

UNIVERSIDAD PERUANA CAYETANO HEREDIA

FACULTAD DE CIENCIAS Y FILOSOFÍA



**“Adaptación de macroinvertebrados bentónicos a condiciones extremas:
respuesta de biomarcadores de exposición a metales y radiación UV-B en
la zona altoandina de la subcuenca Quillcay (Huaraz, Ancash)”.**

Bach. Diana Eda Vargas Canchanya

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

LIMA - PERÚ

2017

Jurado que evaluó la presente tesis:

Presidente

Dr. José Pérez Zuñiga

Vocal

MSc. Jaime Languasco Bambarén

Secretario

MSc. Luis Rossi Mayo

ASESOR

Dr. Raúl Augusto Loayza Muro

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mis padres, hermanos, amigos y a todos aquellos compañeros que estuvieron paso a paso en la realización de esta tesis, pues su motivación me brindó la fuerza necesaria para terminar y concluir con esta grandiosa etapa universitaria.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a USAID Climate Change Resilient Development Project: The High Mountain Glacial Watershed Program's Climber-Scientist, que financió el proyecto "Natural acid and metal leaching in Andean headwaters: an interdisciplinary approach to evaluate water quality and potential sources for remediation in a climate change context in the Cordillera Blanca (Peru)" otorgado al Dr. Raúl Loayza por el periodo 2013-2014. Asimismo, debo agradecer a la Universidad Cayetano Heredia por haberme brindando los recursos necesarios para el desarrollo de esta tesis. Por último pero no menos importante, quiero agradecer a mi mentor Dr. Raul Loayza por darme la oportunidad de desarrollar la tesis y por ampliar mis conocimientos en ecotoxicología, además quiero agradecer a mis colegas y amigos Estefania Gobitz y Carlos Merino por haberme apoyado tanto el trabajo de campo, en el laboratorio y moralmente.

ÍNDICE

RESUMEN	VIII
ABSTRACT	IX
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	4
2.1. Los Andes peruanos y La Cordillera Blanca	5
2.2. Cuenca del río Santa y la subcuenca de Quillcay.....	11
2.3. Factores Abióticos	15
2.3.1. Radiación Ultravioleta (UV) y su importancia en los cuerpos de agua	18
2.3.2. Los metales, presencia y efectos en cuerpos de agua.....	22
2.3.3. Interacción RUV – metal	29
2.4. Factores Bióticos.....	32
2.4.1. Macroinvertebrados	32
2.4.2. Capacidad antioxidante.....	37
2.4.3. Pigmentación	40
III. HIPÓTESIS.....	44
IV. OBJETIVOS.....	45
4.1. General.....	45

4.2. Específico.....	45
V. MATERIALES Y MÉTODOS	46
5.1. Lugar de muestreo	46
5.2. Características fisicoquímicas del agua.....	47
5.3. Muestreo de macroinvertebrados bentónicos	48
5.4. Capacidad antioxidante.....	49
5.5. Determinación de melanina.....	51
5.6. Análisis estadístico.....	52
VI. RESULTADOS	54
6.1. Características fisicoquímicas del agua	54
6.2. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos	56
6.3. Capacidad antioxidante (CA) y pigmentación	58
6.4. Efecto de los metales y RUV-B en la capacidad antioxidante y pigmentación ..	61
VII.DISCUSIÓN.....	63
VIII.CONCLUSIONES	81
IX. RECOMENDACIONES.....	83
X. REFERENCIAS	84
XI. ANEXOS.....	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Distribución a nivel mundial de hielo superficial perenne (glaciares, casquetes polares y capas de hielo).....	4
Figura 2: Distribución de los 20 principales glaciares en la Cordillera de los Andes del Perú (verde), la localización de algunos ríos (azul) y la Cordillera Blanca (amarillo).....	8
Figura 3: Retroceso de glaciares (metros vs años): Cordillera Blanca - Perú.....	10
Figura 4: Ubicación política de la Subcuenca de Quillcay.....	12
Figura 5: Nacimiento de Lagunas y ríos de la Subcuenca Quillcay.	14
Figura 6: Esquema del perfil de la cordillera peruana: Incremento de RUV (flecha roja) a medida que la altura se incrementa, mientras que la temperatura y el oxígeno (O ₂) descienden (flecha azul).....	16
Figura 7: Clasificación de los elementos según su biodisponibilidad y toxicidad.....	27
Figura 8: Modelo conceptual el cual explica la interacción metal-UV.	31
Figura 9: Reacción de Fenton y Reacción de Haber – Weiss. Los cuadros rojos indican los radicales hidroxilos formados.	38
Figura 10: Formación de ROS (negro) y principales vías antioxidantes (celeste).	40
Figura 11: Mapa de la subcuenca de Quillcay y los respectivos puntos de muestreo. Fuente: Google Maps.	47
Figura 12: Estructura y reacción del DPPH, muestra el cambio de color que ocurre al interactuar con el antioxidante.....	50

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Ubicación de los puntos de muestreo en la subcuenca de Quillcay, con sus respectivas coordenadas y altitud.	46
Tabla 2: Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos de los lugares de muestreo en la subcuenca Quillcay. Zw (*) y P (P<0.05) son resultados del análisis de Wilcoxon para pruebas no paramétricas relacionadas con la mediana (\pm D.I.C.); F y P (P<0.05), indican los resultados del análisis del ANOVA de una vía, (**) relacionados con las medias (\pm D.E.) de los lugares de referencia y contaminados. Al, Ca y Mn, presentaron datos no detectables (ND).	54
Tabla 3: Concentraciones de metales en sedimentos de los puntos contaminados de la Subcuenca Quillcay. Los valores ND son valores no detectados.	55
Tabla 4: Valores promedio de radiación UV-B en relación a la altitud (m s.n.m.) y temporada (lluviosa y estiaje). Zw (*) y P (P<0.05) son resultados del análisis de Wilcoxon para pruebas no paramétricas relacionadas con la mediana (\pm DIC).	56
Tabla 5: Abundancia y riqueza de las familias de macroinvertebrados recolectados en los puntos de referencia y contaminados en la subcuenca Quillcay.	57
Tabla 6: ANOVA de dos vías de la capacidad antioxidante y melanina con respecto a la temporada (lluviosa o estiaje), altitud (3 000 o 4 000 m s.n.m), estatus (referencia o contaminado), temporada*altitud, temporada*estatus y altitud*estatus. F y P (p<0.05) indican los resultados del análisis de ANOVA.	62

LISTA DE GRÁFICOS

- Gráfico 1: Capacidad antioxidante (%) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) de las familias Gammaridae (1A y 2A), Hirudinea (1B y 2B) y Chironomidae (1C y 2C), recogidas en temporadas de lluvia y estiaje, en lugares de referencia y contaminados de diferente altitud. 59
- Gráfico 2: Capacidad antioxidante (%) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) de las familias Corixidae (1D y 2D), Baetidae (1E y 2E) y Muscidae (1F y 2F), recogidas en temporadas de lluvia y estiaje, en lugares de referencia y contaminados de diferente altitud. 60
- Gráfico 3: Capacidad antioxidante (%) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) de la familia Tipulidae (1G y 2G), recogida en temporadas de lluvia y estiaje, en lugares de referencia y contaminados a 3 000 m s.n.m. 61

ABREVIATURAS

RUV	Radiación ultravioleta
RUV-B	Radiación ultravioleta tipo B
UV-A	Ultravioleta tipo A
UV-B	Ultravioleta tipo B
ADN	Acido desoxirribonucleico
ENSO	El Niño Southern Oscillation
MOD	Materia Organica Disuelta
MOP	Materia Organica Particulada
COD	Carbono Orgánicos Disuelto
MOPG	Materia Organica Particulada Gruesa
MOPF	Materia Organica Particulada Fina
MODC	Materia Organica Disuelta Cromoforica
BMWP	Biological Monitoring Working Party Scores
IQBG	Indice de Qualite Biologique Generale
BI	Biological Index
ABI	Biotic Index
ERO	Especies Reactivas de Oxigeno
CAT	Catalasa
SOD	Superoxide Dismutasa
GPx	Glutation Peroxidasa
GST	Glutation -s-Transferasa

MAAs	Aminoácidos Similares a las Micosporinas
OD	Oxígeno Disuelto
STD	Solidos Totales Disueltos
DPPH	1,1-difenil-2-picril-hidrazilo
CA	Capacidad Antioxidante

RESUMEN

El derretimiento de los glaciares y el incremento de la intensidad de la radiación ultravioleta (UV) son condiciones naturales que actualmente están afectando y alterando los ecosistemas acuáticos altoandinos debido a que ambos factores están relacionados con el incremento de estrés por parte de los metales. Frente a estos cambios la fauna presente ha desarrollado estrategias de defensa como el desarrollo de sistemas antioxidantes y la pigmentación. En este trabajo, se evaluó el efecto de los metales, la radiación UV-B, y su interacción con el estatus del lugar (referencia y contaminados), la altitud (4 000 y 3 000 m s.n.m) y temporada (lluviosa y estiaje). en la comunidad de macroinvertebrados (Gammaridae, Hirudineo, Chironomidae, Corixidae, Baetidae, Tipulidae y Muscidae) ubicados en la subcuenca de Quillcay. Se demostró que la tolerancia de estos organismos frente a los metales y RUV-B, está relacionada con un mayor porcentaje de capacidad antioxidante y una elevada concentración de melanina, los cuales estarían funcionando como mecanismo de defensa frente a las altas concentraciones de cationes metálicos, al exceso de radiación y la generación de radicales libres, las cuales a la vez dependen en su mayoría del estatus y la altitud del lugar

Palabras clave: capacidad antioxidante, melanina, macroinvertebrados, metales, radiación ultravioleta-B.

ABSTRACT

Glacier melting and increasing intensity of ultraviolet (UV) radiation are natural conditions that are currently affecting and altering high Andean aquatic ecosystems because both factors are related to increased stress from metals. Faced with these changes the present fauna has developed defense strategies such as the development of antioxidant systems and pigmentation. In this work, the effect of metals and UV-B radiation in the community of macroinvertebrates (Gammaridae, Hirudinea, Chironomidae, Corixidae, Baetidae, Tipulidae and Muscidae) located in the Quillcay sub-basin was evaluated. It was shown that the tolerance of these organisms against metals and RUV-B is related to a higher percentage of antioxidant capacity and a high concentration of melanin, which would be functioning as a defense mechanism against metallic cations, excess of Radiation and the generation of free radicals.

Key words: antioxidant capacity, melanin, macroinvertebrates, metals, ultraviolet-B radiation.

I. INTRODUCCIÓN

Los glaciares son un componente inherente de la cultura, el paisaje y medio ambiente de alta montaña y regiones polares, que son conocidos especialmente por sus condiciones extremas (bajas temperaturas y elevada radiación ultravioleta (RUV), por ejemplo), las cuales representan un reto para la vida (Gerhard *et al.*, 2004; Loayza-Muro *et al.*, 2010). Asimismo, los cuerpos de aguas presentes en estos ambientes extremos están pasando por cambios que están relacionados con el cambio climático, cuyos efectos se han comenzado a percibir en la reducción de las poblaciones de ciertas especies (Rumrich, 2000; Cabrera, 2005). Sin embargo, hay algunos grupos, como los macroinvertebrados, que han desarrollado estrategias adaptativas, que les son ventajosas para su sobrevivencia, aunque el periodo que tienen para adaptarse es cada vez menor en comparación con la intensidad de estos cambios a corto plazo.

La presencia de los glaciares en el Perú está relacionada directamente con la formación geológica de la Cordillera de los Andes, que constituye el 71% de los glaciares tropicales del mundo (siendo la de mayor extensión la Cordillera Blanca) y alberga una gran variedad de zonas ecológicas y topográficas (Francou y Vincent, 2009). Estos glaciares desempeñan un rol crucial en la vida de muchos peruanos debido a que son los grandes reservorios de agua fresca, además de ser considerados sensibles indicadores de cambios ambientales, ya que avanzan o retroceden a medida que el clima local cambia (PNUMA, 2007; Portocarerro *et al.*, 2010; Rabatel *et al.*, 2013). Si bien existe poco registro de las fluctuaciones de los glaciares en los Andes Centrales, hay evidencia de que su retroceso ha sido importante desde principios del siglo XX, trayendo consigo un

incremento en el riesgo de exposición de la población a los aludes o posibles desbordes de los lagos glaciares (PNUMA, 2007).

Al igual que los glaciares, los cuerpos de agua de estos ambientes son únicos e importantes, y sus formas y apariencia están relacionadas con la precipitación y el derretimiento de la nieve. Además, muestran factores abióticos relacionados directamente con la altitud, siendo de gran interés la RUV y los metales (Jacobsen, 2008b). Debido a la gran altitud de estos ecosistemas y a su cercanía a la línea ecuatorial, los rayos del sol inciden directamente ocasionado que los niveles de radiación sean mayores, siendo el rango más dañino el de la RUV-B (280-320nm), que altera la abundancia, riqueza y distribución de ciertas especies acuáticas, como los macroinvertebrados bentónicos, e inclusive pueden ocasionar daños al ADN (Cabrera, 2005; Hader *et al.*, 2007). Por otro lado, los metales, cuya fuente principal natural son las filtraciones ácidas originadas por el deterioro de la roca madre, son considerados como uno de los contaminantes más peligrosos por ser no biodegradables y bioacumulables en los seres vivos y la cadena trófica. Sin embargo, estos forman parte de la bioquímica de los seres vivos, siendo los metales esenciales (Cu, Fe, Mn, Zn, etc.) importantes para la vida, pero en cantidades que no excedan los niveles naturales necesarios considerados tóxicos (Bradl, 2005; Loayza-Muro, 2013; García, 2015).

Los estudios de biodiversidad y calidad ambiental en estas zonas de gran altitud son pocos; y mínimos en zonas altoandinas, como en la Cordillera Blanca (Rumrich, 2000; Leceta-Gobitz, 2013). En esta zona, hay muchos lugares donde no existen actividades mineras o de otras industrias, pero sin embargo, los procesos naturales de movilización de metales son tan críticos que generan un escenario propicio para el

estudio de las respuestas y adaptaciones de las comunidades acuáticas frente al estrés ambiental.

Para este estudio, se tomó como modelo a los macroinvertebrados bentónicos, que se usan como bioindicadores en evaluaciones de la calidad biológica del agua, que complementan los análisis fisicoquímicos del lugar de estudio y nos permite establecer relaciones causa-efecto entre la presencia y concentraciones de los contaminantes y sus efectos sobre la biota. Además, son herramientas utilizadas en muchas partes del mundo debido a su amplia distribución, rol ecológico, sensibilidad y ciclos de vida relativamente cortos (Reece y Richardson, 2000; Bonada *et al.*, 2006).

Los macroinvertebrados han desarrollado estrategias adaptativas que les permiten resistir una elevada intensidad de RUV- B y altas concentraciones de metales (Gregorio, 2005; Pérez *et al.*, 2011). La primera, es la capacidad antioxidante, que les permite mitigar o evitar el daño ocasionado por los radicales libres, originados tanto por RUV como por metales; la segunda, es la presencia de moléculas fotoprotectoras (pigmentos), que absorben la RUV y disipan el exceso de energía en forma de calor (Carrillo *et al.*, 2002; Gregorio, 2005; Pérez *et al.*, 2011; Macedo, 2012; Tovar del Río, 2013).

Este estudio busca determinar si la RUV y los metales, dos de los factores de estrés más importantes en ambientes acuáticos altoandinos, tienen un efecto significativo en la composición y adaptación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río Quillcay (Huaraz, Áncash), mediante la cuantificación de la capacidad antioxidante y la concentración de melanina.

II. ANTECEDENTES

La superficie terrestre está cubierta en un 10% por hielo perenne (glaciares, casquetes polares y capas de hielo), y las zonas glaciares cubren más de 15 millones de km², de los cuales Sudamérica contiene 25 500 km² (NSIDC, 2014). De estos, se considera que el 99% de los glaciares tropicales en el mundo, que se encuentran situados entre las latitudes 30° Norte y 30° Sur, son albergados en los países de la Comunidad Andina: 71% en Perú, 20% en Bolivia, 4% en Ecuador y 4% entre Colombia y Venezuela (Figura 1) (Francou y Vincent, 2009; Poveda y Pineda, 2009; UGRH, 2010).



Figura 1: Distribución a nivel mundial de hielo superficial perenne (glaciares, casquetes polares y capas de hielo).

En las regiones andinas, por encima de los 3 000 m, se presenta la mayor variedad de cuerpos de agua, que son alimentados por escorrentía glaciares (Izurieta, 2007;

Jacobsen, 2008a). En el Perú, estas, alimentan gran parte de los ríos costeros, la totalidad de los ríos andinos y varios ríos amazónicos, cuyas aguas son utilizadas por el 85% de la población peruana (Gil, 2012). Según Vuille (2008), los niveles de estos cuerpos de agua irán en aumento al liberarse las reservas de agua almacenadas en el hielo glaciar; sin embargo, en el futuro, éstas disminuirán cuando la masa glacial desaparezca.

Los ecosistemas altoandinos y su diversidad acuática han recibido poca atención por parte de la comunidad científica y conservacionista. Existen pocos esfuerzos a escala regional, como el de Rumrich (2000) para el estudio de diatomeas andinas, o de país, orientados a grupos específicos de algas (Donato, 2001), macrófitas, invertebrados y peces (Maldonado-Ocampo *et al.*, 2005). Es posible que las características de estos ecosistemas, como las bajas temperaturas, bajos niveles de oxígeno y una alta radiación ultravioleta (UV) (Jacobsen, 2008a; Jacobsen y Marín, 2007; Loayza-Muro *et al.*, 2013), dificulten su estudio; pero, a su vez, son estas mismas condiciones las que los hacen especiales, asombrosos y extremos.

2.1. Los Andes peruanos y La Cordillera Blanca

Las cadenas montañosas más conocidas en el mundo, como los Himalayas y los Alpes, se formaron alrededor de 65 y 37 millones de años por el apilamiento de la corteza continental ocasionado por la colisión de masas. Sin embargo, los Andes, que iniciaron su formación hace unos 20 millones de años y actualmente continúan su desarrollo, se formaron en una margen de placas convergentes, específicamente de tipo oceánica-continental. Es decir, se originaron debido a la compresión de sedimentos ocurrida por la subducción de la Placa Sudamericana (placa oceánica) por debajo de la Placa de Nazca

(placa continental). Además, la gran actividad volcánica y sísmica, producto de la gran serie de movimientos tectónicos, fue de gran importancia para su emergencia. (Seyfried *et al.*, 1999). La Cordillera de los Andes presenta una longitud de 7 000 km y es considerada la cadena montañosa más larga del mundo (UNEP, 2014). Según el geólogo Gansser (1973), los Andes se dividen en tres zonas: (1) septentrional (Venezuela, Colombia y Ecuador), (2) central (Perú, Bolivia, Argentina y Chile) y (3) austral (Patagonia-Tierra de Fuego). Desde su levantamiento, los Andes septentrionales y centrales han desarrollado un papel importante debido a su contribución a la diversificación de la biota de la zona tropical de América del Sur (Heindl y Schuchmann, 1998; Kattan *et al.*, 2004; Josse *et al.*, 2011). La zona central es relativamente más extensa que la septentrional, con picos nevados por encima de los 6 000 m, mientras que la segunda posee picos por debajo de los 4 000 m (Josse *et al.*, 2011).

Los Andes peruanos, ubicados en la zona central, se caracterizan por presentar una variedad de zonas ecológicas y topografía, y extremas diferencias altitudinales (Masuda, 1982). Estos se subdividen en tres zonas, que están conformadas por las siguientes áreas que poseen los principales glaciares del Perú: (1) Cordillera oriental (Cordilleras de Huagaruncho, Urubamba, Vilcanota, Carabaya y Apolabamba), (2) Cordillera central (Cordilleras de Huaytapallana, Vilcabamba, La Raya) y (3) Cordillera occidental (Cordilleras de Huallanca, Blanca, Huayhuash, Raura, La Viuda, Central, Chonta, Huanzo, Chila, Ampato, Volcánica, Barroso) (Morales y Hastenrath, 1998).

Es interesante mencionar que la cantidad de estudios en los glaciares han ido en aumento en los últimos años, lo cual se debe a dos tendencias importantes: el calentamiento de la atmósfera (0.15°C por década desde 1950) y el retroceso acelerado

de los glaciares. Reportes recientes muestran que las temperaturas máximas diarias entre octubre - mayo, han sido superiores a los 0 °C aún a elevaciones tan altas como 5 680 m s.n.m. (Bradley *et al.*, 2006), cuyo cambio es suficiente para causar alteraciones significativas en procesos ecosistémicos, en los rangos de distribución de especies nativas, en las composiciones de las comunidades y en la disponibilidad y calidad del agua, lo que finalmente repercutirá en el estilo de vida de los seres humanos (Vuille *et al.*, 2003; Buytaert *et al.*, 2011). Es por ello, que los glaciares andinos son considerados de gran importancia como indicadores significativos del cambio climático, porque juegan un importante rol en el manejo de recursos hídricos, actúan como reguladores del régimen hidrológico y pueden ser directa o indirectamente causa de catástrofes (PNUMA, 2007; Rabatel *et al.*, 2013) (Figura 2).

De las cordilleras mencionadas anteriormente, la Cordillera Blanca (Figura 2) alberga el conjunto de glaciares de montaña de mayor extensión de la zona tropical del planeta (Ames y Francou, 1995; Vuille *et al.*, 2008; Sevink, 2009; Portocarerro *et al.*, 2010; Rabatel *et al.*, 2013). Sus límites están comprendidos entre las coordenadas de 07°41'31" a 10°10'57" Latitud Sur y 76°54'57" a 78°18'1" de Longitud Oeste, y se ubica aproximadamente a 300 km al norte de Lima, en la región de Áncash (Portocarerro *et al.*, 2010). Contiene una gran variedad de hábitats y diversidad biológica, de los cuales las ecorregiones conocidas como páramo, puna y jalca son de gran interés (Cano *et al.*, 2010).

Geológicamente, la Cordillera Blanca es un batolito de granodiorita, en gran parte compuesta por cuarzo, feldespato y biotita, de edad Terciaria. Además, puede contener algunos minerales ferromagnesianos oscuros clasificados como granodiorita y tonalita. Los principales eventos estructurales en la región han sido: (1) compresión, plegamiento y sobre escurrimiento del basamento sedimentario, debido al choque entre las placas de Nazca y la de América del Sur (Mesozoico), (2) las erupciones volcánicas, (3) intrusión del batolito y (4) formación del graben del Callejón de Huaylas (Valle del río Santa), estas tres últimas ocurridas en el Cenozoico Terciario. Entonces, la Cordillera Blanca está cubierta por sedimentos más antiguos y por rocas volcánicas compuestas mayormente de cuarzo, feldespato y biotita de la Formación Calipuy (Petford y Atherton, 1992; Tumialán, 1999; Tavera y Bernal, 2002; Sevink, 2009; Benites, 2010).

La Cordillera Blanca alberga 755 glaciares, siendo predominantes (81%) aquéllos con una superficie menor a 1 km², y 514 lagunas (Portocarerro *et al.*, 2010; ANA, 2010). Debido a esto, es considerada como una fuente importante de agua para las ciudades por debajo de los 3 000 m. (Portocarerro *et al.*, 2010; Zambrano *et al.*, 2011).

Actualmente, los glaciares de la Cordillera Blanca son fuertemente afectados por el cambio climático. Esto se debe principalmente a las alteraciones de las condiciones climáticas (Vuille *et al.*, 2003; PNUMA, 2007; IPPCC, 2007) que permiten la acumulación y fusión de la nieve, las cuales son la fuente de equilibrio para que un glaciar se mantenga a largo plazo (Portocarrero, 2009). La alteración de éstas se deben principalmente al incremento de la temperatura, nubosidad convectiva (cúmulos de nubes con alto poder reflejante de UV) y precipitación (PNUMA, 2007). Esto se origina, entre otros motivos, por el evento llamado de 'El Niño' (*El Niño Southern Oscillation*, ENSO), que aumenta la temperatura media y reduce la precipitación, y el evento de 'La Niña', que produce el

efecto contrario (Vuille *et al.*, 2008). Estas alteraciones han reducido la superficie glaciaria de la Cordillera Blanca, de 723 km² en los años 70 a 527.62 Km² en la actualidad (Ames y Francou, 1995), habiendo desaparecido 141 glaciares (22% de la superficie glaciaria) con un área menor a 1km² ubicados por encima de los 4000 m (Portocarerro *et al.*, 2010; Zambrano *et al.*, 2011). Se espera que sólo las cumbres ubicadas a más de 5 500 m s.n.m. estarán cubiertas para finales del siglo XXI (Figura 3) (PNUMA, 2007).

Se ha estimado que el retroceso continuo de los glaciares ocasionará grandes cambios hidrológicos, pues el aumento del escurrimiento incrementará el caudal de los ríos. Sin embargo, este crecimiento será limitado, ya que la cantidad de agua congelada decrecerá y el escurrimiento bajará abruptamente (Mark y Mckenzie, 2007; Mark *et al.*, 2010), ocasionando un fuerte deterioro ecológico e impactos económicos y sociales, (Braun *et al.*, 2000; Jansson *et al.*, 2003; Baraer *et al.*, 2012).

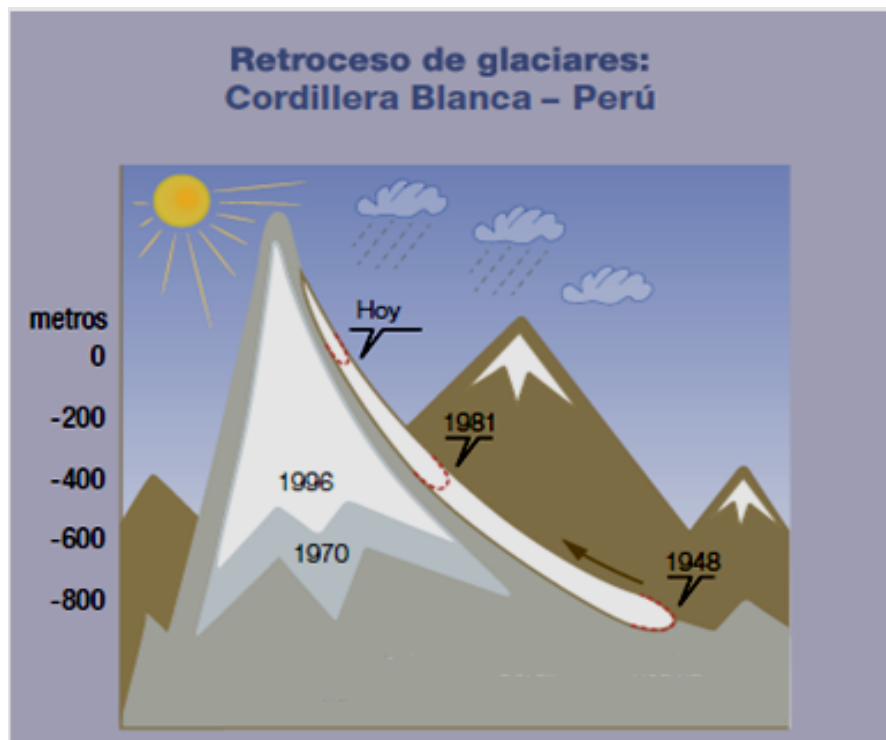


Figura 3: Retroceso de glaciares (metros vs años): Cordillera Blanca - Perú.

2.2. Cuenca del río Santa y la subcuenca de Quillcay.

La cuenca del río Santa es la más extensa de la vertiente hidrográfica del Océano Pacífico, con un área de 11 596.5 km² y una superficie glaciaria de 359.62 km², que se ubica en la Costa Norte del Perú (Región Áncash) entre los 10°08' y 8°04' de Latitud Sur y los 78°38' y 77°12' de Longitud Oeste. Comprende altitudes hasta los 6 768 m s.n.m., correspondiente al nevado Huascarán, y está dividida por las subcuencas de los ríos Pachacoto, Pichcaragra, Yanayuco, río Olleros, Quillcay y otros (Dirección General de Asuntos Ambientales, 1998; Benites, 2010; Villanueva, 2011).

Los recursos hídricos de la cuenca del río Santa provienen de las precipitaciones y del deshielo de la Cordillera Blanca. Las descargas normalmente se concentran durante los meses de enero a mayo, siendo el periodo de estiaje entre julio y setiembre (Benites, 2010). El río Santa descarga el 76% del rendimiento medio anual de su cuenca húmeda (comprendida entre los 1 800 y 4 200 m s.n.m) equivalente a 44 589 m³/km², mientras que sólo el 15% durante el periodo de estiaje, y el 9% restante durante el periodo de transición. Por este motivo, es uno de los más caudalosos y regulares de la costa peruana (Benites, 2010). La cuenca presenta varios tipos de clima, los cuales dependen de la altitud: desértico semi-cálido, semi-seco y templado, semi-seco y semi-frío, semi-seco frío y lluvioso polar (SENAMHI, 1988).

La subcuenca del río Quillcay se encuentra ubicada entre los 9°23'28.132" y 9°31'28.67" Latitud Sur y 77°32'9.313" y 77°32'9.313" de Latitud Oeste (Figura 4) (Chacón *et al.*, 2008; Cruz, 2013).

