



## Caracterización fisicoquímica y contenido de metales en agua y sedimentos de afluentes a un embalse en el sureste de los Andes Peruanos †

[Physicochemical characterization and metal content in water and sediments of affluents to a reservoir in the southeast Peruvian Andes]

Jorge Garate-Quispe<sup>1\*</sup>, Roger Gonzales-Aliaga<sup>2</sup>  
and Vladimiro Ibañez-Quispe<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Av. Jorge Chávez 1160, C.P. 17001, Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú. Email: [jgarate@unamad.edu.pe](mailto:jgarate@unamad.edu.pe)

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería Geológica, Universidad Nacional del Altiplano, Av. Sesquicentenario 1150, C.P. 21001, Puno, Puno, Perú. Email: [rogergonzales@unap.edu.pe](mailto:rogergonzales@unap.edu.pe)

<sup>3</sup> Facultad de Ingeniería Estadística e Informática, Universidad Nacional del Altiplano, Av. Sesquicentenario 1150, C.P. 21001, Puno, Puno, Perú. Email: [vibanez@unap.edu.pe](mailto:vibanez@unap.edu.pe)

\*Corresponding author

### SUMMARY

**Background:** Water is an essential natural resource for the survival of living organisms on Earth. However, recently, both anthropogenic and natural activities have contaminated water bodies in the Andes with metals and other pollutants. **Objective:** To characterize the water physicochemical and to determine the concentration of metals in water and sediments, as well as the relationship between them, in the tributaries of a reservoir in the southeastern Peruvian Andes. **Methodology:** We selected 19 sampling points (affluents). Two types of samples were taken at each sampling point: (1) water samples were taken for physicochemical analysis and to find out the concentration of 15 metals; and (2) sediment samples were taken to find out the concentration of 16 metals. We used Spearman's correlation coefficient to analyze the relationship between water physicochemical properties and metal concentrations in water and sediments.

**Results:** For most of the metals (As, Ba, Be, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Sb and Zn) analyzed in water, concentrations higher than the Peruvian environmental quality standards (EQS) were found. The pH was inversely related to aluminium, beryllium, chromium, copper, iron, manganese, nickel and zinc. Conductivity was directly related to aluminium, beryllium, copper, nickel, lead, uranium and zinc. On the other hand, only positive and significant correlations were found between the concentrations of arsenic, boron, cadmium, lead and antimony found in water and sediments.

**Implications:** It is important to adequately assess, manage, and monitor water resources to ensure their quality for human consumption. This is because we found that the physicochemical characteristics and metal concentrations in water exceed EQS and may represent a risk to human health. **Conclusion:** The study demonstrates the existence of acid rock drainage in the studied affluents. In most of the tributaries, pH, dissolved oxygen, and most of the metals in the water exceeded the EQS. In addition, an interaction process was evidenced between the concentration of metals in water and sediments.

**Key words:** Heavy metals; Quality standards; Puno; hydrothermal alteration; principal components analysis; Spearman's correlation.

### RESUMEN

**Antecedentes:** El agua es un recurso natural esencial para la supervivencia de los organismos vivos de la Tierra; sin embargo, recientemente las actividades antrópicas y naturales han provocado la contaminación de los cuerpos de agua de los Andes con metales. **Objetivo:** Caracterizar fisicoquímicamente el agua y determinar la concentración de metales en agua y sedimentos, así como la relación entre estos, en los afluentes de un embalse en el sureste de los Andes

† Submitted March 30, 2025 – Accepted November 12, 2025. <http://doi.org/10.56369/taes.6270>



Copyright © the authors. Work licensed under a CC-BY 4.0 License. <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISSN: 1870-0462.

ORCID = J. Garate-Quispe: <https://orcid.org/0000-0002-7494-2274>; R. Gonzales-Aliaga: <https://orcid.org/0000-0003-1784-5547>; V. Ibañez-Quispe: <https://orcid.org/0000-0002-0277-4945>

peruanos. **Metodología:** Se seleccionaron 19 puntos de muestreo (afluentes). En cada punto de muestreo se tomaron dos tipos de muestras: 1) muestras de agua para realizar análisis fisicoquímicos y determinar la concentración de 15 metales; y 2) muestras de sedimentos para determinar la concentración de 16 metales. Para analizar la relación entre las características fisicoquímicas y la concentración de metales en agua y entre la concentración de metales en sedimentos, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman. **Resultados:** En la mayoría de los metales (As, Ba, Be, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Sb y Zn) analizados en agua se encontraron concentraciones superiores a los estándares de calidad ambiental (ECA) peruano. El pH se relacionó de forma inversa con el aluminio, berilio, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel y zinc. La conductividad se relacionó de forma directa con el aluminio, berilio, cobre, níquel, plomo, uranio y zinc. Por otro lado, solo se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las concentraciones de arsénico, boro, cadmio, plomo y antimonio encontrados en agua y sedimentos. **Implicaciones:** Es importante evaluar, gestionar y monitorear adecuadamente los recursos hídricos para garantizar su calidad para consumo humano. Esto debido a que encontramos que las características fisicoquímicas y las concentraciones de metales en agua superan ECA y pueden representar un riesgo para la salud humana. **Conclusión:** El estudio demuestra la existencia de drenaje ácido de roca en los afluentes estudiados. En la mayoría de los afluentes, el pH, oxígeno disuelto y la mayoría de los metales en agua se encontraron concentraciones superiores a los ECA. Además, se evidenció un proceso de interacción entre la concentración de metales de agua y sedimentos.

