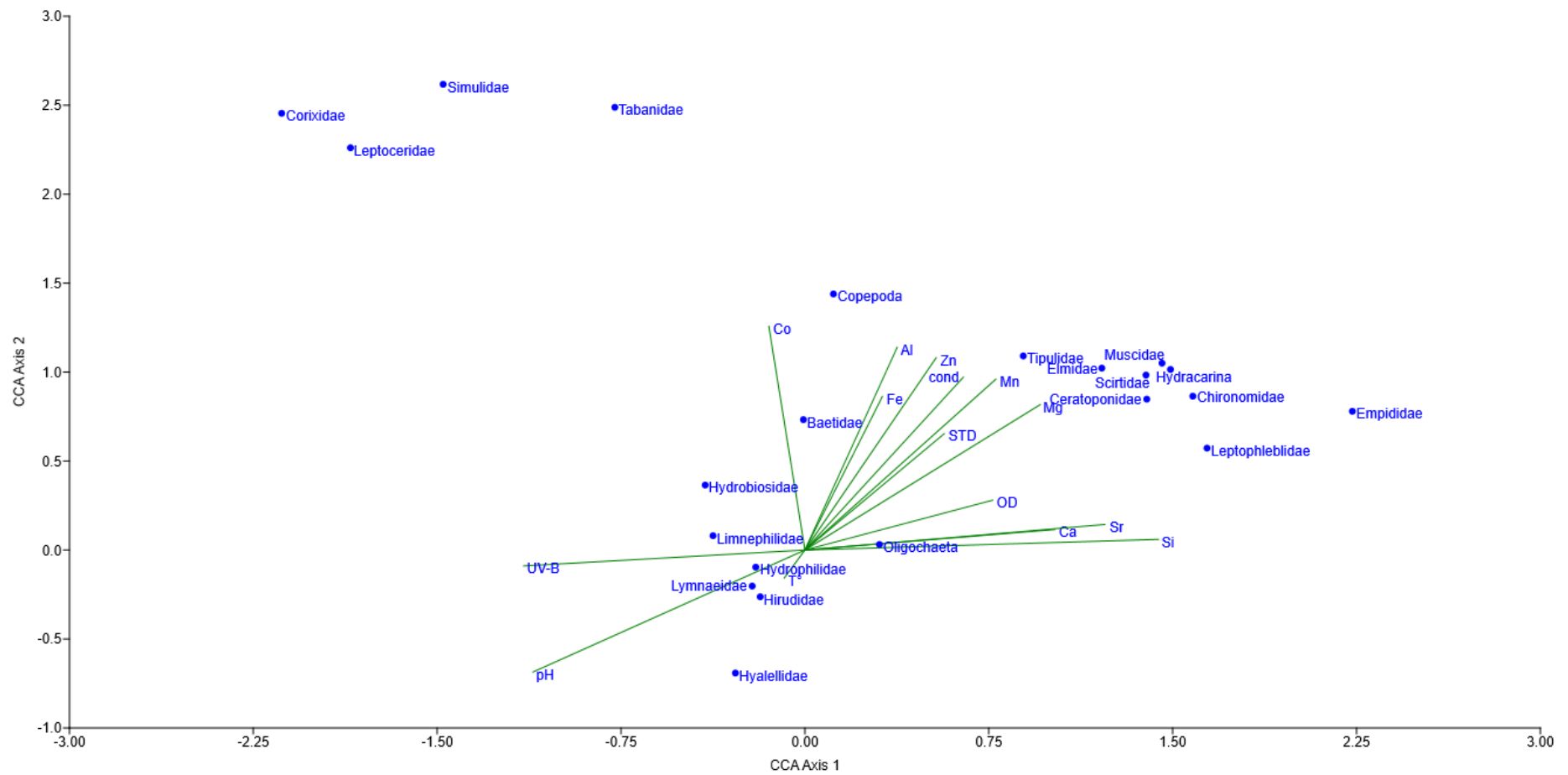


Gráfico 5 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de las variables ambientales individuales en la ocurrencia de familias de macroinvertebrados (**Anexo, Tabla 14**).

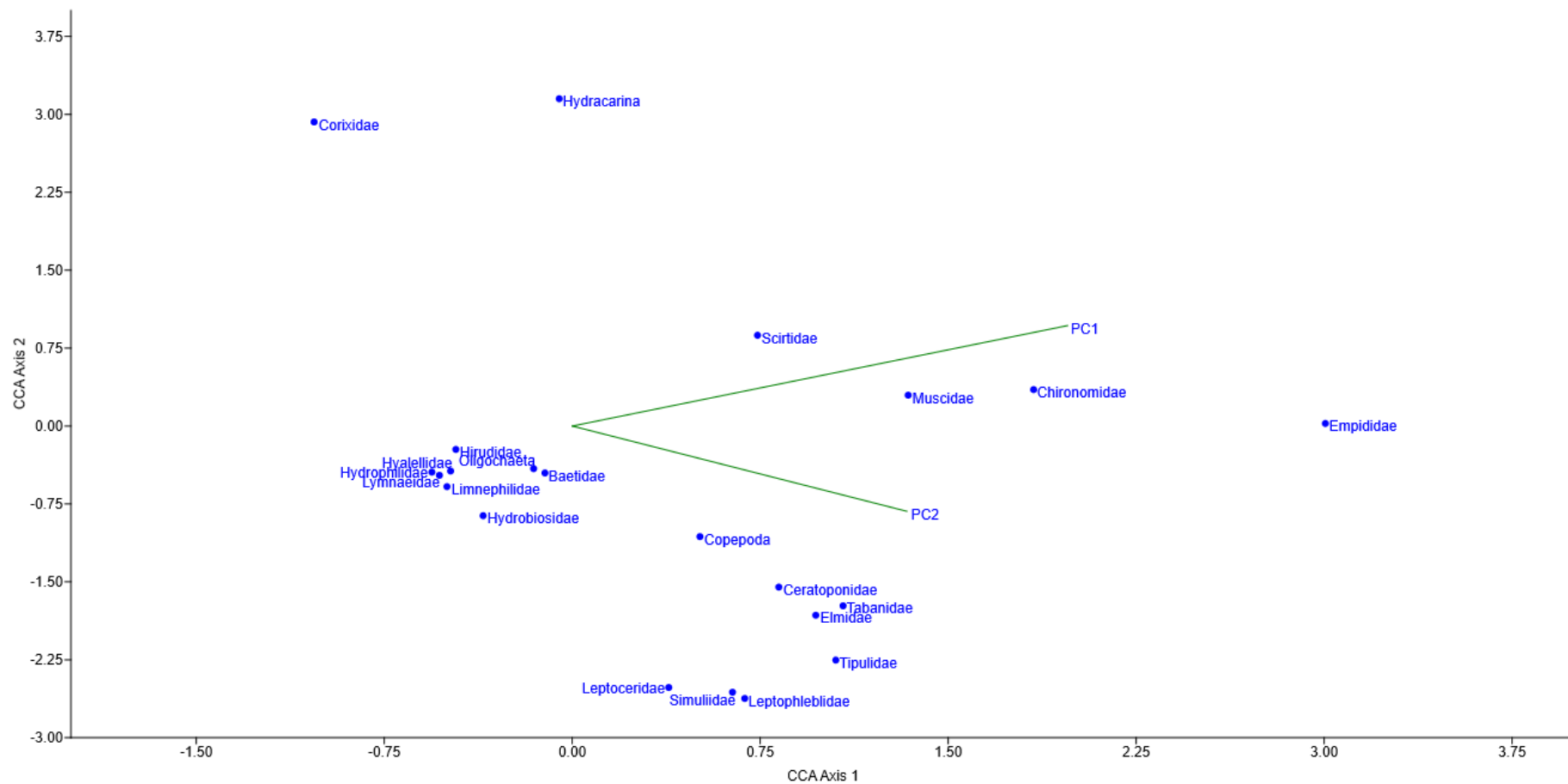


Gráfico 6 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto conjunto de las variables ambientales agrupadas en los componentes principales (PC1 y PC2) del ACP en la ocurrencia de familias de macroinvertebrados bentónicos (**Anexo, Tabla 15**).

Se realizaron dos análisis de coordenadas principales (ACoP) para ver el grado de similitud de la estructura (distancia Bray-Curtis) y composición (distancia Jaccard) de las comunidades de macroinvertebrados en los sitios sin y con influencia del DAR.

El primer ACoP se realizó bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis. Aunque se observa una ligera superposición, el área no superpuesta indica diferencias en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados entre los puntos de sin y con influencia del DAR (**Gráfico 7**). También se observa que los lugares con influencia del DAR se parecen mucho entre sí (puntos más cercanos), independientemente de la temporalidad. Lo contrario ocurre con los lugares sin influencia del DAR, donde su separación es mayor. El análisis de Pearson reveló correlaciones significativas entre el ordenamiento de las comunidades de macroinvertebrados y la conductividad, pH, RUV-B, Al, Ca, Mg, Mn, Co, Si, Sr y Zn (**Tabla 6**).

El segundo ACoP se realizó bajo el criterio de distancia de Jaccard. Se observó que las áreas no se superponen, lo que indica diferencias en la composición de la comunidad de macroinvertebrados entre los puntos sin y con influencia del DAR (**Gráfico 8**). Además, se encontraron correlaciones significativas entre el ordenamiento de las comunidades de macroinvertebrados y la conductividad, pH, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, Al, Ca, Mg, Mn, Si, Sr y Zn (**Tabla 6**).

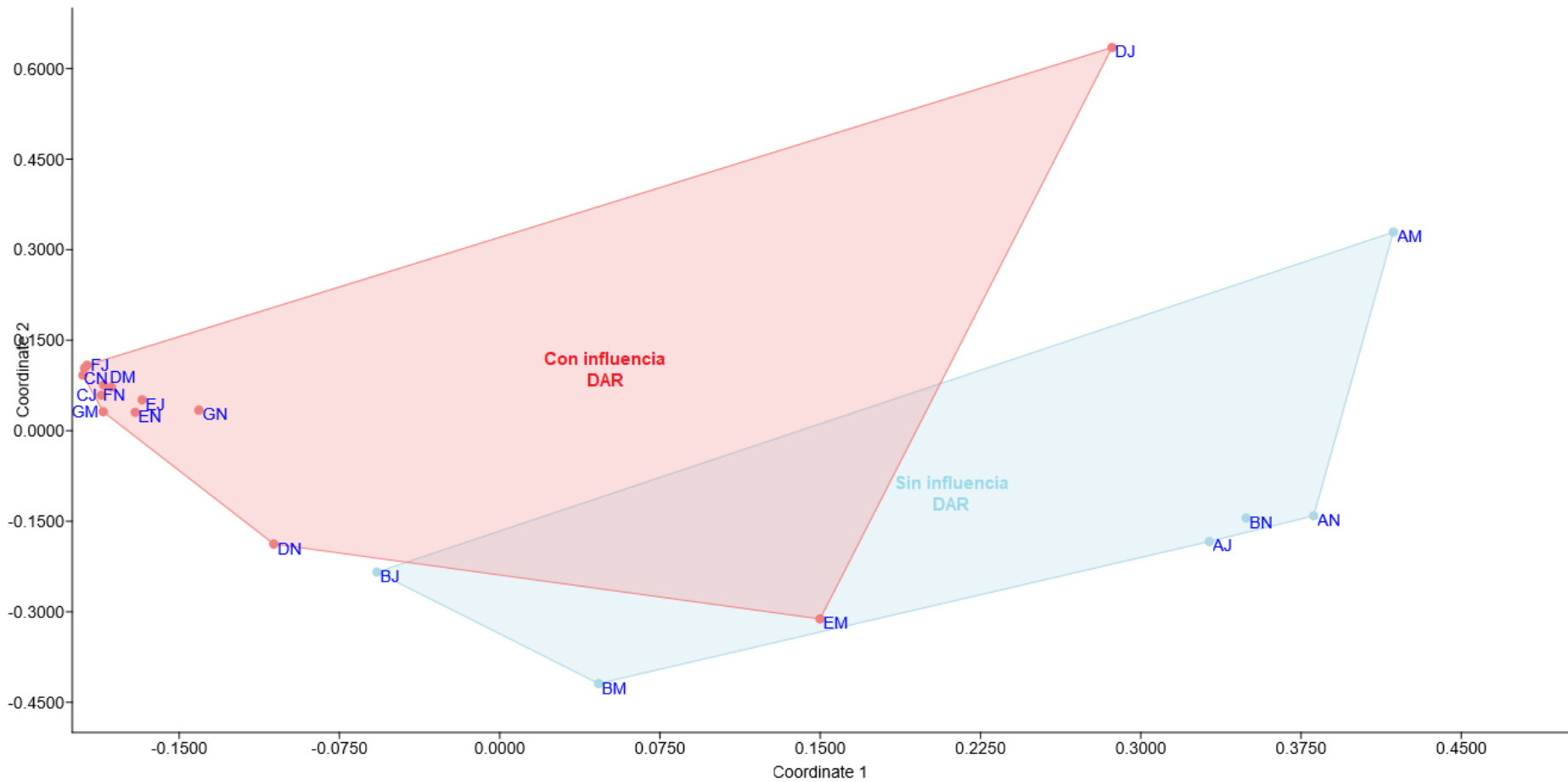


Gráfico 7 Análisis de coordenadas principales basado en el criterio de distancia de Bray-Curtis para evaluar la similitud de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos entre los puntos de sin influencia del DAR (A y B, polígono celeste) y con influencia del DAR (C, D, E, F y G, polígono rojo). La primera letra representa el punto de muestreo, y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre) (**anexo, Tabla 18**).

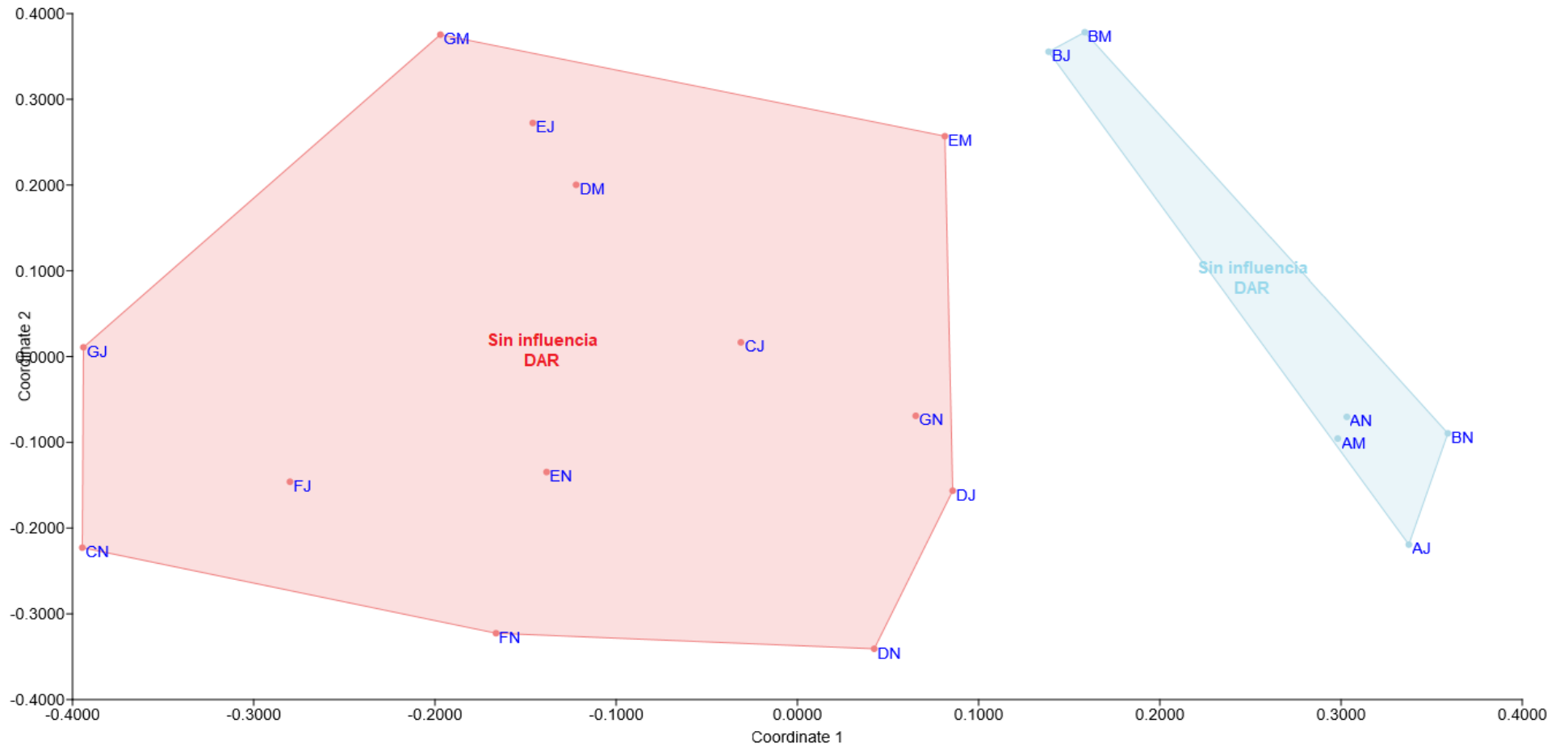


Gráfico 8 Análisis de coordenadas principales basado en el criterio de distancia de Jaccard para evaluar la similitud de la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos entre los puntos sin influencia del DAR (A y B, celeste) y con influencia del DAR (C, D, E, F y G, rojo). La primera letra representa el punto de muestreo, y la segunda, los meses de muestreo (M = marzo, J = julio y N = noviembre) (**anexo, Tabla 18**).