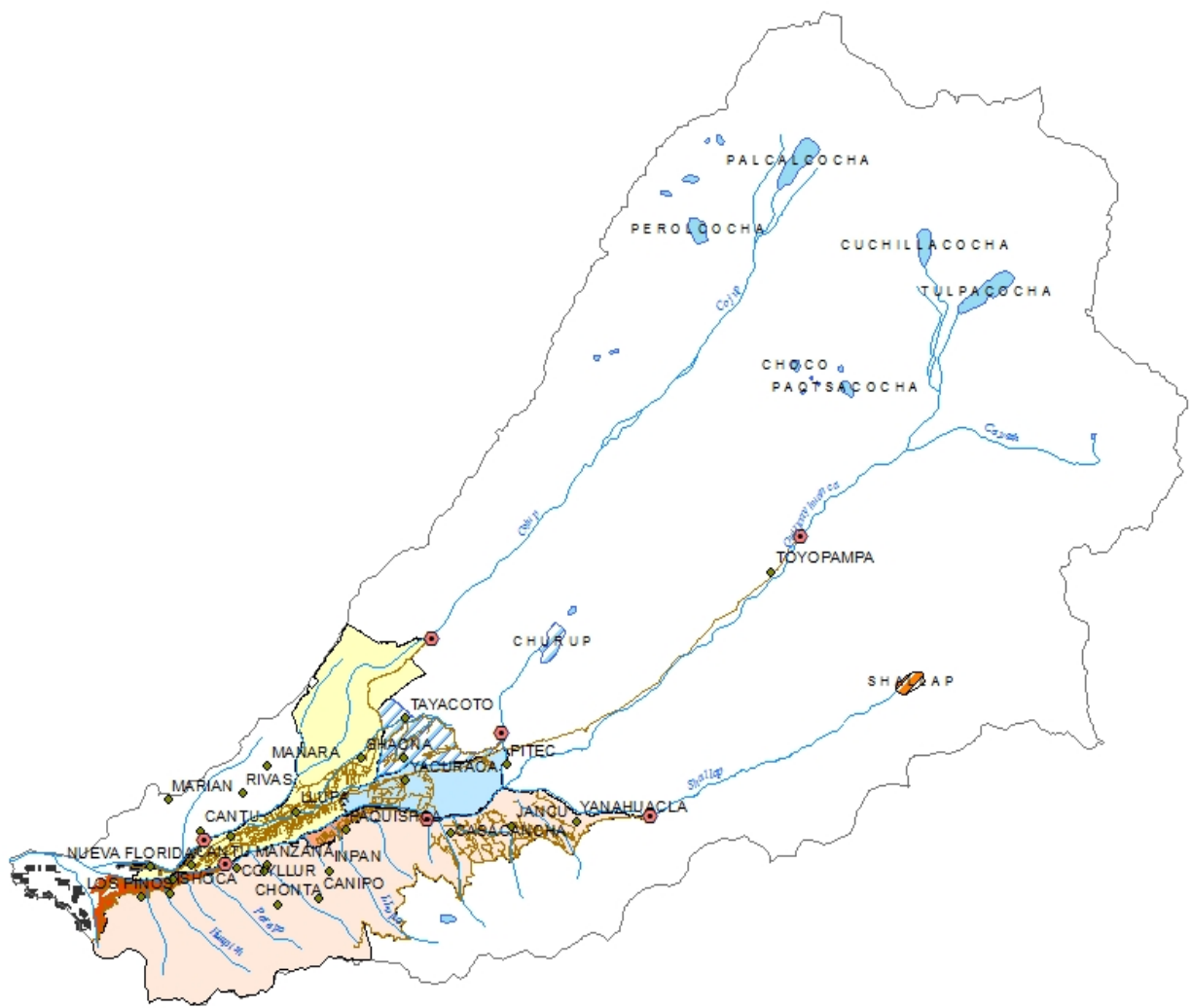


Figura 4: Ubicación política de la Subcuenca de Quillcay.

Los nevados más importantes ubicados en esta subcuenca son el Ranrapalca, Palcaraju, Pucarranra, Chinchey, Tullparaju, Cayesh, Churup y Huantsan, que dan origen a las lagunas Palcacocha, Cuchillococha, Tullpacocha, Shallap y Churup (Figura 5). Las últimas tres lagunas drenan la quebrada Quillcayhuanca, formando el río Auqui. Por otro lado, la laguna Palcacocha, en la quebrada Cojup, forma el río Paria. Cuando se unen los ríos Auqui y Paria, forman el río Quillcay, que desemboca en el río Santa (Chacón *et al.*, 2008).

En la quebrada Quillcayhuanca, se puede alcanzar una temperatura máxima de 18°C y una mínima precipitación (0.0 mm) en temporadas de estiaje (julio) debido a la baja presencia de nubosidad. Por el contrario, en temporada de lluvias (abril y octubre),

se puede registrar una temperatura mínima de -0.1°C y una precipitación máxima de 79.4 mm (Cruz, 2013). Con respecto a la radiación solar, el nivel de radiación UV-B (RUV-B) a 4 000 m es de 4.89 W/ m^2 , el doble que a 3 000 m, tanto en temporada de estiaje como de lluvia, lo cual coincide con las variaciones de temperatura ya mencionadas (Cruz 2013; Loayza-Muro, 2013).



Leyenda

- Captaciones
- Centros Poblados
- HUARAZ
- Rios
- Canales

Calidad de agua de los lagos

- Mala a Contaminada
- Buena a Media
- Muy Buena

Bloques de Riego

- AUQUI TACLLAN
- CHURUP
- COCHAPAMPA PITEC
- COJUP LLUPA-UNCHUS
- NUEVA FLORIDA
- PAQUISHCA
- SHALLAP-HUAPISH-TOCLLA



Figura 5: Nacimiento de Lagunas y ríos de la Subcuenca Quillcay.

2.3. Factores Abióticos

Las cadenas montañosas se desplazan desde el ecuador hasta los polos y ocupan alrededor del 27% de la superficie de los continentes e islas (Price, 1998). Son ecosistemas de importancia global que determinan una gran diversidad ambiental y geomorfológica, y que proporcionan sustento alimenticio y fuentes de agua a la mitad de la población mundial. Las cadenas montañosas más importantes son: las Montañas Rocosas, los Himalayas, los Alpes, los Atlas y los Andes (Price, 1998; Mountain Partnership, 2015).

Los Andes peruanos forman parte de uno de los más importantes centros de diversidad del mundo debido a los diferentes paisajes y climas (Sklenár y Ramsay, 2001), clasificados como ecoregiones (once en total) (Brack, 1986). Estos poseen condiciones de vida muy particulares que dependen principalmente de la altitud, pues las variaciones de los factores abióticos, como el oxígeno, temperatura, radiación solar y precipitación de cada piso están directamente relacionados al incremento o disminución de la altitud (Figura 6) (Chorley, 1986; Moreno, 2015).

La variabilidad de la temperatura, la cual se define como la cantidad de calor que hay en el aire en un momento determinado, depende principalmente de la altitud y la humedad (Cuesta *et al.*, 2012; Moreno, 2015). Con respecto a la altitud, se ha observado que hay un descenso de la temperatura a medida que la altitud aumenta, detectándose tasas de cambio que oscilan entre 0.6 - 0.7°C/100 m, aunque en los páramos (3 000 - 4 300 m s.n.m.) estos valores pueden ser de 0.5 °C/100 m (Van der Hammen y Hooghiemstra, 2000; Cuesta *et al.*, 2012). La humedad del aire disminuye la variación

diaria de temperatura, es por ello que las regiones más húmedas (Selva Baja, 83 - 500 m s.n.m.) tienden a tener menor fluctuación térmica diaria y a lo largo del año (Cuesta *et al.*, 2012). La precipitación, a diferencia de la temperatura, se encuentra relacionada con la orografía andina, la influencia de los vientos, que determinan su variabilidad temporal y espacial, y la nubosidad, que en conjunto definen las temporadas de lluvia y estiaje (Buytaert *et al.*, 2006; Moreno, 2015). En la Cordillera de los Andes, se distinguen dos periodos de lluvia entre enero - febrero y octubre - noviembre, y un periodo de estiaje entre Junio - septiembre; se han registrados valores entre 200 mm (en áreas menores) hasta los 3 000 mm a más (Vuille *et al.*, 2003; Killeen *et al.*, 2007). La radiación solar, en especial la RUV-B, es alta en esta cadena montañosa, debido a su proximidad al ecuador, y es directamente proporcional a la altitud, además de variar dependiendo de la hora del día y nubosidad (Hader, *et al.*, 2007).

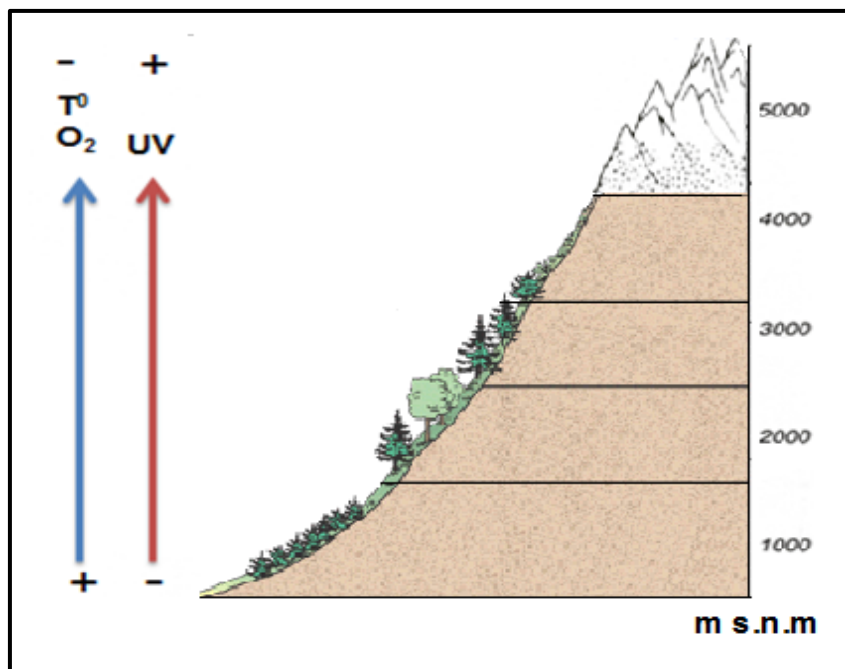


Figura 6: Esquema del perfil de la cordillera peruana: Incremento de RUV (flecha roja) a medida que la altura se incrementa, mientras que la temperatura y el oxígeno (O₂) descienden (flecha azul).

Las montañas son también un elemento clave del ciclo hidrológico, siendo la fuente de la mayoría de los principales cuerpos de agua en el mundo, los cuales a menudo son hidráulicamente rugosos (con formación de remolinos y vórtices causados por las irregularidades), hábitats erosivos con pendientes pronunciadas, canales rectos, con flujos rápidos y turbulentos. El régimen de descarga, define la forma del canal y su apariencia, las cuales varían con relación al derretimiento de la nieve y la precipitación, y a las temporadas de lluvia o estiaje (Jacobsen, 2008b).

Los cuerpos de agua en estos ambientes también poseen factores abióticos característicos (temperatura y oxígeno) relacionados directamente con la altitud. Con respecto a la temperatura del agua, estos suelen ser muy fríos a gran altitud. Por ejemplo, en un estudio realizado en Ecuador y Bolivia, se demostró que la temperatura promedio en relación a la altitud es mucho menor a 4 000 m s.n.m (7.4°C en Ecuador y 6.2°C en Bolivia), que a 3 000 m s.n.m (10.7°C en Ecuador y 10.2°C en Bolivia). A diferencia de la temperatura ambiental, sus variaciones dependerán también de las entradas de agua subterráneas y la pérdida de calor por evaporación (Jacobsen, 2008b). Por otro lado, la temperatura condiciona la cantidad de oxígeno presente en los cuerpos de agua (a mayor temperatura menor concentración de oxígeno), debido a que en el agua fría las moléculas se unen más reteniendo mayor cantidad de oxígeno, y a que los gases se disuelven mejor a bajas temperaturas. Asimismo, la altitud es un factor determinante porque su incremento genera una menor presión, y por ende, una mayor pérdida de oxígeno (Roldán, 2003).

En general, los ecosistemas a gran altitud muestran factores abióticos extremos (temperaturas muy bajas, alta radiación solar y poco oxígeno), que producen condiciones

de estrés que limitan la vida. En estos ambientes, contaminantes como los metales y los drenajes ácidos de roca afectan la calidad del agua, acentuando estas condiciones y produciendo 'estrés múltiple', que puede reducir la abundancia y riqueza de las comunidades acuáticas, y provocar un cambio significativo en su composición (Gerhard *et al.*, 2004; Loayza-Muro *et al.*, 2010).

Recientemente, el interés de la comunidad científica por estos ambientes se ha incrementado debido al cambio climático, aunque en el pasado, los estudios por encima de los 3 500 m s.n.m. fueron escasos debido a su complejidad geomorfológica y climática (Price, 1998; PNUMA, 2007).

2.3.1. Radiación Ultravioleta (UV) y su importancia en los cuerpos de agua

La radiación ultravioleta (RUV), forma parte de la radiación electromagnética proveniente del sol; sin embargo, esta difiere de otras (radiación infrarroja, luz, etc.) en el tipo de energía y su espectro de emisión medida en nanómetros (nm). Cuanto más corta sea la longitud de onda, la intensidad de la energía será mayor. La RUV se puede subdividir en tres intervalos: (1) UV-A, la más cercana a la radiación visible (320 - 400 nm) y considerada como la menos nociva; (2) UV-B, llamada también biológica (280 - 320 nm), que puede provocar daños irreversibles en el ADN en dosis excesivas y (3) UV-C, que es la más peligrosa para la vida (100 - 280 nm), y que se produce artificialmente en la industria de los germicidas y naturalmente en las estrellas. La radiación UV-B y UV-C, sufren procesos de dispersión y absorción por el ozono (O₃), mientras que la UV-A entra directamente en contacto con la Tierra (Cabrera, 2005; Mostofa *et al.*, 2013).

La intensidad de la RUV en la Tierra se define como la cantidad de energía que impacta en una superficie unitaria dispuesta horizontalmente por unidad de tiempo, y ésta se mide en vatios por metros cuadrados (W/m^2). Su intensidad, dependerá de diversos factores como la latitud (cercanía al Ecuador), altitud, estación climática, horas del día, cobertura nubosa, contaminación de la atmósfera, presencia de nieve, etc. Por ejemplo, la intensidad de la RUV-B aumenta alrededor de 7 - 20% cada 1 000 m, es mayor en verano que en invierno; y alcanza el 50% de la intensidad total en las tres horas centrales alrededor del mediodía. (Bluthaler y Rehwald, 1992; Andrade *et al.*, 1998; Zaratti *et al.*, 2003; Loayza-Muro *et al.*, 2013)

La RUV es un factor ambiental importante en los ecosistemas acuáticos, que ha concitado mayor atención a consecuencia de la reducción del ozono atmosférico en las últimas dos décadas (Mostofa *et al.*, 2013) y a los cambios en la productividad primaria y secundaria, y en la composición de las comunidades acuáticas (Bothwell, 1988; Karentz *et al.*, 1994; Kifnney *et al.*, 1997).

La atenuación de la RUV-A y la RUV-B en ambientes acuáticos está controlada en gran medida por la profundidad y la transparencia, que está determinada por la concentración de la materia orgánica disuelta (MOD) y particulada (MOP) (Zaratti y Forno, 2003). La MOD es una mezcla compleja de compuestos con diferentes propiedades físicas dominada principalmente por restos de carbono, por lo que algunos estudios la expresan como la concentración de carbono orgánico disuelto (COD) (Sommaruga y Augustin, 2006). Por ser una mezcla, es difícil caracterizar con precisión la naturaleza de la MOD; sin embargo, una parte significativa son los ácidos húmicos (10%) y fúlvicos (40%), y el resto comprende moléculas relativamente pequeñas y reactivas, como

azúcares, aminoácidos, urea, fenoles y clorofila. (Karime, 2002; Mostofa *et al.*, 2013). La MOP se clasifica según el tamaño de partícula que la compone: gruesa (MOPG, 1 mm) y fina (MOPF, 0.5 μm - 1 mm), y puede ser sestónica (partículas no vivas) o bentónica (vivas) (Pantoja, 2014). La MOD y MOP pueden tener origen alóctono, por la degradación de la vegetación y de la materia orgánica del suelo; o autóctono, por la degradación *in situ* de la materia orgánica o detritos (Vidal-Abarca, 2014).

En el agua, la MOD y MOP ayudan a la absorción y dispersión de la RUV incidente. La MOP es de gran importancia debido a su relación directa con la producción de MOD, cuyas propiedades ópticas están determinadas por la mezcla de cromóforos, que absorben la luz visible y UV, y fluoróforos, que re-emiten luz a longitudes de onda más altas (Vidal-Abarca, 2014). La MOD cromofórica (MODC) permite determinar la capacidad de absorción, absorción específica y la fotorreactividad, y confiere color a los cuerpos de agua (Hoge *et al.*, 1995; Reche, 2003). Por ejemplo, los cuerpos de agua eutróficos presentan colores amarillentos, grises o pardos, mientras que los oligotróficos o menos productivos tienen colores verdes azulados. Cuando los cromóforos interactúan con la RUV se foto-oxidán, reduciendo su densidad óptica y su capacidad de absorción. Por ello, en época de verano, el agua se aclara, y la RUV llega a mayores profundidades en lagos y arroyos (Mostofa *et al.*, 2013).

En los cuerpos de agua, las variaciones de las concentraciones de MOD y MOP, y por lo tanto la MODC, dependen de la ubicación, estación climática, temperatura, cantidad de partículas en suspensión y tipo de materia vegetal (Reche, 2003). Los lagos, por ejemplo, tienen bajas concentraciones de materia orgánica y su capacidad de reposición es menor que en los ríos y arroyos en cabeceras de cuenca, lo que los hace

más vulnerables a la RUV. En invierno o épocas de lluvia, hay un incremento de la capacidad de reposición de la materia orgánica; sin embargo, las lluvias ácidas pueden retardar su descomposición al inhibir la acción de los microorganismos e invertebrados (Mostofa *et al.*, 2013). Esta inhibición, también puede deberse al incremento de la biodisponibilidad de partículas metálicas (Preston *et al.*, 1999; Liess *et al.*, 2001). El tipo de materia vegetal y su presencia dentro o fuera de los cuerpos de agua también son variables importantes para determinar la concentración y la capacidad de reposición de la materia orgánica, por la diferencia en la tasa de descomposición de hojas de plantas leñosas (200 días), no leñosas (65 días), o plantas acuáticas sumergidas (menos de 65 días) (Vidal-Abarca, 2014).

La mayoría de productores primarios planctónicos, bentónicos y crustáceos, logran adaptarse a la intensidad de la RUV mediante la migración a zonas con menor radiación, incremento de la capacidad antioxidante, desarrollo de pigmentos foto-protectores, entre otros (Byron, 1982; Sommaruga, 2001). Sin embargo, en algunos casos se han visto alteraciones en la estructura de sus comunidades, ocasionadas por modificaciones en la abundancia, riqueza y distribución de taxa (Tartarotti *et al.*, 1999; Kelly y Clare, 2001). Asimismo, los protistas heterótrofos, las bacterias y los virus han demostrado ser especialmente sensibles a la RUV (Vidal-Abarca, 2014), al igual que peces y anfibios, pues en algunos de ellos se han detectado mutaciones y también incremento en la mortalidad (Kouwenberg *et al.*, 1999; Adolfo, 2003).

En un estudio realizado en el laboratorio, donde se utilizó una mayor intensidad de UV, se observó que quironómidos y dafnias presentaban una mayor tasa de mortalidad, parálisis parcial, cambio de pigmentación y un balance hídrico alterado, demostrando así

los posibles efectos que podrían presentar los invertebrados pertenecientes a estos ecosistemas (Cywinska *et al.*, 2007). Además, se demuestra que la RUV también afecta la migración vertical de las dafnias, ocasionando que estas migren hacia altitudes más bajas (Rhode *et al.*, 2001). Asimismo, en un estudio realizado en los lagos tropicales de alta montaña (entre 4 000 - 4 545 m s.n.m.) en los Andes bolivianos, se demuestra que las poblaciones de dafnias, con respecto a la incidencia de RUV, residen más en lugares profundos de la columna de agua durante el día que durante la noche; sin embargo, especies fuertemente pigmentadas (copépodos), no mostraron un comportamiento de migración fuerte, el cual se debe al desarrollo de pigmentación (Aguilera *et al.*, 2006). Sin embargo, según los estudios de Cooke, Williamson y Saros (2006) los efectos de RUV en *Leptodiptomus ashlandi* (copépodo) se pueden ver incrementados debido a los bajos niveles de MOD y las bajas temperaturas, demostrando que múltiples factores ambientales pueden influir en la respuesta de un organismo frente a UV.

Actualmente, el efecto de los RUV-B en los ecosistemas acuáticos ha incrementado debido al calentamiento global. Esto se debe principalmente a que la capa de ozono se ha ido reduciendo a consecuencia de la emisión industrial de sustancias que la destruyen, alterando sus propiedades de absorción. Además, la deforestación de los ambientes naturales ha creado un efecto sinérgico, debido a que la producción de materia orgánica que filtra la RUV se está reduciendo (Hader *et al.*, 2007).

2.3.2. Los metales, presencia y efectos en cuerpos de agua

El término 'metales', en especial 'metales pesado', es usado comúnmente para referirse a elementos a los que se les atribuye determinados efectos de contaminación ambiental, toxicidad y ecotoxicidad (Reyes-Navarrete *et al.*, 2015). Su presencia en

ecosistemas acuáticos, se debe a actividades antropogénicas, como la minería y fundición, que se han desarrollado desde hace cientos de años. Sin embargo, estos también se pueden encontrar de forma natural debido a tres factores: geológico, atmosférico y biológico (Adriano, 1986; Rizzo *et al.*, 2010). El primero, se debe al deterioro natural de la roca madre por erosión, lluvia o vientos, que produce una lixiviación continua de metales y genera una filtración ácida en los arroyos, como la alta concentración de fósforo en el río Pang (Inglaterra) por la meteorización de las apatitas (Murray, 1996; Quinn y Stroud, 2002; Bradl, 2005; Loayza-Muro, 2013). Moreau, Bertru y Buson, (1998), han descrito que la lluvia es trascendental en la variabilidad de las concentraciones de metales debido a su asociación con el incremento de la lixiviación en temporada de lluvia. El factor atmosférico, se refiere al transporte de metales de una zona a otra por medio de gases o polvo. Por ejemplo, los incendios pueden generar partículas ocasionando la deposición de metales en el suelo a distancia (Rizzo *et al.*, 2010). El factor biológico está relacionado con los organismos acuáticos que pueden tomar ciertos compuestos químicos del medio y excretar otros distintos, o biomagnificarlos en la cadena trófica (Meniguchía-Martínez, 2005). Los metales son considerados como uno de los contaminantes más peligrosos para los ecosistemas acuáticos porque no son biodegradables, tienden a acumularse en los organismos y desencadenan procesos toxicodinámicos y de biomagnificación (Rizzo *et al.*, 2010; Vicente, 2010).

A diferencia de otras sustancias, como los plaguicidas, los metales se hallan formando parte de la bioquímica (componentes de mecanismos de control, activadores de sistemas redox y estabilizadores de estructuras biológicas) de los seres vivos (Páez - Osuna, 1996; Reyes-Navarrete *et al.*, 2015). Por esta razón, los metales y sus especies

iónicas se pueden clasificar en esenciales, como Cu, Fe, Mn, Zn, Na, K, Ca y Mg, y tóxicos, que no poseen ninguna actividad biológica, como el Pb, Cd, Hg y Ag. Estos iones se encuentran en cantidades mínimas o trazas en el suelo, plantas, agua y tejidos, etc. Sin embargo, cantidades por encima de la requerida o natural, en el caso de los esenciales y más aún, en el de los no esenciales, son consideradas tóxicas (Bradl, 2005; Garcia, 2015). Por ejemplo, se ha demostrado que el Zn enlazado a las membranas y en el ambiente interno, es esencial en el mantenimiento en la estructura y función de las membranas celulares, pero que si su concentración aumenta, afectaría la estabilidad de la célula. Asimismo, se ha demostrado que la entrada de Cd y Hg en peces puede alterar la permeabilidad de las membranas celulares, porque afectan el movimiento pasivo de los iones e inhiben directamente la actividad de la ATPasa (Páez -Osuna, 1996).

A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no se eliminan de los ecosistemas acuáticos, lo cual les permite llegar a diferentes compartimentos, como la fase particulada (sedimentos), fase disuelta (disueltos en el agua), materia en suspensión, organismos bentónicos (plantas o animales que están en contacto con el fondo), invertebrados y peces (García *et al.*, 1999). Los sedimentos son fundamentales para conocer el grado de contaminación de un cuerpo de agua porque en éste se encuentra una gran proporción de cationes metálicos adsorbidos a la superficie de la materia particulada (arcillas, óxidos hidratados metálicos y materia orgánica particulada) a través de su carga negativa, que produce su deposición en los fondos. Esta atracción electrostática dependerá del tamaño, abundancia y composición de la materia particulada del sedimento, de la abundancia y naturaleza de los metales y de la profundidad de la columna de agua (Chen *et al.*, 1996; Usero *et al.*, 1997). En relación al tamaño, hay una

mayor adsorción por parte de sedimentos con partículas pequeñas, lo cual se debe a que éstas tienen una mayor área superficial con relación al volumen. Con respecto a la materia en suspensión, los metales se encuentran en forma de partículas; mientras que en la fase disuelta, los metales están presentes en forma de cationes o iones complejos, los cuales a su vez, pueden ser capturados por adsorción o absorción (Vicente, 2010; Rojas-Mayorquín, 2011).

Los organismos bentónicos (macroinvertebrados, moluscos y anélidos) interactúan continuamente con los metales, que pueden ingresar por vía directa a través de la superficie corporal, durante la respiración a través de branquias y mediante la ingesta de los alimentos, y acumularse en sus tejidos (Spacie *et al.*, 1995). Solis *et al.*, (1998), en estudios realizados en los ríos Caine y Molinero (Bolivia), encontraron que los quironómidos presentaban mayor concentración de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn en sus organismos que en los sedimentos. Asimismo, Romero, Vandecasteele, y Cooreman (2000), en el Rio Rocha (Madre de Dios), encontraron evidencia de la acumulación de Cr, Pb y Zn tanto en sedimentos como en quironómidos. La bioacumulación puede desencadenar procesos de biomagnificación, debido a que algunos organismos pueden transferir los metales a especies situadas en niveles superiores de la cadena trófica, aumentando su concentración (García *et al.*, 1999; Topalián *et al.*, 1999) y generando alteraciones metabólicas, mutaciones y transformaciones anatómicas en los organismos, incluido en el hombre (DesGrange *et al.*, 1998; Rizzo *et al.*, 2010; Vicente, 2010).

El grado de toxicidad y ecotoxicidad potencial de cada metal depende de una serie de factores fisicoquímicos y biológicos, los cuales a la vez determinarán su

biodisponibilidad (afinidad de un contaminante para ser absorbido o adsorbido por un organismo vivo) (Figura 7) (Páez-Osuna, 1996; Galán y Romero, 2008).

El factor fisicoquímico, está relacionado con aquellos parámetros, como pH, alcalinidad, potencial redox, presencia de ligandos orgánicos, entre otros, que influyen en la especiación o forma química de los metales (Tipping, 1981). Por ejemplo, a un pH ácido la mayoría de metales tienden a estar disueltos y más disponibles porque son menos adsorbidos a partículas y no precipitan. Sin embargo, algunos metales, como el As, Mo, Se y Cr tienen una mejor movilidad a pH alcalino (Forstner y Salomons, 1980; Greenaway y Rankine, 1992; Elbaz-Poulichet *et al.*, 1999). Con respecto al potencial redox, la movilización de los metales estaría relacionada con la oxidación de los minerales compuestos por sulfuros (FeS_2), ocasionando su dilución en los cuerpos de agua y aumento de pH. Esta acidez se debe a la oxidación e hidrólisis del Fe^{2+} el cual estaría formando Fe^{3+} . Por otro lado, en condiciones de reducción, metales como Mn, Cd, Cu, Cr y Zn ocasionarían una mayor toxicidad debido al incremento de su biodisponibilidad. (Osvaldo-Aduvire, 2006). Igualmente, los ligandos orgánicos estarían permitiendo la movilización de los metales debido a la formación de complejos con los iones metálicos lo que facilitaría su solubilidad, biodisponibilidad y dispersión. Por ejemplo, la formación de aquo-complejos e hidroxocomplejos tienen una ineficiente interacción con la superficie adsorbente (sedimentos o materia orgánica) lo que incrementaría su biodisponibilidad. Es importante resaltar que los metales de transición, considerados en su mayoría como metales pesados (Cr, Mg, Fe, Cu, Co, Ni y Zn), son aquellos elementos que se caracterizan por su habilidad de formar complejos (Cuizano *et al.*, 2010). Asimismo, los bajos niveles de dureza y de materia en suspensión, y baja salinidad

hematita (Fe_2O_3), goetita (FeOOH), magnetita (Fe_3O_4), y en formas sulfuradas, como la piritita (FeS_2). Estos son encontrados usualmente en arcillas debido a que son capturados por ácidos húmicos o fúlvicos (Kass, 1998). Es considerado un ion esencial, ya que es necesario para lograr una adecuada oxigenación tisular y en el metabolismo de la mayor parte de las células. Sus efectos tóxicos sobre los organismos ocurren cuando la cantidad asimilada es mayor que la requerida. Entre los efectos se incluyen una mayor peroxidación de lípidos, daño a la membrana de las mitocondrias y otros orgánulos celulares. En peces, se ha observado daño en las branquias (Forstener y Wittman, 1983; García *et al.*, 1999).