**Palabras clave:** Metales pesados; Estándares de calidad; Puno; alteración hidrotermal; componentes principales; correlación de Spearman.

## INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural esencial, necesario para la supervivencia de los organismos vivos de la Tierra (Islam *et al.*, 2021; Mishra y Kumar, 2021). En todo el mundo se reconoce cada vez más que el agua es uno de los recursos naturales más importantes en el futuro (Das, 2025). Sin embargo, recientemente, debido a la urbanización acelerada, la minería, la combustión de carbón, los gases de escape de los vehículos, las actividades agrícolas, las actividades de eliminación de residuos urbanos y el consumo continuo de recursos, se ha provocado la contaminación de los cuerpos de agua con metales pesados (Liu *et al.*, 2023; Leiva-Tafur *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2024a; Qu *et al.*, 2024; Tan *et al.*, 2025).

Aunque la contaminación también puede darse de forma natural, ya que la formación de aguas naturales ácidas ocurre en las cabeceras de cuenca y disminuye aún más cuando cruzan afloramientos de monzonitas cuarzosas alteradas por hidrotermalismo (Feige *et al.*, 2015). Los procesos hidrotermales alteran las rocas y diseminan sulfuros; estos se generan por la actividad volcánica, causada a partir de la subducción de placas. Lo cual origina flujos térmicos de agua en la corteza, formando manantiales, géiseres y fumarolas (Steinmuller y Zavala, 1997); el proceso hidrotermal produce reemplazamiento químico de los minerales por otros nuevos, lo que aporta reactivos químicos y también los remueve (Marfil y Maiza, 2012). Además, los metales pesados en diversas formas geoquímicas, como iones intercambiables, carbonatos y óxidos, plantean riesgos significativos para la salud humana y el medio ambiente debido a su persistencia y bioacumulación (Romain *et al.*, 2025).

En las últimas décadas, la contaminación por metales tóxicos de los recursos superficiales y subterráneos se

ha convertido en un peligro medioambiental a escala mundial (Goren *et al.*, 2022; Leiva-Tafur *et al.*, 2024). Entre los contaminantes, los metales pesados se consideran como los contaminantes ambientales más graves debido a su elevada toxicidad, abundancia y facilidad de acumulación por diversos organismos (Islam *et al.*, 2021; Cáceres *et al.*, 2025). Los niveles tóxicos de metales pesados en aguas y sedimentos pueden suponer una grave amenaza para las especies acuáticas y los seres humanos (Singh *et al.*, 2008).

En América Latina, todos los estudios predicen cambios en las precipitaciones y la paulatina desaparición de los glaciares, lo que afectará en gran medida el suministro de agua para consumo humano, agricultura y generación de electricidad (Paz y Montecinos, 2011). Por lo tanto, esta formación de aguas naturalmente ácidas que ocurre en las cabeceras de cuenca puede ser alterada por el hidrotermalismo (Feige *et al.*, 2015) y estos cambios se pueden encontrar en los sedimentos de los lechos de río, los cuales pueden brindar información sobre contaminación de origen antropogénico y natural (Simmonds *et al.*, 2017).

En América del Sur y en el Perú, desde el año 2000, los glaciares andinos vienen disminuyendo 1 m de espesor por año; este rápido retroceso amenaza el suministro de agua en la región. Estos efectos se acentúan en el sur de los Andes peruanos (Paz y Montecinos, 2011; Campero *et al.*, 2025), donde la pérdida de superficie glaciar muestra una reducción de 43%, lo cual afectaría el abastecimiento de agua, debido a que el retroceso expone rocas mineralizadas y ricas en sulfuros a la intemperie (Zimmer *et al.*, 2018). Por ejemplo, el Nevado Pastoruri (Ancash, Perú) actualmente sufre un retroceso glaciar que genera la disolución oxidativa de lutitas y areniscas ricas en pirita (sulfuros), y viene generando un cambio

en las propiedades fisicoquímicas del agua atribuido principalmente a procesos geológicos (Santofimia *et al.*, 2017). Un proceso similar ocurre en la subcuenca Quillcay (Ancash), en la cual el pH es muy variable, atribuido a las formaciones geológicas, en especial de minerales generadores de drenaje ácido de roca (Martel *et al.*, 2018). En otro estudio en los Andes peruanos, la mina Yauli (Junín, centro del Perú) presentó una acidez en las aguas superficiales debido a una alta presencia de hierro y cobre en concentraciones perjudiciales para la salud de las personas y animales (Núñez *et al.*, 2014).