A continuación, se presenta los resultados del análisis de correlación de Pearson de las coordenadas 1 y 2 del ACoP bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis y Jaccard.

Tabla 6 Análisis de correlación de Pearson de las CoP 1 y 2, bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis y Jaccard, y las variables fisicoquímicas

Distancias	Bray Curtis		Jaccard	
	CoP 1	CoP 2	CoP 1	CoP 2
Ejes				
%Varianza	53.81	16.14	22.75	14.07
Variables fisicoquímicas				
Conductividad (µs/cm)	0.0135	0.0146	0.0036	0.2433
pH	0.0006	0.1225	0.0001	0.3399
Temperatura(°c)	0.7883	0.0951	0.8561	0.0275
Oxígeno disuelto (OD) (mg/l)	0.0915	0.3213	0.2512	0.0483
Sólidos totales disueltos (STD) (ppm)	0.0528	0.2513	0.0239	0.8234
RUV-B	0.0169	0.2182	0.0588	0.2119
Al (mg/l)	0.0482	0.0156	0.0177	0.5351
Ca (mg/l)	0.0212	0.2099	0.0107	0.2260
Co (mg/l)	0.3492	0.0060	0.2112	0.6597
Fe (mg/l)	0.1282	0.0555	0.0718	0.9306
Mg (mg/l)	0.0021	0.0271	0.0002	0.3014
Mn (mg/l)	0.0057	0.0152	0.0008	0.2691
Si (mg/l)	0.0008	0.3539	0.0003	0.8333
Sr (mg/l)	0.0049	0.2929	0.0013	0.5092
Zn (mg/l)	0.0210	0.0196	0.0060	0.3746

Nota: Se han sombreado los valores de $P < 0.05$, correlación significativa (**anexos, Tabla 16 y Tabla 17**).

6.3 Cálculo de índices bióticos

Se calcularon cinco índices bióticos para estimar la calidad del agua en los ríos de la subcuenca de Quillcay: el 'Biological Monitoring Working Party' (BMWP) para Inglaterra, Colombia, España, Cuba, y el Índice Biótico Andino (IBA) para Perú, todos con su respectivo ASPT (Puntaje promedio por taxón) (**Anexo, Tabla 24 y Tabla 25**). Con ayuda de los bioindicadores y los resultados de dichos índices, se hicieron comparaciones de la calidad de agua con los parámetros fisicoquímicos de campo (**Tabla 2, Tabla 3; anexo, Tabla 12**).

Se observaron variaciones en los puntajes de los cinco índices de acuerdo al lugar donde fueron aplicados. Tanto el IBA y los BMWP, difirieron en puntaje y

clasificación del agua (**Anexo, Tabla 23, Tabla 24 y Tabla 25**). Los resultados de calidad de agua entre los BMWP fueron muy similares en los siete puntos de muestreo. En la **Tabla 7** se observa que los puntos sin influencia del DAR para el IBA dieron resultados de buena (verde) y regular (amarillo) calidad de agua a lo largo del año, pero los BMWP dieron resultados de regular (amarillo), mala (anaranjado) y muy mala (rojo) calidad. Para los puntos con influencia del DAR, se obtuvo resultados de mala (anaranjado) y de muy mala calidad (rojo), tanto para IBA como para BMWP.

En cuanto al ASPT, sus valores difirieron en puntaje y clasificación para el IBA y BMWP (**anexo, Tabla 24 y Tabla 25**). En la **Tabla 8** se observa que los valores ASPT-IBA variaron de regular (verde) a mala (anaranjado) calidad, mientras que, en los sitios con influencia del DAR, variaron de regular (amarillo), mala (anaranjado) a muy mala (rojo) calidad. Para el caso de BMWP, estos variaron de buena (verde) a regular (amarillo) calidad en los sitios sin influencia del DAR, y de regular (amarillo), mala (anaranjado) a muy mala (rojo) en los sitios con influencia del DAR.

Tabla 7 Valores de los índices bióticos representando la calidad de agua con colores para los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. Verde = buena calidad; amarillo = regular; anaranjado = mala; rojo = muy mala. F y P indican los resultados del análisis de varianza (ANOVA) entre los puntos sin y con influencia del DAR.

Puntos	SIN INFLUENCIA DAR						CON INFLUENCIA DAR															F	P
	MAR		JUL		NOV		MAR			JUL					NOV								
	A	B	A	B	A	B	D	E	G	C	D	E	F	G	C	D	E	F	G				
IBA	44	42	45	48	22	45	23	17	29	8	8	13	10	11	6	9	15	14	32	21.26	0.0027		
BMWP-ING	32	32	27	27	14	18	7	7	22	6	8	7	2	7	2	9	7	5	9	19.73	0.0003		
BMWP-ESP	30	36	29	35	12	29	10	11	24	6	6	11	10	11	6	9	15	14	26	12.35	0.0003		
BMWP-CUB	30	49	32	54	14	45	19	14	38	11	13	13	12	15	9	12	26	16	31	14.72	0.0013		
BMWP-COL	41	49	39	48	23	44	22	20	34	11	10	10	6	12	6	9	14	10	27	19.22	0.0004		

Tabla 8 Valores de ASPT representando la calidad de agua con colores para los siete puntos de muestreo en la subcuenca Quillcay. F y P indican los resultados del análisis de varianza (ANOVA) entre los puntos sin y con influencia del DAR.

Puntos	SIN INFLUENCIA DAR						CON INFLUENCIA DAR															F	P
	MAR		JUL		NOV		MAR			JUL					NOV								
	A	B	A	B	A	B	D	E	G	C	D	E	F	G	C	D	E	F	G				
ASPT-IBA	5.5	4.2	4.5	4.36	3.14	4.09	3.83	4.25	4.14	2.67	2.67	3.25	3.33	3.67	3	3	3	3.5	4	8.71	0.0089		
ASPT-ING	5.33	4.57	3.86	4.5	2.8	3	3.5	3.5	4.4	3	2.67	3.5	2	3.5	2	3	2.33	2.5	3	6.84	0.0180		
ASPT-ESP	5	4.5	3.63	4.38	2.4	3.22	3.33	3.67	4	3	2	3.67	4.33	3.67	3	3	3	3.5	3.71	2.78	0.1100		
ASPT-CUB	5	6.13	4.57	6	2.8	4.5	4.75	4.67	5.43	5.5	4.33	4.33	4	5	4.5	4	5.2	4	4.43	0.27	0.6000		
ASPT-COL	6.83	4.9	5.57	4.8	3.83	4.89	4.4	4	4.86	3.67	3.33	3.33	3	4	3	4.5	3.5	3.33	4.5	10.15	0.0050		

Se realizó un análisis de coordenadas principales (ACoP) con los valores de los índices bióticos bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis. De estos, se extrajo las dos primeras coordenadas, que representan los “scores” de las varianzas. Estas dos coordenadas explicaron el 91.4% de la varianza de los datos. Con ellos, se procedió a realizar un análisis de correlación de Pearson para determinar si tenían alguna relación con los parámetros fisicoquímicos de calidad de agua.

En la **Tabla 9** se muestran las correlaciones significativas entre los índices bióticos y la conductividad, pH, RUV-B, Al, Ca, Co, Mg, Mn, Si, Sr y Zn. Esto indica que existe una asociación entre la calidad de agua, medida a través de los parámetros fisicoquímicos, con la calidad de agua medida por los índices bióticos (**anexo, Tabla 26**).

Tabla 9 Correlaciones de Pearson de las CoP 1 y 2, bajo el criterio de distancia de Bray-Curtis, y las variables fisicoquímicas.

Distancia	Bray Curtis	
	CoP1	CoP 2
Ejes		
%Varianza	83.33	8.07
Variables fisicoquímicas		
Conductividad (µs/cm)	1.23E-05	0.9495
pH	3.78E-05	0.4167
Temperatura(°c)	0.3943	0.9120
Oxígeno disuelto (OD) (mg/l)	0.4749	0.2573
Sólidos totales disueltos (STD) (ppm)	0.0200	0.1582
RUV-B	0.9716	0.4310
Al (mg/l)	0.0005	0.4152
Ca (mg/l)	0.0212	0.3188
Co (mg/l)	0.0032	0.7424
Fe (mg/l)	0.0618	0.5314
Mg (mg/l)	3.01E-05	0.9937
Mn (mg/l)	1.10E-05	0.9729
Si (mg/l)	0.0432	0.9752
Sr (mg/l)	0.0259	0.6034
Zn (mg/l)	4.35E-05	0.4868

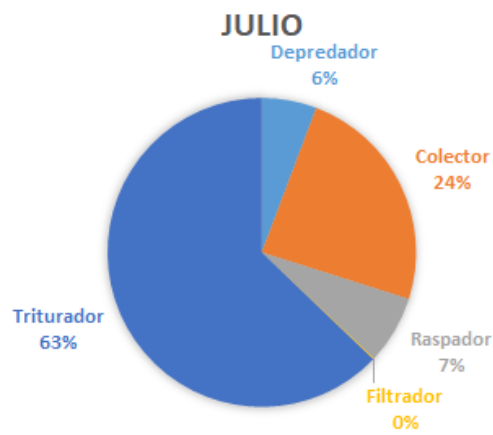
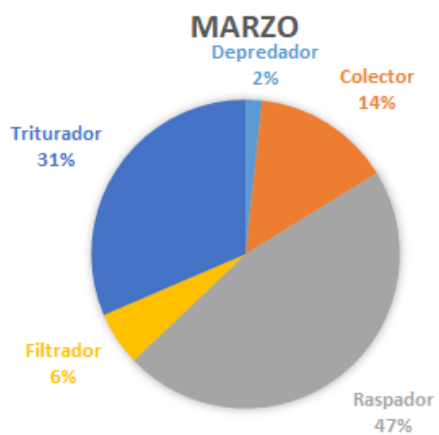
Nota: Se han sombreado los valores de $P < 0.05$, correlación significativa (**anexo, Tabla 26 y Tabla 27**).

6.4 Cálculo de grupos funcionales alimenticios (GFA)

Se calcularon los GFA en cada punto de muestreo con ayuda de la clasificación de Merritt & Cummins (1996). En la **Tabla 28** y **Gráfico 9** se presenta la identificación de los macroinvertebrados según el GFA y la época del año. De los 22 taxa identificados, únicamente 19 fueron clasificados en GFA (**anexos, Tabla 28, Tabla 30**). Los trituradores fueron el grupo dietario más importante (62.8%) de la muestra, seguidos de los colectores (23.6%), raspadores (8.6%), depredadores (4.5%) y filtradores (0.5%). En los puntos sin influencia del DAR se observó un aumento de trituradores y disminución de los raspadores y filtradores a lo largo del año. Por el contrario, en los puntos con influencia del DAR se observó una mayor abundancia de colectores, que aumentaron a lo largo del año, mientras que los filtradores disminuyeron. En estos puntos, los depredadores fueron constantes, mientras que los trituradores, aumentaron ligeramente (**Gráfico 9**).

Adicional a ello, se realizó un ACC para evidenciar la tendencia de aparición de ciertos GFA con respecto a los factores fisicoquímicos. En la **Gráfico 10**, podemos observar que los GFA dependen de la variación individual de los parámetros fisicoquímicos, principalmente de los metales Fe, Al, Zn, Mg, Ca, Sr y Si, la conductividad y los sólidos totales disueltos. Se observó una fuerte influencia de los metales sobre los colectores y depredadores. Por el contrario, en dirección opuesta a estas flechas, se encontraron los filtradores, raspadores y trituradores, cuya presencia estaría determinada por la baja concentración de metales en agua.

SIN INFLUENCIA DAR



CON INFLUENCIA DAR

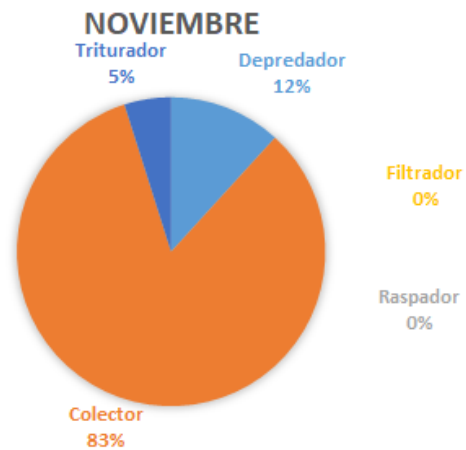
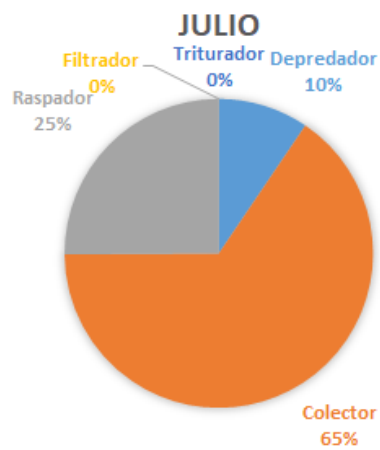
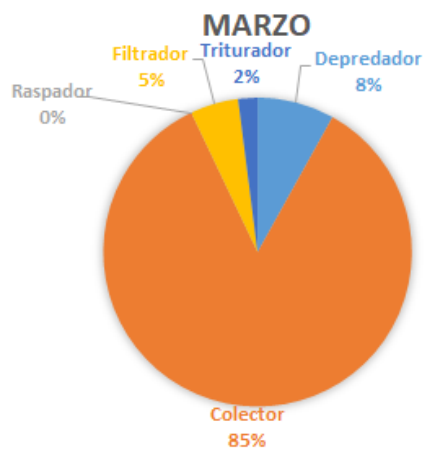


Gráfico 9 Abundancia relativa de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados en los sitios sin y con influencia del DAR a lo largo del año.

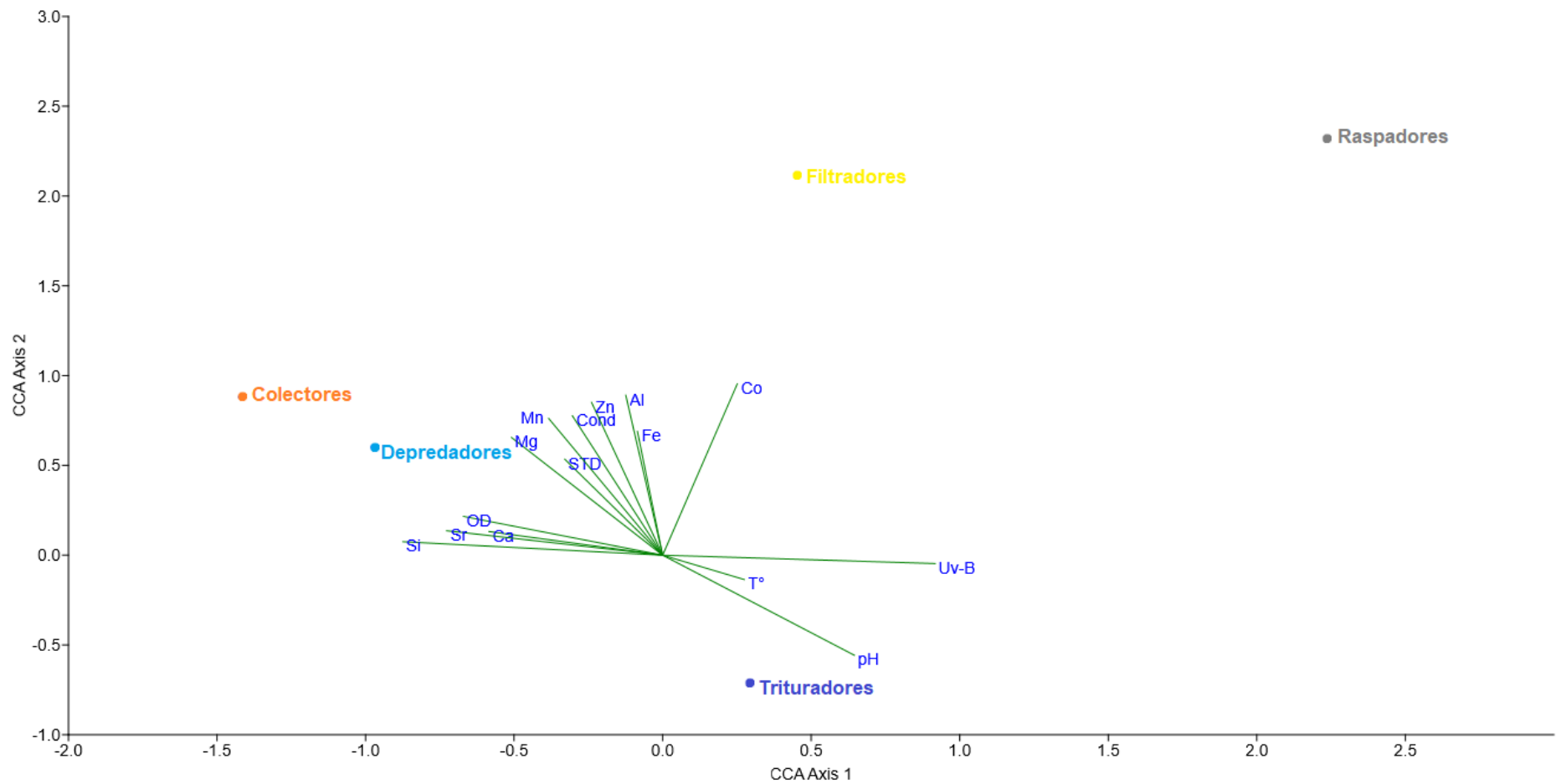


Gráfico 10 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en una matriz de correlación para evaluar el efecto de las variables ambientales individuales en la ocurrencia de los grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados (**Anexo, Tabla 29**).