- Al, también presente en la corteza terrestre, se encuentra en muchos silicatos (feldespatos, plagioclasas y micas) (Rojas-Mayorquín, 2011). Una característica de este metal es la tendencia a formar sales solubles (Al^{+3}) en medio ácido, compuestos aluminatos solubles ($\text{Al}(\text{OH})_4$) en medio alcalino, e hidróxidos insolubles ($\text{Al}(\text{OH})_3$) en intervalos de pH de 6.5 - 7.5 (Freeman y Everhart, 1971). De los anteriores, el aluminio soluble es el que genera mayor toxicidad, reduciendo, entre algunos efectos, la capacidad de la calmodulina (proteína que regula el calcio en branquias y moco de los peces) para mediar la actividad de la ATPasa y fosfodiesterasa dependiente de calcio (Siegel y Haug, 1983).
- Zn, uno de los metales más abundantes en el ambiente, se encuentra en aguas superficiales en forma inorgánica, iónica o coloidal, siendo las especies más frecuentes el Zn^{2+} , $\text{Zn}(\text{OH})^+$ y ZnCl^{3-} . Se puede considerar, al igual que el Cd, un metal disponible debido a que se encuentra en una gran cantidad de minerales, siendo los más importantes la esfalerita (ZnS), esmithsonita (ZnCO_3) y la cincita (ZnO) (Vicente, 2010). Los ríos generalmente contienen entre 5 - 10 $\mu\text{g/L}$; las

algas, entre 20 - 700 mg/kg; los peces de mar y caparazón de bivalvos entre 3 - 25 mg/kg, las ostras entre 100 - 900 mg/kg y las langostas entre 7 - 50 mg/kg (Jones, Mercurio y Olivier, 2000). La toxicidad suele ser baja para los seres humanos; sin embargo, en un rango de concentración menor que 1 - 10 mg/L, tiene un gran efecto (presencia de manchas y problemas respiratorios) en invertebrados marinos (Taylor, 1983; Páez -Osuna, 1996).

- Pb, representa aproximadamente el 0,002% de la corteza de la tierra y es el metal más abundante debido a que se puede encontrar en más de 200 minerales, siendo los más resaltantes la galena (PbS), cerusita (PbCO₃) y anglesita (PbSO₄). Este suele ser poco móvil porque tiende a adsorberse (especialmente en partículas de arcilla), y con el aumento del pH puede precipitar (Bradl, 2005). Es tóxico tanto para humanos como animales, y los efectos crónicos y agudos incluyen alteraciones histopatológicas, deformidades, neurotoxicidad, anemia hemolítica e inhibición en la síntesis de hemoglobina (Davies *et al.*, 1976).

En los últimos años, las concentraciones de metales han ido en crecimiento en cuerpos de agua ubicados a gran altitud debido al calentamiento global. Esto se debe principalmente al incremento del derretimiento de los glaciares, el cual ha dejado descubiertas grandes porciones de roca madre mineralizada, cuyo deterioro ha ocasionado un incremento de filtraciones ácidas a lagos y ríos (Chacón *et al.*, 2005).

2.3.3. Interacción RUV – metal

Los ecosistemas acuáticos constantemente se encuentran expuestos a diferentes perturbaciones, tanto naturales como antropogénicas. Sin embargo, actualmente no se

conocen muy bien sus efectos combinados, debido a que la comunidad científica se ha limitado a investigar perturbaciones individuales (Duquesne y Liess, 2003).

Líneas arriba, se han descrito los posibles efectos que la RUV y los metales pueden ocasionar en los cuerpos de agua, pero se desconoce si su combinación genera una interacción química o física con efectos más nocivos sobre las comunidades biológicas. Sin embargo, algunos estudios han demostrado su efecto sinérgico mediante la alteración de la composición de las comunidades de macroinvertebrados, producida por una disminución de la riqueza de taxa y abundancia de organismos (Kashian *et al.*, 2004). Por ejemplo, se ha descrito que en presencia de RUV, los macroinvertebrados bentónicos, como *Gammaridae (Paramorea walkeri)*, son más sensibles a la toxicidad de Zn, Cu, Cd, Cr, Ni y Pb (Duquesne y Liess, 2003); sin embargo, en algunas comunidades de efemerópteros y tricópteros expuestas a metales por periodos prolongados son más susceptibles a la RUV-B (Kashian *et al.*, 2007; Zuellig *et al.*, 2008). Estos resultados, demuestran que la adaptabilidad hacia un tipo de estrés puede aumentar la sensibilidad hacia otros factores, lo que puede explicarse por la gran energía requerida por un organismo para enfrentar un factor específico, que afectaría su capacidad para responder a otras perturbaciones (Congdom *et al.*, 2001).

Es posible que el efecto sinérgico en los ecosistemas acuáticos se deba principalmente a las interacciones entre MOD, metales y RUV-B, debido a que el material orgánico afecta a la biodisponibilidad de metales y la penetración de RUV-B. Este efecto puede ser modulado por el clima, que genera cambios en las corrientes de agua, intensidad solar, temperatura, productividad primaria, entre otros, que pueden influir en la interacción RUV-metal sobre las comunidades bentónicas (Clemments *et al.*, 2008)

(Figura 8). Por ello, se estima que el cambio climático podría tener un impacto significativo en la biodiversidad y funcionamiento de las comunidades acuáticas a través de sus efectos sobre los ciclos biogeoquímicos, la vegetación de ribera y los procesos hidrológicos (Kashian *et al.*, 2004).

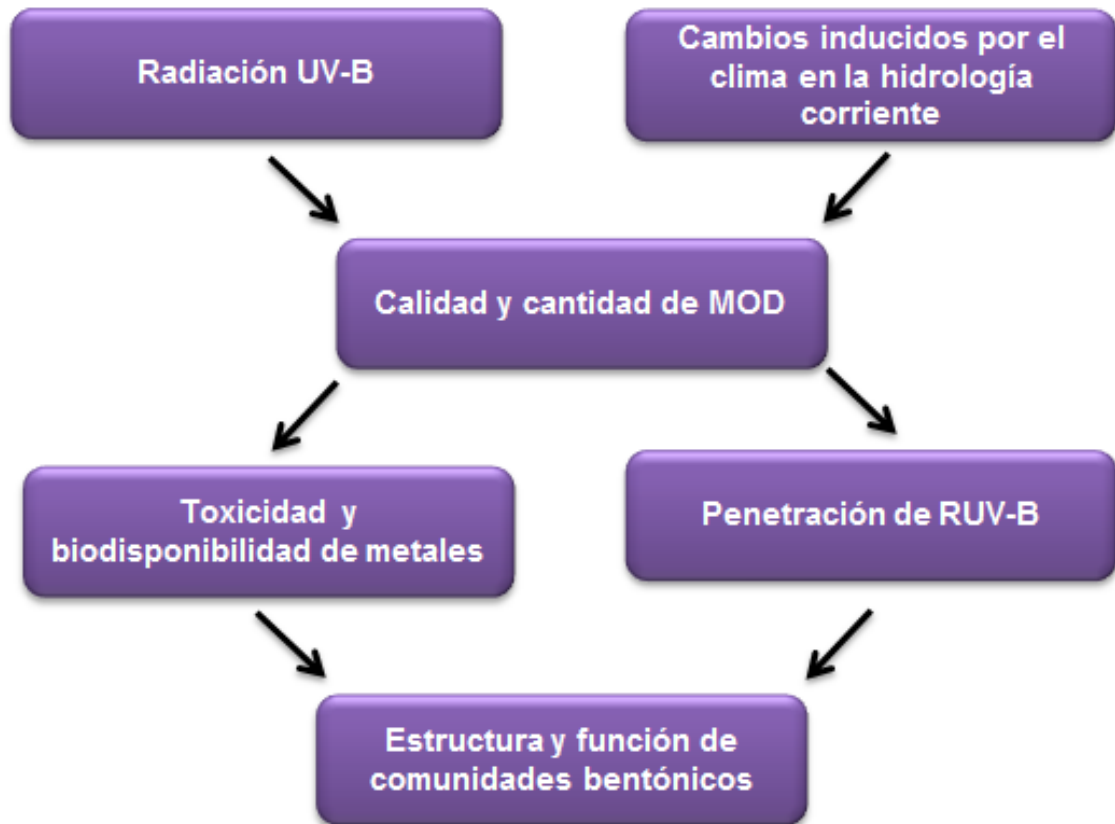


Figura 8: Modelo conceptual el cual explica la interacción metal-UV.

2.4. Factores Bióticos

En términos ecológicos, comprende los organismos vivos en un ecosistema y sus interacciones intra- e interespecíficas, que condicionarán su existencia (Gliessman, 2002).

Como ya se mencionó, el Perú posee diferentes pisos ecológicos con condiciones climáticas específicas (temperatura, precipitación, radiación solar, etc.) (Sklenár y Ramsay, 2001), que determinan la flora y fauna del lugar. Por ejemplo, cerca de la línea de bosques, dominan pastos amacollados en forma de penachos y arbustos erectos con hojas siempre verdes, que desaparecen gradualmente a lo largo de la gradiente de elevación y son reemplazados en su mayoría por plantas herbáceas, que resisten temperaturas extremas y elevada radiación solar (Cuesta *et al.*, 2012).

2.4.1. Macroinvertebrados

Según Oscoz (2014), se podría definir a los macroinvertebrados acuáticos como “aquellos organismos invertebrados habitantes, en algún momento de su ciclo vital, de hábitats acuáticos, y que son retenidos por mallas de luz entre 200 y 500 μ m”. Estos viven sobre, debajo y alrededor de las rocas y en los sedimentos en el fondo de lagos, ríos y arroyos. Debido al medio donde viven, estos suelen considerarse como bentos, pues no son especies que naden libremente. En la fauna bentónica están incluidos diversos grupos de invertebrados como moluscos, lombrices, sanguijuelas, platelmintos, crustáceos, ácaros y principalmente los estados juveniles de varios órdenes de insectos (Duffy, 2014).

La composición de la comunidad de macroinvertebrados depende de muchos factores abióticos. La altitud, que refleja la variabilidad de la temperatura del agua, presión atmosférica, concentración de oxígeno, tipo de vegetación y hábitats, y calidad y cantidad de materia orgánica, tiene influencia en la riqueza y abundancia de estas taxa (Jacobsen *et al.*, 2003; Jacobsen y Marín, 2007; Jacobsen, 2008). Así, se ha visto que los miembros de las Familias *Leptoceridae* e *Hydropsychidae* (tricóptero) tienden a disminuir su abundancia con la altitud; y por el contrario, *Chironomidae* (díptera), *Elmidae* (coleóptero) e *Hydroptilidae* (tricóptero) son más abundantes a mayor altitud (Villamarín, 2008). La variación latitudinal también produce cambios en las comunidades, como en el caso de los plecópteros, que son más diversos en latitudes mayores (Palma y Figueroa, 2008). Otros factores, como el caudal dependiente de las precipitaciones, ocasionan un descenso en la densidad de las comunidades de invertebrados acuáticos (Flecker y Feifarek, 1994). Asimismo, los niveles bajos de oxígeno disuelto, temperaturas y pH's extremos pueden ocasionar modificaciones en las etapas reproductivas, de la alimentación, y de sus tasas metabólicas, lo cual también ocasionaría un descenso en las comunidades (Roldán, 2003; Gerhard *et al.*, 2004; Loayza-Muro *et al.*, 2010).

Por otro lado, bajo la perspectiva del calentamiento global, el retroceso de los glaciares podría favorecer el avance de la sucesión biológica hacia las regiones altas, debido principalmente al incremento de la temperatura en las zonas bajas (Moya *et al.*, 2009). Según Durance y Omerod (2007), la abundancia de macroinvertebrados podría disminuir en un 21% por cada incremento de 1°C.

Debido a los altos índices de contaminación en cuerpos de agua en todo el mundo, los científicos han desarrollado diversas metodologías para su análisis químico. Sin

embargo, esta información no es concluyente sobre el estado ecológico del cuerpo de agua afectado porque no permite establecer relaciones causa-efecto entre la presencia y concentraciones de los contaminantes y sus efectos sobre la biota. Para complementar este enfoque, se han usado los bioindicadores, sobre todo los macroinvertebrados, como herramienta imprescindible en la evaluación de la calidad biológica del agua (González del Tánago y García de Jalón, 1984; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Estos han sido seleccionados por: (1) Tener una amplia distribución geográfica en diferentes tipos de ambiente y una gran riqueza de especies ; (2) su rol ecológico como fuente de alimentación para otras especies y participación en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes; (3) permanecer en un mismo ecosistema durante un largo tiempo, lo que los hace representativos de la calidad del área donde son colectados; (4) su sensibilidad a diferentes factores de estrés y la variedad de respuestas a los gradientes ambientales y de contaminación; (5) tener ciclos de vida relativamente cortos y reflejar con mayor rapidez las alteraciones del ambiente, que se evidencian en los cambios en la abundancia y composición de sus comunidades; y (6) habitar y alimentarse en o sobre los sedimentos, donde tienden a acumularse los elementos y compuestos tóxicos, que finalmente se incorporan a la cadena trófica a través de ellos. (Reece y Richardson, 2000; Bonada *et al.*, 2006). A pesar de estas ventajas, se ha encontrado dificultades en el uso de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad el agua, debido a que sus comunidades son heterogéneas y, en algunos casos, la información taxonómica no es completa, y porque las variaciones en la dinámica de sus poblaciones puede interferir en la interpretación de los resultados (Minshall *et al.*, 1985; Gamboa *et al.*, 2008).

Para determinar la calidad biológica de un cuerpo de agua, debe evaluarse los cambios en la composición de la comunidad de macroinvertebrados debido a las perturbaciones del medio donde habitan (Segnini, 2003; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005; Gamboa *et al.*, 2008). Siguiendo este concepto, se inició el uso de bioindicadores mediante la elaboración de listas de especies que podían vivir bajo diferentes condiciones de saprobiedad (contaminación orgánica), siendo una de las primeras la desarrollada por Kolwitz y Marsson (1908). Posteriormente, se desarrollaron índices de diversidad, relacionados con la riqueza y abundancia de la especie; e índices bióticos, que integran conceptos de saprobiedad y diversidad. Entre los más usados están el *Biological Monitoring Working Party Score* (BMWP), usado en Europa; el *Indice de Qualité Biologique Generale* (IQBG) y el *Indice Biotique* (IB), en Francia; el *Trent Biological Index* (BI), en Inglaterra, entre otros (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Una de las adaptaciones de estos índices es el *Andean Biotic Index* (ABI), que se basa en una lista de taxa de macroinvertebrados distribuidos por encima de los 2000 m en los Andes (Domínguez y Fernández, 2009; Acosta *et al.*, 2009). Sin embargo, existen cambios en el hábitat acuático que no ocasionan grandes impactos en la riqueza y abundancia de macroinvertebrados, pero que inducen cambios imperceptibles a nivel bioquímico, genético, histológico y fisiológico, que pueden ser utilizados como sistemas de alerta temprana para indicar posibles efectos de una variedad de contaminantes en el funcionamiento de estos ecosistemas. Entonces, aparece el concepto de biomarcadores, dentro de los que se encuentran las respuestas subcelulares a la radiación solar y metales, como la activación de la capacidad antioxidante y niveles de pigmentos, para determinar el estado ecológico de lagunas y ríos (Rautio y Korhola, 2002; Hakkinen *et al.*,

2003; Baat *et al.*, 2012; Loayza-Muro *et al.*, 2013a ; Loayza-Muro *et al.*, 2013b; Leceta-Gobitz, 2013).

Actualmente, hay un creciente número de trabajos sobre la evaluación de la calidad de las lagunas y ríos altoandinos en América del Sur mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores, y sus biomarcadores. Sin embargo, a pesar de haberse desarrollado el ABI en base a una lista de taxa adaptada especialmente a las condiciones de los Andes, todavía existen dificultades de aplicación por una falta de conocimiento profundo sobre la entomofauna de la región y la sensibilidad de cada taxón a los contaminantes más persistentes, como los metales. A la fecha, en América del Sur se han registrado aproximadamente 16 órdenes, con alrededor de 258 familias, 583 géneros y 35 236 especies, pero actualmente el número de taxones está creciendo debido al desarrollo acelerado de su estudio (Domínguez y Fernández, 2009).

Según Acosta *et al.* (2009), que ha sido el primero en publicar una metodología de muestreo y determinación del estado ecológico de los ríos altoandinos mediante el ABI, y Villamarín (2012) los Órdenes díptera, tricóptera, coleóptera y efemeróptera, y las familias *Chironomidae*, *Leptoceridae*, *Elmidae* y *Baetidae* son los más representativos en estas zona del Perú y Ecuador (Foto 1).

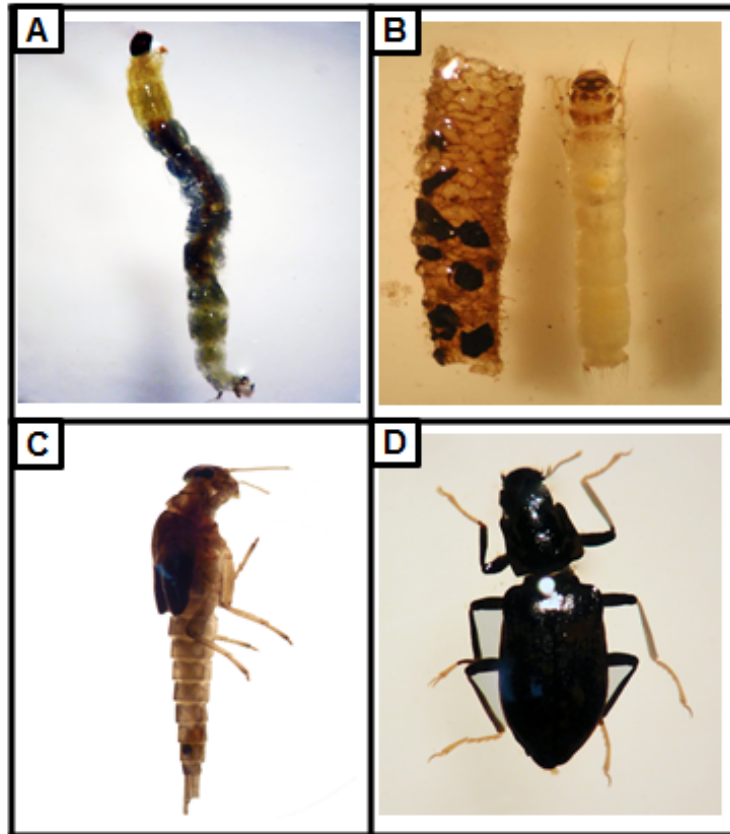


Foto 1: Macroinvertebrados más abundantes en ríos altoandinos. (A) *Chironomidae*; (B) *Leptoceridae*; (C) *Baetidae*; (D) *Elmidae*.

2.4.2. Capacidad antioxidante

Los radicales libres son átomos o moléculas, cargadas o no, cuyas estructuras atómicas presentan uno o más electrones desapareados en su órbita más externa, lo que les confiere una configuración de gran inestabilidad y alta capacidad reactiva. La capacidad antioxidante, se refiere a la capacidad que tiene un organismo de retrasar o evitar el daño ocasionado por estos radicales (Gregorio, 2005; Tovar del Río, 2013).

En el medio natural, existen diferentes tipos de radicales libres, que suelen tener una vida media corta, y un rango de acción cercano al sitio en el que se forman. Esto dificulta la determinación de la dosis presente, por lo que su presencia se infiere por los

cambios que ocurren producto de las reacciones con las moléculas de su entorno (Gregorio, 2005). Entre los radicales libres se encuentran las especies reactivas de oxígeno (ERO), las cuales derivan de la molécula de oxígeno (O_2). Esta se puede clasificar en radicales libres inorgánicos o primarios (superóxido, hidroxilo y óxido nítrico), y radicales libres orgánicos o secundarios, donde los principales átomos están compuestos por carbono, nitrógeno, oxígeno y azufre, y que poseen una vida media un tanto mayor que los primeros (Sies, 1991; Venéreo y Justo, 2002). De los anteriores, el radical hidroxilo ($OH\cdot$) es el más reactivo en los sistemas biológicos, y está implicado en reacciones como la peroxidación de lípidos y la generación de otros radicales tóxicos (Barata *et. al.*, 2005). Se forma a partir del superóxido ($O_2^{\cdot-}$) y el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), a través de las reacciones de Fenton (en sistemas biológicos y en el ambiente) y Haber-Weiss (en sistemas biológicos), donde el Fe y Cu intervienen como catalizadores (Figura 9) (Stohs y Bagchi, 1995; Barata *et. al.*, 2005; Barbusinski, 2009). Los factores que favorecen la formación de los radicales libres y las ERO son la radiación ionizante (UV, térmica), la excesiva disponibilidad de metales (Fe, Cu, Zn) y compuestos químicos tóxicos (organoclorados, hidrocarburos y poliaromáticos) (Gregorio, 2005; Macedo, 2012).

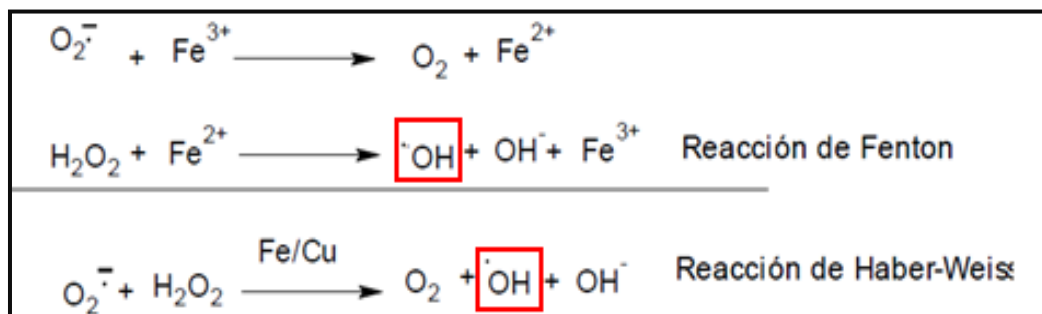


Figura 9: Reacción de Fenton y Reacción de Haber – Weiss. Los cuadros rojos indican los radicales hidroxilos formados.

La mayoría de organismos tienen sistemas de defensa antioxidante cuyo objetivo principal es el de mantener el equilibrio prooxidante (moléculas o radicales libres altamente reactivos)/antioxidante, a favor de los últimos (Venéreo y Justo, 2002; Mayor, 2010). Éstos consisten de varios 'captadores' de radicales libres de bajo peso molecular y de diferentes enzimas. Estos pueden ser endógenos, o normalmente sintetizados por el organismo, y exógenos, que ingresan por medio de la dieta. Con respecto a los primeros, las enzimas más características son la catalasa (CAT, transforma el peróxido de hidrógeno en agua y oxígeno), superóxido dismutasa (SOD, convierte el superóxido en peróxido de hidrógeno), la glutatión peroxidasa (GPx, reduce el peróxido de hidrógeno o lipoperóxidos) y la glutatión-S-transferasa (GST, elimina xenobióticos mediante unión con grupos sulfhidrilo) (Venéreo y Justo, 2002; Camus y Gullisken, 2005; Tovar del Río, 2013). Entre los exógenos no enzimáticos, los más conocidos son el betacaroteno y α -tocoferol (vitamina A y E, respetivamente, secuestran radicales libres a través de sus dobles enlaces), el ácido ascórbico (vitamina C, destruye el peróxido de hidrógeno, captura radicales hidroxilo y regenera la forma oxidada de la vitamina E) (Parker, 1994; Jiménez *et al.*, 2000, Benitez, 2006; Podsedek, 2007). Si el equilibrio prooxidante/antioxidante se ve alterado ocasionando un aumento de los radicales libres se produce un estrés oxidativo, y los organismos se verán afectados por el daño al ADN (hidroxilación de bases), la degradación de proteínas, la inactivación enzimática y la peroxidación lipídica, la cual es considerada como la más nociva debido a que daña la membrana e integridad celular (Figura 10) (Venéreo y Justo, 2002; Tovar del Río, 2013).

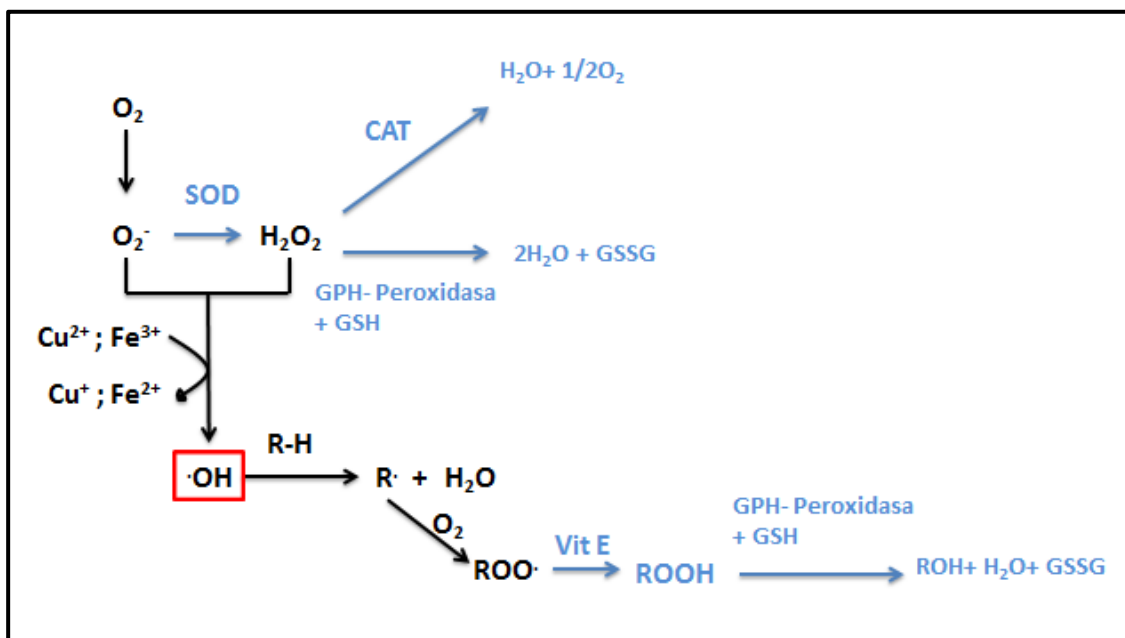


Figura 10: Formación de ROS (negro) y principales vías antioxidantes (celeste).

En organismos acuáticos, se ha observado que la RUV puede activar algunas enzimas, como la CAT en *Daphnia longispina* (Vega y Pizarro, 2000) y la SOD, CAT y GST en individuos de copépodos no pigmentados en comparación con aquellos pigmentados (Hanson y Hylander, 2009). Por otro lado, la exposición de organismos acuáticos a elevadas concentraciones de metales, como el Cu, Cr, Fe y Hg, también puede incrementar la actividad de la SOD, CAT y GST en tricópteros (Barata *et al.*, 2005) y de CAT en microalgas (Aránguiz y Gaete, 2009).

2.4.3. Pigmentación

Debido al estrés causado por la radiación solar, los organismos acuáticos, en especial aquellos que no tienen mayor movilidad, han desarrollado mecanismos de fotoprotección que absorben la RUV. Entre los mecanismos más conocidos se encuentran los carotenoides, los aminoácidos similares a las micosporinas (MAAs) y la

melanina (Zagarese, 1998; Carrillo, Medina-Sánchez y Villar-Argaiz, 2002; Pérez *et al.*, 2011) .

Los carotenoides o tetraterpenoides son moléculas fotoprotectoras ampliamente distribuidas en los ecosistemas acuáticos, que sólo pueden ser sintetizadas por vegetales y ciertos microorganismos (algas y cianobacterias). Existen más de 600 tipos de carotenoides, que absorben la RUV en el rango de 380 - 550nm, y que proveen de pigmentos accesorios como el amarillo, anaranjado o rojo, cuya capacidad antioxidante está relacionada con el número de enlaces dobles en la molécula (Zagarese, 1998; Meyers, 2000; Bhosale, 2004) .

Los MAAs absorben la RUV en el rango de 310 - 360 nm, habiéndose descrito 23 clases en organismos marinos. Es posible que la disipación térmica sea el mecanismo por el cual libera la energía de la RUV, sin producir residuos de la fotólisis de las moléculas. Los MAAs son solo sintetizados por algunas especies de fitoplancton, macroalgas y cianobacterias, pero al igual que los carotenoides, otros organismos como *Boeckella titicacae*, *D. menucoensis* y *Metacyclops mendocinus* los pueden incorporar por medio de la dieta y contribuir a su adaptación a la elevadas dosis de UV (Golcalvers *et al.*, 2002; Zaratti y Forno, 2003; Korbee *et al.*,2006).

La melanina es un tipo de polímero que tiene un amplio espectro de absorción de RUV (400-700 nm). Al igual que los carotenos, tiene un amplio rango de distribución en la naturaleza y brinda diferentes tipos de coloración (marrón, negro, amarillo y rojo) (Jacobson, 2000; Hansson y Hylander, 2009). Son moléculas resistentes al pH alto pero susceptible a la degradación por bases fuertes, y es insoluble en agua o solventes

orgánicos. Hay diferentes tipos de melanina: eumelanina y alomelanina, caracterizadas por colores negros o cafés, piomelanina, con colores cafés, y feomelaninas, con colores rojizos y amarillos (Gomez y Nosanchuk, 2003). De las anteriores, la eumelanina y feomelanina, son sintetizadas debido a un cambio en la polimerización de componentes fenólicos originados de la tirosina a partir de la enzima tirosinasa, proteína catalítica que se caracteriza por contener Cu, la cual es estimulada por RUV y además regula directamente la cantidad de melanina producida, mientras que otras enzimas solo modifican el tipo de melanina que es sintetizada en la ruta bioquímica de la pigmentación (Blois M. , 1988b; Casañola-Martín *et al.*, 2013). Asimismo, se debe resaltar que el grado de esclerotización del exoesqueleto va a depender del número de enlaces entre proteínas, producto de las moléculas de ortoquinonas derivadas de la tirosina (Toro *et al.*, 2009).

La melanina tiene como funciones principales la absorción y dispersión de los RUV, e incluso la radiación gamma (Zhdanova *et al.*, 1980), y la antioxidante, ya que pueden estabilizar radicales libres y atrapar electrones no apareados, evitando su potencial dañino. Asimismo, se ha visto que tiene una gran afinidad por los iones metálicos, funcionando como detoxificadores (Commoner *et al.*, 1954; Hong y Simon, 2007).