VII. DISCUSIÓN

La presencia de DAR y metales en la subcuenca Quillcay ha afectado la calidad fisicoquímica del agua, y con ello, la composición de la comunidad de macroinvertebrados y de los grupos funcionales alimenticios. Esto se ha evidenciado por las variaciones de taxa tolerantes y sensibles, y hábitos alimenticios relacionados a la disponibilidad de alimento, de acuerdo a la calidad de los lugares de muestreo. Estas alteraciones se han podido estimar también a través de los índices bióticos, siendo el IBA el que mejor permitió evaluar la calidad del agua debido a la mayor presencia de familias nativas de macroinvertebrados que se identificaron en los diferentes lugares de estudio.

7.1 Características fisicoquímicas de la Subcuenca Quillcay

La presente investigación se realizó en los ríos de la subcuenca de Quillcay (Huaraz) durante los meses de marzo, julio y noviembre del 2013, en sitios sin y con influencia del DAR, ubicados sobre los 3300 m de altitud. Estos ríos se caracterizaron por tener bajas temperaturas (8.50 – 12.27°C) y una elevada turbulencia producto de la fuerte pendiente. Estos factores contribuyeron a una mayor disolución del oxígeno en los ríos (6.30 – 6.85 mg/L) que en las cabeceras de los ríos (5.60 – 5.67 mg/L). Por lo general, los niveles de oxígeno disuelto (OD) en ambientes acuáticos altoandinos son bajos en comparación con el nivel del mar, debido a la poca presión atmosférica, una pobre vegetación acuática y, en algunos casos, a la eutrofización producida por materia orgánica (Sawyer *et al.*, 1978; Acosta, 2005; Jacobsen *et al.*, 2003). Al igual que en otros estudios en la zona, tanto la temperatura del agua como el oxígeno disuelto se mantuvieron constantes a lo largo del año en los diferentes puntos de la subcuenca Quillcay, por lo que no contribuyeron a las diferencias encontradas en la calidad del agua (Loayza-Muro *et al.*, 2010).

La RUV-B fue elevada (1.51 – 3.53 W/m²), tal como se ha registrado en otros estudios realizados en la región Áncash (Loayza-Muro *et al.*, 2013a). Esto se debe a la gran altitud (> 3500 msnm) y la cercanía de la Cordillera Blanca al ecuador, donde los rayos solares inciden perpendicularmente en la superficie terrestre (Kinzie *et al.*, 1998). Esto difiere de los menores niveles de RUV-B

registrados en zonas templadas, donde la radiación incide de forma oblicua. Además, se observó una mayor radiación en los puntos más altos y en época seca (A: 4.71 y D: 4.43 W/m²), cuando predominan cielos claros con baja nubosidad, que en los lugares más bajos y en época de lluvias (Andrade *et al.*, 1998). Del mismo modo, las variaciones encontradas de la RUV-B, entre los sitios sin y con influencia del DAR, pueden deberse a la orientación de las quebradas. Se ha visto que la radiación solar influye en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, afectando su composición y produciendo respuestas adaptativas (Kifnney *et al.*, 1997; Clemments *et al.*, 2008), como la síntesis de pigmentos (melanina, carotenoides, micosporinas) (Hansson & Hylander, 2009; Loayza-Muro *et al.*, 2013a), esclerotización (Toro *et al.*, 2009) y defensas antioxidantes contra los radicales libres producidos por RUV-B (Venéreo & Justo, 2002).

Los lugares con influencia del DAR, como el río Quillcayhuanca, Paria y la quebrada Shallap, estuvieron caracterizados por un pH entre 3.44 y 4.42. Esto se debe al drenaje ácido de roca (DAR) producto del retroceso glaciar y consecuente oxidación de rocas altamente mineralizadas, ricas en metales ferrosos y sulfurosos. El DAR genera las condiciones ideales para la lixiviación y movilización de metales, lo que incrementa sus concentraciones y conductividad (128 – 217 μ S/cm), así como los sólidos totales disueltos (STD, 77.67 – 197 ppm) en ríos con influencia del DAR, en comparación con los de sin influencia del DAR (39.67 – 44.0 μ S/cm y 19.0 – 33.0 ppm, respectivamente).

La conductividad es un indicador de iones en el agua y su valor es muy usado para obtener un estimado rápido del contenido de STD, por lo que una elevada conductividad puede representar un alto contenido de aniones sulfato y nitrato, que podrían acidificar el agua (Robson *et al.*, 1992). Si bien las concentraciones de STD guardan una relación positiva con la productividad en lagos, pueden atenuar la penetración de la luz y afectar el desarrollo de las plantas acuáticas. Dichas plantas producirán menos oxígeno y con ello bajarán los niveles de OD (Rawson, 1951; Hooper, 1954). En el presente estudio, los valores de STD presentaron diferencias significativas entre los sitios sin y con influencia del DAR, sin estar relacionados con una variación del OD. Sin embargo, al superar los

valores máximos de STD del ECA IV en ríos con influencia del DAR, podrían explicar los bajos valores de OD encontrados.

Los resultados del NMDS mostraron que los puntos con influencia del DAR se parecen mucho entre sí a lo largo del año (cercanía entre ellos), lo cual sugiere que las condiciones de acidez y presencia de metales serían más intensas y constantes que el efecto de la estacionalidad. Caso contrario ocurre en los lugares sin influencia del DAR (más distantes entre sí), con un mayor efecto de las variaciones de OD y temperatura a lo largo del año.

En cuanto al resultado del ACP, el PC1 ('eje tóxico') pudo separar claramente los lugares sin influencia del DAR de los con influencia del DAR, lo que revela diferencias importantes en las características de sus hábitats. En este caso, el PC1 reveló que los metales están muy correlacionados entre sí y que tienen una fuerte influencia positiva sobre los puntos con influencia del DAR, mientras que condiciones neutras-alcalinas de pH tuvieron mayor influencia sobre los puntos sin influencia del DAR. Esto se puede observar por la dirección en la que apunta la flecha de pH: sus valores aumentan (hacia el neutro-alcalino) en sentido opuesto al aumento de las concentraciones de metales (condiciones ácidas). Esto se explica porque bajo condiciones neutras o alcalinas los metales no se disuelven en el agua y tienden a precipitar, que es lo que ocurre en los lugares sin influencia del DAR, donde las concentraciones de metales en la columna de agua son bajas. Por el contrario, la mayor presencia característica de metales en el agua en los lugares con influencia del DAR es posible por sus condiciones de acidez (opuestas a las neutras de los lugares sin influencia del DAR). Un pH ácido influye en la biodisponibilidad de los iones metálicos disueltos en el agua, aumentando con ello su toxicidad para la biota acuática, y el riego de acumulación en vegetales y el consumo directo por el ganado y el hombre (Courtney & Clements, 2000; Gaete *et al.*, 2007). Un ejemplo es la alta concentración de formas tóxicas de Al a pH ácidos (lugares con influencia del DAR) y no a pH alcalinos (lugares sin influencia del DAR). El PC2 logró separar los lugares con influencia del DAR en dos grupos, ubicando a la cabecera del río y río Shallap como un grupo diferente del resto. Esto indicaría que estos dos lugares, que representan un ecosistema continuo, muestran similares condiciones caracterizadas por elevadas concentraciones de metales y acidez.

Por el contrario, el PC2 no logró separar los dos lugares sin influencia del DAR, lo que indicaría que muestran condiciones ambientales muy similares. La alta correlación de los metales, revelada por el PC1, puede interpretarse a partir del elevado contenido de minerales de las rocas de la formación Chicama, característica de la Cordillera Blanca y abundante en pirita (FeS_2) (Burns, 2010). En las zonas altas de los Andes, ocurren procesos de lixiviación debido a la oxidación e intemperización de las rocas sulfurosas, que producen ácido sulfúrico y una intensa movilización de metales. En las últimas décadas, este proceso natural se ha visto acelerado por el cambio climático, el cual ha agravado el retroceso glaciar.

7.2 Efecto de los parámetros físicoquímicos sobre la estructura y composición de comunidades de macroinvertebrados bentónicos en arroyos altoandinos

La variación de los parámetros físicoquímicos 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, principalmente, a su sensibilidad frente a ellos (Roldán, 1996, 2003; Arocena *et al.*, 2008; Domínguez & Fernández, 2009). En otros estudios a diferentes altitudes en la Cordillera de los Andes se ha demostrado el efecto del 'estrés múltiple' causado por la combinación de una intensa radiación solar y la contaminación natural, rica en metales, del drenaje ácido de roca sobre la abundancia y riqueza de familias de macroinvertebrados (Loayza-Muro *et al.*, 2010).

Quinn & Hickey (1990) identificaron la temperatura como un factor determinante en la distribución de plecópteros, los cuales se limitaron en gran medida a ríos fríos (13-19°C), mientras que Jacobsen (1997, 2003, 2008) y Jacobsen *et al.* (2008) mencionaron que, independientemente de la altitud y latitud, la riqueza y composición de las comunidades de macroinvertebrados estarían relacionadas con la temperatura máxima y el oxígeno disuelto. En la presente investigación, se encontraron valores similares de estos dos factores en los diferentes lugares de muestreo a lo largo del año, por lo que no fueron significativos para explicar la variabilidad en la composición de las comunidades entre los sitios sin y con influencia del DAR.

El resultado del ACoP mostró diferencias en la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados en los sitios sin y con influencia del DAR, la cual estuvo asociada de forma significativa con los parámetros fisicoquímicos que caracterizan estos lugares. Los puntos sin influencia del DAR (A y B) en época seca mostraron mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados que los puntos contaminados en época de lluvias. De acuerdo a la calidad de los sitios sin influencia del DAR, se observó la presencia exclusiva de familias sensibles a la contaminación, como Lymnaeidae, Hydrophilidae, Limnephilidae, Leptoceridae, Hydrobiosidae y Leptophlebiidae, las cuales han sido reportadas en ambientes similares (Guerrero *et al.*, 2003; Loayza-Muro, 2013). Algunas de ellas, como Hydrobiosidae, solo se han encontrado en cuerpos de agua limpia de la Cordillera Negra y Cordillera Blanca (Loayza-Muro, 2013). Por otro lado, el punto E, en la época de marzo, se comportó, aparentemente, como un lugar sin efecto del DAR, debido principalmente a la presencia de las familias Hyalellidae y Simuliidae, quienes se encuentran entre el límite de ser tolerantes y sensibles a la contaminación, las cuales también se encontraron presentes en los sitios sin influencia del DAR pero en mayor abundancia. Cabe resaltar, que solo se encontró un individuo por familia, lo cual reflejaría que en dicho punto si hay influencia del DAR, la cual ha afectado la comunidad de macroinvertebrados presentes (baja abundancia y riqueza).

Estudios como los de Loayza-Muro *et al.* (2010) y Courtney & Clements (2000), en donde se evaluó el efecto del incremento de la acidez y de metales en arroyos altoandinos y templados, respectivamente, mostraron una reducción de la abundancia y riqueza de especies de macroinvertebrados sensibles a la contaminación y un significativo aumento y cambio en la composición de especies más tolerantes (Gerhardt *et al.*, 2004; Loayza-Muro *et al.*, 2014). En este estudio, la familia Empididae solo se encontró en lugares con influencia del DAR, como se ha observado anteriormente en ríos altoandinos afectados por drenajes ácidos de roca (Loayza-Muro *et al.*, 2010) (**Anexos, Tabla 22**). La familia Chironomidae, sin embargo, estuvo presente en todos los lugares evaluados, lo que demuestra una vez más su carácter cosmopolita. Esta familia tiene una gran capacidad para distribuirse y establecerse en diferentes altitudes, zonas geográficas y gradientes fisicoquímicos, incluyendo condiciones

ambientales extremas (Loayza-Muro, 2013). Por esto último, un aumento en su frecuencia relativa podría indicar alguna perturbación en el ecosistema (Ladrera, 2012).

Una gran diferencia entre arroyos altoandinos tropicales y de latitudes templadas es la ocurrencia de taxa de macroinvertebrados no-insectos, que constituyen una buena proporción de la macrofauna acuática (Prat & Ward, 1994; Jacobsen, 2008b). Como ejemplo de esta proporción mayor de macroinvertebrados no-insectos, se han registrado especies de Hydracarina, Ostracoda, Oligochaeta, Nemátoda, entre otros, que representaron > 73% de la fauna de ríos > 3000 m en Ecuador (Turcotte & Harper, 1982). En ríos altoandinos de Bolivia y Kenia, solo las familias Hydracarina y Turbellaria representaron el 25% de los no insectos > 4000 m (Maldonado & Goitia, 2003). En el presente estudio, los no-insectos representaron el 65.9% de los macroinvertebrados, siendo la familia Hyalellidae la más abundante (61.82%), cuya mayor abundancia se registró en zonas de baja corriente y orillas de la cabecera del río Churup, en sectores con presencia de macrofitas, algas y hojarasca.

7.3 Índices bióticos

Los índices bióticos, basados en puntajes de tolerancia de familias de macroinvertebrados frente a diferentes condiciones ambientales, se utilizan ampliamente para evaluar la calidad de arroyos, ríos y otros ecosistemas dulceacuícolas. Tal es el caso del índice BMWP de Inglaterra (Armitage *et al.*, 1983) el cual se adaptó también para España (Alba-Tercedor *et al.*, 2002,) y otros países europeos. Sin embargo, se tienen pocas adaptaciones de estos índices para América del Sur debido a la falta de conocimiento sobre la taxonomía, distribución y tolerancia a las perturbaciones de los diferentes taxa en la región, y la falta de publicaciones de los avances que se tiene al respecto (Ríos-Touma *et al.*, 2014).

El Índice Biótico Andino (IBA) es una adaptación del Biological Monitoring Working Party (BMWP). Este índice incluye menos familias que el BMWP debido a que la distribución de las familias en los Andes es más restringida por la altitud y otros factores ambientales (Acosta *et al.*, 2009; Ríos-Touma *et al.*, 2014). En nuestro caso, y luego de aplicar los cinco índices en los siete puntos de

muestreo, se observó que los puntajes de las familias que más se ajustaron a las condiciones de los ríos de la zona de estudio, fueron los del IBA. Esto se vio reflejado en un mayor número de familias identificadas, con puntajes más altos que los BMWP y con la capacidad de diferenciar los lugares sin influencia del DAR de los con influencia del DAR, en correspondencia con los parámetros fisicoquímicos. Dentro de los BMWP aplicados, se encontró similitud en los resultados de puntajes y en el estado de calidad, aunque menores que con el IBA.

Lo mencionado líneas arriba se pudo observar en los puntajes obtenidos en las diferentes épocas y sitios de muestreo. En los puntajes de calidad de agua crítica y muy crítica (color naranja y rojo, respectivamente), no hubo casi diferencia entre todos los índices aplicados. Sin embargo, cuando la calidad del agua incrementó de dudosa a buena, la diferencia entre los valores de los diferentes índices aumentó a medida que aumentaron los puntajes. Esto puede deberse a la presencia de diferentes familias en los índices, y a la variación de puntajes de las mismas familias entre los índices. Por ejemplo, Hyalellidae aparece únicamente en los índices IBA y BMWP-Col con puntajes de 6 y 7, respectivamente. Por otro lado, la familia Corixidae, presenta diferentes puntajes entre índices, pasando de sensible (7) a tolerante (2). Esto se debe a que, si bien dicha familia se encuentra en todos los índices, estos no diferencian entre géneros y especies, siendo algunos de estos más sensibles que otros a la contaminación. Del mismo modo, las familias Leptoceridae e Hydrobiosidae tienen puntajes diferentes entre índices, pero conservando su posición como especies sensibles. Estos puntajes varían entre 8 y 10.

Pese a las diferencias entre el IBA y los BMWP descritas arriba, existe una correlación positiva entre sus puntajes y parámetros fisicoquímicos, como el pH, conductividad, sólidos totales disueltos y la mayoría de metales, lo cual indica que estos índices bióticos podrían ser utilizados para evaluar la calidad del agua, e indirectamente, el efecto de tales parámetros en la comunidad indicadora de macroinvertebrados.

7.4 Grupos funcionales alimenticios (GFA)

Los macroinvertebrados acuáticos cumplen importantes funciones en la transformación de la materia orgánica fina y gruesa, por lo que son un componente fundamental en la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Dichos organismos han desarrollado modificaciones morfológicas y fisiológicas que les ha permitido adaptarse a ciertos hábitats según la demanda de alimento, y otros factores ambientales, como la temperatura, radiación ultravioleta B (RUV-B) y altitud (Prat *et al.*, 2009; Díaz, *et al.*, 2016).

Según Tomanova *et al.* (2007), estas características podrían influir en la estructura de los GFA. En su estudio, utilizaron el concepto de Vannote *et al.*, (1980) sobre “el río continuo” para explicar que los factores asociados a la gradiente altitudinal, como la temperatura, la RUV-B y cubierta vegetal, combinados con los factores asociados a la gradiente longitudinal del río, como la longitud del caudal o la distancia a la cabecera del río, pueden estar determinando la estructura y abundancia relativa de los GFA de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos neotropicales.

Como consumidores primarios, la comunidad de macroinvertebrados representa un importante nexo entre los recursos basales del ecosistema acuático (algas y detritus) y niveles tróficos superiores (peces) o comunidades microbianas (Merritt *et al.*, 2008; Cummins *et al.*, 2005). Los ecólogos acuáticos han clasificado a los macroinvertebrados bentónicos en los siguientes grupos funcionales alimenticios: trituradores de hojas, colectores que consumen partículas finas, raspadores que raspan algas y perifiton de sustratos, filtradores que se alimentan de partículas de materia orgánica suspendidas y depredadores de presas animales (Cummins & Klug, 1979).

En el presente estudio se clasificaron 19 de las 22 familias identificadas en GFA a base de la clasificación de Merritt & Cummins (1996). El grupo de raspadores estuvo representado por las familias Corixidae y Limnephilidae, los trituradores por Hyalellidae, Tipulidae y Leptoceridae, los filtradores por Scirtidae y Simuliidae, los colectores por Chironomidae, Elmidae, Baetidae, Leptophlebiidae y Oligochaeta; y los depredadores por Tabanidae, Muscidae, Empididae,

Ceratopogonidae, Hydrobiosidae, Hirudidae y clado Hydracarina (**Anexos, Tabla 28**).

Los resultados mostraron una variación de los GFA entre los sitios sin y con influencia del DAR, y entre temporadas. Esto puede ocurrir en función de los cambios del caudal y la corriente, presencia de metales u otros contaminantes, el tipo de sustrato y alimento, y la vegetación ribereña. Esta última es la principal fuente de materia orgánica, y por lo tanto, de energía para muchos organismos que habitan los ríos en las zonas de cabecera (Jacobsen, 2008a; Lorion & Kennedy, 2009).

El ecosistema en donde se ubican las cabeceras de los ríos Churup (A) y Shallap (D) (> 4000 msnm) es pobre en vegetación; predominan especies como el queñual e ichu, y ciertas especies de algas, que son la principal fuente de materia orgánica particulada gruesa (MOPG) y fina (MOPF) y disuelta (MOD). Además, al ser ambientes con remansos, su capacidad de reposición de materia orgánica (MO) es baja. Por el contrario, en los ríos Churup (B), Quillcayhuanca (C), Shallap (E), confluencia de Shallap y Quillcayhuanca (F) y Auqui (G), existe una mayor cantidad de arbustos, los cuales aportan MOD, MOPF y MOPG al sistema. No obstante, la presencia de metales pesados en los lugares con influencia del DAR (C, D, E, F y G), podría estar afectando la presencia de ciertos GFA encargados de la separación, distribución y descomposición de MOPG, que asegure su disponibilidad para niveles tróficos superiores y al mismo tiempo, regule el flujo de energía a lo largo de la cadena trófica alimentaria (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014; Chew, 1974; Wallace & Webster, 1996).

En marzo (época de lluvias), hubo una mayor abundancia de raspadores en sitios sin influencia del DAR, predominando las familias Corixidae y Limnephilidae posiblemente por la presencia de macrófitos y algas bentónicas, las cuales se asocian muchas veces, a las raíces de los macrofitos y otras superficies en el río (Montoya–Moreno & Aguirre–Ramírez, 2008). Lo contrario ocurrió en los sitios con influencia del DAR, donde la ausencia de raspadores se podría deber a su sensibilidad a la contaminación, a la disminución del crecimiento de macroalgas por la toxicidad de los metales y a la pobre vegetación en la zona. Esta diferencia de raspadores entre los sitios sin y con influencia del DAR puede dar lugar a

diversos efectos sobre la biomasa y la producción de algas (Feminella & Hawkins, 1995; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Por otro lado, el grupo más abundante en los lugares con influencia del DAR en época de lluvias fueron los colectores, como la familia Chironomidae en la cabecera del río Shallap y el río Auqui. Este grupo dietario se vincula con el aumento del transporte de MOPF en esta época, cuando la corriente es alta (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014; Tamaris-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015).

En julio (época seca), se registró un mayor número de trituradores (Hyaellidae) en los lugares sin influencia del DAR, específicamente, en la cabecera del río Churup. En los lugares donde aumentaron los trituradores (de la época de lluvias a la seca), aumentaron también los colectores. En la cabecera del río y río Churup, por ejemplo, se observó un aumento de las familias Batidae y Chironomidae, probablemente porque la disminución del flujo del agua en esta época podría producir el asentamiento de la MOPF en el sustrato, que estaría disponible para los colectores. Asimismo, en todos los sitios con influencia del DAR, hubo una mayor abundancia de colectores, representados por la familia Chironomidae. Adicionalmente, se registró un aumento de los raspadores en la cabecera del río Shallap en comparación con la época de lluvias, lo cual se podría relacionar con una mayor disponibilidad de perifiton o algas adheridas a sustratos.

En noviembre (época de lluvia) hubo una mayor abundancia de trituradores (Hyaellidae) en sitios sin influencia del DAR, como la cabecera del río Churup. Podemos encontrar a dicha familia en aguas dulces altoandinas con poca contaminación, debido a su alta sensibilidad a cambios fisicoquímicos del agua. Estas pueden alcanzar un gran número, el cual es un indicativo de un aumento de la materia orgánica en el medio (Álvaro, 2007; Vargas, 2015), como podría estar ocurriendo en la cabecera del río Churup. Se conoce que ciertas especies de Hyaellidae podrían estar asociadas a macrófitas y algas bentónicas por ser una fuente importante de tejidos vegetales para su alimentación, los que son aprovechados por ciertas adaptaciones morfológicas (Saigo *et al.*, 2009; Vargas, 2015). Esta familia, al igual que otras, presenta una plasticidad trófica que va de la mano a la disponibilidad del alimento. En ríos altoandinos, donde la cobertura vegetal de ribera es escasa o nula y por lo tanto el ingreso de MOPG también es

bajo, se esperaría que esta familia se comporte más como un colector (consumo de MOPF) que como un triturador (consumo de MOPG) (Acosta, 2009). Sin embargo, su presencia exclusiva en la cabecera del río Churup, en donde predominó la presencia de hojarasca y macrofitas, este si se estaría comportando como triturador.

Por otro lado, en los sitios con influencia del DAR predominaron familias de colectores (Chironomidae) y depredadores (Empididae), que son muy tolerantes a la contaminación por metales. En Empididae existen, además, especies con diferentes preferencias y adaptaciones para la alimentación, lo cual va a depender del tipo de alimento en el lugar.

Como ya se mencionó, la calidad del agua y la disponibilidad del alimento, estarían jugando un papel importante en el recambio de ciertas especies y GFA. Además, debido a la pobre vegetación de la zona altoandina, existe un bajo aporte de materia orgánica particulada (MOP) a los arroyos. Esto, junto a un bajo flujo del agua y alta radiación solar, hace que el alimento no esté totalmente disponible para los macroinvertebrados, como los colectores, raspadores y trituradores.

Miserendino & Masi (2010) y Cortelezzi (2010) han demostrado que, en arroyos contaminados por materia orgánica e inorgánica, los GFA que predominan son los colectores, tal como ocurre en nuestro estudio, independientemente de la temporada. Adicional a ello, los resultados de ACC mostraron la aparición de ciertos GFA con respecto a los factores fisicoquímicos. Se observó que la presencia de colectores y depredadores está influenciada por Fe, Al, Zn, Mg, Ca, Sr y Si, mientras que los filtradores, raspadores y trituradores por la menor concentración de metales y menor acidez del agua. Asimismo, se sabe que la alta RUV-B puede degradar la materia orgánica disuelta, haciendo difícil su disponibilidad y aprovechamiento por los filtradores, tal como se aprecia en nuestros resultados por la escasez de este grupo dietario en sitios sin y con influencia del DAR (Clements *et al.*, 2008).

La falta de vegetación acuática u otros refugios, y la perturbación de los sitios contaminados, pudo influir en el bajo número de depredadores, cuyas

estrategias alimentarias involucra una mayor movilidad en búsqueda de alimento.

A pesar de las diferencias encontradas en la composición de macroinvertebrados en los GFA, tanto en los puntos sin y con influencia del DAR y entre temporadas, podría decirse que existen mesohábitats suficientes para la permanencia de los diferentes grupos tróficos tras los cambios de estacionalidad. Esto también puede explicarse porque los macroinvertebrados presentan flexibilidad en su modo de alimentación y composición de la dieta, tal como lo enfatizan Henriques-Oliveira *et al.* (2003) y Merritt & Cummins (1996) para la familia Chironomidae y otros insectos acuáticos.

VIII. CONCLUSIONES

- Existen diferencias significativas entre los parámetros fisicoquímicos de los sitios sin y con influencia del DAR en la subcuenca Quillcay, siendo el pH, conductividad, sólidos totales disueltos y metales, los que más influyeron en la abundancia y riqueza de macroinvertebrados acuáticos.
- Los sitios con influencia del DAR, se parecen más entre sí, debido principalmente a las condiciones de acidez y concentración de metales en el agua, sin importar la temporalidad, lo que no ocurre con los sitios sin influencia del DAR.
- La acidez del agua y los metales son los factores que más influyeron en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el área de estudio.
- En los lugares sin influencia del DAR, la abundancia de individuos y riqueza de familias fue mayor que en los sitios con influencia del DAR, evidenciándose un recambio de familias sensibles a tolerantes.
- En los lugares con influencia del DAR se encontró una mayor abundancia de familias tolerantes (Chironomidae, Ceratopogonidae, Empididae e Hydracarina) y ausencia de familias sensibles.
- En los lugares sin influencia del DAR, se encontraron familias sensibles (Leptophlebiidae, Limnephilidae, Hydrobiosidae y Leptoceridae), que fueron exclusivas de estos lugares.
- Los índices bióticos IBA y BMWP estuvieron fuertemente asociados con las variables fisicoquímicas, lo que corroboraría su valor como potenciales herramientas de monitoreo biológico.
- El índice IBA fue el que mejor se ajustó a las condiciones de la subcuenca Quillcay, debido al mayor número de familias identificadas en la zona de muestreo y su adaptación a zonas altoandinas.
- El GFA que predominó en los sitios sin influencia del DAR fue el de los trituradores (Hyalellidae), mientras que, en los sitios con influencia del DAR, fueron los colectores, representados por familias tolerantes a la contaminación (Chironomidae).

- Los GFA mostraron que existen hábitats suficientes para la permanencia de los diferentes grupos tróficos tras los cambios de estacionalidad, aunque se evidenció un recambio de taxas entre sitios y temporadas.

IX. RECOMENDACIONES

- En investigaciones futuras se podría analizar, a mayor profundidad, la clasificación taxonómica de los GFA (género o especie). Además, se podría aplicar experimentos de comportamiento alimenticio y revisión de tractos digestivos para corroborar la dieta de los macroinvertebrados acuáticos de la zona de estudio.
- Evaluar los mecanismos de tolerancia de los macroinvertebrados a la toxicidad de los metales midiendo la capacidad antioxidante y concentración de melanina y conocer si estos están involucrados en la detoxificación de metales.

X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R. (2005). Caracterización de la Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos de la cuenca altoandina del río Cañete (Lima, Perú). Trabajo de Investigación del programa de Doctorado y Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología. Universitat de Barcelona. España. 93 pp.
- Acosta, R. (2009). Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas. Memoria presentada por Carlos Raúl Acosta Rivas para optar el título de Doctor por la Universitat de Barcelona, bajo la dirección del doctor Narcís Prat i Fornells. Barcelona, España.
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28, 1, 35-64.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2nd Edition, Chapman and Hall, New York.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería. Vol. II: 203-213.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4, 51-55.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., & otros. (2002). Caracterización de cuencas mediterráneas españolas en base al índice español SBMWP como paso previo al establecimiento del estado ecológico de sus cursos de agua. Libro de Resúmenes del XI Congreso de la Asoc. Esp. Limnología. Madrid, España.
- Álvaro, M.J. (Ed.) (2007). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton, fitobentos (microalgas bentónicas), macrofitos, invertebrados bentónicos, ictiofauna. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. 232 pp.
- Ames, A. & Francou, B. (1995). Cordillera Blanca Glaciares en la Historia. *Bull. Inst.fr.études andines* 24 (1), 37-64.
- Andrade, M., Forno, R., Plenqui, E. & Zaratti, F. (1998). Estudios preliminares del efecto de la altura sobre la radiación solar ultravioleta. *Revista Boliviana de Física*, 4-14.
- (ANA) Autoridad Nacional del Agua (2014). Inventario Nacional de Glaciares y Lagunas. Inventario de Glaciares. Obtenido de Autoridad Nacional del Agua: <https://www.ana.gob.pe/normatividad/inventario-de-glaciares-0>

- Arana, J. (2017). Caracterización de los cuerpos acuáticos del área de influencia del ducto de gas de Camisea en los departamentos de Ica y Huancavelica utilizando macroinvertebrados acuáticos. Tesis para optar el título de Magíster en Ciencias Ambientales con mención en Gestión y control de la contaminación. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.
- Arimoro, F.O. (2009). Impact of rubber effluent discharges on the water quality and macroinvertebrate community assemblages in a forest stream in the Niger Delta. *Chemosphere*, 77, 440–449.
- Armas, V. (2015). Efecto de la cobertura vegetal y las variables físico-químicas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta de la antigua, Veracruz, México. (tesis de posgrado). Universidad Veracruzana Centro de Investigaciones Tropicales.
- Armitage, P. D., D. Mosss, J. F. Wright & M. Furse (1983). The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resource*, 17, 333-347.
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodó, E., Machado, I., Pacheco, J.P., Castiglioni, R. & Gabito, L. (2008). 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, Informe final, Limnología-Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, p. 13.
- Ballesteros, Y. V., Zúñiga, M. del C., & Rojas de Hernández, A. M. (1997). Distribution and Structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationship to water quality. 19-23.
- Baraer, M., McKenzie, JM., Mark, BG., Bury, J & Knox, S. (2009). Characterizing contributions of glacier melt and groundwater during the dry season in a poorly gauged catchment of the Cordillera Blanca (Peru). *Adv. Geosci.*, 22, 41–49.
- Baraer, M., Mark, B., Mckenzie, J., Condom, T., Bury, J., Huh, K. P., & otros. (2012). Glacier recession and water resources in Peru's Cordillera Blanca. *Journal of Glaciology*, 58, 207, 134-150.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2° Ed. Environmental Protection Agency; Office of Water.
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Dias, L. G., Nessimian, J. L., Da Silva, E. R., De Moraes Neto, A. H. A., de Carvalho, S. N., De Oliveira, M. A., & Andrade, L. R. (2006). Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie*, 42, 87-96.