Uno de los primeros estudios, realizado en dafnias, muestra que la mayor concentración de melanina se encuentra principalmente en algunas partes del caparazón, como la cabeza y antenas, que se restaura solo en presencia de luz y UV, y que sus niveles están directamente relacionados con el grado de transparencia de los lagos y la presencia de DOM (Hansson y Hylander, 2009). También se ha reportado que

organismos de la familia *Chironomidae* presentan altas concentraciones de melanina en ambientes con elevada RUV y concentraciones de metales, lo cual puede evidenciar su relación con la capacidad de tolerancia y adaptación de la macrofauna acuática (Loayza-Muro *et al.*, 2013).

III. HIPÓTESIS

La presencia de iones metálicos y la RUV, tienen un efecto significativo sobre la expresión de la capacidad antioxidante y la melanina en organismos acuáticos. Por ello, se espera encontrar grandes concentraciones de estos últimos, en macroinvertebrados que habitan en cuerpos de agua contaminados y a mayor altitud, a diferencia de aquellos ambientes de referencia y de menor altitud.

IV. OBJETIVOS

4.1. General

Determinar el efecto de los metales y RUV en la capacidad antioxidante y melanina presentes en los macroinvertebrados de lagunas y ríos de la subcuenca de Quillcay

4.2. Específico

- a. Evaluar las características fisicoquímicas (pH, conductividad, oxígeno disuelto, temperatura y metales pesados) y ambientales (RUV-B) en los puntos de muestreo considerados como referencia y contaminados de la subcuenca de Quillcay en época húmeda y seca.
- b. Identificar morfológicamente los macroinvertebrados bentónicos en estas lagunas y ríos en ambas épocas.
- c. Determinar la capacidad antioxidante y la concentración de melanina en los macroinvertebrados bentónicos.
- d. Analizar estadísticamente el efecto de los metales y de la RUV-B sobre la capacidad antioxidante y la concentración de melanina en los macroinvertebrados.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Lugar de muestreo

Se eligieron siete puntos de muestreo dentro de la subcuenca de Quillcay: (A) Laguna Churup, (B) Río Churup, (C) Río Quillcayhuanca, (D) Laguna Shallap, (E) Río Shallap, (F) Confluencia de los ríos Shallap y Quillcayhuanca y (G) Río Auqui. A y B, representaron los puntos de referencia, y C, D, E, F y G, los puntos contaminados. Estos lugares fueron muestreados durante los meses de marzo (temporada de lluvia), julio (temporada de estiaje) y noviembre (temporada de lluvia) de 2013 (Tabla 1 y Figura 11).

Tabla 1: Ubicación de los puntos de muestreo en la subcuenca de Quillcay, con sus respectivas coordenadas y altitud.

Punto	Altitud (m s.n.m.)	Coordenadas (UTM)	
(A) Laguna Churup	4467	18L 233156.70 E	8950482.05 S
(B) Río Churup	3852	18L 232234.65 E	8948414.30 S
(C) Río Quillcayhuanca	3854	18L 235061.00 E	8949655.00 N
(D) Laguna Shallap	4280	18L 240725.69 E	8949436.77 S
(E) Río Shallap	3876	18L 240020.00 E	8949098.00 S
(F) Confluencia ríos Shallap-Quillcayhuanca	3711	18L 232324.07 E	8947681.25 S
(G) Río Auqui	3301	18L 228024.22 E	8946688.63 S

Es importante mencionar que el estudio de Loayza-Muro et al. (2013) y Cruz (2013) brindaron información previa sobre el estado fisicoquímico de los puntos de muestreo en temporada de lluvia y estiaje, las cuales permitieron la definición del estatus y la temporada en este estudio. Asimismo, se debe resaltar que en estos lugares no se observaron ninguna fuente de contaminación antropogénica, por lo que se debe resaltar la contaminación natural ocasionada por el deshielo de los glaciares.

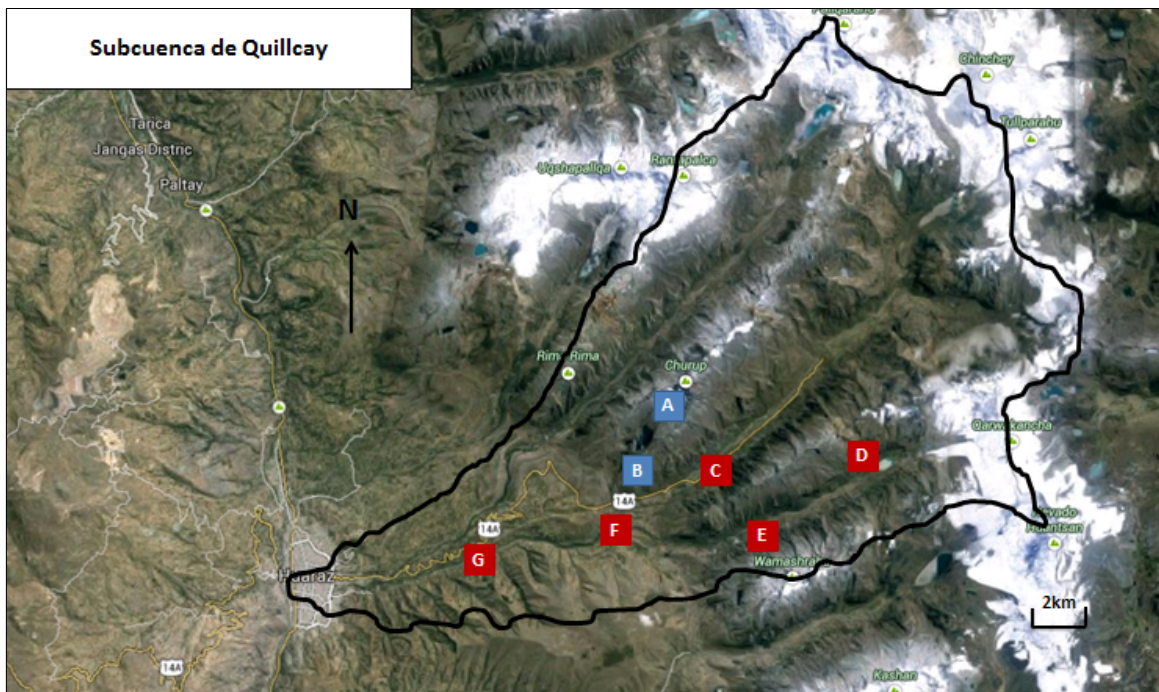


Figura 11: Mapa de la subcuenca de Quillcay y los respectivos puntos de muestreo. Fuente: Google Maps.

5.2. Características fisicoquímicas del agua.

En cada punto de muestreo se realizó las mediciones de temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto (OD) y sólidos totales disueltos (TDS) con un equipo portátil (Hach- HQ40d, USA). Para la determinación de metales, se tomó muestras de

agua (área superficial) y fueron guardadas en botellas de plásticos de 250 ml, previamente esterilizadas y preservadas en HNO₃ al 10%; asimismo, se tomaron muestras de sedimento, las cuales fueron almacenadas en bolsas plásticas tipo zip-lock de 250g.

Las muestras se analizaron por espectroscopia de emisión acoplada inductivamente a plasma (ICP-ES), la cual permite la detección simultánea de 25 cationes metálicos totales (USEPA, 1994). La RUV-B fue medida con un luxómetro y sonda radiométrica UV-B (Delta Ohm 2302.0, Padua, Italia) colocados en la superficie del agua desde las 10:00 h hasta las 14:00 h (intervalo de mayor radiación en el día). Cada proceso mencionado anteriormente se realizó por triplicado.

5.3. Muestreo de macroinvertebrados bentónicos

Los organismos fueron colectados en cada punto de muestreo, donde no se observaron peces o algún otro depredador. Los especímenes fueron colectados por 30min en aguas someras de las riberas y en aguas de mayor profundidad. En las riberas, se colectaron las larvas a partir de piedras, hojas y ramas, utilizando pinzas, cepillos de dientes y pinceles. En aguas de mayor profundidad, se colectó primero sedimento, ramas y cantos rodados utilizando redes de patada con una malla de 300 µm y 30 cm de abertura, que fue ubicada contra corriente para recibir el material removido por el pateo del sedimento. Posteriormente, las muestras se colectaron en baldes y se separaron por medio de tamices de acero inoxidable de diferente tamaño (0.48 mm, 0.87 mm, 2.18 mm y 4.08 mm). El material recogido por cada tamiz, fue colocado en bandejas de plástico blancas para la separación de las larvas. Este muestreo está relacionado con el protocolo GUADALMED (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002) y en el cual se utilizó ABI para determinar

las especies sensibles y tolerantes (Domínguez y Fernández, 2009), cuyo uso fue incluido en el protocolo CERA-S para determinar el estados ecológico de los ríos Andinos (Encalada *et al.*, 2011).

Los macroinvertebrados fueron almacenados en envases plásticos y en coolers a 4°C para su transporte. La identificación se realizó en el Laboratorio de Ecotoxicología – LID, utilizando un estereoscopio Zeiss Stemi DV-4 (lugar, Alemania) y las claves taxonómicas de Roldán (1996) y Domínguez y Fernández (2009). Finalmente, la muestras fueron separadas en familias y colocadas en Eppendorf de 1.5 mL a -20°C, hasta el momento de realizar los ensayos de capacidad antioxidante y melanina.

5.4. Capacidad antioxidante

La capacidad antioxidante (CA) no se puede determinar directamente, por lo que es necesario usar intermediarios o productos finales (Tovar del Río, 2013). Para ello, se usó el ensayo del DPPH (1,1-difenil-2-picril-hidrazilo) (Blois, 1958). Esta es una molécula conocida como una radical libre estable debido a la deslocalización de un electrón desapareado, que produce un color violeta al ser disuelto en etanol. Cuando la solución de DPPH reacciona con un sustrato antioxidante, que puede donar un átomo de hidrógeno, se produce un cambio de color a amarillo, el cual puede ser monitoreado espectrofotométricamente a 517 nm (Figura 12).

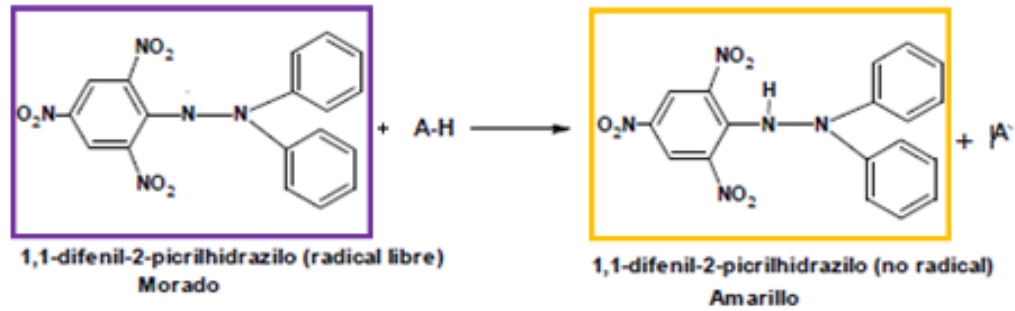


Figura 12: Estructura y reacción del DPPH, muestra el cambio de color que ocurre al interactuar con el antioxidante.

Para el desarrollo de los ensayos de CA y melanina se realizaron los siguientes pasos:

- 1.- Se pesó de 9 a 10 mg de las muestras secas de macroinvertebrados y fueron colocadas en tubos Eppendorf de 1.5 mL.
- 2.- En estos mismos tubos se trituraron las muestras con un homogenizador de mano (Pellet Pestle Motor, Sigma-Aldrich, USA).
- 3.- Se diluyeron en 1 mL de buffer fosfato salino (PBS; 0,14 M NaCl, 0,003 M KCl, 0,002 M k_3PO_4 , 0,01 M Na_3PO_4).
- 4.- Se disgregaron en un sonicador (Branson, 3510 R-MTH, USA) por 15 min.
- 5.- Se centrifugaron a 3500 rpm por 10 min
- 6.- Se separó el sobrenadante para determinar la CA y el precipitado para determinar la concentración de melanina.

Para el ensayo de CA se diluyó 2 mg de DPPH en 100 mL de metanol, se cubrió con papel de aluminio para evitar su degradación por la luz, y se conservó a 4°C. Esta solución no debe exceder los 15 días de preparación al realizar los ensayos.

Los ensayos de CA se realizaron en una microplaca por triplicado de la siguiente manera:(1) ensayo patrón de referencia (100 μ L PBS + 200 μ L de DPPH), (2) ensayo blanco de la muestra (100 μ L muestra + 200 μ L de metanol) y (3) ensayo muestra (100 μ L de sobrenadante + 200 μ L DPPH). Después de 5 min de iniciada la reacción, la placa fue leída en un espectrofotómetro (Biotek, Synergy H1USA) a 517nm.

La capacidad antioxidante (% de captación de radicales libres) se calculó usando la fórmula: $CA = [1 - (A2 - A3) / A1] \times 100$, donde A1 = absorbancia del patrón de referencia, A2 = absorbancia de la muestra y A3 = absorbancia del blanco de muestra (Flores *et al.*, 2008).

5.5. Determinación de melanina

Para la determinación de la concentración de melanina se utilizó el protocolo de Hebert y Emery (1990) adaptado para muestras de menor tamaño, el cual fue utilizado anteriormente por Loayza-Muro (2012, 2013) y Leceta-Gobitz (2013).

El ensayo consta de los siguientes procedimientos:

- 1.- El pellet extraído anteriormente se secó en una estufa a 37°C por 48 h
- 2.-Se pesó la muestra en una balanza analítica para obtener el peso total (Eppendorf + muestra), y se restó con el peso del tubo vacío (obtenido en el proceso anterior) para calcular el peso neto de la muestra
- 3.-Se agregó al pellet 1 mL de NaOH 5 M y se sonicó por un intervalo de 10 minutos
- 4.- Seguidamente se añadió 10 μ L de peróxido de hidrógeno (3% solución acuosa) y se homogenizó con un vórtex

- 5.-Se dejó en baño maría a 60°C durante 16 h
- 6.-Posteriormente las muestras se centrifugaron a 13000 rpm por 2 min
- 7.- Finalmente, el sobrenadante obtenido se leyó en un espectrofotómetro UV-visible a 350 nm (Genesys 6, Thermo Electron Corporation, USA).

Para calcular la concentración de melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$), se realizó una curva patrón utilizando una solución de melanina en NaOH 5M y 10 μL H_2O_2 (3% sol. acuosa). La pendiente obtenida de la curva, permitió el cálculo del coeficiente de absorbanza de melanina de 10.19 ($A/\mu\text{g}$)

Tanto para la determinación de la CA y melanina, se analizaron sólo 16 familias, debido a que se tenía la cantidad necesaria de muestra: Gammaridae, Hirudineo, Tubificidae, Corixidae (Hemiptera), Baetidae (Ephemeroptera), Chironomidae (Diptera), Tipulidae (Diptera), Muscidae(Diptera), Simuliidae(Diptera), Ceratopogonidae (Diptera), Tabanidae (Diptera), Empididae (Diptera), Odontoceridae (Trichoptera), Leptoceridae (Trichoptera), Hydrobiosidae (Trichoptera) y Elmidae (Coleptera),

5.6. Análisis estadístico

Los factores fisicoquímicos hallados en cada punto de muestreo se analizaron mediante el programa SPSS versión 11.5 para Windows. Se realizó una matriz de correlación y se corroboró la normalidad de las variables (pruebas de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov) Aquellas que cumplieron con esta condición fueron evaluadas por ANOVA de una vía ($P < 0.05$), el cual es una prueba paramétrica. Asimismo, aquellas que presentaron normalidad después de ser transformadas por logaritmo (LOG_x) también fueron evaluadas por ANOVA. Por otro lado, las que no cumplieron con normalidad

fueron evaluadas por una prueba no paramétrica (WILCOXON , $P < 0.05$). Estas pruebas se desarrollaron para observar diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los puntos de referencia y contaminado. En el caso de RUV, se utilizaron las pruebas para observar diferencias significativas ($p > 0.05$) por altitud y temporada.

Para determinar el efecto de los metales y la radiación UV, y de su interacción sobre los macroinvertebrados; primero, se tuvo que seleccionar aquellas familias que brindan mayor información de CA y melanina en una mayor cantidad de puntos de muestreo. Es por ello, que se escogen 7 familias de las 16 analizadas: Gammaridae, Hirudineo, Chironomidae, Corixidae, Baetidae, Tipulidae y Muscidae. A continuación, se realizó una matriz, y haciendo uso del mismo programa SPSS, se aplicó la prueba de ANOVA de dos vías con un intervalo de confianza del 95% ($P < 0.05$). Esta prueba se realizó para observar diferencias significativas ($P < 0.05$) de la CA y melanina por temporada, estatus, altitud, temporada*altitud, temporada*estatus y altitud*estatus.

VI. RESULTADOS

6.1. Características fisicoquímicas del agua

Los resultados muestran que tanto la temperatura (T) como el oxígeno disuelto (OD), son los únicos parámetros fisicoquímicos que no mostraron diferencias significativas (ANOVA, $P > 0.05$) entre los puntos de referencia y contaminados. Por el contrario, la conductividad (cond), pH, sólidos totales disueltos (STD) y los metales (Ca, Fe, Mg, Si, Sr y Zn) presentaron diferencias significativas entre estos puntos (WILCOXON, $P < 0.05$). Además, se observó una relación inversa entre el pH y los metales, debido al incremento de su concentración con respecto al aumento de la acidez (WILCOXON, $P < 0.05$). Asimismo, se observó una relación directa entre la conductividad y los STD (WILCOXON, $P < 0.05$). En el caso del Al, Mn y Co, no se pudieron incluir en los análisis debido a que mostraron valores no detectables (ND), lo que indica concentraciones mínimas que no pudieron ser registradas por el ensayo de espectroscopía óptica. A pesar de ello, se pudo observar diferencias entre los puntos de referencia y contaminados (Tabla 2).

Tabla 2: Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos de los lugares de muestreo en la subcuenca Quillcay. Zw (*) y P (P<0.05) son resultados del análisis de Wilcoxon para pruebas no paramétricas relacionadas con la mediana (\pm D.I.C.); F y P (P<0.05), indican los resultados del análisis del ANOVA de una vía, (**) relacionados con las medias (\pm D.E.) de los lugares de referencia y contaminados. Al, Ca y Mn, presentaron datos no detectables (ND).

Condición del lugar	Lugar	N	Cond (μ S/cm)	pH	T (°C)	OD (mg/L)	STD (ppm)	Al	Ca	Co	Fe	Mg	Mn	Si	Sr	Zn
								(mg/L)								
Referencia	A	18	46 (4)	7.00 (0.58)	11.6 (0.69)	5.7 (0.56)	33 (10.21)	ND	6.42 (0.28)	ND	0.029 (0.0105)	0.3 (0.005)	ND	1.79 (0.095)	0.0198 (0.001)	0.007 (0.003)
Referencia	B		37 (6)	7.43 (0.465)	8.57 (0.73)	6.85 (0.62)	19 (4.58)	ND ND	6.73 (0.87)	ND ND	0.03 (0.004)	0.3 (0.035)	ND ND	2.06 (0.15)	0.019 (0.001)	0.010 (0.001)
Contaminado	C	45	199 (48)	3.56 (0.185)	11.4 (0.39)	6.6 (0.34)	110 (28.35)	1.74 (0.12)	16.75 (2.055)	0.01 (0.004)	1.62 (0.17)	5.3 (0.7)	0.73 (0.1)	4.04 (0.34)	0.07 (0.012)	0.190 (0.020)
Contaminado	D		215 (44)	3.69 (0.155)	9.6 (1.48)	5.8 (0.79)	187 (41.77)	2.99 (0.48)	6.95 (0.79)	0.02 (0.008)	2.13 (0.575)	3.5 (0.765)	0.59 (0.15)	1.79 (0.325)	0.02 (0.001)	0.260 (0.050)
Contaminado	E		120 (20.5)	4.13 (0.105)	9.2 (1.36)	5.7 (0.40)	101 (19.53)	1.77 (0.29)	6.73 (1.135)	0.01 (0.005)	0.78 (0.27)	2.4 (0.515)	0.36 (0.08)	2.43 (0.245)	0.027 (0.003)	0.170 (0.030)
Contaminado	F		153 (23.5)	3.78 (0.42)	12.3 (1.76)	6.5 (0.53)	78 (17.76)	1.45 (0.08)	12.20 (0.3)	0.01 (0.00)	0.83 (0.22)	3.9 (0.006)	0.53 (0.05)	3.45 (0.17)	0.06 (0.005)	0.160 (0.005)
Contaminado	G		158 (42)	4.59 (0.27)	10.5 (1.46)	6.3 (0.46)	119 (32.94)	1.54 (0.10)	11.61 (3.23)	0.01 (0.00)	0.9 (0.54)	3.7 (1.03)	0.49 (0.13)	3.41 (0.495)	0.048 (0.015)	0.150 (0.028)
Zw / F			-6.172 *	6.168 *	1.28**	0.18**	209.76**	-	-4.298 *	-	-6.166 *	-6.170 *	-	-4.489 *	-5.937 *	-6.183*
P			0.000	0.000	0.262	0.673	0.000	-	0.000	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000

La Tabla 3, muestra las concentraciones de Zn, Ba, Cd, Cr, Pb, Zn, Co, Cu, Fe, Mn, No, Ni, Sr, Ti y V en sedimentos de las zonas contaminadas. Sin embargo, no se realizaron pruebas comparativas debido a que solo se tuvo datos de los puntos contaminados. Estos datos se tomaron como una referencia comparativa entre agua y sedimentos en estos puntos.

Tabla 3: Concentraciones de metales en sedimentos de los puntos contaminados de la Subcuenca Quillcay. Los valores ND son valores no detectados.

Lugar	As	Ba	Cd	Cr	Pb	Zn	Co	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Sr	Ti	V
	(mg/kg)														
C	27	19	0.52	7.6	ND	51	2.92	3.97	29816	317	15.2	5.3	9.6	386	18
D	322	57	1.85	10.1	41.7	88	6.90	11.45	87530	508	39.0	5.1	31.8	757	38
E	35	43	ND	9.7	ND	48	4.10	1.10	27300	279	21.4	ND	18.6	1050	36
F	25	19	0.58	7.8	ND	47	3.65	5.60	30205	265	15.0	ND	8.7	487	19
G	34	23	ND	ND	ND	61	4.95	16.62	19534	204	ND	7.8	11.6	332	24

La Tabla 4, muestra que la RUV-B presentó diferencias significativas en la altitud y temporada (WILCOXON, $P < 0.05$). Se destaca que a gran altitud y en temporada de estiaje la radiación fue mayor respecto a la de bajas altitudes y temporada de lluvia.

Tabla 4: Valores promedio de radiación UV-B en relación a la altitud (m s.n.m.) y temporada (Lluviosa y estiaje). Zw (*) y P (P<0.05) son resultados del análisis de Wilcoxon para pruebas no paramétricas relacionadas con la mediana (\pm DIC).

		UV-B (W/m ²)	Zw*	P
Altitud m s.n.m.	4 000 (A y D)	2.945 (0.84)	5.761	0.000
	3 000 (B,C,E,F,G)	1.78 (0.38)		
Temporada	Lluviosa	1.76 (0.625)	-4.14	0.000
	Estiaje	2.57 (1.1)		

6.2. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos

. Se identificó un total de 6 órdenes y 17 familias de macroinvertebrados insectos: Diptera (7), Coleoptera (3), Ephemeroptera (2), Plecoptera (1), Trichoptera (3) y Hemiptera (1), y otras pertenecientes a no insectos: Hydracarina, Gammaridae, Copepoda, Bivalvia, Hirudinea y Tubificidae (Tabla 5). En los sitios de referencia, el mayor número de individuos pertenecieron a las familias Gammaridae, Chironomidae, Baetidae y Corixidae, y en los sitios contaminados, a las familias Chironomidae y Corixidae. El punto A mostró la mayor cantidad de individuos e y el punto B mostró la mayor riqueza en los tres muestreos realizados.

Tabla 5: Abundancia y riqueza de las familias de macroinvertebrados recolectados en los puntos de referencia y contaminados en la subcuenca Quillcay.

Orden/Familia	REFERENCIA						CONTAMINADO												
	Marzo		Julio		Noviembre		Marzo			Julio					Noviembre				
	A	B	A	B	A	B	D	E	G	C	D	E	F	G	C	D	E	F	G
Non-insects																			
Hydracarina			10	2		2	1					38	1					1	4
Gammaridae	121	1	1046	7	2493	21	1	1								255			17
Copepoda	3			5							1		1						
Tubificidae		1		9	17	2					1							3	
Bivalvia			59		11	2													
Hirudinea	1		44		23	3										2		1	1
Insects																			
Diptera																			
Simuliidae	1	22						1	1										
Chironomidae	7	19	168	89	13	3	49	1	33	143	5	88	145	79	56	24	20	41	177
Tipulidae		4		9		1												1	2
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
Coleoptera																			
Elmidae		3		12					1			1		2					
Scirtidae				2			1		2										
Hydrophilidae				2															
Ephemeroptera																			
Baetidae		29	89	38		7				5						17	1		1
Leptophleblidae				3															
Plecoptera																			
Perlidae									1										
Trichoptera																			
Odontoceridae	3		29						1	3			1	26					
Leptoceridae	1	1							3										1
Hydrobiosidae	3		25			6	1	1		1									1
Hemiptera																			
Corixidae	187		92		9	8				180									
ABUNDANCIA	327	83	1564	192	2567	56	54	5	47	156	187	130	156	121	68	298	26	44	229
RIQUEZA	9	10	10	12	7	11	6	5	11	5	4	4	5	4	2	4	5	4	10

6.3. Capacidad antioxidante (CA) y pigmentación

Se obtuvieron resultados de las familias Gammaridae, Hirudineo, Chironomidae, Corixidae, Baetidae, Muscidae y Tipulidae, debido a que mostraron una mayor abundancia y se encontraron en la mayoría de puntos de muestreo. Por ello, los gráficos muestran algunos espacios en blanco, o como en el caso de Tipulidae, sólo se muestra a 3000 m s.n.m. Además, debido a la poca muestra, la D.S. no se pudo obtener en la mayoría de los puntos de muestreo, por ello la significancia o no significancia de la CA y melanina será de mayor consideración en la Tabla 6. (Anexo 1; Gráficos 1, 2 y 3).

En estos gráficos se observa, que el porcentaje de CA fue mayor en los lugares contaminados que en los de referencia. La mayor CA (92,19%) que se obtuvo en un lugar contaminado perteneció a la familia Corixidae, mientras que la menor (39.92%), a la familia Chironomidae. Por otro lado, la concentración de melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) fue mayor a 4000 que a 3000 m s.n.m., siendo la familia Corixidae aquella con la mayor concentración ($53.44 \mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) (Anexo 1; Gráficos 1, 2 y 3).

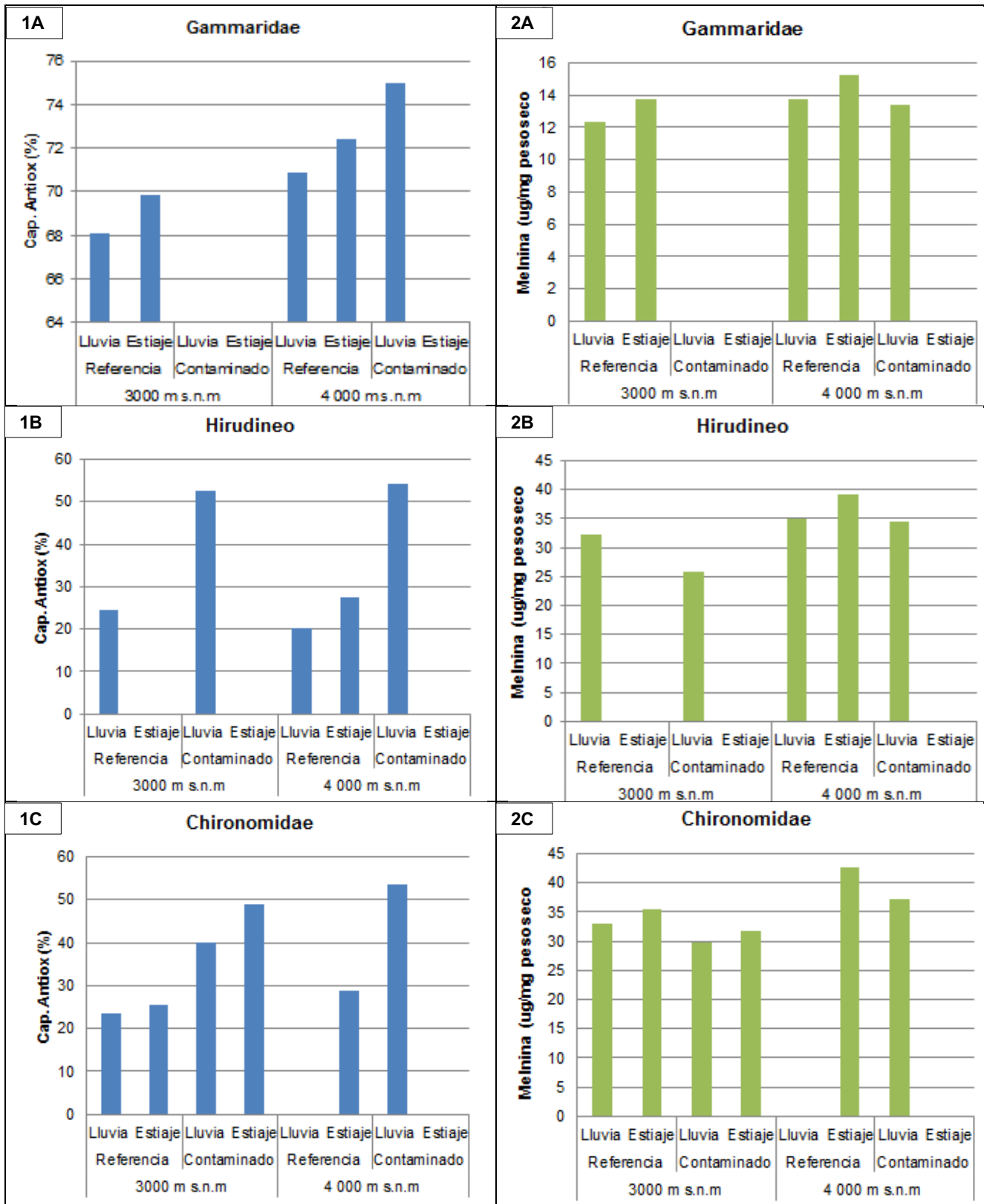


Gráfico 1: Capacidad antioxidante (%) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) de las familias Gammaridae (1A y 2A), Hirudinea (1B y 2B) y Chironomidae (1C y 2C), recogidas en temporadas de lluvia y estiaje, en lugares de referencia y contaminados de diferente altitud.

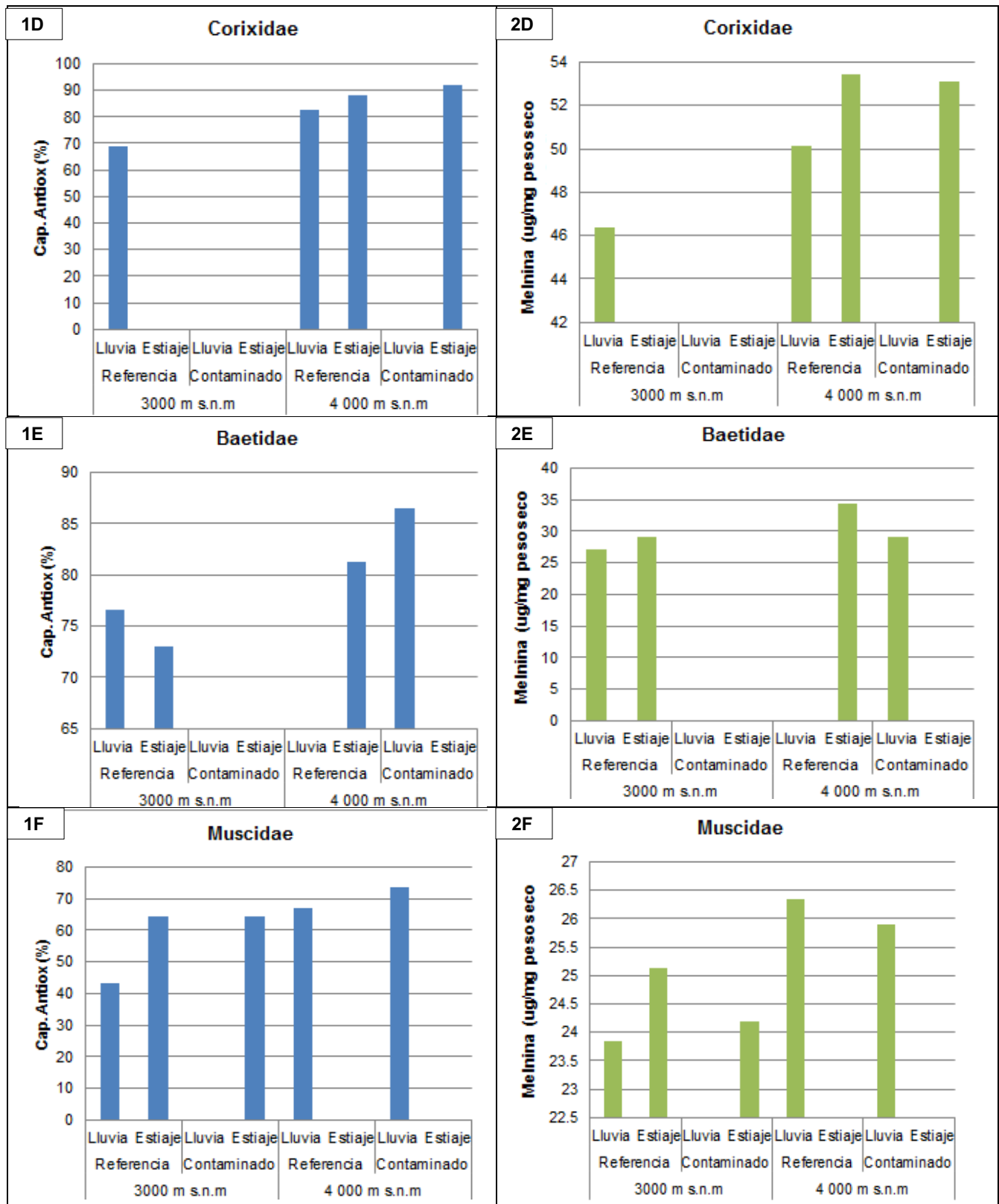


Gráfico 2: Capacidad antioxidante (%) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) de las familias Corixidae (1D y 2D), Baetidae (1E y 2E) y Muscidae (1F y 2F), recogidas en temporadas de lluvia y estiaje, en lugares de referencia y contaminados de diferente altitud.

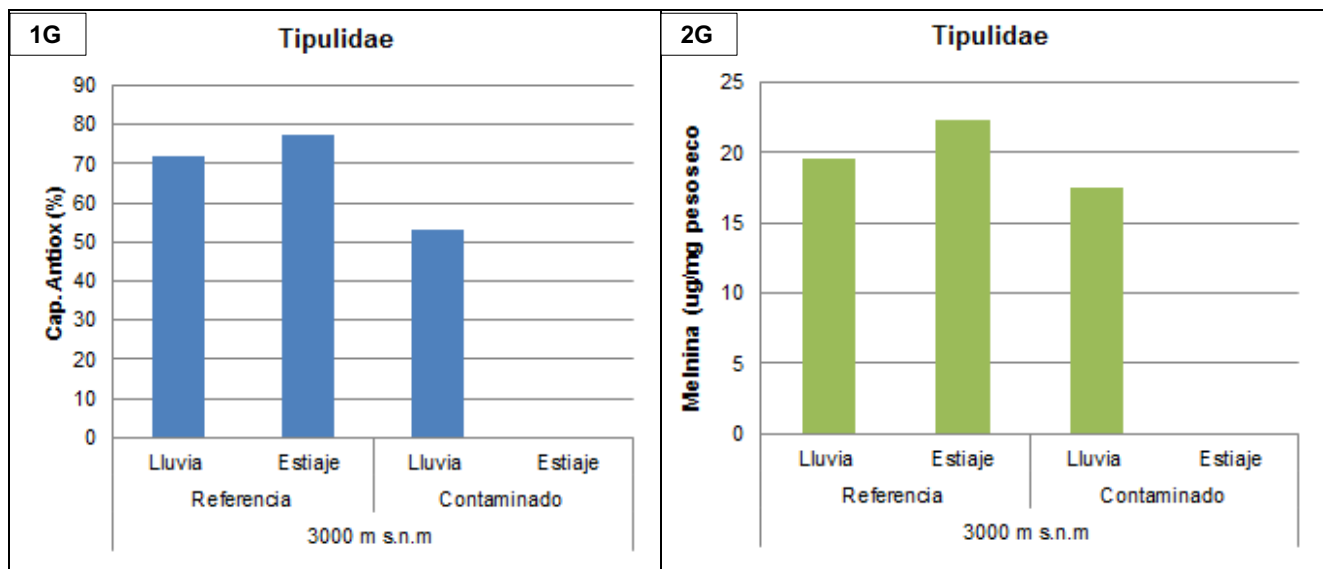


Gráfico 3: Capacidad antioxidante (%) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco) de la familia Tipulidae (1G y 2G), recogida en temporadas de lluvia y estiaje, en lugares de referencia y contaminados a 3 000 m s.n.m.

6.4. Efecto de los metales y RUV-B en la capacidad antioxidante y pigmentación

Los efectos de los metales y la RUV-B no fueron similares en todas las familias. Además, debido a la poca información disponible por punto de muestreo, debido a las dificultades para coleccionar suficiente material biológico, no se pudo evaluar la significancia de las condiciones temporada*altitud, temporada*estatus y altitud*estatus para todas las familias (Anexo 1, Tabla 6).

Con respecto a la capacidad antioxidante, se observó que Hirudinea y Chironomidae mostraron diferencias significativas con respecto a la condición del lugar, mientras que Corixidae y Muscidae lo hicieron con respecto a la altitud. Lo contrario se observó para Gammaridae, Baetidae y Tipulidae, que no mostraron diferencia alguna. Con relación a la melanina, las familias Gammaridae, Hirudinea, Chironomidae y

Muscidae mostraron diferencias significativas con relación a la temporada, altitud y estatus (dependiendo de la familia) (ANOVA, $P < 0.05$), pero las familias Corixidae, Baetidae y Tipulidae no mostraron diferencias (ANOVA, $P > 0.05$) (Anexo 1, Tabla 6).

Tabla 6: ANOVA de dos vías de la capacidad antioxidante y melanina con respecto a la temporada (lluviosa o estiaje), altitud (3 000 o 4 000 m s.n.m), estatus (referencia o contaminado), temporada*altitud, temporada*estatus y altitud*estatus. F y P ($p < 0.05$) indican los resultados del análisis de ANOVA.

			Temporada	Altitud	Estatus	Temporada*Altitud	Temporada*Estatus	Altitud*Estatus
Gammaridae	Cap.Antiox	F	1.758	4.957	6.591	0.008	-	-
		P	0.411	0.269	0.236	0.942	-	-
	Melanina	F	345.509	274.429	4.764	1.203	-	-
		P	0.034	0.038	0.274	0.471	-	-
Hirudinea	Cap.Antiox	F	0.680	0.031	24.436	-	-	0.225
		P	0.496	0.876	0.039	-	-	0.682
	Melanina	F	15.365	54.111	20.813	-	-	14.375
		P	0.059	0.018	0.045	-	-	0.063
Chironomidae	Cap.Antiox	F	0.998	2.238	13.204	-	0.436	-
		P	0.364	0.195	0.015	-	0.538	-
	Melanina	F	1.128	10.423	2.509	-	0.013	-
		P	0.337	0.023	0.174	-	0.914	-
Corixidae	Cap.Antiox	F	24.864	173.936	10.576	-	-	-
		P	0.126	0.048	0.190	-	-	-
	Melanina	F	2.141	36.931	13.699	-	-	-
		P	0.382	0.104	0.168	-	-	-
Baetidae	Cap.Antiox	F	8.030	31.593	0.755	-	-	-
		P	0.216	0.112	0.544	-	-	-
	Melanina	F	1.484	7.304	1.679	-	-	-
		P	0.438	0.226	0.418	-	-	-
Muscidae	Cap.Antiox	F	18.082	31.673	0.755	-	-	-
		P	0.051	0.030	0.476	-	-	-
	Melanina	F	19.163	102.642	15.711	-	-	-
		P	0.048	0.010	0.058	-	-	-
Tipulidae	Cap.Antiox	F	0.156	-	3.192	-	-	-
		P	0.731	-	0.216	-	-	-
	Melanina	F	0.966	-	0.812	-	-	-
		P	0.429	-	0.463	-	-	-

VII. DISCUSIÓN

Condiciones fisicoquímicas del lugar de estudio

Los ambientes de gran altitud son característicos por sus condiciones ambientales extremas, son de gran importancia por los diferentes hábitats que albergan, y sobre todo, son considerados la mayor fuente de agua para el hombre y un sinnúmero de actividades productivas. Por ello, conocer y evaluar la calidad de sus recursos hídricos es de gran importancia para determinar el estado ecológico de estos ambientes y el potencial efecto que la contaminación podría tener sobre la flora, la fauna y el ser humano.

Los parámetros fisicoquímicos que se evaluaron (pH, conductividad, OD, STD, UV y la concentración de los metales) mostraron que los lugares contaminados presentan naturalmente niveles bajos de pH y altas concentraciones de metales, lo cual se debe principalmente a los drenajes o filtraciones de tipo ácidos, originados sobre todo en la zonas altoandinas, por la meteorización y oxidación de los sulfuros metálicos de la pirita (FeS_2), que forman parte de las rocas metamórficas del lugar (Burns, 2010; Loayza-Muro *et al.*, 2013). Además, la acción de la oxidación, podría acelerarse debido al incremento del derretimiento y retroceso de los glaciares, lo cual provocaría una mayor exposición de las rocas a la intemperie (Chacón *et al.*, 2005). Asimismo, el pH ácido favorece la disolución de los metales y su movilización, incrementándose la biodisponibilidad de los iones metálicos en los cuerpos de agua, lo que se evidencia en el incremento de los STD y la conductividad a lo largo de las subcuencas estudiadas (Forstner y Salomons, 1980; Greenaway y Rankine, 1992; Elbaz-Poulichet *et al.*, 1999). El efecto del pH ácido se evidencia también por la presencia de costras de color anaranjado en los sedimentos de

los cuerpos de agua. En este caso, la lixiviación produce la movilización del ion Fe (III) y la formación de óxidos insolubles que precipitan y contribuyen a la destrucción y contaminación de los sedimentos (Courtney y Clements, 2000).

En su mayoría, las condiciones de pH y metales descritas anteriormente para el Perú, son conocidas como efectos colaterales de la pequeña, mediana y gran minería (relaves, tajos abiertos y socavones) (Guerrero, 2009; Leceta-Gobitz, 2013). Sin embargo, estudios como el de Loayza-Muro *et al.* (2013), que reportó para la subcuenca de Quillcay las mismas condiciones fisicoquímicas, pero de origen natural, sugiere que los cambios en el ambiente estarían afectando la calidad del agua proveniente de las cabeceras de cuenca, pues los drenajes ácidos naturales movilizan metales que exceden los valores de los estándares de calidad ambiental (ECA-N°002-2008-MINAM). De la misma manera, el presente estudio demuestra que la laguna glaciar Shallap, una de las fuentes de agua del río Santa, no es óptima para el consumo humano o la conservación de la flora y fauna, y que representa una importante fuente de contaminación con metales de la subcuenca de Quillcay. Esto podría ocurrir también en escenarios similares, donde la desglaciación, como la del glaciar Huaytapallana (Huancayo), que ya ha perdido más del 50% de su masa, ocasionaría la exposición y lixiviación de las rocas, y la generación de bajos valores de pH y altas concentraciones de metales en los cuerpos de agua aledaños. Tampoco se puede descartar que las condiciones fisicoquímicas de las 1 000 nuevas lagunas que aparecieron en el Perú debido al calentamiento global en las últimas décadas (López-Moreno *et al.*, 2014; Thomson Reuters, 2014)., posean estas mismas características

De los metales analizados tanto en agua como sedimentos, el As, Al, Cd, Cr, Fe, Mn y Zn son algunos de los elementos más comunes y dañinos que están afectando a los cuerpos de agua y que exceden los estándares de calidad ambiental (ECA-N°002-2008-MINAN) (Anexo 2). La elevada concentración de los metales en los sedimentos con respecto a la del agua, se debería a que la materia particulada (arcillas, materia orgánica y otros), atrae a los cationes metálicos hacia las profundidades de las columnas de agua (Chen *et al.*, 1996; Usero *et al.*, 1997) permitiendo así su bioacumulación en los organismos bentónicos. Debido a que los metales pueden ser liberados a la columna de agua por cambios en las condiciones ambientales (lluvias fuertes, pH, OD y otros) son considerados portadores y posibles fuentes de contaminación, que a largo plazo podrían originar su biomagnificación en las cadenas tróficas y el daño a diferentes especies ubicadas en niveles superiores (Páez -Osuna, 1996; García *et al.*, 1999; Topalián *et al.*, 1999). Esto implica que las bajas concentraciones de Al, Co y Mn en el agua podrían llegar a niveles superiores generando un incremento en su toxicidad. Huancaré (2014), obtuvo semejantes resultados en el estudio de acumulación de metales en sedimentos y agua en la laguna Mamacocha (Arequipa), donde encontró que las concentraciones de metales en los sedimentos eran mayores, y que a pesar del tiempo, la bioacumulación era una gran fuente de toxicidad para las especies bentónicas. A este respecto, Haas (2004) resaltó la persistencia de los macroinvertebrados, como Ephoron virgo y Chironomus riparius, en sedimentos contaminados debido a tubos construidos por estos mismos, los cuales cumplen importantes funciones de protección contra los depredadores y disturbios externos, y les facilita la alimentación e ingreso de oxígeno.

Los valores de OD no mostraron diferencias significativas entre los lugares de referencia y contaminados. Pero, se pudo percibir una pequeña elevación en las lagunas ubicadas a mayor altitud, lo cual podría deberse , a la casi ausencia de materia orgánica en descomposición, al flujo de las corrientes, y baja temperatura (Jacobsen, 2008a). Es importante mencionar, que los cambios bruscos de temperatura que se registran durante el día a grandes altitudes, pueden influir en las concentraciones de OD, afectando los ciclos de vida, rangos de distribución y la composición de las comunidades de organismos acuáticos, como los macroinvertebrados, y la disponibilidad y calidad del agua (Bradley *et al.*, 2006; Buytaert *et al.*, 2011; State Water Resources Control, 2015).

La RUV-B mostró diferencias significativas con respecto a la altitud y temporada. Los niveles de UV-B máximas registradas en este estudio se captaron en los sitios de mayor altitud (A: 4.71 y D: 4.43 W/m²), que además, son geográficamente cercanos a la zona ecuatorial, donde la capa de ozono es más delgada y los rayos solares inciden de forma perpendicular sobre la Tierra (Jacobsen, 2008b). Por otro lado, la incidencia de los rayos solares puede variar dependiendo de la temporada, ya que en época de lluvias la nubosidad aumenta limitando el ingreso de los rayos UV, y en la época de estiaje la cantidad de nubes disminuye (Bluthaler y Rehwald, 1992; Andrade *et al.*, 1998; Zaratti *et al.*, 2003). Estos resultados tienen relación con el estudio realizado por Rivas *et al.* (2002), que observaron que la RUV en el Norte de Chile (Arica) se incrementó a razón de 5.6%/km de altitud en un rango entre el nivel del mar y los 4 400 m s.n.m., con los valores más altos durante las estaciones de primavera y verano con días despejados. Leceta-Gobitz (2013), en su estudio, también resalta las grandes incidencias de RUV-B (4.01

W/m²) en aquellos cuerpos de agua que se ubican en elevadas altitudes, como en Yauli (Junín, 3 500 m s.n.m.).

Asimismo, se debe considerar que en el ambiente donde se ubican las lagunas Churup y Shallap (puntos A y D) no se observó gran cantidad de vegetación a los alrededores, y al ser ambientes lénticos su capacidad de reposición de materia orgánica es poca. En otras palabras, las bajas concentraciones de MOD y MOP permitirían que los rayos UV-B ingresen a una mayor profundidad, ocasionando un mayor efecto en las comunidades demacroinvertebrados. Por el contrario, en los ríos Churup, Quillcayhuanca, Shallap y Auqui, habría una menor incidencia de rayos UV-B debido a que se encuentran a menor altitud, son sistemas en constante movimiento y hay una gran presencia de arbustos, que ayudan a la reposición de MOD y MOP, los cuales a la vez, reducen la transparencia del agua (Hoge *et al.*, 1995; Reche, 2003; Vidal-Abarca, 2014). Estas observaciones se apoyan en los estudios de Leceta-Gobitz (2013) y Clements *et al.* (2008), que confirman la importancia de MOD como agente protector contra la RUV-B. Es importante indicar, que en los lugares contaminados por partículas metálicas, la descomposición de MOP se puede retardar aún más debido a la inhibición de la actividad de los microorganismos o macroinvertebrados por estos contaminantes. Clements *et al.* (2008) reportaron que las alteraciones en cantidad y calidad de MOD, ocasionadas por la biodisponibilidad de metales (principalmente de Cu²⁺), afectan significativamente el efecto foto-oxidante de MOD, y que sumado a los cambios en los ciclos biogeoquímicos, procesos hidrológicos y vegetación, que están ocurriendo en zonas de gran altitud en épocas secas debido al cambio climático, aumentarán significativamente la exposición de las comunidades bentónicas a los efectos combinados de metales y RUV .

Macroinvertebrados, RUV-B y metales

En la subcuenca de Quillcay, los lugares contaminados y de referencia presentaron diferencias en abundancia y riqueza de las familias de macroinvertebrados. Como ya se mencionó, los lugares contaminados muestran pH ácido, alta conductividad y una gran concentración de metales (As, Al, Cd, Cr, Fe, Mn y Zn). A pesar de ello, se encontró la presencia de las familias Chironomidae, Empididae, Muscidae, Tabanidae (Diptera), Baetidae (Ephemeroptera), Hydracarina y Hirudinea, consideradas tolerantes a la contaminación (Domínguez y Fernández, 2009). Por el contrario, en los lugares limpios, se encontraron las familias Gammaridae (Amphipoda), Copepoda, Perlidae, Leptophelebiidae, Odontoceridae, Leptoceridae y Hydrobioscidae, consideradas sensibles. La sensibilidad o tolerancia de cada familia están definidas en los índices de calidad de agua, como el ABI (Anexo 3), que se utilizó como referencia en este estudio, y que se basa en una lista de taxa de macroinvertebrados distribuidos por encima de los 2 000 msnm en los Andes. En este índice se otorgan valores de 1 a 10 a las diferentes familias, recibiendo valores inferiores las más tolerantes a la contaminación, y mayores las más sensibles (Domínguez y Fernández, 2009; Acosta *et al.*, 2009).

El efecto negativo observado en la diversidad y abundancia en los sitios contaminados debido a la exposición a metales, también han sido reportados por Kiffney y Clements (1994), quienes describieron la variación de la abundancia de Efemerópteros, Dípteros y Tricópteros en sitios contaminados con Zn, Cu y Cd; y por Leceta-Gobitz (2013), que observó que el máximo valor anual de Pb, Al, Fe, Mn, Cu y Zn coincidió con una menor riqueza de macroinvertebrados. Sin embargo, el efecto negativo observado en este estudio pudo haberse ocasionado por un rango amplio de respuestas

relacionadas a las condiciones fisicoquímicas y biológicas que permiten la biodisponibilidad de los metales. Con respecto a las primeras, debe enfatizarse la importancia del pH como un factor determinante de la biodisponibilidad de los cationes metálicos. Sin embargo, es posible que solo la acidez afecte directamente a los macroinvertebrados por la competencia de los iones H^+ con cationes importantes para la osmorregulación, como el Na^+ y Cl^- , a nivel de las branquias y tegumento. Esto indica que el efecto de los metales y del pH podría funcionar de manera independiente. Una prueba de ello, es el estudio de Courtney y Clements (2000), que sugieren que una continua exposición a los metales genera comunidades de macroinvertebrados tolerantes, pero sensibles a pH ácido, como en los efemerópteros *Baetis* spp. Con respecto a las condiciones biológicas, Kashian *et al.* (2007), mostraron que las especies de macroinvertebrados sensibles eran desplazadas o eliminadas por los taxa resistentes a la contaminación. Sin embargo, esta particularidad está relacionada con un elevado costo energético de las especies tolerantes, afectando su tamaño en la etapa larval, y que se traduce en una compensación negativa relacionada al crecimiento, mantenimiento y reproducción. Asimismo, se ha observado que los metales también pueden afectar las interacciones biológicas, principalmente la depredación. En su estudio, Kiffney (1996) observó que la exposición a Cd, Cu y Zn influyó en el resultado de la depredación de los plecópteros *Hydropsyche* sp. por *Hesperoperla pacifica* (Perlidae). Este mismo resultado lo obtuvo Clements *et al.* (1989), que mostraron que la vulnerabilidad del tricóptero *Hydropsychidae* frente a un depredador plecóptero fue mayor en presencia de Cu. Esto sugiere que la estructura de las comunidades de invertebrados bentónicos pueden ser indirectamente afectadas por los metales

La incidencia de UV-B, también pudo haber ocasionado cambios en la composición de las comunidades de macroinvertebrados, principalmente en los puntos A y D (> 4 000 m s.n.m.), donde se registró la mayor radiación. Estos cambios, estarían además influenciados por la variación de la RUV-B en las temporadas seca y de lluvias, siendo la primera de efectos negativos mayores debido al descenso de la profundidad de los cuerpos de agua (Kashian *et al.*, 2007). En este sentido, los cambios en la composición de las comunidades registrados en este estudio, podrían tener una relación estrecha con las estrategias conductuales o adaptaciones de los macroinvertebrados frente a la incidencia de RUV. Por ejemplo, Fischer *et al.* (2006), mostraron el comportamiento migratorio vertical de *Daphnia* sp exclusivamente durante el día. Por el contrario Aguilera *et al.* (2006) mostraron que en lagos tropicales en los Andes bolivianos (4000–4545 msnm), los copépodos no exhibieron ningún comportamiento migratorio en el día ni sensibilidad frente a la RUV debido a su pigmentación con melanina. Sin embargo, aquellas especies sin esta adaptación, tuvieron que buscar otra manera de protegerse, como la migración a una mayor profundidad. Pero, la presencia de estos pigmentos fotoprotectores pueden aumentar su susceptibilidad a los depredadores.

Otras especies, pueden evitar los altos niveles de UV-B ubicándose en hábitats que proporcionen sombra o elaborando coberturas para su protección, como en el caso de los tricópteros. En el estudio de Loayza-Muro *et al.* (2013) en la subcuenca de Quillcay (Rio Quilcayhuanca 3 998 m s.n.m), se evidenció que los coleópteros, efemerópteros y anfípodos fueron abundantes en los sitios de referencia a mayor altitud, debido a que la cobertura de macrófitas acuáticas proporcionó protección frente a la elevada RUV. En el presente estudio, esto podría explicar la abundancia de macroinvertebrados en el punto

más elevado (4 467 ms.n.m.), a pesar de la ausencia de vegetación ribereña que hubiese podido contribuir con la fotoprotección natural de la MOD, como ya fue mencionado.

Tanto los metales como la RUV-B pueden afectar directa o indirectamente a los macroinvertebrados; sin embargo, en un ambiente natural como el estudiado, la diferencia en la composición de las comunidades bentónicas entre los lugares de referencia y los contaminados también podría estar atribuida a la interacción entre los metales pesados, UV-B y DOM. Liess *et al.* (2001), demostraron que los factores de estrés ambiental (UV-B) en combinación con sustancias tóxicas (metales) aumentaron la sensibilidad del anfípodo *Paramoera walkeri* (Crustacea), lo que indica que la energía requerida por el organismo para enfrentar a un tipo de estrés en particular afecta su capacidad para responder a otro (Congdom *et al.*, 2001). Por otro lado, Clements *et al.* (2008) recalcó la importancia de la MOD como un agente protector contra UV-B y su participación en la biodisponibilidad de los metales debido a la afinidad de grupos funcionales, como el carboxilo, por estos cationes. Esto sugiere que los macroinvertebrados bajo condiciones de elevada RUV-B concentración de metales, como en la laguna Shallap (>4000 msnm.), enfrentarían un mayor estrés en comparación con los de los otros puntos. Además, bajo las condiciones de intensa radiación solar en estos lugares, es posible que la MOD haya sido degradada por un proceso de foto-oxidación, reduciendo en un 50% la capacidad de absorción de UV-B de los cromóforos (Zepp *et al.*, 2007), y aumentando la biodisponibilidad de los metales.

Por último, es posible que las comunidades de macroinvertebrados puedan ser afectadas por las condiciones climáticas del lugar de estudio. Aunque no se ha observado cambios abruptos en la riqueza en los puntos de muestreo contaminados, estudios como

el de Acosta-Rivas (2009) indican que las lluvias pueden ser un factor determinante en la estructura de las comunidades bentónicas, debido a que el movimiento de los cuerpos de agua, el viento y la nubosidad, pueden ocasionar que ciertos macroinvertebrados migren a otras altitudes. Además, en esta temporada se produce la resuspensión de la materia sedimentada, y la posible liberación de metales (Páez-Osuna, 1996). Asimismo, los flujos de agua y los niveles de descarga pueden determinar la composición de las comunidades de macroinvertebrados, como en el caso de los anfípodos, ostrácodos, copépodos (crustáceos), plecópteros y coleópteros, que dominan las corrientes de gran altitud en la subcuenca Quillcay, con niveles de descarga relativamente bajos (Loayza-Muro *et al.*, 2013).

Esta tesis se centró en la observación de la alteración de riqueza y abundancia de los macroinvertebrados con respecto a los factores de estrés y no tuvo como objetivo estudiar la diversidad de macroinvertebrados específicamente (por familia).

Sin embargo, analizar sus variaciones debido a la RUV-B y metales, es de importancia para comprobar si las adaptaciones, como la capacidad antioxidante y melanina, que se discutirán más adelante, tienen relación con estos factores ambientales. Para verificar esta hipótesis, se escogieron las familias Chironomidae, Muscidae y Tipulidae (Diptera, conocidas comúnmente como mosca doméstica), Baetidae (Ephemeroptera, conocida comúnmente como mosca de agua), Gammaridae (Amphipoda, conocidas como pulgas de agua), Hirudineo (Annelida, conocida comúnmente como sanguijuela) y Corixidae (Hemiptera, conocida comúnmente como barqueros de agua), las cuales mostraron una mayor abundancia y distribución en los puntos muestreados. Entre estas, la familia Chironomidae es el taxa mejor representado

en la subcuenca, debido a que sus especies muestran diferentes adaptaciones relacionadas al modo de vida, como construir tubos de detritus, excavar galerías o ser de vida libre, y al tipo de alimentación, como los detritívoros, depredadores, fungívoros y otros (Jacobsen y Encalada, 1998; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Por otro lado, los quironómidos muestran adaptaciones genéticas, que les permiten, por ejemplo, una mayor capacidad para almacenar, regular y excretar cationes metálicos (Postma *et al.*, 1995; Groenendijk *et al.*, 2002). Dentro del mismo orden Diptera, la familia Muscidae también es considerada como una familia resistente a la contaminación y con un amplio espectro ecológico, lo que permitió encontrarla en la mayoría de puntos muestreados. Sin embargo, Tipulidae es considerado tanto un grupo sensible como resistente a la contaminación, lo que se pudo comprobar al encontrarlo solo en ambientes limpios.