- Benites, J. (2010). Estudio Línea Base Ambiental correspondiente a la cuenca del Río Santa. 1-120. Obtenido de Ministerio del Ambiente: <http://consultorias.minm.gob.pe:800/handle/123456789/21>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495-523.
- Bond, P. L., Druschel, G. K., and Banfield, J. K., (2000). Comparison of acid mine drainage microbial communities in physically and geochemically distinct ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 4962–4971.
- Braun, L., Weber, M. & Shulz, M. (2000). Consequence of Climate change for run off from Alpine regions. *Ann. Glaciol*, 31, 19-25.
- Brittain, J.E. & Milner, A.M. (2001). Ecology of glacier-fed rivers: current status and concepts. *Freshwater Biology*, 46, 1571-1578.
- Burns, P.J. (2010). Geochemical analysis of waters in a tropical glacial valley, Cordillera Blanca, Peru (tesis posgrado). Ohio State University, Columbus, Ohio, USA.
- Carrera, P.B. & Gunkel, G. (2003). Ecology of a high Andean, río Itambi, Otavalo, Ecuador. *Limnologica*, 33, 29-43.
- Cassie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51, 1389-1406.
- Chandler, J. R. (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69, 415-422.
- Chacón, N., Jacay, J. & Moreno, I. (2005). Procesos geodinámicos en el área río Quillcay, Huaraz – Ancash. *Rev. del Instituto de Investigación FIGMMG, Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 8, 6, 22-28.
- Chará-Serna, A.M., Chará, J.D., Zúñiga, M.C., Pedraza, G.X. & Giraldo, L.P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Univ. Sci.*, 15(1), 27-36.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zuniga, M. d. C., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie*, 48, 139-144.
- Chavez, J. & Orantes, E. (2010). Reconocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como alternativa para determinar la calidad del agua del Río Sensunapán, Departamento de Sonsonate, El Salvador, C.A. Tesis Ing. Agrónomo. San Salvador, El Salvador, Universidad de El Salvador. 113 p.
- Chesters, R.K. (1980). Biological Monitoring Working Party. The 1978 National Testing Exercise. Technical memorandum, 19. Dept of the Envir, Water Dacia Unit. 37 pp.
- Chew, R.M. (1974). Consumers as regulators of ecosystems: an alternative to energetics. *Ohio Journal of Sciences*, 74, 359-370.
- Clemments, W., Brooks, M., Kashian, D., & Zuelling, R. (2008). Changes in dissolved organic material determine exposure of stream benthic

- comunidades to UV-B radiation and heavy metals: implications for climate change. *Global Change Biology*, 14, 2201-2214.
- Cobbing, E., Sánchez Fernández, A., Martínez, W. & Zárata, H. (1996). Geología de los cuadrángulos de Huaraz, Recuay, La Unión, Chiquián y Yanahuanca. Serie A, Carta Geológica Nacional, 76. Obtenido de Instituto geológico, minero y metalúrgico: <https://hdl.handle.net/20.500.12544/199>
 - Courtney, L. & Clements, W. (2000). Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. *J N Am. Benthol. Soc*, 19, 112-117.
 - Cortelezzi, A. (2010). Hábitats funcionales y macroinvertebrados en cauces modificados de arroyos de llanura: impacto sobre la calidad ecológica. (Tesis doctoral). Fac. Cs. Naturales y Museo. UNLP. 154 pp.
 - Cruz, R. (2013). Informe de la Caracterización de las subcuencas Lullan, Quillcay, Yanayacu, Olleros, Pichcaragra y Pachacoto, pertenecientes a los glaciares monitoreados en la Cordillera Blanca. Huaraz: Unidad de Glaciología y Recursos Hídricos (UGRH).
 - Cummins, K. & Klug, M.J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10, 147-172.
 - Cummins, K.W., Merritt, R.W. & Andrade, P.C.N. (2005). The use of macroinvertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected stream and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69-89.
 - De Pauw, N. & G. Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153–168.
 - Díaz, A., Ortega, L., Fernández, Y. & Aranguren-Riaño, N. (2016). Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia). *U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 19, 425-433.
 - Dold, B. (2014). Evolution of Acid Mine Drainage Formation in Sulphidic Mine Tailings. *Minerals*, 4, 621-641.
 - Domínguez, E. & Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y Biología*. Tucuman, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
 - Dyurgerov, Mark. (2002). Glacier mass balance and regime: data of measurement and analysis. Institute of Arctic and Alpine Research. University of Colorado Boulder
 - EMA-ICP652 (Metales Totales, ICP-OES): ALS-MET-TOT-ICPOES (basado en APHA 3120B:2005 y EPA SW-846 3005A / 6010B: 1994).
 - Feminella, J.W. & Hawkins, C.P. (1995). Interactions between stream herbivores and periphyton: A quantitative analysis of past experiments. *Journal of the North American Benthological Society*, 14, 465-509.
 - Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chilena Historia Natural*, 76, 275-285.

- Francou, B., Ramirez, E., Cáceres, B. & Mendoza, J. (2000). Glacier evolution in the tropical Andes during the last decades of the 20th century. Chacaltaya, Bolivia y Antizana, Ecuador. *Ambio*, 29, 416-422.
- Gaete, H., Aranguiz, F., Cienfuegos, G. & Tejos, M. (2007). Metales pesados y toxicidad de aguas del río Aconcagua en Chile. *Química Nova*, 30, 885-891.
- Gallaire, R., Pouyaud, B., Ribstein, P., Caballero, Y. & Baldivieso H. (2000). S.O.I. y variabilidad de los regímenes hidrológicos de los valles altoandinos de Bolivia. pp. 50-55. En: Argollo, J. & Miranda, G. (eds). Academia Nacional de Ciencias, La Paz.
- Gerhardt, A., Janssens de Bisthoven, L. & Soares A.M. (2004). Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioral toxicity bioassay. *Environmental Pollution*, 130(2), 263- 274.
- González, M. & García, D. (1995). Restauración de ríos y riberas. Fundación Conde del Valle de Salazar, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. España. 319 p.
- Guerrero, B.F., Manjarréz, H.A. & Núñez, P.N. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*, 8, 43-54.
- Guevara, C. (2013). Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados de bancos vegetados en quebradas contaminadas por minería aurífera. Madre de Dios-Perú. Tesis para optar el título profesional de Biólogo. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Gutiérrez-Fonseca, P. & Ramírez, A. (2016). Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica*, 26, 3, 433-441.
- Hader, D., Kumar, H., Smith, R. & Worrest, R. (2007). Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 6, 267–285.
- Hansson, L. & Hylander, S. (2009). Effects of ultraviolet radiation on pigmentation, photoenzymatic repair, behavior, and community ecology of zooplankton. *Photochem. Photobiol. Sci.*, 8, 9, 1266-1275.
- Hanson, P., Springer, M. & Ramirez, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de biología tropical*, 58, 3-37.
- Haidekker, A. & Hering, D. (2008). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in a small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquat. Ecol*, 42, 463-48.
- Hawkins, C. & Sedell, J. (1981), Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. *Ecology*, 62(2), 387-397.

- Hawking, J. H., Smith, L. M., & Le Busque, K. (Eds.). (2013). Identification and Ecology of Australian Freshwater Invertebrates. Murray-Darling Freshwater Research Centre. Disponible en: www.mdfrc.org.au/bugguide
- Henriques-Oliveira, A. & Nessimian, J. (2010). Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 10, 115-128.
- Henriques-Oliveira, A., Nessimian, J. & Dorvillé, L. (2003). Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. Brazilian journal of biology, 63, 269-81.
- Hooper, F.F. (1954). Limnological features of Weber lake, Cheboygan county, Michigan. *Papers of the Michigan Academy of Science, Arts and Letters*, 39, 229-240.
- Hurlbert, S.H. (1981). Aquatic biota of Tropical South America. Part I y II. San Diego State University; San Diego, California.
- Hurtado, S., García, F. & Gutiérrez, P. (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomol*, 44(3), 271-286.
- (INAIGEM) Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña. (2017). Estudio hidrológico cuenca Laguna Palcacocha. Mapa de Ubicación Subcuenca Quillcay. Obtenido de Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña: https://www.inaigem.gob.pe/wp-content/uploads/2019/05/figuras_palcacocha.pdf
- (INGEMMET) Instituto geológico, minero y metalúrgico. (1995). Geología del Perú. Boletín, Serie A: Carta Geológica Nacional, n° 55. Obtenido de Instituto geológico, minero y metalúrgico: <https://hdl.handle.net/20.500.12544/176>
- (INGEMMET) Instituto geológico, minero y metalúrgico. (2016). Peligros geológicos por procesos glaciales en la cuenca del Rio Santa. Mapa de la geología de la Cordillera Blanca. Obtenido de Instituto geológico, minero y metalúrgico: https://repositorio.ingemmet.gob.pe/bitstream/20.500.12544/285/2/C-063-Mapa_04_Litologico.pdf
- Jacobsen, D. (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 143, 179-195.
- Jacobsen, D. (2008a). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154, 795-807.
- Jacobsen, D. (2008b). Tropical High-Altitude Streams. En D. Dudgeon, *Tropical Stream Ecology*. London: Elsevier Inc, 219-252.
- Jacobsen, D., Schultz, R. & Escalada, A. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblage: the influence of temperature with altitude a latitude. *Freshwater Biology*. 38: 247-261.

- Jacobsen, J., Rostgaard, S., & Vásconez, J. (2003). Are macroinvertebrate in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*, 48, 2025- 2032.
- Jansson, P., Hock, R. & Schneider, T. (2003). The concept of glacier storage: a review. *J. Hydrol*, 282 (1-4), 116-129.
- Jardim, G. A., & Nessimian, J. L. (2011). A new species of *Contulma* Flint (Trichoptera, Anomalopsychidae) from southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 55(2), 226-228.
- Jessup, B.K., Markowitz, A. & Stribling, J.B. (2002). Family-Level Key to Stream Invertebrates of Maryland and Surrounding Areas. Tetra Tech, Inc.
- Karr, J., Fausch, K., Angermeier, P., Yant, P. & Schlosser, I. (1986). Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois Nat. Hist. Surv. Spec. Publ.* 5. 28 pp.
- Kifnney, P., Clements, W., & Cady, T. (1997). Influence of ultraviolet radiation on the colonization dynamics of Rocky Mountain stream benthic community. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 520-530.
- Kinzie, R.A., Banaszak, A.T., Lesser, M.P. & Box, P.O. (1998). Effects of ultraviolet radiation on primary productivity in a high altitude tropical lake. *Hydrobiologia*, 385, 23-32.
- Kitching, R.L. (2000). Food webs and container habitats: the natural history and ecology of phytotelmata. Cambridge University, Cambridge, Inglaterra.
- Ladrera, R. (2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de información Ambiental*. 39, 24-29.
- Loayza-Muro, R., Elías-Letts, R., Marticorena-Ruiz, J., Palomino, E., Duivenvoorden, J., Kraak, M., & otros. (2010). Metal-induced shifts in benthic macroinvertebrate community composition in Andean high altitude streams. *Environ Toxicol Chem*, 29, 2761-2768.
- Loayza-Muro, R. (2013). Life at the edge: benthic invertebrates in high altitude Andean streams. Amsterdam: Tesis de doctorado Universidad de Ámsterdam.
- Loayza-Muro, R., Marticorena, J., Palomino, E., Merritt, C., Breeuwer, J., Kuperus, P., & otros. (2013a). Ultraviolet-B-driven pigmentation and genetic diversity of benthic macroinvertebrates from high-altitud Andean streams. *Freshwater Biology*, 58, 1710-1719.
- Loayza-Muro, R., Marticorena-Ruiz, J., Palomino, E., Merrit, C., Baat, M., Van Gemert, R., & otros. (2013b). Persistence of chironomids in metal pollutes Andea high altitude streams: does melanin play a role? *Environmental Science and Technology*, 47, 601-607.
- Loayza-Muro, R. (2014). Calidad de agua en cabeceras de cuencas altoandinas en el contexto de cambio climático. Una aproximación para evaluar la calidad del agua y potencial remediación en la subcuenca de Quillcay. Nota técnica 2. Ministerio del Ambiente.

- Loayza-Muro, R., De Baat, M., Palomino, E., Kuperus, P., Kraak, M., Admiraal, W., & otros. (2014a). Metals and altitude drive genetic diversity of chironomids in Andean streams. *Freshwater Biology*, 59, 1, 56-63.
- Loayza-Muro, R., Duivenvoorden, JF., Kraak, MHS., & Admiraal, W. (2014b). Metal leaching and altitude confine benthic macroinvertebrate community composition in Andean streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(2), 404-411.
- Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2), 468-479.
- L'hôte, Y., Chevallier, P., Coudrain, A., Lejeune, Y & Etchevers, P. (2005). Relationship between precipitation phase and air temperature: comparison between the Bolivian Andes and the Swiss Alps *Sciences Journal*, 50:6, -997.
- Maldonado, M., & Goitia, E. (2003). Las hidroecoregiones del Departamento de Cochabamba. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 13, 117-141.
- Mafla-Herrera, M. (2005). Guía para Evaluaciones Ecológicas Rápidas con Indicadores Biológicos en Ríos de Tamaño Mediano Talamanca-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) Turrialba, Costa Rica.
- Martel Valverde, G. (2016). Los ríos rojos en la Cordillera de los Andes: Alteración y acidificación de las aguas superficiales. Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM) *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña* 5 (2018): 57-68.
- Martel Valverde, G., Torres Lázaro, J & Jara Infantes, W.H. (2018). Variación del pH en Aguas Superficiales Debido a Drenajes Ácidos de Roca en la Subcuenca Quillcay, Huaraz, Ancash. *Boletín INAIGEM*, 1, 51-56. Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña, Huaraz, Ancash.
- Meza, A., Rubio, J., Gomes, L., & Walteros-Rodríguez, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasias*. 34.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Pub. Co. 3^oEd.
- Merritt, R. W., K. W., Cummins & M. Berg (Eds.). (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company, 1158 p.
- (MINAM) Ministerio del Ambiente. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Departamento de Limnología, Departamento de Ictiología, Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- (MINEM) Ministerio de Energía y Minas. (2015). *Guía Ambiental para el Manejo de Drenaje Ácido de Minas*. MINEM:

<http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGAAM/quias/manedrenaje.pdf>

- Miserendino, M.L. (2001). Macroinvertebrates assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*. 444, 147-158.
- Miserendino, M.L. & Masi, C.I. (2010). The effect of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecol. Indic*, 10, 311-319.
- Molina, C., François-Marie, G. & Pinto, J. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la Cordillera Real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*, 7(1-2), 105-116.
- Munné, A. & Prat, N. (1998). Delimitación de regiones ecológicas en la cuenca del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- Naranjo-López, C., González, D., Garcés, G., Brandimarte, A., Muñoz, S. & Musle, Y. (2005). Una metodología rápida y de fácil aplicación para la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP-Cub para ríos cubanos. *Tecnura*, 9(17), 65-76.
- Muñoz, R. (2018). Proyectos glaciares. Impacto del cambio climático en los recursos hídricos de la subcuenca Quillcay. Reporte de avance de proyecto, disponible en: <https://www.cooperacionsuiza.pe/wp-content/uploads/2018/04/ppt-universidad-de-zurich-modelo-cuenca-quillcay-.pdf>
- Nordstrom, D. K., & Alpers, C. N., (1999). Geochemistry of acid mine waters. In Plumlee G. S., and Logsdon, M. J. (eds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Processes, Techniques, and Health Issues*. Littleton, CO: The Society of Economic Geologists, pp. 133–1160.
- Orozco, C., Pérez, A., González, M.N., Rodríguez, F. & Alfayate, J. (2005). *Contaminación Ambiental. Una visión desde la química*. Paraninfo, Madrid, España
- Paukert, C., & Willis, D. (2003). Aquatic invertebrate assemblages in shallow prairie lakes: fish and environmental influences. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(4), 523-533.
- Prat, N. & Ward, J.V. (1994). The tamed river. En *Limnology now: a paradigm of planetary problems* (ed Margalef, R.). Elsevier Science, 219-236.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E.; Fernández, H. (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucuman, Argentina. 631-656.