Baetidae, una de las familias más frecuentes de los efemerópteros, incluye miembros generalmente raspadores o recolectores, alimentándose de una variedad de algas y detritus, y con pocas especies depredadoras (por ejemplo, Spinadis y algunos Siphonuridae). Son considerados resistentes a la contaminación, aunque algunos pueden ser sensibles (Heptageniidae) (Flowers y De La Rosa, 2010). Al igual que Chironomidae, esta familia se encontró tanto en lugares limpios como contaminados, resaltando posibles adaptaciones frente a los metales y RUV.

Gammaridae, un grupo de crustáceos muy frecuentes en aguas dulces y consideradas como organismos sensibles, tienen un tipo de alimentación sobre todo detritívoro, aunque pueden ser predadores. Estas pueden alcanzar un gran número poblacional, el cual es un indicativo de un aumento de la materia orgánica del medio (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005), como estaría ocurriendo en la laguna

Churup por la posible presencia de macrófitos. Saigo *et al.* (2009), mencionan que es posible que *Hyalella curvispina* se encuentre asociada a macrófitos, indicando que el tejido vegetal podría ser una fuente importante de alimentación, para la cual se requeriría adaptaciones particulares para asimilar la lignina y la celulosa. En este estudio, la preferencia de los gamáridos por los lugares limpios y de mayor altitud, indicaría su gran sensibilidad a la contaminación y una posible resistencia a la RUV-B.

La familia Corixidae, al igual que Tipulidae, está conformada por especies tolerantes o sensibles a la contaminación, y resistentes a los cambios de temperatura y de caudal. Su ubicación en la laguna Churup, al igual que Gammaridae, podría indicar la existencia de una adaptación a la RUV. Por último, Hirudinea (Annelida) presenta una amplia gama de formas de alimentación, entre el parasitismo y la depredación (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Es considerada una familia resistente a la contaminación, suponiéndose adaptaciones frente a metales y UV.

Capacidad antioxidante y melanina

Los cuerpos de agua estudiados en esta tesis, están expuestos a una combinación de metales y RUV, con una mayor concentración de metales en los lugares contaminados, y una mayor intensidad de RUV en los lugares más altos. Es difícil estimar el daño que causan estos factores en los macroinvertebrados, pues ambos actúan a la vez; sin embargo, la evaluación de la capacidad antioxidante y de las concentraciones de melanina, puede ofrecer una medida indirecta de su impacto, pues son mecanismos adaptativos que contrarrestan los efectos de estos factores. A pesar de ello, es posible que el tiempo de adaptación de los macroinvertebrados a los grandes y rápidos cambios

ambientales producidos el calentamiento global, no sea lo suficientemente acelerado, lo que ocasionaría una menor densidad o una mayor tasa de mortalidad. .

Líneas arriba, se mencionó que la concentración de los metales en la columna de agua y los sedimentos fue significativamente mayor en los lugares contaminados, lo que nos permite suponer que pueden ser liberados en cualquier momento debido a cambios en las condiciones ambientales, como el pH. Algunos metales encontrados fueron As, Al, Cd, Cr, Fe, Mn y Zn, los cuales podrían estar produciendo citotoxicidad y daño oxidativo a las comunidades de macroinvertebrados mediante la reacción de Fenton (Córdoba-García, 2008; Prousek, 2007). Por ejemplo, el As puede inhibir la piruvato-deshidrogenasa, y por tanto, provocar deficiencia de acetil Co-A; el Zn, tienen afinidad por grupos –SH y –OH de los aminoácidos, proteínas, péptidos y ácidos nucleicos, ocasionando la desestabilización de la célula; y el Cd, es antagonista del Zn, y puede sustituir al Ca provocando la desorganización de los microtúbulos (Córdoba-García, 2008). La intensidad de estos efectos no solo está relacionada con la sola presencia de metales en el medio natural, sino con su incorporación en los organismos, que puede diferir entre los grupos bentónicos de acuerdo a una variedad de hábitos alimenticios. Hay macroinvertebrados que se alimentan filtrando sedimentos, ingiriéndolos o a partir de pequeñas partículas de vegetal (HYTSA, 2015). Kiffney y Clements (1993) comprobaron que los invertebrados que se alimentan de la biopelícula de algas, acumulan mayores concentraciones de metales que de los que se alimentan de otros sustratos. Incluso, para las especies de un mismo género, puede observarse la importancia de la alimentación. Por ejemplo, *Chironomus plumosus* prefiere zonas menos profundas con abundancia de material fitoplanctónico, mientras que *C. bernensis* y *C.*

nuditarsis se encuentran en áreas más profundas, donde predomina el material detrítico. Estas dos últimas especies tendrían un mayor contacto con el contaminante debido a la bioacumulación que ocurre en los sedimentos (Páez -Osuna, 1996; Prat & Rieradevall, 1998; García *et al.*, 1999; Topalián *et al.*, 1999). Además, se debe recalcar, que la radiación UV-B puede producir lesiones de forma indirecta a estos organismos, a través del daño oxidativo generado por la reacción con ERO en las zonas irradiadas (Katiyar *et al.*, 2001).

En general, los resultados mostraron diferentes porcentajes de CA por punto de muestreo y entre las familias de macroinvertebrados. Con respecto al punto de muestreo, la diferencia se debe a que cada lugar posee diferentes condiciones fisicoquímicas, cuya combinación puede modificar la disponibilidad de los metales, y por tanto, afectar la CA. En referencia a las diferencias entre familias, la ubicación de los organismos en el sustrato y su alimentación estarían influyendo en la concentración de metales acumulada y en la CA. Sin embargo, debido a que la identificación taxonómica utilizada en esta tesis fue hasta el nivel de familia y no de especie, fue difícil distinguir organismos detritívoros, depredadores, fungívoros y otros (Páez -Osuna, 1996; Prat & Rieradevall, 1998; García *et al.*, 1999; Topalián *et al.*, 1999, Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005) .

El mayor porcentaje de CA en las familias Chironomidae, Muscidae, Hirudinea y Corixidae coincide con aquellos lugares contaminados ubicados a mayor altitud. En este caso, los metales estarían afectando a estos macroinvertebrados a través de la producción de ERO, además de los producidos por la RUV-B, que estarían actuando de forma sinérgica. Este mismo resultado se observa en el estudio realizado por Leceta-Gobitz (2013), donde la concentración de metales tóxicos, como el Fe, Cu, Zn y Pb fue

significativamente mayor en los lugares contaminados, y estuvo relacionada con una alta CA, lo que sugeriría un daño oxidativo importante en la comunidad de macroinvertebrados. Las familias Hirudinea y Chironomidae mostraron una diferencia significativa de CA entre los lugares de referencia y contaminados, mientras que las familias Corixidae y Muscidae mostraron diferencias por altitud (Tabla 6). Estos resultados nos permiten inferir que la concentración de metales en las dos primeras familias, Hirudinea y Chironomidae, influyó en las diferencias de CA, mientras que en las otras dos, Corixidae y Muscidae, la RUV-B fue el factor determinante. Debido a que la técnica utilizada para determinar la CA es una medida total de la capacidad de remoción de radicales de oxígeno, podríamos inferir que las enzimas SOD, CAT y GST estarían activadas como parte de esta respuesta a tales condiciones de metales y RUV-B. Situaciones similares han sido reportadas en copépodos y tricópteros en otras latitudes (Vega y Pizarro, 2000; Venéreo y Justo, 2002; Barata *et al.*, 2005; Camus y Gullisken, 2005; Tovar del Río, 2013). Por el contrario, las familias Gammaridae, Baetidae y Tipulidae no mostraron una diferencia significativa de CA por temporada, altitud ni estatus de los arroyos. Esto sugiere que el grado de estrés oxidativo en estos organismos sería elevado, y que por lo tanto, la CA se expresaría de manera constitutiva, sin variaciones a lo largo de un gradiente de altitudes, de contaminación y en el tiempo. . Esto también explicaría su sensibilidad a los metales, y su mayor abundancia en arroyos de referencia.

En este estudio, se evaluó la melanina como un mecanismo adicional de protección de los macroinvertebrados frente a condiciones de estrés múltiple producidas por la combinación de metales y RUV-B. La función principal de la melanina es absorber y dispersar la energía de la RUV, aunque también es un antioxidante, que puede

estabilizar los radicales libres y atrapar electrones no apareados, y un detoxificador, que tiene una gran afinidad por los iones metálicos (Commoner *et al.*, 1954; Hong y Simon, 2007).

En este estudio la mayor incidencia de RUV-B ocurrió en los lugares de gran altitud, lo que podría estar produciendo un daño potencial en la biota acuática a través de ERO. Además, se debe resaltar las diferencias significativas con respecto a la altitud y temporada, pues a diferencia de la concentración de metales, ambos son factores determinantes en la variación de RUV. Estas diferencias harían suponer que la producción de melanina en los macroinvertebrados no sería constitutiva, sino como un mecanismo de defensa inducible, que se puede incrementar o disminuir de acuerdo a los cambios de la intensidad de la radiación (Borgeraas y Hessen, 2000; Hansson *et al.*, 2006; Stoehr, 2006). Esto coincide con el estudio de Rautio y Korhola (2002), que describen que *Daphnia* sintetiza pigmentos sólo durante los meses de verano en aguas abiertas, inmediatamente después del periodo de cobertura de hielo.

Los resultados muestran que la mayor concentración de melanina en las familias Gammaridae y Chironomidae concuerda con los lugares ubicados a mayor altitud y de referencia, donde se registró la mayor incidencia de RUV-B (4.71 W/m²). Loayza-Muro *et al.* (2013) y Leceta-Gobitz (2013), también encontraron una relación directa entre la concentración de melanina y una elevada RUV-B. La diferencia de melanina entre estas familias podría estar relacionada con la ubicación de los organismos en los arroyos y la penetración de la RUV-B a través de la columna de agua. Por ejemplo, los gamáridos tienen hábitos natatorios, mientras que los quironómidos construyen galerías en los sedimentos. Con respecto a este, Hansson *et al.* (2006), realizaron experimentos en

copépodos en Siberia y en las zonas templadas de Suecia, y mostraron que la concentración de melanina depende del comportamiento de escape (migración vertical).

La Tabla 6 indica que la familia Gammaridae presenta diferencias significativas en la concentración de melanina relacionada con la altitud y temporada, mientras que la familia Chironomidae solo con la altitud. Estos resultados demuestran que los diferentes organismos no tienen la misma respuesta frente a un mismo factor de estrés, y que además de la altitud, como se explicó anteriormente, la temporada es un factor abiótico importante en la variación de melanina. A este respecto, se sabe que la variación de RUV-B está influenciada por las temporadas de lluvias y seca, siendo mayor su incidencia en la última debido a una menor nubosidad (Kashian *et al.*, 2007; PNUMA, 2007). Posiblemente debido a ello es que la familia Gammaridae presenta un incremento de melanina en esta época.

La melanización es una ventaja evolutiva de los macroinvertebrados bentónicos, que les permite mayor libertad de movimiento en los cuerpos del agua durante el día, y por lo tanto, un rango amplio de recursos alimenticios. El caso contrario ocurre en algunos taxa transparentes, como *Daphnia*, que escapan de la radiación de la superficie nadando al fondo, lo que los restringe a un hábitat de alimentación menos preferido (Hebert y Emery, 1990; Zellmer, 1995). Por lo tanto, la combinación de las modificaciones conductuales y fenotípicas pueden conducir a una mejor estrategia de protección contra la RUV (Hessen *et al.*, 2002; Hansson, *et al.*, 2006; Hansson y Hylander, 2009). Además, Loayza-Muro *et al.* (2013), demostraron que las larvas de quironómidos expuestas a RUV por un tiempo prolongado se esclerotizan, ocasionando el endurecimiento de su exoesqueleto y disminuyendo su permeabilidad, lo que impediría el ingreso de cationes

metálicos y aumentaría su tolerancia a los contaminantes. Un caso excepcional en este estudio es la presencia de melanina en las familias Hirudinea y Muscidae, debido a que no poseen partes del cuerpo esclerotizadas en su fase larval. Sin embargo, hay evidencia que ambas pueden ser depredadoras, suponiéndose que la concentración de melanina encontrada probablemente venga de su dieta (Byrd y Castner, 2001; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005).

Las familias Corixidae, Baetidae y Tipulidae no presentaron ninguna diferencia significativa en la presencia de melanina relacionada con la altitud, temporada o estatus de los arroyos. Posiblemente, esto sugiere que la melanina no es el único mecanismo de protección contra la RUV y los metales, sino que otros ftopigmentos, como los carotenoides y los MAAs, podrían estar jugando un rol disipador de la energía solar y como detoxificador de los radicales libres. Es importante indicar que la producción de melanina puede tener altos costos metabólicos, pues debido a que es un polímero complejo rico en nitrógeno con un alto peso molecular, la ruta de síntesis requiere de un sistema complejo enzimático (Talloen *et al.*, 2004). En algunos taxa, esto podría representar un costo adicional a la adaptación y supervivencia en ambientes acuáticos extremos, como los de gran altitud de la Cordillera Blanca. Tomando esto en cuenta, los carotenoides y los MAAs representarían una ventaja porque no son sintetizados, sino que a diferencia de la melanina, son adquiridos por medio de su alimentación (Meyers, 2000; Zaratti y Forno, 2003; Bhosale, 2004; Korbee *et al.*, 2006; Meng *et al.*, 2009).

VIII. CONCLUSIONES

- La presente tesis ha determinado diferencias significativas en las condiciones fisicoquímicas entre los puntos de referencia y contaminados en la subcuenca de Quillcay, identificando a los metales y RUV-B como moduladores de la abundancia, riqueza e interacciones biológicas de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos.
- La variación en la composición de las comunidades se debe a la presencia de las familias Chironomidae, Empididae, Muscidae, Tabanidae, Baetidae, Hydracarina y Hirudinea en arroyos contaminados, mientras que las familias Gammaridae, Copepoda, Perlidae, Leptophelebiidae, Odontoceridae, Leptoceridae y Hydrobioscidae son características de lugares limpios.
- La tolerancia de estos organismos frente a los metales y RUV-B, está relacionada con un mayor porcentaje de capacidad antioxidante y una elevada concentración de melanina, los cuales estarían funcionando como mecanismo de defensa frente a los cationes metálicos, el exceso de radiación y la generación de radicales libres.
- Las familias Gammaridae, Hirudinea, Chironomidae, Corixidae, Baetidae, Muscidae y Tipulidae, mostraron diferencias en su CA y melanina frente a las condiciones de estrés.
- Las familias que mostraron mayor CA fueron Hirudinea, Chironomidae, Corixidae y Muscidae, y las más melanizadas fueron Chironomidae y Gammaridae.
- La estación climática, el estatus de los arroyos y la altitud tuvieron un efecto significativo en la CA de las familias Hirudinea (estatus), Chironomidae (estatus), Corixidae (altitud), Muscidae (altitud), y en la melanización de las familias

Gammaridae y Muscidae (temporada y altitud), Hirudinea (altitud y estatus) y Chironomidae (altitud).

- Debido al cambio climático, es posible un incremento significativo de la exposición de las comunidades bentónicas a los efectos combinados de metales y RUV-B, y por tanto, se esperaría un incremento en la capacidad antioxidante y melanina.

IX. RECOMENDACIONES

- Realizar un reconocimiento previo de la zona de estudio, tomando en cuenta la influencia de la época climática en el acceso a los puntos de muestreo, el caudal de los arroyos y la estabilidad de las orillas.
 - Observar la zona de muestreo por medio de un mapa, para este estudio, ocasionó no tomar las respectivas medidas de transporte de los materiales ya que la accesibilidad, principalmente a las lagunas, eran escabrosas y con grandes pendientes.
 - Debido a los percances de transporte, el tiempo designado para el muestreo tanto de agua, como se dimentos y macroinvertebrados se vio acortado o limitado.
- Debido a la importancia de la biomasa para cuantificar pigmentos y capacidad antioxidante, se recomienda elegir de forma previa las familias de estudio, para que en el momento del muestreo se maximice el esfuerzo de colecta y se pueda obtener un mayor número de muestras.
 - Debido a que los macroinvertebrados son organismos vivos muy pequeños y delicados en su conservación, se observó que el peso neto por familia no era muy grande lo que limitó el análisis de CA y melanina. Asimismo, la posibilidad de realizar otros análisis como de carotenoides y MAAs fue imposible.
 - Con respecto a su conservación, a estos organismos no se les agregó alcohol como preservante, debido a que la concentración del pigmento melanina se hubiese visto alterada; sin embargo, esto ocasionó que su descomposición se acelerara.

X. REFERENCIAS

- 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.
- Acosta-Rivas, R. C. (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*. Barcelona: Tesis Doctoral Publicada. Universidad de Barcelona-Facultad de Biología.
- Adolfo, M. (2003). Impacto de radiación ultravioleta y contaminación en anfibios. *Munibe*, 16, 44-55.
- Adriano, D. (1986). *Trace elements in the terrestrial environment*. New York: Spring Verlag.
- Aguilera, X., Crespo, G., & Declerck, S. M.-D. (2006). Diel vertical migration of zooplankton in tropical high mountain lakes (Andes, Bolivia). *Polish journal of ecology*, 54, 3, 453-464.
- Ames, A., & Francou, B. (1995). Cordillera Blanca Glaciares en la Historia. *Bull. Inst.fr.études andines* 24 (1), 37-64.
- Anchante, A., Bussalleu, A., Castaño, L., & Valdés-Velásquez, A. (12 de 10 de 2014). *El cambio climático en los Andes y la Amazonía: preguntas frecuentes*. Obtenido de Union internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN): http://www.portalces.org/index.php?option=com_content&view=article&id=153&Itemid=100000082
- 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.
- Anurani, D., & Craig, E. (2005). Ultraviolet and temperature effects on planktonic rotifers and crustaceans in northern temperate lakes. *Freshwater Biology*, 50, 467-476.
- Aránguiz, F., & Gaete, H. (2009). Daño oxidativo en la microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* expuesta a aguas receptoras de un efluente minero en del Río Blanco (V Región, Chile). *Quim. Nova.*, 32,9, 2417-2422.
- Atherton, M., & Sanderson, L. (1987). The Cordillera Blanca Batholith: a study of granite intrusion and the relation of crustal thickening to peraluminosity. *Geologische Rundschau*, 213-232.

- Autoridad Nacional del Agua (ANA). (12 de Julio de 2014). *Recursos Hídricos del Perú en Cifras*. Obtenido de Autoridad Nacional del Agua: http://www.ana.gob.pe/media/421484/final_boletin_opt.pdf
- Baat, d., M, Van Gemert, M., Verweij, R., Loayza-Muro, R., & Kraak, M. (2012). Combined effects of Cu and UVR on survival and melanin synthesis in *Chironomus riparius* larvae. *Proc. Neth. Entomol. Soc. Meet.*, 23, 39-48.
- Baraer, M., Mark, B., Mckenzie, J., Condom, T., Bury, J., Huh, K. P., y otros. (2012). Glacier recession and water resources in Peru's Cordillera Blanca. *Journal of Glaciology*, 58, 207, 134-150.
- Barata, C., Lekumberri, I., Vila- Escalé, M., & Prat, N. y. (2005). Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidate stress in the tricoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquat. Toxicol.*, 74, 3-19.
- Barbusinski, K. (2009). Fenton Reaction- Controversy concerning the chemistry. *Ecological Chemistry adn Engineering*, 16, 3, 347-358.
- Beltman, D., Clements, W., Lipton, J., & Cacula, D. (1999). Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, adn comunity-level effects downstream froam a hard-rock mine site. *Environmental Toxicocology and Chemistry*, 18,2, 299-307.
- Benavides-Estrada, J. (2015 de 03 de 30). *Las regiones naturales del Perú-esquema gráfico*. Obtenido de Blog de Ciencia: www.social-site1.blogspot.com/2014/03/las-regiones-naturales-del-pery.html
- Benites, J. (31 de 08 de 2010). *Estudio Línea Base Ambiental correspondiente a la cuenca del Río Santa*. Obtenido de Ministerio del Ambiente: <http://consultorias.minm.gob.pe:800/handle/123456789/21>
- Benitez, D. (2006). Vitaminas y oxidorreductasas antioxidantes: defensa ante el estrés oxidativo. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*, 25, 2.
- Bhosale, P. (2004). Environmental and cultural stimulants in the production of carotenoids from microorganisms. *Appl Microbial Biotechnol*, 63, 351-361.
- Blois, M. (1958a). Antioxidant determination by the use of a stable free radical. *Nature*, 181, 1199-1200.
- Blois, M. (1988b). The melanins, their synthesis and structure. *Photomechemical and Photobiological Reviews*, 3, 115-133.

- Bluthaler, M., & Rehwald, W. (1992). Sola UV-A and UV-B radiations fluxes at two alpine stations at different altitudes. *Theoretical applied climatology*, 46, 39-44.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V., & Stutzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent Approaches. *Annu.Rev.Entomol.* 51, 495-523.
- Borgeraas, J., & Hessen, D. (2000). UV-B induced mortality and antioxidant enzyme activities in *Daphnia magna* at different oxygen concentrations and temperatures. *Plankton Research*, 22,6, 1167-1183.
- Bothwell, M. (1988). Growth rate responses of lotic diatoms to experimental phosphorus enrichment: the influence of temperature and light. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45,, 261-270.
- Brack, A. (1986). Ecología de un país complejo. In J. Mejía-Baca (Ed.), *Gran geografía del Perú: naturaleza y hombre* (pp. 175–319). Barcelona, Lima: Manfer-Mejía Baca.
- Bradl, H. (2005). Chapter1: Sources and origins of heavy metals. En H. Bradl, *Heavy metals in the environment: Origen, interaction and remedation* (págs. 1-25). UK: ELSEVIER Lid.
- Bradley, R., Vuille, M., Diaz, H., & Vergara, W. (2006). Threats to water supplies in the tropical andes. *Science*, 312, 1755-1756.
- Braun, L., Weber, M., & Shulz, M. (2000). Consequence of Climate change for run off from Alpine regions. *Ann. Glaciol*,31, 19-25.
- Burns, P. (2010). *Geochemical analysis of waters in a tropical glacial valley, Cordillera Blanca-Peru (Senios Honor Thesis)*. Ohio, USA: Ohio State University.
- Buytaert, W., Céleri, R., De Bievre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., y otros. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth- Science Reviews*, 79, 53-72.
- Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F., & Tobón, C. (2011). Potential impacts of climate change on the environments services of humid tropical alpine regions. *Global ecology and biogeography* 20, 19-33.
- (2001). The utility of arthropds in legal investigation. En J. H. Byrd, & J. L. Castner, *Forensic Entomology* (pág. 418). Washinton D.C: CRC press LLC.
- Byron, E. (1982). The adaptive significance of calanoid copepod pigmentation: a comparative and experimental analysis. *Ecology*, 1871-1886.

- Byron, E. A. (1982). The adaptative significance of calanoid copepod pigmentation: a comparative and experimental analysis. *Ecology*, 63, 1871-1886.
- Cabrera, S. (2005). Capítulo 7: Radiación ultravioleta. En S. Carrera, E. Gervaso, & J. Honeyman, *Radiación Ultravioleta y Salud* (págs. 88-90). Santiago de Chile: Editorial Universitaria S.A.
- Camus, L., & Gullisken, E. (2005). Antioxidant defense properties of Arctic amphipods: comparison between deep, sublittoral and surface-water species. *Marine Biology*, 146, 355-362.
- Cano, M., Mendoza, W., Castillo, S., Morales, M., La Torre, M., Aponte, H., y otros. (2010). Flora y vegetación de los suelos crioturbados y hábitats asociados en la Cordillera Blanca, Ancash, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17,1, 95-104.
- Casañola-Martín, G., Marrero-Ponce, Y., Le-Thi-Thu, H., Hassan-Khan, M. T., Torrens, F., Rescigno, A., y otros. (2013). La enzima tirosinasa: 2. Inhibidores de origen natural y sintético. *Afinidad LXX*, 564, 270-276.
- Chacón, N., Jacay, J., & Moreno, I. (2005). Procesos geodinámicos en el área río Quillcay , Huaraz- Ancash. *Rev. Inst. Invest. Fac. minas metal cienc. geogr*, 8, 16, 22-28.
- Chacón, N., Jacay, J., & Moreno, I. (2008). Procesos Geodinámicos en el Area río Quillcay, Huaraz-Ancash. *Revista del Instituto de Investigación FIGMMG 8 (16)*, 22-28.
- Chen, W., Tan, S., & Tay, J. (1996). Distribution, fractional composition and release of sediment-bound heavy metals in tropical reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution*, 92, 273-287.
- Chorley. (1986). *Atmósfera, tiempo y clima*. Barcelona: Editorial Omega.
- Clemments, W., Brooks, M., Kashian, D., & Zuelling, R. (2008). Changes in dissolved organic material determine exposure of stream benthic communities to UV-B radiation and heavy metals: implications for climate change. *Global Change Biology*, 14, 2201-2214.
- Clemments, W., Cherry, D., & Cairns, J. (1989). The influence of copper exposure on predator-prey interactions in aquatic insect communities. *Freshwater Biol*, 21, 483-488.
- Commoner, B, Townsend, J., & Pake, G. (1954). Free radicals in biological materials. *Nature*, 174, 689-691.

- Confederación Hidrográfica del Ebro. (28 de 10 de 2005). *Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Invertebrados Bentónicos*. Zaragoza, Zaragoza, España: Ministerio de Medio Ambiente.
- Congdom, J., Dunham, A., Hopkins, W., Rowe, C., & Hinton, T. (2001). Resource allocation-based life histories: a conceptual basis for studies of ecological toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 1698-1703.
- Cooke, S. L., Williamson, C. E., & Saros, J. E. (2006). How do temperature, dissolved organic matter and nutrients influence the response of *Leptodiatomus ashlandi* to UV radiation in a subalpine lake? *Freshwater Biology*, 51, 1827-1837.
- Córdoba-García, F. (2008). *Los metales como contaminantes*. Recuperado el 25 de 11 de 2015, de Universidad de Huelva: <http://www.uhu.es/francisco.cordoba/asignaturas/postgrado/contaminantes/doc/metales.pdf>
- 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.
- 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).
- Cuesta, F., Muriel, P., Beck, S., Meneses, R., Halloy, S., Salgado, S., y otros. (2012). *Biodiversidad y cambio climático en los Andes Tropicales*. Lima-Quito: Conformación de una red de investigación para monitorear sus impactos y delinear acciones de adaptación. Red Gloria- Andes.
- Cuizano, N., Reyes, U., Dominguez, S., Llanos, B., & Navarro, A. (2010). Relevancia del pH en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 76,2, 123-130.
- Cywinska, A., Crump, D., & Lean, D. (2007). Influence of UV radiation on four freshwater invertebrates. *Photochemistry and Photobiology*, 72,5, 652-659.
- Davies, P., Goetti, J., Sinley, J., & Smith, N. (1976). Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout, *salmo gairdneri* in hard and soft water. *Water Research*, 10, 199-206.

- DesGrange, J., Rodriguez, L., Tardif, B., & Laperle, M. (1998). Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay Regions of Québec. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 35, 330-341.
- Dirección General de Asuntos Ambientales (DGAA). (1998). *Estudio de Evaluación Ambiental Territorial y de Planeamiento para Reducción o Eliminación de la Contaminación de Origen Minero en la Cuenca del Río Santa*. Obtenido de Ministerios de Energía y Minas: <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/dgaam/publicaciones/evats/santa/santa2.pdf>
- Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Tucuman, Argentina: Fudancion Miguel Lillo.
- Donato, J. (2001). *Fitoplancton de los lagos andinos del norte de Sudamérica (Colombia): Composición física y factores de distribución*. Bogotá, D.C: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales y Editora Guadalupe.
- Duffy, B. (28 de 10 de 2014). *Benthic Macroinvertebrates*. Obtenido de EnviroScience: <http://enviroscienceinc.com/category/water-quality-monitoring/>
- Duquesne, S., & Liess, M. (2003). Increased sensitivity of the macroinvertebrate *Paramorea walkeri* to heavy-metal contamination in the presence of sola UV radiation in Antarctic shorekine waters. *Marine ecologu progress series*, 255, 183-191.
- Durance, I., & Omerod, J. (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13, 942-957.
- Elbaz-Poulichet, F., Morley, N., Cruzado, A., Velásquez, Z., Achterberg, E., & Braungardt, C. (1999). Trace metal and nutrient distribution in an extremely low ph(2.5) river-estuarine system, the Ria of Huelaba (South-West Spain). *Sci.Total Environ*, 27, 73-83.
- Encalada, A., Rieradevall, M., Ríos-Touma B., G. N., & Prat, N. (2011). *CERA-S: Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos*. Quito: Fondo para la Protección de Agua- FONAG con el apoyo de la USAID.
- Fisher, J., Nicolai, J., Williamson, C. P., & Lockwood, R. (2006). Effects of ultraviolet radiation on diel vertical migration of crustacean zooplankton: an in situ mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 563, 217-224.