- Pontón, J. (2012). El rol de los macroinvertebrados acuáticos en la descomposición de la hojarasca en ríos altoandinos tropicales. Universidad San Francisco de Quito.
- Poff, N.L. (1992). What disturbance can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 11(1), 86-92.
- Quinn, J.M. & Hickey, C. (1990). Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24, 387-409.
- Ramirez, A. & Pringle, Ca. (1998). Structure and Production of a Benthic Insect Assemblage in a Neotropical Stream. *Journal of the North American Benthological Society*. 17. 443-463.
- Ramirez, A. & Gutiérrez-Fonseca, P. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. *Rev. Biol. Trop.* 62(2): 155–167.
- Rahbek, C. (1995). The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, 18, 200-205.
- Rawson, D.S. (1951). The Total Mineral Content of Lake Waters. *Department of Biology. Ecology*, 32, 669-672.
- Reece, P. & Richardson, J. (2000). Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. En L. Dearling, *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*, 2, 549-552.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R. & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de biología tropical*, 62, 249-273.
- Robson, A., Neal, C., Smith, C.J. & Hill, S. (1992). Short-term variations in rain and stream water conductivity at a forested site in mid-Wales: implications for water movement. *Science of the Total Environment*, 1, 19, 1-18.
- Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquía. Colombia: Pama Editores Ltda. Bogotá.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia- uso del método BMWP/Col. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
- Roldán, G., Bohórquez, A., Castaño, R., & Ardilla, J. (2001). Estudio limnológico del embalse del Guavio. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas y Naturales*, 24(90), 25-33.
- Romero, V.F. (2001). Plecoptera, pp: 93-109 (Capítulo 3). En: Fernández, H. R & E. Domínguez (Eds.) *Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos*. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.

- Rosenberg, D. & V. Resh. (1996). Use of aquatic insects in biomonitoring, pp. 87-97. En: R.W. Merritt & K.W. Cummins (eds.). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall / Hunt Publ., Iowa, E.U.A.
- Rosero, D. & Fosati, O. (2009). Comparación entre dos índices bióticos para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta.
- Ruiz, Y., Rivera, C. & Ovalle, H. (2017). Feeding habits of chironomids (Diptera: Chironomidae) of paramo Chingaza lakes, Colombia. 66,1.
- Saigo, M., Marchese, M. & Montalto, L. (2009). Hábitos alimentarios de *Hylalella curvipisna* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridae) en ambientes lénticos de la llanura aluvial del Río Paraná medio. *Natura Neotropicales*, 40, 43-59.
- Santamaría, L. (2016). Diversidad y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el río Tumbes durante las épocas seca y húmeda (Tumbes-Perú). Tesis para optar el título profesional de Biólogo. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Sawyer, CN. (1978). Química para la Ingeniería Ambiental (3° Ed.), McGraw Hill Book Company, Nueva York. En línea). Disponible en: https://www.whitman.edu/chemistry/edusolns_software/DO_Spanish.pdf
- Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*. 16. 45-63.
- Sevink, J. (2009). The Cordillera Blanca - Guide- English Edition. Huaraz: Editorial Instituto de Montaña y Universidad de Amsterdam.
- Springer, M. (2010). Capítulo 3: Biomonitorio acuático. *Revista de biología tropical*. 58. 53-59.
- Tamaris-Turizo, C., Turizo, R. & Zúñiga, M. del C. (2007). Distribución espacio-temporal y hábitos alimentarios de ninfas de *Anacroneria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae) en el río Gaira (Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia). *Caldasia*, 29(2), 375-385.
- Tamaris-Turizo, C. & Rodríguez-Barríos, J. (2015). Transporte de materia orgánica a lo largo de un río tropical de montaña en la Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 20(3), 209-216.
- Thorsteinsson, T., Jóhannesson, T. & Snorrason, Á. (2013). Glaciers and ice caps: Vulnerable water resources in a warming climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 590-598.
- Tomanova, S., Tedesco, P., Campero, M., Damme, P., Moya, N. & Oberdorff, T. (2007). Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: A test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 170. 233-241.
- Toro, H., Chiappa, E., & Tobar, C. (2009). *Biología de insectos*. Valparaíso: Ediciones universitarias de Valparaíso-Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Townsend, C.R. (1989). The patch dynamic of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*. 1, 36-50.

- Turcotte, P & Harper, P. (1982). Drift Patterns in a High Andean Stream. *Hidrobiologia*. 89:141-151.
- (UGRH) Unidad de Glaciología y Recursos Hídricos. (2010). Inventario de glaciares. Cordillera Blanca. Dirección de Conservación y Planeamiento De Recursos Hídricos.
- University of Amsterdam. (2012). Informes inéditos. (1) Driessen, C., Reijman, T. y Tel, T. - Distribution of abiotic factors in Canrey Chico and their relationship to vegetation. (2) Bösken, J. & Van der Meulen, M. - Hydrochemical assessment of the Canrey Chico catchment in the Cordillera Blanca. (3) de Graaf, L. & van Hall, R. L. - The use of soils as a natural buffer for the contaminated waters in the río Negro catchment, Cordillera Blanca, Peru. (4) Stroo, J. I. L. - Postglacial soil development on deglaciated features in the Canrey Chico catchment.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.
- Vargas, D. (2015). Adaptación de macroinvertebrados bentónicos a condiciones extremas: respuesta de biomarcadores de exposición a metales y radiación UV-B en zonas altoandinas (tesis de pregrado) Universidad Peruana Cayetano Heredia.
- Venéreo, G., & Justo, R. (2002). Daño oxidativo, radicales libres y antioxidantes. *Rev. Cub. Med*, 31, 2, 126-133.
- Villanueva, R. (2011). Características de la Cuenca del río Santa, Primera Edición. Obtenido de Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN):
<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2011-087.pdf>
- Vincent, W., Rautio, M & Pienitz, R. (2006). Climate control of biological UV exposure in polar and alpine aquatic ecosystems. *Environmental Challenges in Arctic-Alpine Regions*, ed. J. B. Orbaek, R. Kallenborn and I. M. Tombre, Springer-Verlag, New York. pp. 117–157.
- Vuille, M., Francou, B., Wagnon, P., Juen, I., Kase, G., Mark, B., & otros. (2008a). Climate change and tropical Andean glaciers: past, present and future. *Earth-Science Reviews* 89, 79-96.
- Vuille, M., Kaser, G., & Juen, I. (2008b). Glacier mass balance variability in the Cordillera Blanca, Peru and its relationship with climate and the large-scale circulation. *Global and Planetary Change*, 62, 14-28.
- Vuori, K.M. (1995). Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Ann. Zool. Fennici* 32, 317–329.
- Wallace, J. & Merritt, R. (2003). Filter-Feeding Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*. 25. 103-132.
- Wallace, J.B. & Webster, J.R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, 41, 115-139.
- Wallace, J.B., Webster, J.R., & Cuffney T.F. (1982). Stream detritus dynamics: Regulation by invertebrate consumers. *Oecologia*, 53, 197-200.

- Walling, D.E., & Webb, B.W. (1992). Water quality: physical characteristics. In P. Calow & G. E. Petts (Eds.). The Rivers Handbook (pp.48-72). Oxford,UK: Blackwell Scientific.
- Ward, J.V. (1985). Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia*, 125, 31-46.
- Warren, L.A. (2011). Acid Rock Drainage. In: Reitner J., Thiel V. (eds) *Encyclopedia of Geobiology. Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9212-1_3
- Wiederholm, T. (1980). Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52: 537-547.
- Wiggins, G. B. (2004). *Caddisflies, the Underwater Architects*. Toronto: University of Toronto Press.
- Wisely, B. (1961). Studies on Ephemeroptera 1. *Coloburiscus humeralis* (Walker); early life history and nymph. *Transactions of the Royal Society of New Zealand Zoology*, 1, 249-257.
- Woodwiss, F. (1964). A biological system to stream classification used by Trent River Board. *Chemy. Ind.*, 11, 443-447.
- Zamora-Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of organically pollutes Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Am. Benthol. Soc*, 15(3), 332-352.
- Zimmer, A; Rodríguez, M; Oropeza, C; León, J. & Bullard, J. (2018). Implementación de Dos Sistemas de Biorremediación como Estrategia para la Prevención y Mitigación de los Efectos del Drenaje Ácido de Roca en la Cordillera Blanca, Perú. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*. 10.36580/rgem.i4.57-76.
- Zimmer, A. & Montes, D. (2017). Territorio seguro y resiliente. Características y oportunidades del territorio en un contexto de cambio climático. Mancomunidad Municipal Waraq. Diagnóstico territorial, tendencia del clima, y estrategias de adaptación al cambio climático. Preparado por Instituto de montaña, del proyecto Asegurar las aguas y los medios de vida de las montañas: <https://mountain.pe/wp-content/uploads/Territorio-seguro-y-resiliente-Mancomunidad-Municipal-Waraq.pdf>
- Zúñiga, M. del C., Rojas, A. M. & Mosquera De Aguilar, S. (1997). Biological aspects of Ephemeroptera in rivers of Southwestern Colombia (South America). pp. 261-268. En: Landolt, P.; Sartori, M. *Ephemeroptera y Plecoptera. BiologyEcology-Systematics*. Mauron + Tinguely & Lachat, SA. Fribourg.

Leyes y normas:

- Decreto Supremo N° 0622-75-AG. Diario oficial del Bicentenario El peruano. (1975). Crea Parque Nacional Huascarán ubicado en las Provincias de Recuay, Huaraz, Carhuaz, Yungay, Huaylas, Pomabamba, Mariscal Luzuriaga, Huari, Corongo, Sihuas y Bolognesi, en el Departamento de Ancash.

- Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias. Diario oficial del Bicentenario El peruano. (2017).
- Resolución Presidencial N°64-2017-SERNANP. Aprueban actualización del Plan Maestro del Parque Nacional Huascarán, periodo 2017 – 2021. Diario oficial del Bicentenario El peruano (2017).

Normativas internacionales:

- (EPA) US. Environmental Protection Agency (2002). National Recommended water Quality Criteria. Office of Science and Technology and Office of water. (4304T). EPA-822-R-02-047.
- Warmer, H & Van Dokkum, R. (2002). Water pollution control in the Netherlands. Policy and practice 2001. Ministry of Transport, Public Works and Water Management & Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. RIZA report 2002.009. SBN 9036954290

Programas estadísticos:

- StataCorp. (2015). Stata Statistical Software: Release 14. College Station, TX: StataCorp LP.
- Hammer, O, Harper, D.A.T & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

XI. ANEXOS

Tabla 10 Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de los parámetros fisicoquímicos

ANOVA 2 VÍAS	conductividad		pH		T°		RUV-B		OD		STD	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Condición (C)	54.64	2.25E-06	165.9	1.63E-09	0.3198	0.5801	3.38	0.085	0.0553	0.817	20.300	0.0004
Temporada(T)	3.37	6.19E-02	0.502	0.614	0.4662	0.6362	5.075	0.020	1.66	0.223	1.222	0.322
C x T	1.261	0.311	1.284	0.305	0.08676	0.9174	0.112	0.894	0.2109	0.812	0.160	0.853

Tabla 11 Análisis de varianza (ANOVA) de dos vías de las concentraciones de metales en agua

ANOVA 2 VÍAS	Al		Ca		Co		Fe		Mg		Mn		Si		Sr		Zn	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Condición (C)	540.6	3.52E-13	5.847	0.029	43.49	8.51E-06	140.3	5.16E-09	431.2	1.83E-12	1504	1.85E-16	8.526	0.010	9.761	0.007	1055	2.58E-15
Temporada(T)	0.583	0.570	0.766	0.482	1.953	0.176	1.332	0.293	2.170	0.148	1.878	0.187	0.345	0.713	0.297	0.746	3.407	0.060
C x T	0.233	0.795	0.022	0.978	0.781	0.476	1.673	0.221	0.317	0.733	0.751	0.488	0.152	0.860	0.041	0.959	2.083	0.159

Tabla 12 Variables fisicoquímicas en los siete puntos de muestreo en tres temporadas del año en la subcuenca Quillcay.

Condición	Punto de muestreo	Cond	pH	T°	OD	STD	RUV-B	Al	Ca	Co	Fe	Mg	Mn	Si	Sr	Zn
Sin influencia DAR	AM	46	7.50	10.8	6.4	43	2.87	0.100	6.327	0.005	0.020	0.287	0.004	1.697	0.019	0.004
	AJ	39	6.34	12.4	5.2	20	4.71	0.100	6.943	0.005	0.030	0.307	0.004	1.817	0.020	0.007
	AN	47	7.00	11.5	5.4	36	3.02	0.100	6.267	0.005	0.087	0.300	0.004	1.943	0.018	0.008
	BM	37	7.44	9.0	7.2	25	1.34	0.100	5.060	0.005	0.030	0.227	0.004	1.837	0.018	0.005
	BJ	47	6.51	7.6	7.32	15	2.98	0.100	6.937	0.005	0.041	0.303	0.004	2.170	0.020	0.007
	BN	35	7.43	9.1	6.02	17	2.11	0.100	6.667	0.005	0.030	0.300	0.004	2.057	0.019	0.007
Con influencia DAR	CM	178	3.56	10.9	6.4	146	1.47	1.767	16.883	0.010	1.723	5.367	0.727	4.037	0.070	0.207 ^{1,2,3}
	CJ	274	3.8	11.4	7.03	82	2.57	1.850	19.033	0.017	1.153	6.323	0.830	4.307	0.080	0.207 ^{1,2,3}
	CN	199	3.43	11.8	6.3	102	1.78	1.600	14.227	0.010	1.720	4.633	0.618	3.513	0.056	0.168 ^{1,2,3}
	DM	176	3.69	8.8	6.8	230	2.75	2.717	5.820	0.015	3.167	3.047	0.444	2.607	0.021	0.219 ^{1,2,3}
	DJ	264	3.75	11.6	5	135	4.43	3.607	7.5433	0.030	2.297	4.630	0.776	1.790	0.020	0.323 ^{1,2,3}
	DN	215	3.44	8.5	5.6	197	2.72	2.633	6.953	0.017	1.227	3.500	0.559	1.587	0.018	0.260 ^{1,2,3}
	EM	112	4.13	8.7	6.1	123	1.74	1.520	5.060	0.010	0.916	2.130	0.289	2.053	0.023	0.148 ^{1,2,3}
	EJ	153	3.95	11	5.2	78	2.44	2.150	7.403	0.020	0.310	3.197	0.473	2.583	0.030	0.210 ^{1,2,3}
	EN	120	4.16	8	5.8	103	1.9	1.633	6.693	0.010	0.780	2.433	0.326	2.433	0.027	0.168 ^{1,2,3}
	FM	132	3.78	11.3	6.2	98	1.54	1.470	12.733	0.010	0.840	4.000	0.556	3.433	0.063	0.163 ^{1,2,3}
	FJ	179	4.1	10.9	7.2	57	2.23	1.527	12.733	0.010	0.367	4.190	0.540	3.783	0.063	0.170 ^{1,2,3}
	FN	153	3.26	14.6	6.1	78	1.62	1.367	11.600	0.010	0.907	3.700	0.482	3.230	0.048	0.151 ^{1,2,3}
	GM	119	4.59	9.7	6.7	121	1.08	1.45	8.023	0.010	1.617	2.820	0.340	2.970	0.039	0.125 ^{1,2,3}
	GJ	203	4.06	9.3	6.5	156	2.11	1.663	14.867	0.010	0.457	4.983	0.643	4.073	0.070	0.188 ^{1,2,3}
GN	158	4.6	12.4	5.7	80	1.34	1.500	11.587	0.010	0.897	3.700	0.481	3.400	0.048	0.151 ^{1,2,3}	

Nota: M = marzo, J = julio y N = noviembre.

¹ Valores que exceden los ECA vigentes, categoría IV (E2. Ríos de la Sierra) (**anexo, Tabla 19**).

² Valores que exceden los criterios de calidad del agua del EPA (**anexo, Tabla 20**).

³ Valores que exceden las concentraciones máximas permisibles en agua superficial de Holanda (**anexo, Tabla 21**).

Tabla 13 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de componentes principales (ACP) derivado de las variables fisicoquímicas y metales.

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
PC1	9.20679	61.379
PC2	2.59157	17.277
PC3	1.56405	10.427
PC4	0.7776	5.184
PC5	0.28271	1.8848
PC6	0.26823	1.7882
PC7	0.12614	0.84095
PC8	0.07004	0.46692
PC9	0.06437	0.42914
PC10	0.0249	0.16599
PC11	0.01639	0.10924
PC12	0.00543	0.036186
PC13	0.00143	0.009566
PC14	0.00028	0.00189
PC15	6.23E-05	0.000415

Tabla 14 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) derivado de las variables fisicoquímicas y metales y abundancia de macroinvertebrados bentónicos

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
CC1	0.59463	35.58
CC2	0.44464	26.6
CC3	0.23935	14.32
CC4	0.16738	10.01
CC5	0.10515	6.292
CC6	0.05459	3.266
CC7	0.03032	1.814
CC8	0.02057	1.231
CC9	0.00614	0.3673
CC10	0.00441	0.264
CC11	0.0024	0.1436
CC12	0.00174	0.1043
CC13	7.86E-08	4.70E-06
CC14	2.30E-17	1.37E-15
CC15	5.14E-18	3.08E-16

Tabla 15 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) derivado de las variables fisicoquímicas y metales, agrupadas en los dos primeros componentes principales y abundancia de macroinvertebrados bentónicos

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
CC1	0.3647	75.94
CC2	0.1156	24.06

Tabla 16 Análisis de correlación de Pearson bajo distancia Bray-Curtis entre los parámetros fisicoquímicos y las dos primeras coordenadas principales de abundancia de macroinvertebrados muestreados en los sitios sin y con influencia del DAR.

	cond	pH	T°	OD	STD	UV-B	Al	Ca	Co	Fe	Mg	Mn	Si	Sr	Zn	Coord 1	Coord 2
cond		2.1E-06	0.402	0.833	0.001	0.931	7.6E-07	0.003	3.5E-05	0.002	4.8E-11	1.4E-15	0.012	0.006	1.1E-08	0.0134	0.0146
pH	-0.861		0.460	0.661	0.0004	0.532	2.9E-06	0.041	0.001	0.002	1.4E-06	4.2E-07	0.020	0.026	1.2E-07	0.0005	0.1224
T°	0.203	-0.180		0.138	0.340	0.567	0.905	0.0720	0.615	0.975	0.244	0.295	0.210	0.140	0.765	0.7883	0.0951
OD	-0.051	0.107	-0.352		0.760	0.0619	0.311	0.253	0.126	0.933	0.870	0.839	0.087	0.127	0.358	0.0915	0.3212
STD	0.664	-0.726	-0.231	-0.074		0.791	1.8E-05	0.7854	0.009	3.0E-05	0.010	0.004	0.539	0.672	7.6E-05	0.0527	0.2513
UV-B	0.021	0.152	0.140	-0.436	-0.064		0.737	0.449	0.220	0.930	0.546	0.789	0.077	0.153	0.905	0.0168	0.2182
Al	0.878	-0.856	0.029	-0.245	0.818	0.082		0.363	5.3E-08	5.8E-05	0.0001	2.9E-06	0.336	0.366	2.6E-14	0.0481	0.0156
Ca	0.640	-0.472	0.421	0.275	0.066	-0.184	0.221		0.499	0.674	8.4E-05	0.001	7.7E-08	4.1E-11	0.144	0.0211	0.2099
Co	0.802	-0.668	0.123	-0.362	0.579	0.294	0.912	0.165		0.003	0.001	0.0001	0.731	0.653	3.7E-07	0.3492	0.0059
Fe	0.650	-0.663	0.007	-0.020	0.806	0.021	0.789	0.103	0.633		0.013	0.005	0.491	0.718	0.0006	0.1282	0.0554
Mg	0.962	-0.868	0.280	0.040	0.569	-0.147	0.773	0.779	0.665	0.554		8.9E-15	0.0002	8.9E-05	3.8E-06	0.0021	0.0270
Mn	0.989	-0.886	0.253	-0.049	0.626	-0.065	0.856	0.684	0.769	0.612	0.986		0.003	0.002	3.2E-08	0.0057	0.0151
Si	0.563	-0.527	0.301	0.402	0.150	-0.415	0.233	0.908	0.084	0.168	0.750	0.637		9.9E-12	0.151	0.0008	0.3538
Sr	0.602	-0.506	0.351	0.361	0.103	-0.340	0.219	0.963	0.110	0.088	0.777	0.668	0.968		0.144	0.0048	0.2929
Zn	0.927	-0.902	0.073	-0.222	0.782	0.029	0.984	0.347	0.888	0.713	0.851	0.917	0.342	0.347		0.0210	0.0195
Coord 1	-0.555	0.714	0.066	-0.397	-0.450	0.540	-0.458	-0.524	-0.227	-0.361	-0.660	-0.608	-0.703	-0.617	-0.524		0.9999
Coord 2	0.550	-0.366	0.393	-0.240	0.276	0.296	0.545	0.301	0.605	0.446	0.506	0.547	0.225	0.254	0.529	-2.95E-06	

Tabla 17 Análisis de correlación de Pearson bajo distancia Jaccard entre los parámetros fisicoquímicos y las dos primeras coordenadas principales de abundancia de macroinvertebrados muestreados en los sitios sin y con influencia del DAR.

	cond	pH	T°	OD	STD	UV-B	Al	Ca	Co	Fe	Mg	Mn	Si	Sr	Zn	Coord 1	Coord 2
cond		2.12E-06	0.402	0.833	0.001	0.931	7.6E-07	0.003	3.5E-05	0.002	4.8E-11	1.4E-15	0.012	0.006	1.1E-08	0.0035	0.2433
pH	-0.861		0.460	0.661	0.0004	0.532	2.9E-06	0.041	0.001	0.00	1.4E-06	4.2E-07	0.020	0.026	1.2E-07	0.0001	0.3399
T°	0.203	-0.180		0.138	0.340	0.567	0.905	0.072	0.615	0.975	0.244	0.295	0.210	0.140	0.765	0.8560	0.0275
OD	-0.051	0.107	-0.352		0.760	0.061	0.311	0.253	0.126	0.933	0.870	0.839	0.087	0.127	0.358	0.2512	0.0482
STD	0.664	-0.726	-0.231	-0.074		0.791	1.8E-05	0.785	0.00	3.00E-05	0.010	0.004	0.539	0.672	7.6E-05	0.0238	0.8234
UV-B	0.0210	0.152	0.140	-0.436	-0.064		0.737	0.44	0.220	0.930	0.546	0.789	0.077	0.153	0.905	0.0588	0.2118
Al	0.878	-0.856	0.029	-0.245	0.818	0.082		0.363	5.3E-08	5.8E-05	0.0001	2.8E-06	0.336	0.366	2.6E-14	0.0176	0.5351
Ca	0.640	-0.472	0.421	0.275	0.066	-0.184	0.221		0.499	0.674	8.4E-05	0.001	7.7E-08	4.11E-11	0.144	0.0106	0.2260
Co	0.802	-0.66818	0.123	-0.362	0.579	0.294	0.912	0.165		0.003	0.001	0.0001	0.731	0.653	3.7E-07	0.21121	0.6597
Fe	0.650	-0.663	0.007	-0.020	0.806	0.021	0.789	0.103	0.633		0.013	0.005	0.491	0.718	0.0006	0.0717	0.9305
Mg	0.962	-0.868	0.280	0.040	0.569	-0.147	0.773	0.779	0.665	0.554		8.93E-15	0.0002	8.9E-05	3.8E-06	0.0002	0.3013
Mn	0.989	-0.886	0.253	-0.049	0.626	-0.065	0.856	0.684	0.769	0.612	0.986		0.003	0.0017	3.2E-08	0.0008	0.2690
Si	0.563	-0.527	0.301	0.402	0.150	-0.415	0.233	0.908	0.084	0.168	0.750	0.637		9.9E-12	0.151	0.0003	0.8333
Sr	0.602	-0.506	0.351	0.361	0.103	-0.340	0.219	0.963	0.110	0.088	0.777	0.668	0.968		0.144	0.0013	0.5092
Zn	0.927	-0.902	0.0732	-0.222	0.782	0.029	0.984	0.347	0.888	0.713	0.851	0.917	0.342	0.347		0.0060	0.3746
Coord 1	-0.633	0.772	-0.044	-0.276	-0.515	0.440	-0.537	-0.571	-0.300	-0.422	-0.746	-0.701	-0.734	-0.681	-0.605		1
Coord 2	-0.281	0.231	-0.504	0.458	-0.054	-0.300	-0.151	-0.291	-0.108	-0.021	-0.250	-0.267	-0.051	-0.161	-0.215	-1.1E-07	

Tabla 18 Contribución de los Eigenvalues y porcentajes de varianza del análisis de coordenadas principales (ACoP) bajo las distancias Bray Curtis y Jaccard, derivado de la abundancia relativizada de macroinvertebrados bentónicos.

Ejes	Bray Curtis		Jaccard	
	Eigenvalue	% varianza	Eigenvalue	% varianza
CoP1	2.4628	53.8050	1.241	22.746
CoP 2	0.7386	16.1360	0.76773	14.072
CoP 3	0.5926	12.9460	0.67051	12.29
CoP 4	0.2816	6.1512	0.60157	11.026
CoP 5	0.1443	3.1531	0.54495	9.9885
CoP 6	0.0805	1.7579	0.37505	6.8744
CoP 7	0.0602	1.3145	0.2981	5.4639
CoP 8	0.0408	0.8908	0.2545	4.6647
CoP 9	0.0242	0.5280	0.19717	3.6139
CoP 10	0.0145	0.3167	0.16179	2.9654
CoP 11	0.0057	0.1241	0.11655	2.1363
CoP 12	0.0012	0.0261	0.074174	1.3595
CoP 13	0.0007	0.0144	0.022473	0.41191
CoP 14	0.0000	0.0000	1.13E-15	2.07E-14
CoP 15	-0.0015	-0.0330	-0.0079972	-0.14658
CoP 16	-0.0068	-0.1476	-0.015324	-0.28087
CoP 17	-0.0137	-0.2989	-0.020483	-0.37543
CoP 18	-0.0464	-1.0136	-0.03842	-0.70419
CoP 19	-0.0615	-1.3429	-0.048041	-0.88055

Tabla 19 ECA 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
FÍSICOS-QUÍMICOS						
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	(μ S/cm)	1 000	1 000	1 000	**	**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	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: En verde se han resaltado los valores utilizados para la conservación del ambiente acuático en ríos altoandinos.

Fuente: DS. N° 004-2017-MINAM

Tabla 20 Criterios de calidad del agua de recomendación Nacional de contaminantes y parámetros prioritarios en agua superficial de exposición de biota acuática para Estados Unidos.

	Agua superficial	
	CMC	CCC
Metales	µg/l	µg/l
Antimonio		
Arsenico	340	150
Berilio		
Cadmio	2	0.25
Cromo III	570	74
Cromo IV	16	11
Cobre	13	9
Plomo	6.5	2.5
Mercurio, metil mercurio	1.4	0.77
Niquel	470	52
Selenio		5
Plata	3.2	
Zinc	120	120
Aluminio (pH 6.5-9)	750	87
Hierro		1
Otros parámetros		
pH		6.5-9

Nota:

CCM: criterio de concentración máxima, exposición aguda.

CCC: criterio de concentración continua, exposición crónica.

Fuente: Adaptado de EPA (2002).

Tabla 21 Concentración máxima permisible (MPC) y valor objetivo de contaminantes y parámetros fisicoquímicos, para agua superficial en Holanda.

	Agua superficial		Agua superficial	
	Valor Objetivo	Valor MPC	Valor Objetivo	Valor MPC
	disuelto	disuelto	total	total
Metales	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Cadmio	0.08	0.4	0.4	2
Mercurio inorgánico	0.01	0.2	0.07	1.2
Metil mercurio	0.01	0.02	0.06	0.1
Cobre	0.5	1.5	1.1	3.8
Niquel	3.3	5.1	4.1	6.3
Plomo	0.3	11	5.3	220
Zinc	2.9	9.4	12	40
Cromo	0.3	8.7	2.4	84
Arsenico	1	25	1.3	32
Antimonio	0.4	6.5	0.4	7.2
Bario	75	220	78	230
Berilio	0.02	0.2	0.02	0.2
Cobalto	0.2	2.8	0.2	3.1
Molibdeno	4.3	290	4.4	300
Selenio	0.09	5.3	0.09	5.4
Talio	0.06	1.6	0.06	1.7
Estaño	0.2	18	2.2	220
Vanadio	0.9	4.3	1	5.1
Otros parámetros				
Temperatura (C°)				25
Oxígeno (mg/l)				5
pH				6.5-9

Nota:

Valor objetivo: exposición crónica.

Valor de concentración máxima permisible (MPC): exposición aguda.

Fuente: adaptado de Warmer, H & Van Dokkum, R. (2002)

Tabla 22 Abundancia, clasificación taxonómica y grupos funcionales alimenticios de los macroinvertebrados bentónicos encontrados en los puntos de muestreo durante marzo, julio y noviembre de 2013.

CLASIFICACIÓN					SIN INFLUENCIA DAR						CON INFLUENCIA DAR														
					MARZO		JULIO		NOVIEMBRE		MARZO			JULIO				NOVIEMBRE							
Phylum	Clase	Orden / suborden* / subclase**	Familia	GFA	A	B	A	B	A	B	D	E	G	C	D	E	F	G	C	D	E	F	G		
Molusca	Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	-	-	-	59	-	11	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Annelida	Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae	Col	-	1	-	9	17	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3	-	-		
	Clitellata	Hirudinea	-	Dep	1	-	44	-	23	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	1		
Arthropoda	Maxillopoda	Copepoda**	-	-	3	-	-	5	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-		
	Arachnida	Hydracarina*	-	Dep	-	-	10	2	-	2	1	-	-	-	-	38	1	-	-	-	1	-	4		
	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	Tri	121	1	1046	7	2493	21	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17		
	Insecta	Diptera	Simuliidae	Fil	1	22	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			Chironomidae	Col	7	19	168	89	13	3	49	1	33	143	5	88	145	79	56	24	20	41	177		
			Tipulidae	Tri	-	4	-	9	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	
			Tabanidae	Dep	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			Muscidae	Dep	-	1	-	4	1	-	1	-	1	-	4	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
			Empididae	Dep	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	8	14	12	-	1	1	24	
			Ceratopogonidae	Dep	-	-	-	12	-	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
		Coleoptera	Elmidae	Col	-	3	-	12	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	
			Scirtidae	Fil	-	-	-	2	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			Hydrophilidae	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		Ephemeroptera	Baetidae	Col	-	29	89	38	-	7	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	17	1	-	1
			Leptophlebiidae	Col	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Trichoptera	Limnephilidae	Ras	3	-	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			Leptoceridae	Tri	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hydrobiosidae		Dep	3	-	25	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Hemiptera	Corixidae	Ras	187	-	92	-	9	8	-	-	-	-	-	180	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Abundancia					327	83	1564	192	2567	56	54	4	41	152	187	130	155	95	68	43	26	44	227	
Riqueza					9	10	10	12	7	11	6	4	7	3	4	4	4	3	2	3	5	4	8		

Nota: (Dep) Depredador, (Col) Colector, (Fil) Filtrador, (Ras) Raspador y (Tri) Tritrador.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 23 Puntuaciones asignadas a las familias de macroinvertebrados por el índice IBA y BMWP de cada región.

CLASIFICACIÓN				Índices bióticos					
Phylum	Clase	Orden / suborden* / subclase**	Familia	IBA ¹	BMWP-ING ²	BMWP-ESP ³	BMWP-CUB ⁴	BMWP-COL ⁵	
Molusca	Gasteropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	3	3	3		4	
Annelida	Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae	1	1	1	7	1	
	Clitellata	Hirudinea	-	3	3	3	1	-	
Arthropoda	Maxillopoda	Copepoda**	-	-	-	-	-	-	
	Arachnida	Hydracarina*	-	4	-	4	3	-	
	Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	6	-	-	-	7	
	Insecta	Diptera	Simuliidae	5	5	5	5	5	8
			Chironomidae	2	2	2	4	2	
			Tipulidae	5		5	6	4	
			Tabanidae	4	5	4	6	4	
			Muscidae	2	-	-	-	2	
			Empididae	4	-	4	5	4	
			Ceratopogonidae	4	-	4	5	3	
		Coleoptera	Elmidae	5	5	5	6	6	
			Scirtidae	5	5		7	7	
			Hydrophilidae	3	3	3	5	3	
		Ephemeroptera	Baetidae	4	4	4	7	7	
			Leptophleblidae	10	10	10	9	9	
		Trichoptera	Limnephilidae	7	7	7	-	-	
			Leptoceridae	8	10	10	8	8	
			Hydrobiosidae	8	-	-	10	9	
Hemiptera	Corixidae	5	5	3	2	7			

1. IBA - Perú (Acosta et al., 2009).

2. BMWP-Inglaterra (Armitage et al., 1983).

3. BMWP-España (Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996)

4. BMWP-Cuba (Naranjo-López et al., 2005).

5. BMWP-Colombia (Roldán, 1999).

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 24 Clases de calidad de agua, significado y colores para las representaciones cartográficas del índice IBA y su respectivo ASPT.

Clase	Calidad	Valor del IBA	Valor del ASPT-IBA	Significado	Color
I	Excelente	>60	>6	Aguas muy limpias	Azul
	Buena	41-61	5-6	Aguas con algunos efectos de contaminación	Verde
III	Regular	21-40	4-4.99	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	Mala	10-20	3-3.99	Aguas muy contaminadas	Anaranjado
V	Muy mala	<10	<3	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Fuente: Adaptado de Acosta et al., 2009.

Tabla 25 Clases de calidad de agua, significado y colores para las representaciones cartográficas de los índices BMWP y su respectivo ASPT.

Clase	Calidad	Valor del BMWP	Valor del ASPT-BMWP	Significado	Color
I	Buena	>150	>9-10	Aguas muy limpias	Azul
		101-120	>8-9	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	
II	Aceptable	61-100	>6.5-8-10	Aguas con algunos efectos de contaminación	Verde
III	Regular	36-60	>4.5-6.5	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	Mala	16-35	>3-4.5	Aguas muy contaminadas	Anaranjado
V	Muy mala	<15	1-3	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Fuente: Adaptado de Armitage et al., 1983; Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996.