- Flecker, A., & Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31, 131-142.
- Flores, W., Fuentes, R., Galindo, D., Gonzáles, F., Hernández, G., Hernández, K., y otros. (2008). Evaluation of Antioxidant, Antibacterial and Antifungal Effects of *Calophyllum Brasiliensis* Cambess (Lagarto Caspi). *Revista Horizonte Médico*, 8, 2.
- Flowers, R., & De la Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. *Revista de Biología Tropical*, 58, 4, 63-93.
- Forstner, U., & Wittman, G. (1983). Metal pollution in the aquatic environment. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 18, 2, 194.
- Forstner, U., & Salomons, W. (1980). Trace metal analysis on polluted sediments. *Environ. Technol. Lett.*, 1, 494-505.
- Francou, & Vincent. (2009). Le retrait des glaciers de montagne dans le monde au cours des dernières décennies. *La Météorologie*, 66, 29-37.
- Freeman, R., & Everhart, W. (1971). Toxicity of aluminium hydroxide complexes in neutral and basic media to rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100, 644-658.
- Galán, E., & Romero, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la sociedad española de mineralogía*, 10, 48-60.
- Gamboa, M., Reyes, R., & Arrivillaga, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Malaria y Salud Ambiental*, 48, 2, 109-120.
- Gansser, A. (1973). Facts and Theories on the Andes. *Journal of the Geological Society of London* 129 (1), 93-121.
- García, A. (28 de 03 de 2015). *Manual de prácticas: Metales pesados presentes en el agua*. Obtenido de Universidad Mayor de San Simón: <http://www.fcyt.umss.esu.bo/docentes/29/prácticas/practica4.pdf>
- García, J., Morillo, J., Gracia, I., Leal, A., Ollero, C., Fraidías, J., y otros. (1999). *Contaminación metálica y toxicidad en los sedimentos de los ríos Tinto y Odiel*. Andalucía: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- Gerhard, A., Janssens de Bisthoven, L., & Soares, A. (2004). Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioral toxicity bioassay. *Environ Pollut*, 130, 263-274.

- Gil, J. (Febrero de 2012). *Retroceso Glaciar y Cambio Climático en los Andes Peruanos: Principales Impactos*. Obtenido de Centro Boliviano de Estudios Multidisciplinarios (CEBEM):
http://www.cebem.org/cmsfiles/articulos/retroceso_glaciares_andesperuanos.pdf
- Gliessman, S. R. (2002). *Agroecología: Procesos ecológicos en agricultura sostenible*. Costa Rica: Litocat- Turrialba.
- Golcalvers, R., Villafañe, V., & Helbling, E. (2002). Photorepair activity and protective compound in two freshwater zooplankton species (*Daphnia menucoensis* and *Metacyclops medocinus*) from Patagonia, Argentina. *Photochemical and Photobiological*, 1, 996-1000.
- Gomez, B., & Nosanchuk, J. (2003). Melanin and fungi. *Curr. Opin. Infect. Dis.*, 16, 91-96.
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (1984). Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. *Limnetica*, 1, 263-272.
- Greenaway, A., & Rankine, A. (1992). Elemental concentrations in coastal sediments from Hellshire, Jamaica. *Mar. Pollut. Bull.*, 390-397.
- Gregorio, M. (2005). Especies reactivas del oxígeno y balance redox, parte I: Aspectos básicos y principales especies reactivas del oxígeno. *Revista Cubana de Farmacia*, 39,3, 1561-2988.
- Groenendijk, D., Lucher, S., Plans, M., Kraak, M., & Admiraal, W. (2002). Dynamics of metal adaptation in riverine chironomids. *Environmental pollution*, 117, 101-109.
- Guerrero, E. (2009). *Implicancia de la minería en los páramos de Colombia, Ecuador y Perú*. 16-29: Consultor Proyecto Páramo Andino.
- Haas, E. (2004). *Persistence of benthic invertebrates in polluted sediments*. Amsterdam: Proefschrift Universiteit van Amsterdam, FNWI.
- Hader, D., Kumar, D., Smith, R., & Worrest. (2007). Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 6, 267-285.
- Hakkinen, J., Korhonen, H., Oikari, A., & Karjalainen, J. (2003). Melanin concentrations in vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) larvae from five boreal lakes with different optical properties. *Boreal Environment Research*, 8, 193-201.
- Hansson, L. (2004). Plasticity in Pigmentation induced by conflicting threats from predation and UV radiation. *Ecological Society of America*, 85, 4, 1005-1016.

- 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.
- Hansson, L., Hylander, S., & Sommaruga, R. (2006). Escape from UV threats in zooplankton: A cocktail of behavior and protective pigmentation. *Ecology*, 88, 8, 1932-1939.
- Hansson, L.-A., & Hylander, S. (2009). Effects of ultraviolet radiation on pigmentation, photoenzymatic repair, behavior, and community ecology of zooplankton. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 8, 1266-1275.
- Hebert, P., & Emery, J. (1990). The adaptive significance of cuticular pigmentation in Daphnia. *Functional Ecology*, 4, 703-710.
- Heindl, M., & Schuchmann, K. (1998). Biogeography, geographical variation and taxonomy of the Andean genus Metallura, Gould, 1847. *Journal fur Ornithologie* 139, 425-473.
- Herbert, P., & Emery, J. (1990). The adaptive significance of cuticular pigmentation in Daphnia. *Functional Ecology*, 4, 703-710.
- Hessen, D., Borgeraas, J., & Orbaek, J. (2002). Responses in pigmentation and antioxidant expression in Arctic Daphnia along gradients of DOC and UV exposure. *Journal of Plankton Research*, 24, 1009-1017.
- Hoge, F. E., Vodacek, A., Swift, R., Yungel, J., & Blough, N. (1995). Inherent optical properties of the ocean: retrieval of the absorption coefficient of chromophoric dissolved organic matter from airborne laser spectral fluorescence measurements. *Appl. Opt.*, 34, 7032-7038.
- Hong, L., & Simon, J. (2007). Current understanding of the binding sites, capacity, affinity, and biological significance of metals in melanin. *Journal of Physical Chemistry B*, 111, 7938-7947.
- Hong, L., & Simon, J. (2007). Current understanding of the binding sites, capacity, affinity, and biological significance of metals in melanin. *J. Phys. Chem*, 111, 28, 7938-7947.
- Huancaré, R. (2014). *Identificación histopatológica de lesiones inducidas por bioacumulación de metales pesados en branquias, hígados y músculos de Trucha Arcoíris (Oncorhynchus mykiss) de cultivo en etapa comercial de la laguna de Mamacocha, Cajamarca*. Lima-Perú: Tesis para optar título de Médico Veterinario publicada, Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

- HYTSA. (26 de 11 de 2015). *Anteproyecto avanzado Muelle Multipropósito - Informe toxicológico*. Obtenido de HYTSA: http://cedoc.infod.edu.ar/upload/Informe_Toxicologico_agua_adriana_cousillas.pdf
- IPCC. (2007). *Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis*. Ginebra: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Izurietta, X. (2007). Estrategia de humedales altoandinos. En M. Castro, & L. Fernández, *Gestión sostenible de humedales* (págs. 173-183). Santiago de Chile: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo y Universidad de Chile.
- Jáimes-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, R. S., Mellado, A., Álvarez, M., Tercedor-Alba, J., y otros. (2002). Protocolo GUADLAMED (Prece). *Limnetica*, 21,3,4, 187-204.
- Jacobsen, D. (2008 a). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154, 795-807.
- Jacobsen, D. (2008 b). Tropical High-Altitude Streams. En D. Dudgeon, *Tropical Stream Ecology* (págs. 219-252). London: Elsevier Inc.
- Jacobsen, D., & Encalada, A. (1998). The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv fur Hydrobiologie*, 148, 1, 53-70.
- Jacobsen, D., & Marín, R. (2007). Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquat Ecol*, 42, 643-656.
- Jacobsen, J., Rostgaard, S., & Vásconez, J. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*, 48, 2025-2032.
- Jacobson, E. (2000). Pathogenic roles for fungal melanins. *Clin Microbiol*, 30, 708-717.
- Jansson, P., Hock, R., & Schneider, T. (2003). The concept of glacier storage: a review. *J. Hydrol*, 282 (1-4), 116-129.
- Jiménez, I., Speisky, C., & Noran, C. (2000). Radicales libres y antioxidantes en la prevención de enfermedades: II mecanismo de defensa antioxidante. *Rev. Chil. Nutr.*, 27,2, 210-219.
- Jones, G., Mercurio, P., & Olivier, F. (2000). Zinc in fish, crabs, oysters and mangrove flora and fauna from Cleveland Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 41,7,12, 345-352.
- Josse, C., Cuesta, F., Navarro, G., Barrena, V., Becerra, M., Cabrera, E., y otros. (2011). Physical Geography and Ecosystems in the Tropical Andes. En R. Martínez, P.

- Jorgensen, & H. Tiessen, *Climate Change and biodiversity in the tropical Andes* (pág. 177). Sao José dos Campos: Inter-American Institute for Global Change Research.
- Jurado-González, J. (2003). *Metodología analítica para el análisis de cadmio en agua de mar por AdCSV-Distribución y comportamiento biogeoquímico de metales pesados en ecosistemas costeros singulares del golfo de Cádiz: Río de Huelva y Bahía de Cádiz*. Cádiz: Tesis doctoral publicada. Universidad de Cádiz.
- Karentz, D., Bothwell, R., Coffin, R., Herndl, G., Kilham, S., Lesser, M., y otros. (1994). Impact of UV-B radiation on pelagic freshwater ecosystems: report of working of pelagic freshwater ecosystems: report of working group on bacteria and phytoplankton. *Archiv fur Hydrobiologie* 43, , 31-69.
- Karime, L. (2002). *Estudio preliminar del carbono orgánico disuelto en los Ríos Orinoco, Bita y Meta, en el área de influencia de Puerto Carreño*. Bogotá: Tesis para optar el título en biología publicada, Universidad de los Andes .
- Kashian, D., Prusha, B., & Clemments, W. (2004). Influence of total organic carbon and UV-B radiation on zinc toxicity and bioaccumulation in aquatic communities. *Environ.Sci. Technol*, 38, 6371-6376.
- Kashian, D., Zuellig, R., Mitchell, K., & Clemments, W. (2007). The cost of tolerance: sensitivity of stream benthic communities to UV-B and metals. *Ecological Applications*, 17, 2, 365-375.
- Kass, D. (1998). Nutrimientos en las plantas. En D. Kass, *Fertilidad de suelos* (págs. 2-37). Costa Rica: Asociación de editoriales universitarias de América Latina y el Caribe (EULAC).
- Katiyar, S., Bergamo, B., Vyalil, P., & Elmets, C. (2001). DNA photodamage and photoimmunology. *Journal of Photochemistry and Photobiology*, 65, 109-14.
- Kattan, G., Franco, P., Rojas, V., & Morales, G. (2004). Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography* 31, 1829-1839.
- Kelly, D. J., & Clare, J. J. (2001). Attenuation of solar ultraviolet radiation by dissolved organic matter alters benthic colonization patterns in streams. *J.N.Am. Benthol. Soc.* 20, 1, 96-108.
- Kiffney, P. M. (1996). Main and interactive effects of invertebrate density, predation, and metals on a Rocky Mountain stream macroinvertebrate community. *Can. J.Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1595-1601.

- Kiffney, P., & Clements, W. (1994). Structural responses of benthic macroinvertebrate communities from different stream orders to zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13,3, 389-395.
- Kiffney, P., & Clements, W. (2008). Effect of metals on stream macroinvertebrate assemblages from different altitudes. *Ecological society of America*, 6,2, 442-481.
- Kiffney, 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.
- Killeen, T., Douglas, M., Consiglio, T., Jurgensen, P., & Mejia, J. (2007). Dry spots and wet spots in the Andean hotspot, 34. *Journal of Biogeography*, 1357-1373.
- Kolkwitz, R., & Marsson, W. (1908). Ecology of planta saprobia. *Ber.dt.Bot. Ges.*, 505-519.
- Korbee, N., Figueroa, F., & Aguilera, J. (2006). Acumulación de aminoácidos tipo micosporina (MAAs): biosíntesis, fotocontrol y funciones ecofisiológicas. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79, 119-132.
- Kouwenberg, J., Browman, H., Cullen, J., Davis, R., St-Pierre, J., & Runge, J. (1999). Biological weighting of ultraviolet (280-400nm) induces mortality in marine zooplankton and fish. I. Atlantic cod (*Gadus morhua*) eggs. *Marine Biology*, 134, 269-284.
- Leceta-Gobitz, E. (2013). *Biomarcadores para evaluar el efecto de metales y radiación UV- B en macroinvertebrados de arroyos altoandinos: una aproximación experimental en campo*. Lima: Tesis para optar el título de licenciada en Biología no publicada, Universidad Peruana Cayetano Heredia.
- Leonard, C., & Ferrington, J. (2007). Global diversity of non biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiología*, 595, 447-455.
- Liess, M., Champeau, O., Riddle, M., Schulz, R., & Duquesne, S. (2001). Combined effects of ultraviolet-B radiation and food shortage on the sensitivity of the antarctic amphipod *Paramoera Walkeri* to copper. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, 2088-2092.
- Loayza-Muro, R. (2013). *Life at the edge: benthic invertebrates in high altitude Andean streams*. Amsterdam: Tesis de doctorado Universidad de Amsterdam.
- Loayza-Muro, R., de Baat, M., Palomino, E., Kuperus, P., Kraak, M., Admiraal, W., y otros. (2013). Metals and altitude drive genetic diversity of chironomids in Andean streams. *Freshwater Biology*, 59, 1, 56-63.

- Loayza-Muro, R., Elías-Letts, R., Marticorena-Ruiz, J., Palomino, E., Duivenvoorden, J., Kraak, M., y otros. (2010). Metal-induced shifts in benthic macroinvertebrate community composition in Andean high altitude streams. *Environ Toxicol Chem*, 29, 2761-2768.
- Loayza-Muro, R., Marticorena, J., Palomino, E., Merritt, C., Breeuwer, J., Kuperus, P., y otros. (2013). Ultraviolet-B-driven pigmentation and genetic diversity of benthic macroinvertebrates from high-altitude Andean streams. *Freshwater Biology*, 58, 1710-1719.
- Loayza-Muro, R., Marticorena-Ruiz, J., Palomino, E., Merritt, C., Baat, M., Van Gemert, R., y otros. (2013). Persistence of chironomids in metal polluted Andean high altitude streams: does melanin play a role? *Environmental Science and Technology*, 47, 601-607.
- Loayza-Muro, R., Marticorena-Ruiz, J., Palomino, E., Merritt, C., Breeuwer, J., Kuperus, P., y otros. (2013). Ultraviolet-B driven pigmentation and genetic diversity of benthic macroinvertebrates from high-altitude Andean streams. *Freshwater Biology*, 58, 1710-1719.
- López-Moreno, J., Fontaheda, S., Bazo, J., Revuelto, J., Azorin-Molina, C., Valero-Garcés, B., y otros. (2014). Recent Glacier Retreat and Climate Trends in Cordillera Huaytapallana, Peru. *Global and Planetary Change* 112, 1-11.
- Macedo, A. (2012). La producción de especies reactivas de oxígeno (EROs) en las mitocondrias de *Saccharomyces cerevisiae*. *Tip*, 15,2, 97-103.
- Maldonado-Ocampo, J., Ortega-Lara, A., Usma, J., Galvis, G., Villa-Navarro, F., Vásquez, G., y otros. (2005). *Peces de los Andes de Colombia, guía de campo*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mark, B., & McKenzie, J. (2007). Tracking increasing tropical Andean glacier melt with stable isotopes in water. *Environ.Sci.Technol.*, 41, 20, 6955-6960.
- Mark, B., Bury, J., McKenzie, J. F., & Baraer, M. (2010). Climate change and tropical Andean Glacier recession: evaluating hydrologic changes and livelihood vulnerability in the Cordillera Blanca, Peru. *Annals of the Association of American Geographers*, 100, 4, 794-805.
- Masuda, S. (1982). Dinamismo Inter-regional en los Andes Centrales. *Senri Ethnological Studies* 10, 93-106.
- Mayor, R. (2010). Oxidative stress and antioxidant defense system. *R. Rev.Inst. Med. Trop.*, 5, 2, 23-29.

- Meng, J., Zhang, C., Zhu, F., Wang, X., & Lei, C. (2009). Ultraviolet light induce oxidative stress: Effects on antioxidant response of *Helicoverpa armigera* adults. *J. Insect Physiol*, 55, 6, 558-592.
- Meniguchía-Martínez, C. (2005). Utilización de ultrazas de metales pesados como trazadores de los efectos antropogénicos producidos en ecosistemas acuáticos. *Cádiz*, Tesis para optar el grado de doctor publicada, Universidad de Cádiz.
- Meyers, S. (2000). Papel del carotenoide astaxantina en nutrición de especies acuáticas. *Avances en Nutrición Acuícola IV*, 473-491.
- Minshall, R., Sedell, R., & Cushing, E. (1985). Stream ecosystem theory: a global perspective. *J.N.Am. Benthol Society*, 7, 263-288.
- Mishra, S., Singh, S., Sharma, R., & Agrawal, S. (2010). The interactive effect of heavy metals and UV-B radiation on two cucumber cultivars. *Turk. J. Biol.*, 34, 367-378.
- Monaghan, K., Peck, M., Brewin, P., Masiero, M., Zarate, E., Turcotte, P., y otros. (2000). Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: the effect of altitude and land use. *Archiv fur Hydrobiologie*, 149,3, 421-440.
- Mountain Partnership. (09 de 06 de 2015). *Las montañas son las torres de agua del mundo. Una llamada a la acción a favor de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS)*. Obtenido de FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura:
http://www.mountainpartnership.org/fileadmin/templates/mountain_partnership/doc/POLICY_BRIEFS/SDGs_and_mountains_water_ES.pdf
- Morales, B., & Hastenrath, S. (1998). Glaciers of South America- Glaciers of Peru. En C. Schubert, F. Hoyos, J. Ekkehard, B. Morales, & L. Lliboutry, *Satellite Image Atlas of Glaciers of the World* (págs. 151-164). Washington: United States Geological Survey Professional Paper 1386-I-4.
- Moreau, S., Bertru, G., & Buson, C. (1998). Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): relationships with land use. *Hydrobiologia* 373/374, 247-258.
- Moreno, M. (27 de marzo de 2015). *Elementos y factores climáticos: los climas*. Obtenido de CSI.F: www.csi-cif.es/analucia/modules/mod_ense/revista/pdf/Numero_25/M_JOSE_MORENO_2.pdf
- Mostofa, K., Yoshioka, T., & Mottaleb, M. A. (2013). *Photobiogeochemistry of Organic Matter: Principles and practices in water environments*. Berlin: Springer.

- Moya, N., Francois, M., Oberdorff, T., Rosales, C., & Domínguez, E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano Boliviano: Implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecología Aplicada*, 8,2, 1726-2216.
- Mujica, E., & Holle, M. (1998). Los Andes y la Transformación Cultural del Paisaje. En E. Barreda, *Paisajes Culturales en los Andes: Memoria Narrativa, Casos de Estudio, Conclusiones y Recomendaciones de la Reunión de Expertos* (págs. 66-79). Arequipa- Chivay: UNESCO.
- Murray, K. (1996). Statical comparisons of heavy metal concentrations in river sediments. *Enironmental Geolofy*, 27, 54-58.
- Nadimpalli, M., Diese, E., & Schreiber, M. (2009). Undertanding arsenic bioavailability process in *Corbicula fluminea*. En T. Parce, T. Younos, & K. Lohani, *Research opportunities in interdisciplinary watershed sciences an engineering* (págs. 1-12). Virginia: Virginia Water Resources Research Center.
- NSIDC. (18 de July de 2014). *All about Glaciers*. Obtenido de National Snow & Ice Data Center: <http://www.nsidc.org/cryosphere/glaciers/quickfacts.html>
- Oscoz, J. (23 de 10 de 2014). Guía de campo, Macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro. Zaragoza, España: Confederacion Hidrográfica del Ebro. Obtenido de Zaragoza y Medio Ambiente: <http://zaragoza.es/contenidos/medioambiente/materialesdidactivos/otros/guia-macroinvertebrados.pdf>
- Osvaldo-Aduvire. (2006). *Drenaje Ácido de mina, Generación y Tratamiento*. Madrid: IGME.
- Páez -Osuna, F. (1996). Efecto de los metales. En A. Botello, J. Rojas -Glaviz, & D. Zárate-Lomeli, *Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias* (págs. 349-361). Golfo de México: Epomex Serie Científica, 5.
- Palma, A., & Figueroa, R. (2008). Latitudinal diversity of Plecoptera on local and global scales. *Illesia*,4,8, 81-90.
- Pantoja, S. (30 de 10 de 2014). *Materia orgánica en el océano. Materia orgánica particulada y disuelta*. Obtenido de Universidad de Concepción-Chile: www.udec.cl/geoquimica/en/education/MO_II.pdf
- Parker, L. (1994). Vitamina E isnature´s master antioxidant . *Science and Medicine*, 1, 11, 54-63.

- Petford, N., & Atherton. (1992). Granitoid emplacement and deformation along a major crustal lineament; the Cordillera Blanca. *Tectonophysics*, 205, 171-185.
- Podsdek, A. (2007). Natural antioxidant and antioxidant capacity of Brassica vegetables. *Food Science and Technology*, 40, 1-11.
- Portocarrero, C., Zapata, M., Gómez, R., Cochachín, A., Egas, G., & Santillán, N. (2010). *Inventario de Glaciares- Cordillera Blanca*. Huaraz: Unidad de Glaciología y Recursos Hídricos de la Autoridad Nacional del Agua (ANA).
- Portocarrero, C. (junio de 2009). *Deglaciación de la Cordillera Blanca- Perú y su relación con el Efecto Invernadero*. Obtenido de Eumed: <http://www.eumed.net/rev/delos/05>
- Postma, J., Kyed, M., & Admiraal, W. (1995). Site specific differentiation in metal tolerance in the midge *Chironomus riparius*. *Hydrobiologia*, 315, 159-165.
- Poveda, G., & Pineda, K. (2009). Reassessment of Colombia's ropicla glaciers retreat rates: Are they bound to disappear during the 2010-2020 decade? *Advances in Geosciences*, 22, 107-116.
- Prat, N., & Rieradevall, M. (1998). Assesment criteria of water quality in lakes and reservoirs based on Benthic Macroinvertebrates. *Actual Biol*, 20, 69, 137-147.
- Preston, B., Snell, T., & Kneisel, R. (1999). UV-B exposure increases acute toxicity of pentachlorophenol and mercury to the rotifer *B. calyciflorus*. *Environ. Pollut* 106, 23-31.
- Prestrud, P. (2007). Why are Ice and Snow Important to us? En U. N. Programme, *Global Outlook for Ice & Snow* (págs. 19-28). Oslo, Oslo, Norway: UNEP.
- Price, M. F. (1998). Las montañas: ecosistemas de importancia mundial. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales (UNASYLVA)*, 195, 49, 5-10.
- Price, M. F. (1998,). Las montañas: ecosistemas de importancia mundial. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales (UNASYLVA)*, 195, 49, 5-10.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). (2007). *¿ El fin de las cumbres nevadas? Glaciares y Cambion Climático en la Comunidad Andina*. Lima: Instituto de Investigación para el Desarrollo (IRD).
- Quinn, J., & Stroud, M. (2002). Water quality and sediment and nutrient export from New Zeland hill-land catchments of contrasing lans use. *New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research*, 36, 409-429.

- Rabatel, A., Francou, B., Soruco, A., Gomez, J., Cáceres, B., Ceballos, L., y otros. (2013). Current state of glaciers in the tropical Andes: a multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *The Cryosphere* 7, 81-102.
- Rautio, M., & Korhola, A. (2002). UV- induced pigmentation in subarctic Daphnia. *American Society of Limnology and Oceanography, Inc*, 47,1, 295-299.
- Rautio, M., & Korhola, A. (2002). UV-induced pigmentation in subarctic Daphnia. *Limnology and Oceanography*. *Oceanography*, 47, 295-299.
- Reche, I. (2003). Sensibilidad de los ecosistemas acuáticos a la radiación ultravioleta: el papel de la materia orgánica disuelta. *Ecosistemas*, 3,1, 1-11.
- Reece, P., & Richardson, J. S. (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, Vol. 2* (págs. 549-552). Kamloops: University College of the Cariboo.
- Reyes-Navarrete, M. G., Alvarado, A. I., Magdalena, D., García, A., Silcia, G. L., & Vásquez, E. d. (24 de 03 de 2015). *Metales pesados: Importancia y analisis*. Obtenido de Instituto Politécnico Nacional: www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/8815/ANÁLISIS%20DE%20ARSÉNICO%20Y%20METALES%20PESADOS%20EN%20E%20L%20AGUA%202.pdf?sequence=1
- Rhode, S., Pawlowski, M., & Tollrían, R. (2001). The impact of ultraviolet radiation alters the depth distribution of Daphnia. *Limnol. Oceanogr*, 412, 69-72.
- Rivas, M., Rojas, E., Cortés, J., & Santander, E. (2002). Efecto de la altura en la radiación solar ultravioleta en Arica norte de Chile. *Revista Facultad de Ingeniería, U.T.A*, 10, 2002, 59-62.
- Rizzo, A., Daga, R., Arcagani, M. P., Bubach, D., Sánchez, R., Ribeiro, S., y otros. (2010). Concentraciones de metales pesados en distintos compartimentos de lagos andinos de Patagonia Norte. *Ecología austral*, 20,2, 155-171.
- Rojas-Mayorquín, M. (2011). *Estudios de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca del Río San Pedro, previos a la construcción de una hidroeléctrica en Nayarit, México*. Zapopan: Tesis para obtener título de Licenciado en Biología publicada. Universidad de Guadalajara .
- Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquía*. Colombia: Pama Editores Ltda. Bogotá.

- Roldán, G. A. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia- uso del método BMWP/Col*. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
- Romero, A. M., Vandecasteele, C., & Cooreman, H. (2000). Metals (Cr, Pb y Zn) en sedimentos y quironómidos del río Rocha. *Rev.Bol. Ecol*, 8, 37-47.
- Rumrich, U., Lange- Bertalot, H., & Rumrich, M. (2000). Diatoms of the Andes from Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego. *Iconographia Diatomologica* 9, 1-649.
- Saigo, M., Marchese, M., & Montalto, L. (2009). Hábitos alimentarios de *Hylalella curvipes* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridae) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del Río Paraná medio. *Natura Neotropicales*, 40, 43-59.
- 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.
- SENAMHI. (1988). Mapa de Clasificación Climática del Perú. Método de Thornthwaite. *SENAMHI Peru*, 50.
- Sevink, J. (2009). *The Cordillera Blanca - Guide- English Edition*. Huaraz: Instituto de Montaña y Universidad de Amsterdam.
- Seyfried, H., Worner, G., Uhlig, D., Kohler, I., & Calvo, C. (1999). Introducción a la geología y morfología de los Andes en el norte de Chile. *Chungara*, 30, 1, 7-39.
- Siegel, N., & Haug, A. (1983). Aluminium interaction with calmodulin: Evidence for altered structure and function from optical and enzymatic studies. *Biochimica and Biophysical Acta*, 744, 36-45.
- Sies, H. (1991). Oxidative Stress: Oxidants and antioxidants. *Exp. Physiol*, 82,2, 291-5.
- Sklenár, P., & Ramsay, P. (2001). Diversity of zonal páramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions*, 7, 113-124.
- Solis, D., Romero, A., Bervoets, L., Van Damme, P., & Mendieta, S. (1998). Acumulación de metales pesados en los sedimentos y en larvas de quironómidos del río Caine (Cochabamba, Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 3, 25-34.
- Sommaruga, R., & Augustin, G. (2006). Seasonality in UV transparency of an alpine lake is associated to changes in phytoplankton biomass. *Aquatic Sciences*, 68,, 129-141.

- Spacie, A., McCarty, L., & Rand, G. (1995). Biaccumulation and bioavailability in multiphase systems. En G. (. Rand, *Fundamentals of Aquatic toxicology* (págs. 493-521). Washington DC: Taylor & Francis.
- State Water Resources Control. (s.f.). *Guidance DO*. Recuperado el 15 de septiembre de 2015, de California Environmental Protection Agency: http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3110sp.pdf
- Stoehr, A. (2006). Costly melanin ornaments: The importance of taxon? *Functional Ecology*, 20, 276-281.
- Stohs, S., & Bagchi, D. (1995). Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free radical Biology & Medicine*, 18, 2, 321-336.
- Talloon, W., Van Dyck, H., & Lens, L. (2004). The cost of Melanization: Butterfly wing coloration under environmental stress. *Evolution*, 58,2, 360-366.
- Tartarotti, B., Cabresa, S., Psnner, R., & Sommaruga, R. (1999). Survivor of Cyclopsabys sorumtaticus (Cyclopoida, Copepoda) and Boeckellagracilipes (Calanoida, Copepoda) under ambient levels of solar UV-B radiation in two high-mountain lakes. *Journal of Plackton Research*, 21, 3, 549-560.
- Tavera, H., & Bernal, I. (2002). *Geodinámica, sismicidad y energía sísmica en Perú*. Lima: Instituto de Geofísica del Perú (IGP).
- Taylor, D. (1983). A summary of the data on the toxicity of various materials of aquatic life. Part 9. *Arsenic Brixham Lab*, Rep BL/A/2098.ICIPCL.
- The World Glacier Monitoring Service (WGWS). (2008). *Global glacier changes: facts and figures*. Munich: The United Nations Environment Programme (UNEP).
- Thomson Reuters. (16 de Octubre de 2014). Identificadas nuevas lagunas en Perú por el derretimiento de glaciares. *Reuters España*.
- Tipping, E. (1981). Iron oxide from a seasonally anoxic lake. *Geochim. Cosmochim*, 1411-1419.
- Topalián, M., Catañé, P., Rovedatti, M., & Salibián, A. (1999). Principal component analysis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bull. Environ. Cont*, 63, 484.
- Toro, H., Chiappa, E., & Tobar, C. (2009). *Biología de insectos*. Valparaíso: Ediciones universitarias de Valparaíso-Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

- Tovar del Río, J. (2013). *Determinación de la actividad antioxidante por DPPH y ABTS de 30 plantas recolectadas en la ecoregión cafetera*. Pereira: Tesis para optar el título de químico industrial publicadal. Universidad Tecnológica de Pereira.
- Tumialán, P. (1999). Geología Económica del Yacimieneto del Oro de Tumba . *Rev. del Instituto de Investigación (RIIGEO), FIGMMG-UNMSM, Vol 2,4, 25-34.*
- UNEP. (21 de Octubre de 2014). *Global Galcier Changes: Facts and Figures*. Obtenido de The United Nations Development Programme: <http://www.grid.unep.ch/glaciers/>
- Unidad de Glaciología y Recursos Hídricos (UGRH). (2010). *Inventario de glaciares, Cordillera Blanca, Perú*. Huaraz: Autoridad Nacional del Agua.
- U.S.Environmental Proctection Agency (USEPA). (1994). Determination of metals and trace elements i water and wastes by Inductively Coupled Plasma-atomic Emission Spectrometry. En U. E. 200.7, *Revision 4.4, Methods for the determination of metals in the environmental Samples, EPA-600/R-94-111*. Cincinnati, OH. USA: Office of Research and Development.
- Usero, J., Morillo, J., & Gracia, I. (1997). Contaminación por metales en sedimentos acuáticos, 166. *Tecnología del agua*, 44-50.
- Van der Hammen, T., & Hooghiemstra, H. (2000). Neogene and Quaternary history of vegetation, climate and plant diversity in Amazonia. *Quaternary Science review*, 19, 725-749.
- Vega, M., & Pizarro, R. (2000). Oxidative stress and defense mechanisms of the freshwater cladoceran *Daphnia longispina* exposed to UV radiation. *Photochem. Photobiol. B: Biol.*, 54, 121-133.
- Venéreo, G., & Justo, R. (2002). Daño oxidativo, radicales libres y antioxidantes. *Rev Cub Med Mi*, 31, 2, 126-133.
- Vicente, J. J. (2010). *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la cosata suratlantica Andaluza afectos por contaminación difusa*. Cádiz: Tesis Doctoral para la obtención de tiutlo de doctor publicada. Universidad de Cádiz.
- Vidal-Abarca, M. R. (28 de 10 de 2014). *La materia orgánica y su procesado en los ecosistemas de agua continentales*. Obtenido de Universidad de Murcia: <http://www.ocw.um.es/ciencias/avances-ecologicos-para-la-sostenibilidad-de-los/material-de-clase-1/presentación-leccion-9.pdf>
- Villamarín, C. (2008). *Estructura y composición de las comunidadesde macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú*. Diseño de

un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Barcelona: Tesis para optar el grado de doctor publicada, Universidad de Barcelona.