Tabla 26 Análisis de correlación de Pearson bajo distancia Bray Curtis entre los parámetros fisicoquímicos y las dos primeras coordenadas principales de los puntajes de los índices bióticos calculados en los sitios sin y con influencia del DAR.

	cond	pH	T°	OD	STD	UV-B	Al	Ca	Co	Fe	Mg	Mn	Si	Sr	Zn	Coord 1	Coord 2
cond		2.1E-06	0.402	0.833	0.001	0.931	7.6E-07	3.1E-03	3.5E-05	0.002	4.8E-11	1.4E-15	1.2E-02	0.006	1.1E-08	1.2E-05	0.9495
pH	-0.861		0.460	0.661	0.0004	0.532	2.9E-06	4.1E-02	0.001	0.002	1.4E-06	4.2E-07	2.0E-02	0.026	1.2E-07	3.8E-05	0.4166
T°	0.203	-0.180		0.138	0.340	0.567	0.905	0.072	0.615	0.975	0.244	0.295	0.210	0.140	0.765	0.3943	0.9120
OD	-0.051	0.107	-0.352		0.760	0.061	0.311	0.253	0.126	0.933	0.870	0.839	0.087	0.127	0.358	0.4749	0.2573
STD	0.664	-0.726	-0.231	-0.074		0.791	1.8E-05	0.785	0.009	3.0E-05	1.1E-02	0.004	0.539	0.672	7.6E-05	0.0200	0.1582
UV-B	0.021	0.152	0.140	-0.436	-0.064		0.737	4.5E-01	2.2E-01	9.3E-01	0.546	0.789	0.077	0.153	0.905	0.9716	0.4310
Al	0.878	-0.856	0.029	-0.245	0.818	0.082		0.363	5.3E-08	5.8E-05	0.0001	2.9E-06	0.336	0.366	2.6E-14	0.0004	0.4152
Ca	0.640	-0.472	0.421	0.275	0.066	-0.184	0.221		0.499	6.8E-01	8.4E-05	0.001	7.7E-08	4.1E-11	0.144	0.0212	0.3188
Co	0.802	-0.668	0.123	-0.362	0.579	0.294	0.912	0.165		3.6E-03	0.001	0.0001	0.731	0.653	3.7E-07	0.0031	0.7424
Fe	0.650	-0.663	0.007	-0.020	0.806	0.021	0.789	0.103	0.633		0.013	0.005	0.491	0.718	0.0006	0.0618	0.5314
Mg	0.962	-0.868	0.280	0.040	0.569	-0.147	0.773	0.779	0.665	0.554		8.9E-15	2.2E-04	8.9E-05	3.8E-06	3.0E-05	0.9936
Mn	0.989	-0.886	0.253	-0.049	0.626	-0.065	0.856	0.684	0.769	0.612	0.986		0.003	0.001	3.2E-08	1.1E-05	0.9729
Si	0.563	-0.527	0.301	0.402	0.150	-0.415	0.233	0.908	0.084	0.168	0.750	0.637		9.9E-12	0.151	0.0432	0.9752
Sr	0.602	-0.506	0.351	0.361	0.103	-0.340	0.219	0.963	0.110	0.088	0.777	0.668	9.7E-01		0.144	0.0259	0.6034
Zn	0.927	-0.902	0.073	-0.222	0.782	0.029	0.984	0.347	0.888	0.713	0.851	0.917	0.342	0.347		4.4E-05	0.4868
Coord 1	-0.827	0.800	-0.207	0.174	-0.528	-0.008	-0.723	-0.524	-0.639	-0.436	-0.806	-0.830	-0.468	-0.509	-0.797		1
Coord 2	0.015	0.197	0.027	0.273	-0.337	0.191	-0.198	0.241	-0.080	-0.153	-0.001	-0.008	0.007	0.127	-0.169	9.9E-08	

Tabla 27 Contribución de los Eigenvalues y porcentajes de varianza del análisis de coordenadas principales (ACoP) bajo la distancia de Bray curtis, derivado de los puntajes obtenidos de los índices bióticos.

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
CoP1	1.2740	83.33
CoP2	0.1235	8.079
CoP3	0.0354	2.317
CoP4	0.0268	1.753
CoP5	0.0145	0.953

Tabla 28 Abundancia de los grupos funcionales alimenticios (GFA) de los macroinvertebrados bentónicos encontrados en los siete puntos de muestreo durante marzo, julio y noviembre de 2013.

CLASIFICACIÓN		SIN INFLUENCIA DAR						CON INFLUENCIA DAR												
		MARZO		JULIO		NOVIEMBRE		MARZO			JULIO					NOVIEMBRE				
GFA	Orden/Familia	A	B	A	B	A	B	D	E	G	C	D	E	F	G	C	D	E	F	G
Depredador	Hydracarina	-	-	10	2	-	2	1	-	-	-	-	38	1	-	-	-	1	-	4
	Hirudinea	1	-	44	-	23	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	1
	Tabanidae	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Muscidae	-	1	-	4	1	-	1	-	-	4	-	3	-	-	-	-	-	-	-
	Empididae	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	8	14	12	-	1	1	24
	Ceratopogonidae	-	-	-	12	-	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Hydrobiosidae	3	-	25	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Total	7		97		36		8			68					48				
Colectores	Chironomidae	7	19	168	89	13	3	49	1	33	143	5	88	145	79	56	24	20	41	177
	Baetidae	-	29	89	38	-	7	-	-	-	5	-	-	-	-	-	17	1	-	1
	Leptophlebiidae	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Elmidae	-	3	-	12	-	-	-	-	1	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-
	Oligochaeta	-	1	-	9	17	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3	-	-
	Total	59		409		42		84			469					337				
Raspadores	Corixidae	187	-	92	-	9	8	-	-	-	-	180	-	-	-	-	-	-	-	-
	Limnephilidae	3	-	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Total	190		121		17		0			180					0				
Filtradores	Simuliidae	1	22	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Scirtidae	-	-	-	2	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Total	23		2		0		5			0					0				
Trituradores	Hyalellidae	121	1	1046	7	2493	21	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17
	Leptoceridae	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tipulidae	-	4	-	9	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
	Total	128		1062		2515		2			0					19				
TOTAL		407		1691		2610		99			717					405				

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 29 Contribución de los Eigenvalues y porcentaje de varianza del análisis de correspondencia canónica (ACC) derivado de las variables fisicoquímicas y metales y abundancia de grupos funcionales alimenticios.

Ejes	Eigenvalue	% Varianza
CC1	0.51857	47.81
CC2	0.42043	38.76
CC3	0.10998	10.14
CC4	0.035623	3.284

Tabla 30. Lista de familias de insectos acuáticos de América Latina y sus GGA asignados según la información disponible.

Order / Family	Functional Feeding Group	Reference
Ephemeroptera		
Ameletopsidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Baetidae	Generally CG, <i>Baetodes</i> SC	Baptista et al. (2006); Merritt et al. (2008)
Caenidae	CG	Merritt et al. (2008)
Coloburiscidae	Ft	Wisely (1961)
Coryphoridae	Unknown	
Ephemeridae	CG	Merritt et al. (2008)
Ephemerellidae	Generally CG. Some Sc. Few Sh. 1 Pr	Merritt et al. (2008)
Euthyplociidae	CG	Merritt et al. (2008)
Heptageniidae	Generally Sc. Facultative CG	Merritt et al. (2008)
Isonychiidae	Ft, Pr	Merritt et al. (2008)
Leptohiphidae	Generally CG. A few Ft	Merritt et al. (2008)
Leptophlebiidae	Generally CG. Facultative Sc and a few Ft	Baptista et al. (2006); Merritt et al. (2008)
Melanemerellidae	Sh	Molineri & Domínguez (2003)
Nesameletidae	Sc	Hawking et al. (2013)
Oligoneuriidae	Generally Ft	Baptista et al. (2006); Merritt et al. (2008)
Oniscigastridae	CG	Hawking et al. (2013)
Polymitarcidae	CG, Ft	Merritt et al. (2008)
Siphonuridae	CG	Merritt et al. (2008)
Odonata		
Amphipterygidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Calopterygidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Coenagrionidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Dicteriadidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Megapodagrionidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Lestidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Perilestidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Polythoridae	Pr	Chará et al. (2012)
Platystictidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Protoneuridae	Pr	Merritt et al. (2008)
Pseudostigmatidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Synlestidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Aeshnidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Austropetaliidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Cordulegastridae	Pr	Merritt et al. (2008)
Corduliidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Gomphidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Libellulidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Macromiidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Neopetaliidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Petaluridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Plecoptera		
Austroperlidae	Sh	Domínguez & Fernández (2009)
Diamphipnoidae	Sc, Sh (<i>Diamphipnoa</i> Sc, <i>Diamphipnopsis</i> Sh)	Domínguez & Fernández (2009)
Eustheniidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Gripopterygidae	Sc, Sh, CG	Domínguez & Fernández (2009)

Continuación **Tabla 30**

Family	Functional Feeding Group	Reference
Notonemouridae	Sc	Domínguez & Fernández (2009)
Perlidae	Pr (early stages Dt)	Merritt et al. (2008)
Blattodea	Unknown	
Hemiptera		
Belostomatidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Corixidae	Generally Pc-Hb, some Pr or Sc	Merritt et al. (2008)
Gelastocoridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Gerridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Hebridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Helotrephidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Hydrometridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Leptopodidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Macroveliidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Mesoveeliidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Naucoridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Nepidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Notonectidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Ochteridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Pleidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Potamocoridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Saldidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Veliidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Trichoptera		
Anomalopsychidae	Sc	Jardim & Nessimian (2011)
Atriplectididae	Pr	Malicky (1997)
Beraeidae	Probably CG	Merritt et al. (2008)
Calamoceratidae	Generally Sh-Dt and Sc	Merritt et al. (2008)
Ecnomidae	Ft?	Merritt et al. (2008)
Glososomatidae	Generally obligate Sc	Merritt et al. (2008)
Helicopsychidae	Obligate Sc	Merritt et al. (2008)
Helicophidae	CG, Sh	Wiggins (2004)
Hydrobiosidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Hydropsychidae	Generally Ft. Some Pr and seasonal Sc	Merritt et al. (2008)
Hydroptilidae	Generally Pc-Hb, Sc, CG	Merritt et al. (2008)
Kokiriidae	Pr	Hawking et al. (2013)
Lepidostomatidae	Obligate Sh-Dt	Merritt et al. (2008)
Leptoceridae	CG and Ft, Sh-Hb, Sc, Pr (<i>Oecetis</i> Pr, Facultative Sh-Hb. <i>Nectopsyche</i> Sh-Hb, CG)	Merritt et al. (2008)
Limnephilidae	Generally Sh-Dt, Facultative Sh, Facultative CG, some Sh-Hb.	Merritt et al. (2008)
Odontoceridae	Generally Sh	Merritt et al. (2008)
Philopotamidae	Generally obligate Ft	Merritt et al. (2008)
Philorheithridae	Pr	Wiggins (2004)
Polycentropodidae	Generally Ft. Some facultative Pr. <i>Cernotina</i> and <i>Polycentropus</i> Pr	Merritt et al. (2008)
Sericostomatidae	Generally Sh	Merritt et al. (2008)
Stenopsychidae	Unknown	
Tasimiidae	Sc	Wiggins (2004)

Continuación Tabla 30

Family	Functional Feeding Group	Reference
Xiphocentronidae	CG	Merritt et al. (2008)
Lepidoptera		
Crambidae	Generally Sh-Hb (<i>Petrophila</i> Sc, Facultative Sh-Hb, <i>Neargyractis</i> Sh-Hb)	Merritt et al. (2008)
Noctuidae	Sh-Hb	Merritt et al. (2008)
Tortricidae	Sh-Hb	Merritt et al. (2008)
Megaloptera		
Corydalidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Sialidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Neuroptera		
Osmylidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Sisyridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Mecoptera		
Nannochoristidae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Coleoptera		
Chrysomelidae	Sh-Hb (L and A)	Merritt et al. (2008)
Curculionidae	Sh-Hb (L and A)	Merritt et al. (2008)
Gyrinidae	Generally Pr (L and A)	Merritt et al. (2008)
Noteridae	Pr, CG (L). Pr (A)	Merritt et al. (2008)
Amphizoidae	Pr (L and A)	Merritt et al. (2008)
Dytiscidae	Generally Pr (L and A)	Merritt et al. (2008)
Dryopidae	Generally Sh-Hb (L). Generally Sc, Sh-Hb (A)	Merritt et al. (2008)
Elmidae	Generally CG, Sc, Sh-Hb (L and A)	Merritt et al. (2008)
Halipidae	Generally Sh-Hb, Pc-Hb, some Pr (L and A)	Merritt et al. (2008)
Hydroscaphidae	Sc (L and A)	Merritt et al. (2008)
Hydrophilidae	Generally Pr (L). Generally CG (A)	Merritt et al. (2008)
Hydraenidae	Pr (L). Sc, CG (A)	Merritt et al. (2008)
Lampyridae	Pr	Domínguez & Fernández (2009)
Lepiceridae	Unknown	
Limnichidae	Generally CG? (L and A)	Merritt et al. (2008)
Lutrochidae	Sh-Dt, Hb (L and A)	Merritt et al. (2008)
Meruidae	Unknown	
Ptilodactylidae	Generally Sh-Dt, Hb (L)	Merritt et al. (2008)
Psephenidae	Sc (L) (Adult NonFeeding)	Merritt et al. (2008)
Ptilidae	Sc (A)	Merritt et al. (2008)
Scirtidae	Generally Sc, CG, Sh-Hb, Pc-Hb (L)	Merritt et al. (2008)
Staphylinidae	Pr, CG, Sh-Hb (A)	Merritt et al. (2008)
Diptera		
Athericidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Blephariceridae	Generally Sc	Merritt et al. (2008)
Ceratopogonidae	Generally Pr, some facultative CG and Sc	Merritt et al. (2008)
Ceratopogoninae	Generally Pr, a few CG	Merritt et al. (2008)
Forcipomyiinae	CG, Sc?	Merritt et al. (2008)
Corethrellidae	Pr	Merritt et al. (2008)
Culicidae	Generally Ft and CG	Merritt et al. (2008)
Chironomidae	CG and Ft, Pr	Merritt et al. (2008)
Chironominae	Generally CG, Ft	Merritt et al. (2008)
Diamesinae	Generally CG, Sc	Merritt et al. (2008)

Continuación **Tabla 30**

Family	Functional Feeding Group	Reference
Orthocladinae	Generally CG, Sc	Merritt et al. (2008)
Podonominae	CG, Sc	Merritt et al. (2008)
Tanypodinae	Pr	Merritt et al. (2008)
Chaoboridae	Pr	Merritt et al. (2008)
Deuterophlebiidae	Obligate Sc	Merritt et al. (2008)
Dixidae	CG	Merritt et al. (2008)
Dolichopodidae	Generally Pr	Merritt et al. (2008)
Empididae	Generally Pr	Merritt et al. (2008)
Ephydriidae	Generally CG, Sh-Hb, Sc, Pr	Merritt et al. (2008)
Muscidae	Generally Pr	Merritt et al. (2008)
Pelecorhynchidae	Pr, Sh-Hb?	Merritt et al. (2008)
Psychodidae	Generally CG (<i>Maruina</i> Sc, CG)	Merritt et al. (2008)
Ptychopteridae	Generally Obligate CG	Merritt et al. (2008)
Sarcophagidae	CG	Merritt et al. (2008)
Simuliidae	Generally Obligate Ft, some Sc, Pr and facultative CG	Merritt et al. (2008)
Sciomyzidae	Generally Pr	Merritt et al. (2008)
Stratiomyidae	Generally CG	Merritt et al. (2008)
Syrphidae	CG	Merritt et al. (2008)
Tabanidae	Generally Pr	Merritt et al. (2008)
Thaumaleidae	Sc	Merritt et al. (2008)
Tipulidae	Generally Sh-Dt, CG (<i>Hexatoma</i> Pr, <i>Limonia</i> Sh-Hb, <i>Tipula</i> Obligate Sh-Dt, Facultative Sh-Hb and CG)	Merritt et al. (2008)

Nota:

A = adulto, L = larvas, CG = recolectores-recolectores, Ft = filtros, Pr = depredadores, Pc = perforadores, Sh = trituradoras, Sc = raspadores. En algunos casos, se proporciona información de gremios tróficos para aclarar su papel funcional:

Dt = Detritívoros; Hb = herbívoros. Así, un Sh-Dt es una trituradora de detritos vegetales, no de tejido vivo; mientras que una Sh-Hb es una trituradora de tejido vegetal vivo.

Fuente: *Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014.*