- Villanueva, R. (12 de 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>
- Vuille, M., Bradley, R., Werner, M., & Keimig, F. (2003). 20th century climate change in the tropical Andes observations and model results. *Climate Change* 59, 75-99.
- Vuille, M., Francou, B., Wagnon, P., Juen, I., Kase, G., Mark, B., y otros. (2008). Climate change and tropical Andean glaciers: past, present and future. *Earth-Science Reviews* 89, 79-96.
- Vuille, M., Kaser, G., & Juen, I. (2008). 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.
- Zagarese, H. E. (1998). Efectos de la radiación ultravioleta sobre los ecosistemas acuáticos. *Ciencia Hoy*, 8, 45, 22-29.
- Zambrano, A., Chávez, T., Portocarrero, C., & Ccopa, K. (2011). Dinámica y distribución espacial de los glaciares en la Cordillera Blanca – Huaraz, Perú (1970 - 2003). *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)*, 5568-5575.
- Zaratti, F., & Forno, R. (2003). *La radiación ultravioleta*. La Paz: Organización Panamericana de la Salud (OPS/OMS).
- Zaratti, F., Forno, R., Garcia, J., & Andrade, M. (2003). Erythemally weighted UV-B variations at two high altitude location. *Journal geophysical research*, 108, 9, 4263.
- Zellmer, I. (1995). UV-B tolerance of alpine and arctic Daphnia . *Hydrobiologia*, 307, 153-159.
- Zhdanova, N., Melezhi, A., & Vasilevskaya, A. (1980). Thermostability of some melanin-containing fungi. *Biol. Bull. Acad. Sci. USSR*, 7, 305-310.
- Zuelling, R., Kashian, D., Brooks, M., Kiffney, P., & Clemmets, W. (2008). The influence of metal exposure history and ultraviolet-b radiation on benthic communities in Colorado Rocky mountains streams. *Am. Benthol. Soc*, 27, 1, 120-134.

XI. ANEXOS

Anexo 1: Valores promedio de la capacidad antioxidante (% , error $\pm 10\%$) y melanina ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco, error $\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$) para las familias analizadas en diferente temporadas, tipo de hábitat y altitud.

Familias	Análisis	3000 m s.n.m				4 000 m s.n.m			
		Referencia		Contaminado		Referencia		Contaminado	
		Lluvia	Estiaje	Lluvia	Estiaje	Lluvia	Estiaje	Lluvia	Estiaje
Gammaridae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	68.11	69.82	38.02		70.91	72.40	74.97	
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	12.34	13.76	8.54		13.74	15.20	13.37	
Hirudinea	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	24.36		52.48		20.25	27.59	54.35	
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	32.24		25.82		34.98	39.24	34.39	
Chironomidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	23.63	25.49	39.93	49.03		28.82	53.50	
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	32.93	35.53	29.66	31.77		42.68	37.28	
Corixidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	68.83				82.88	88.19		92.19
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	46.40				50.14	53.45		53.11
Baetidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	76.58	72.98				81.23	86.52	
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	27.10	29.16				34.43	29.03	
Tipulidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	72.04	77.24	52.87					
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	19.54	22.26	17.51					
Muscidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	43.11	64.40		64.45	67.01		73.51	
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	23.84	25.13		24.18	26.34		25.90	
Odontoceridae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	60.03							75.93
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	14.72							13.14
Tubificidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)	12.61	61.63			8.46	8.41		
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)	16.18	16.54			13.26	15.40		
Simuliidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)					35.32		34.30	
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)					13.98		14.42	
Tabanidae	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)					61.80			
	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)					8.58			
Empididae	Cap. Antiox							21.20	14.04
	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)							20.31	22.85
Ceratopogonidae	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)						24.29	16.72	
	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)						11.08		
Elmidae	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)					43.11	47.69		23.20
	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)					36.31	32.42		42.30
Leptoceridae	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)								80.50
	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)								14.79
Hydrobiosidae	Melanina ($\pm 0.5 \mu\text{g}/\text{mg}$)					73.27		74.03	
	Cap. Antiox ($\pm 10\%$)					27.00		25.60	

Anexo 2: Estándares nacionales de calidad ambiental para agua: Categoría 1, población y recreacional

PARÁMETRO	UNIDAD	Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable			Aguas superficiales destinadas para recreación	
		A1	A2	A3	B1	B2
		Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado	Contacto Primario	Contacto Secundario
		VALOR	VALOR	VALOR	VALOR	VALOR
FÍSICOS Y QUÍMICOS						
Aceites y grasas (MEH)	mg/L	1	1,00	1,00	Ausencia de película visible	**
Cianuro Libre	mg/L	0,005	0,022	0,022	0,022	0,022
Cianuro Wad	mg/L	0,08	0,08	0,08	0,08	**
Cloruros	mg/L	250	250	250	**	**
Color	Color verdadero escala Pt/Co	15	100	200	sin cambio normal	sin cambio normal
Conductividad	us/cm ⁽⁶⁾	1 500	1 600	**	**	**
D.B.O. ₅	mg/L	3	5	10	5	10
D.Q.O.	mg/L	10	20	30	30	50
Dureza	mg/L	500	**	**	**	**
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,5	0,5	na	0,5	Ausencia de espuma persistente
Fenoles	mg/L	0,003	0,01	0,1	**	**
Fluoruros	mg/L	1	**	**	**	**
Fósforo Total	mg/L P	0,1	0,15	0,15	**	**
Materiales Flotantes		Ausencia de material flotante	**	**	Ausencia de material flotante	Ausencia de material flotante
Nitratos	mg/L N	10	10	10	10	**
Nitritos	mg/L N	1	1	1	1(5)	**
Nitrógeno amoniacal	mg/L N	1,5	2	3,7	**	**
Olor		Acceptable	**	**	Acceptable	**
Oxígeno Disuelto	mg/L	>= 6	>= 5	>= 4	>= 5	>= 4
pH	Unidad de pH	6,5 - 8,5	5,5 - 9,0	5,5 - 9,0	6-9 (2,5)	**
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	1 000	1 000	1 500	**	**
Sulfatos	mg/L	250	**	**	**	**
Sulfuros	mg/L	0,05	**	**	0,05	**
Turbiedad	UNT ⁽⁶⁾	5	100	**	100	**
INORGÁNICOS						
Aluminio	mg/L	0,2	0,2	0,2	0,2	**
Antimonio	mg/L	0,006	0,006	0,006	0,006	**
Arsénico	mg/L	0,01	0,01	0,05	0,01	**
Bario	mg/L	0,7	0,7	1	0,7	**
Berilio	mg/L	0,004	0,04	0,04	0,04	**
Boro	mg/L	0,5	0,5	0,75	0,5	**
Cadmio	mg/L	0,003	0,003	0,01	0,01	**
Cobre	mg/L	2	2	2	2	**
Cromo Total	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,05	**
Cromo VI	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,05	**
Hierro	mg/L	0,3	1	1	0,3	**
Manganeso	mg/L	0,1	0,4	0,5	0,1	**
Mercurio	mg/L	0,001	0,002	0,002	0,001	**
Níquel	mg/L	0,02	0,025	0,025	0,02	**
Plata	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,01	0,05
Plomo	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,01	**
Selenio	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,01	**
Uranio	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Vanadio	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Zinc	mg/L	3	5	5	3	**
ORGÁNICOS						
I. COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES						
Hidrocarburos totales de petróleo, HTP	mg/L	0,05	0,2	0,2		
Trihalometanos	mg/L	0,1	0,1	0,1	**	**
Compuestos Orgánicos Volátiles, COVs						
1,1,1-Tricloroetano -- 71-55-6	mg/L	2	2	**	**	**
1,1-Dicloroetano -- 75-35-4	mg/L	0,03	0,03	**	**	**
1,2 Dicloroetano -- 107-06-2	mg/L	0,03	0,03	**	**	**
1,2-Diclorobenceno -- 95-50-1	mg/L	1	1	**	**	**
Hexaclorobutadieno -- 87-68-3	mg/L	0,0006	0,0006	**	**	**
Tetracloroetano -- 127-18-4	mg/L	0,04	0,04	**	**	**
Tetracloruro de Carbono -- 56-23-5	mg/L	0,002	0,002	**	**	**
Tricloroetano -- 79-01-6	mg/L	0,07	0,07	**	**	**
BETX						

Descargado desde www.elperuano.com.pe

PARÁMETRO	UNIDAD	Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable			Aguas superficiales destinadas para recreación	
		A1	A2	A3	B1	B2
		Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado	Contacto Primario	Contacto Secundario
		VALOR	VALOR	VALOR	VALOR	VALOR
FÍSICOS Y QUÍMICOS						
Aceites y grasas (MEH)	mg/L	1	1,00	1,00	Ausencia de película visible	**
Cianuro Libre	mg/L	0,005	0,022	0,022	0,022	0,022
Cianuro Wad	mg/L	0,08	0,08	0,08	0,08	**
Cloruros	mg/L	250	250	250	**	**
Color	Color verdadero escala Pt/Co	15	100	200	sin cambio normal	sin cambio normal
Conductividad	us/cm ¹⁸	1 500	1 600	**	**	**
D.B.O. ₅	mg/L	3	5	10	5	10
D.Q.O.	mg/L	10	20	30	30	50
Dureza	mg/L	500	**	**	**	**
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,5	0,5	na	0,5	Ausencia de espuma persistente
Fenoles	mg/L	0,003	0,01	0,1	**	**
Fluoruros	mg/L	1	**	**	**	**
Fósforo Total	mg/L P	0,1	0,15	0,15	**	**
Materiales Flotantes		Ausencia de material flotante	**	**	Ausencia de material flotante	Ausencia de material flotante
Nitratos	mg/L N	10	10	10	10	**
Nitritos	mg/L N	1	1	1	1(5)	**
Nitrógeno amoniacal	mg/L N	1,5	2	3,7	**	**
Olor		Aceptable	**	**	Aceptable	**
Oxígeno Disuelto	mg/L	>= 6	>= 5	>= 4	>= 5	>= 4
pH	Unidad de pH	6,5 – 8,5	5,5 – 9,0	5,5 – 9,0	6-9 (2,5)	**
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	1 000	1 000	1 500	**	**
Sulfatos	mg/L	250	**	**	**	**
Sulfuros	mg/L	0,05	**	**	0,05	**
Turbiedad	UNT ¹⁹	5	100	**	100	**
INORGÁNICOS						
Aluminio	mg/L	0,2	0,2	0,2	0,2	**
Antimonio	mg/L	0,006	0,006	0,006	0,006	**
Arsénico	mg/L	0,01	0,01	0,05	0,01	**
Bario	mg/L	0,7	0,7	1	0,7	**
Berilio	mg/L	0,004	0,04	0,04	0,04	**
Boro	mg/L	0,5	0,5	0,75	0,5	**
Cadmio	mg/L	0,003	0,003	0,01	0,01	**
Cobre	mg/L	2	2	2	2	**
Cromo Total	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,05	**
Cromo VI	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,05	**
Hierro	mg/L	0,3	1	1	0,3	**
Manganeso	mg/L	0,1	0,4	0,5	0,1	**
Mercurio	mg/L	0,001	0,002	0,002	0,001	**
Níquel	mg/L	0,02	0,025	0,025	0,02	**
Plata	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,01	0,05
Plomo	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,01	**
Selenio	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,01	**
Uranio	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Vanadio	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Zinc	mg/L	3	5	5	3	**
ORGÁNICOS						
I. COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES						
Hidrocarburos totales de petróleo, HTP	mg/L	0,05	0,2	0,2		
Trihalometanos	mg/L	0,1	0,1	0,1	**	**
Compuestos Orgánicos Volátiles, COVs						
1,1,1-Tricloroetano -- 71-55-6	mg/L	2	2	**	**	**
1,1-Dicloroetano -- 75-35-4	mg/L	0,03	0,03	**	**	**
1,2-Dicloroetano -- 107-06-2	mg/L	0,03	0,03	**	**	**
1,2-Diclorobenceno -- 95-50-1	mg/L	1	1	**	**	**
Hexaclorobutadieno -- 87-68-3	mg/L	0,0006	0,0006	**	**	**
Tetracloroetano -- 127-18-4	mg/L	0,04	0,04	**	**	**
Tetracloruro de Carbono -- 56-23-5	mg/L	0,002	0,002	**	**	**
Tricloroetano -- 79-01-6	mg/L	0,07	0,07	**	**	**
BETX						

Anexo 3: Normas Legales: Categoría, 2,3 y 4

PARÁMETRO	UNIDAD	Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable			Aguas superficiales destinadas para recreación	
		A1	A2	A3	B1	B2
		Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional	Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado	Contacto Primario	Contacto Secundario
		VALOR	VALOR	VALOR	VALOR	VALOR
Benceno -- 71-43-2	mg/L	0,01	0,01	**	**	**
Etilbenceno -- 100-41-4	mg/L	0,3	0,3	**	**	**
Tolueno -- 108-88-3	mg/L	0,7	0,7	**	**	**
Xilenos -- 1330-20-7	mg/L	0,5	0,5	**	**	**
Hidrocarburos Aromáticos						
Benzo(a)pireno -- 50-32-8	mg/L	0,0007	0,0007	**	**	**
Pentaclorofenol (PCP)	mg/L	0,009	0,009	**	**	**
Triclorobencenos (Totales)	mg/L	0,02	0,02	**	**	**
Plaguicidas						
Organofosforados:						
Malatión	mg/L	0,0001	0,0001	**	**	**
Metamidofós (restringido)	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Paraquat (restringido)	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Paratión	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Organoclorados (COP)*:						
Aldrin -- 309-00-2	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Clordano	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
DDT	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Dieldrin -- 60-57-1	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Endosulfán	mg/L	0,000056	0,000056	*	**	**
Endrin -- 72-20-8	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Heptacloro -- 76-44-8	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Heptacloro epóxido 1024-57-3	mg/L	0,00003	0,00003	*	**	**
Lindano	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Carbamatos:						
Aldicarb (restringido)	mg/L	Ausencia	Ausencia	Ausencia	**	**
Policloruros Bifenilos Totales						
(PCBs)	mg/L	0,000001	0,000001	**	**	**
Otros						
Asbesto	Millones de fibras/L	7	**	**	**	**
MICROBIOLÓGICO						
Coliformes Termotolerantes (44,5 °C)	NMP/100 mL	0	2 000	20 000	200	1 000
Coliformes Totales (35 - 37 °C)	NMP/100 mL	50	3 000	50 000	1 000	4 000
Enterococos fecales	NMP/100 mL	0	0		200	**
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	0	0		Ausencia	Ausencia
Formas parasitarias	Organismo/Litro	0	0		0	
<i>Giardia duodenalis</i>	Organismo/Litro	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
<i>Salmonella</i>	Presencia/100 mL	Ausencia	Ausencia	Ausencia	0	0
<i>Vibrio Cholerae</i>	Presencia/100 mL	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia

UNT Unidad Nefelométrica Turbiedad

NMP/ 100 mL Número más probable en 100 mL

* Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP)

** Se entenderá que para esta subcategoría, el parámetro no es relevante, salvo casos específicos que la Autoridad competente determine.

CATEGORÍA 2: ACTIVIDADES MARINO COSTERAS

PARÁMETRO	UNIDADES	AGUA DE MAR		
		Sub Categoría 1	Sub Categoría 2	Sub Categoría 3
		Extracción y Cultivo de Moluscos Bivalvos (C1)	Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas (C2)	Otras Actividades (C3)
ORGANOLÉPTICOS				
Hidrocarburos de Petróleo		No Visible	No Visible	No Visible
FISICOQUÍMICOS.				
Aceites y grasas	mg/L	1,0	1,0	2,0
DBO ₅	mg/L	**	10,0	10,0
Oxígeno Disuelto	mg/L	>=4	>=3	>=2,5
pH	Unidad de pH	7 - 8,5	6,8 - 8,5	6,8 - 8,5
Sólidos Suspendedos Totales	mg/L	**	50,0	70,0
Sulfuro de Hidrógeno	mg/L	**	0,06	0,08
Temperatura	celsius	***delta 3 °C	***delta 3 °C	***delta 3 °C
INORGÁNICOS				
Amoniaco	mg/L	**	0,08	0,21
Arsénico total	mg/L	0,05	0,05	0,05
Cadmio total	mg/L	0,0093	0,0093	0,0093
Cobre total	mg/L	0,0031	0,05	0,05
Cromo VI	mg/L	0,05	0,05	0,05
Fosfatos (P-PO4)	mg/L	**	0,03 - 0,09	0,1

Descargado desde www.ciperuano.com.pe

PARÁMETRO	UNIDADES	AGUA DE MAR		
		Sub Categoría 1	Sub Categoría 2	Sub Categoría 3
		Extracción y Cultivo de Moluscos Bivalvos (C1)	Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas (C2)	Otras Actividades (C3)
Mercurio total	mg/L	0,00094	0,0001	0,0001
Níquel total	mg/L	0,0082	0,1	0,1
Nitratos (N-NO3)	mg/L	**	0,07 - 0,28	0,3
Plomo total	mg/L	0,0081	0,0081	0,0081
Silicatos (Si-Si O3)	mg/L	**	0,14 - 0,70	**
Zinc total	mg/L	0,081	0,081	0,081
ORGÁNICOS				
Hidrocarburos de petróleo totales (fracción aromática)	mg/L	0,007	0,007	0,01
MICROBIOLÓGICOS				
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	* ≤14 (área aprobada)	≤30	1000
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	* ≤88 (área restringida)		

NMP/ 100 mL Número más probable en 100 mL

* **Área Aprobada** : Áreas de dónde se extraen ó cultivan moluscos bivalvos seguros para el comercio directo y consumo, libres de contaminación fecal humana ó animal, de organismos patógenos ó cualquier sustancia deletérea ó venenosa y potencialmente peligrosa.

** **Área Restringida**: Áreas acuáticas impactadas por un grado de contaminación donde se extraen moluscos bivalvos seguros para consumo humano luego de ser depurados

*** Se entenderá que para este uso, el parámetro no es relevante, salvo casos específicos que la Autoridad competente lo determine

**** La temperatura corresponde al promedio mensual multianual del área evaluada.

CATEGORÍA 3: RIEGO DE VEGETALES Y BEBIDAS DE ANIMALES

PARÁMETROS PARA RIEGO DE VEGETALES DE TALLO BAJO Y TALLO ALTO		
PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR
Fisicoquímicos		
Bicarbonatos	mg/L	370
Calcio	mg/L	200
Carbonatos	mg/L	5
Cloruros	mg/L	100-700
Conductividad	(uS/cm)	<2 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	15
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	40
Fluoruros	mg/L	1
Fosfatos - P	mg/L	1
Nitratos (NO3-N)	mg/L	10
Nitritos (NO2-N)	mg/L	0,06
Oxígeno Disuelto	mg/L	> =4
pH	Unidad de pH	6,5 – 8,5
Sodio	mg/L	200
Sulfatos	mg/L	300
Sulfuros	mg/L	0,05
Inorgánicos		
Aluminio	mg/L	5
Arsénico	mg/L	0,05
Bario total	mg/L	0,7
Boro	mg/L	0,5-6
Cadmio	mg/L	0,005
Cianuro Wad	mg/L	0,1
Cobalto	mg/L	0,05
Cobre	mg/L	0,2
Cromo (6+)	mg/L	0,1
Hierro	mg/L	1
Litio	mg/L	2,5
Magnesio	mg/L	150
Manganeso	mg/L	0,2
Mercurio	mg/L	0,001
Níquel	mg/L	0,2
Plata	mg/L	0,05
Plomo	mg/L	0,05
Selenio	mg/L	0,05
Zinc	mg/L	2
Orgánicos		
Aceites y Grasas	mg/L	1
Fenoles	mg/L	0,001
S.A.A.M. (detergentes)	mg/L	1
Plaguicidas		
Aldicarb	ug/L	1
Aldrin (CAS 309-00-2)	ug/L	0,004
Clordano (CAS 57-74-9)	ug/L	0,3
DDT	ug/L	0,001
Dieldrin (N° CAS 72-20-8)	ug/L	0,7
Endrin	ug/L	0,004

PARÁMETROS PARA RIEGO DE VEGETALES DE TALLO BAJO Y TALLO ALTO		
PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR
Endosulfán	ug/L	0,02
Heptacloro (N° CAS 76-44-8) y heptacloropoxido	ug/L	0,1
Lindano	ug/L	4
Paratión	ug/L	7,5

CATEGORÍA 3: RIEGO DE VEGETALES Y BEBIDAS DE ANIMALES

PARÁMETROS PARA RIEGO DE VEGETALES.			
PARÁMETROS	Unidad	Vegetales Tallo Bajo	Vegetales Tallo Alto
		Valor	Valor
Biológicos			
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	1 000	2 000(3)
Coliformes Totales	NMP/100mL	5 000	5 000(3)
Enterococos	NMP/100mL	20	100
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	100	100
Huevos de Helmintos	huevo/litro	<1	<1(1)
<i>Salmonella</i> sp.		Ausente	Ausente
<i>Vibrio cholerae</i>		Ausente	Ausente
PARÁMETROS PARA BEBIDAS DE ANIMALES			
PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR	
Fisicoquímicos			
Conductividad Eléctrica	(uS/cm)	<=5000	
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	<=15	
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	40	
Fluoruro	mg/L	2	
Nitratos-(NO3-N)	mg/L	50	
Nitritos (NO2-N)	mg/L	1	
Oxígeno Disuelto	mg/L	> 5	
pH	Unidades de pH	6,5 – 8,4	
Sulfatos	mg/L	500	
Sulfuros	mg/L	0,05	
Inorgánicos			
Aluminio	mg/L	5	
Arsénico	mg/L	0,1	
Berilio	mg/L	0,1	
Boro	mg/L	5	
Cadmio	mg/L	0,01	
Cianuro WAD	mg/L	0,1	
Cobalto	mg/L	1	
Cobre	mg/L	0,5	
Cromo (6+)	mg/L	1	
Hierro	mg/L	1	
Litio	mg/L	2,5	
Magnesio	mg/L	150	
Manganeso	mg/L	0,2	
Mercurio	mg/L	0,001	
Niquel	mg/L	0,2	
Plata	mg/L	0,05	
Plomo	mg/L	0,05	
Selenio	mg/L	0,05	
Zinc	mg/L	24	
Orgánicos			
Aceites y Grasas	mg/L	1	
Fenoles	mg/L	0,001	
S.A.A.M. (detergentes)	mg/L	1	
Plaguicidas			
Aldicarb	ug/L	1	
Aldrin (CAS 309-00-2)	ug/L	0,03	
Clordano (CAS 57-74-9)	ug/L	0,3	
DDT	ug/L	1	
Dieldrin (N° CAS 72-20-8)	ug/L	0,7	
Endosulfán	ug/L	0,02	

Endrín	ug/L	0,004
Heptacloro (N° CAS 76-44-8) y heptacloripóxido	ug/L	0,1
Lindano	ug/L	4
Paratión	ug/L	7,5
Biológicos		
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	1 000
Coliformes Totales	NMP/100mL	5 000
Enterococos	NMP/100mL	20
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	100
Huevos de Helmintos	huevos/litro	<1
<i>Salmonella</i> sp.		Ausente
<i>Vibrio cholerae</i>		Ausente

NOTA :

NMP/100: Número más probable en 100 mL

Vegetales de Tallo alto: Son plantas cultivables o no, de porte arbustivo o arbóreo y tienen una buena longitud de tallo. las especies leñosas y forestales tienen un sistema radicular pivotante profundo (1 a 20 metros). Ejemplo; Forestales, árboles frutales, etc.

Vegetales de Tallo bajo : Son plantas cultivables o no, frecuentemente porte herbáceo, debido a su poca longitud de tallo alcanzan poca altura. Usualmente, las especies herbáceas de porte bajo tienen un sistema radicular difuso o fibroso, poco profundo (10 a 50 cm). Ejemplo: Hortalizas y verdura de tallo corto, como ajo, lechuga, fresas, col, repollo, apio y arveja, etc.

Animales mayores: Entiéndase como animales mayores a vacunos, ovinos, porcinos, camélidos y equinos, etc.

Animales menores: Entiéndase como animales menores a caprinos, cuyes, aves y conejos

SAAM: Sustancias activas de azul de metileno

CATEGORÍA 4: CONSERVACIÓN DEL AMBIENTE ACUÁTICO

PARÁMETROS	UNIDADES	LAGUNAS Y LAGOS	RÍOS		ECOSISTEMAS MARINO COSTEROS	
			COSTA Y SIERRA	SELVA	ESTUARIOS	MARINOS
FÍSICOS Y QUÍMICOS						
Aceites y grasas	mg/L	Ausencia de película visible	Ausencia de película visible	Ausencia de película visible	1	1
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L	<5	<10	<10	15	10
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	<0,02	0,02	0,05	0,05	0,08
Temperatura	Celsius					delta 3 °C
Oxígeno Disuelto	mg/L	≥5	≥5	≥5	≥4	≥4
pH	unidad	6,5-8,5	6,5-8,5		6,8-8,5	6,8 - 8,5
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	500	500	500	500	
Sólidos Suspendedos Totales	mg/L	≤25	≤25 - 100	≤25 - 400	≤25-100	30,00
INORGÁNICOS						
Arsénico	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,05	0,05
Bario	mg/L	0,7	0,7	1	1	----
Cadmio	mg/L	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005
Cianuro Libre	mg/L	0,022	0,022	0,022	0,022	----
Clorofila A	mg/L	10	----	----	----	----
Cobre	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,05	0,05
Cromo VI	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Fenoles	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,001	
Fosfatos Total	mg/L	0,4	0,5	0,5	0,5	0,031 - 0,093
Hidrocarburos de Petróleo Aromáticos Totales	Ausente				Ausente	Ausente
Mercurio	mg/L	0,0001	0,0001	0,0001	0,001	0,0001
Nitratos (N-NO3)	mg/L	5	10	10	10	0,07 - 0,28
INORGÁNICOS						
Nitrógeno Total	mg/L	1,6	1,6		----	----
Níquel	mg/L	0,025	0,025	0,025	0,002	0,0082
Plomo	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,0081	0,0081
Silicatos	mg/L	----	----	----	----	0,14-0,7
Sulfuro de Hidrógeno (H2S indisociable)	mg/L	0,002	0,002	0,002	0,002	0,06
Zinc	mg/L	0,03	0,03	0,3	0,03	0,081
MICROBIOLÓGICOS						
Coliformes Termotolerantes	(NMP/100mL)	1 000	2 000		1 000	≤30
Coliformes Totales	(NMP/100mL)	2 000	3 000		2 000	

NOTA : Aquellos parámetros que no tienen valor asignado se debe reportar cuando se dispone de análisis

Dureza: Medir "dureza" del agua muestreada para contribuir en la interpretación de los datos (método/técnica recomendada: APHA-AWWA-WPCF 2340C)

Nitrógeno total: Equivalente a la suma del nitrógeno Kjeldahl total (Nitrógeno orgánico y amoniacal), nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito (NO)

Amonio: Como NH3 no ionizado

NMP/100 mL: Número más probable de 100 mL

Ausente: No deben estar presentes a concentraciones que sean detectables por olor, que afecten a los organismos acuáticos comestibles, que puedan formar depósitos de sedimentos en las orillas o en el fondo, que puedan ser detectados como películas visibles en la superficie o que sean nocivos a los organismos acuáticos presentes.

232538-1

Anexo 4: Puntuación del Andean Biotic Index (ABI) para las familias de Macroinvertebrados acuáticos de los Andes Tropicales distribuidos desde los 2000 m s.n.m. hasta el límite con las nieves perpetuas.

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