Por lo tanto, para evaluar el alcance del peligro de contaminación y comprender la dinámica de los metales pesados en las masas de agua naturales, se deben examinar las intensidades de las diferentes fracciones químicas de metales pesados en los sedimentos, además de la cantidad total de metales en las aguas y los sedimentos de metales en aguas y sedimentos (Singh *et al.*, 2008). Más aún, cuando los metales pesados no son degradables y pueden persistir en el medio natural durante un largo periodo de tiempo y acumularse en el cuerpo humano a través de la cadena alimentaria, lo que supone un riesgo importante para la salud humana (Tan *et al.*, 2025). Por ejemplo, en los ecosistemas altoandinos del Perú, los problemas ambientales generados por los metales en los ecosistemas altoandinos del Perú son principalmente causados por actividades antrópicas, aunque también pueden ser generados de forma natural (Simon *et al.*, 2024). Tal es el caso de la cuenca del embalse Pasto Grande (área de estudio), una fuente de agua para consumo humano de varias ciudades de las regiones de Puno, Ilo y Moquegua. En el cual se observó la meteorización de minerales diseminados en las rocas y drenaje ácido que circunscriben gran parte de la cuenca de influencia, las cuales pueden influir en las características fisicoquímicas y en el contenido de metales en el agua. Aunque, a la fecha, no existen estudios que reporten las características fisicoquímicas, metales en agua y sedimentos en la cuenca del embalse Pasto Grande. A pesar de que los riesgos que plantean los metales para los medios acuáticos están intrínsecamente relacionados con sus interacciones con el agua y los sedimentos (Miranda *et al.*, 2021).

En este contexto, identificar fuentes puntuales de contaminación en las masas de agua sirve para garantizar su calidad a lo largo del tiempo y aplicar actividades de prevención y mitigación de la contaminación (Leiva-Tafur *et al.*, 2024). Por tal motivo, el objetivo del presente estudio fue caracterizar fisicoquímicamente el agua y determinar la concentración de metales en agua y sedimentos, así como la relación entre ellos, en los afluentes a un embalse en el sureste de los Andes peruanos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca de influencia ( $483.8 \text{ km}^2$ ) del embalse Pasto Grande, ubicado en la cordillera Barroso al sureste de los Andes del Perú, específicamente en la provincia y departamento de Puno (Figura 1). La altitud de la cuenca de influencia varía entre 4520 y 5400 msnm, y comprende sectores altoandinos donde ocurren montañas, colinas y altiplanicies. El clima en la zona de estudio presenta un clima típico de puna. La precipitación promedio anual es de 541.5 mm, inician en octubre y terminan en abril, siendo julio el mes más seco. La temperatura varía a lo largo del año; la temperatura más baja ocurre en agosto ( $-12$  a  $12^\circ\text{C}$ ) y las temperaturas altas ocurren entre febrero y marzo ( $-1$  a  $31^\circ\text{C}$ ). Entre diciembre y marzo, el área de estudio tiene una fuerte caída de nieve y, ocasionalmente, tormentas con granizo. Entre mayo y junio, las temperaturas descienden bruscamente en horas de la noche (hasta de  $-12^\circ\text{C}$ ), creando así el fenómeno de gelivación que afecta a las rocas y la solifluxión para suelos con bastante contenido de arcillas (cuaternario fluvio-glaciar y sectores descubiertos de bofedales) (MINAM-OEFA, 2015). Mientras que entre abril y noviembre ocurre una larga sequía, la cual tiene bruscas caídas de temperatura y presencia esporádica de vientos fuertes.

En la cuenca de influencia se diferencian tres unidades geomorfológicas (valles, colinas y montañas). Los valles se originaron de erosiones glaciares del cuaternario y sus zonas bajas inundadas albergan a los bofedales. Las colinas se localizan en las laderas de las montañas y se originan de la denudación de formaciones volcánicas. Mientras que las montañas están ampliamente distribuidas en el área de estudio y fueron originadas por la glaciación y el vulcanismo (MINAM-OEFA, 2015). La vegetación existente en el área de estudio depende de la época de lluvias; los arbustos, gramíneas y bofedales subsisten en las partes bajas (valles glaciares y altiplanicies) o en quebradas donde la presencia de agua y suelos son favorables para el desarrollo de la vegetación. Los bofedales son extensiones de vegetación para pastoreo de camélidos sudamericanos; estos siempre están dentro de las quebradas o valles de origen glaciar y son lugares donde el nivel freático aflora a superficie.

### Muestreo de agua y sedimentos

El embalse de Pasto Grande tiene un área de  $43.9 \text{ km}^2$ , y sus principales afluentes son los ríos y quebradas, algunas de estas son estacionales. Se seleccionaron 19 puntos de muestreo (Figura 1). En cada punto de muestreo (afluente) se colectaron dos muestras de agua para análisis fisicoquímico y concentración de metales,

y una muestra de sedimento para análisis de concentración de metales. Para la colecta de muestras se consideraron los criterios de protocolos establecidos

por las autoridades nacionales peruanas para sistemas lóticos y léticos (MINAM, 2017; ANA, 2018).

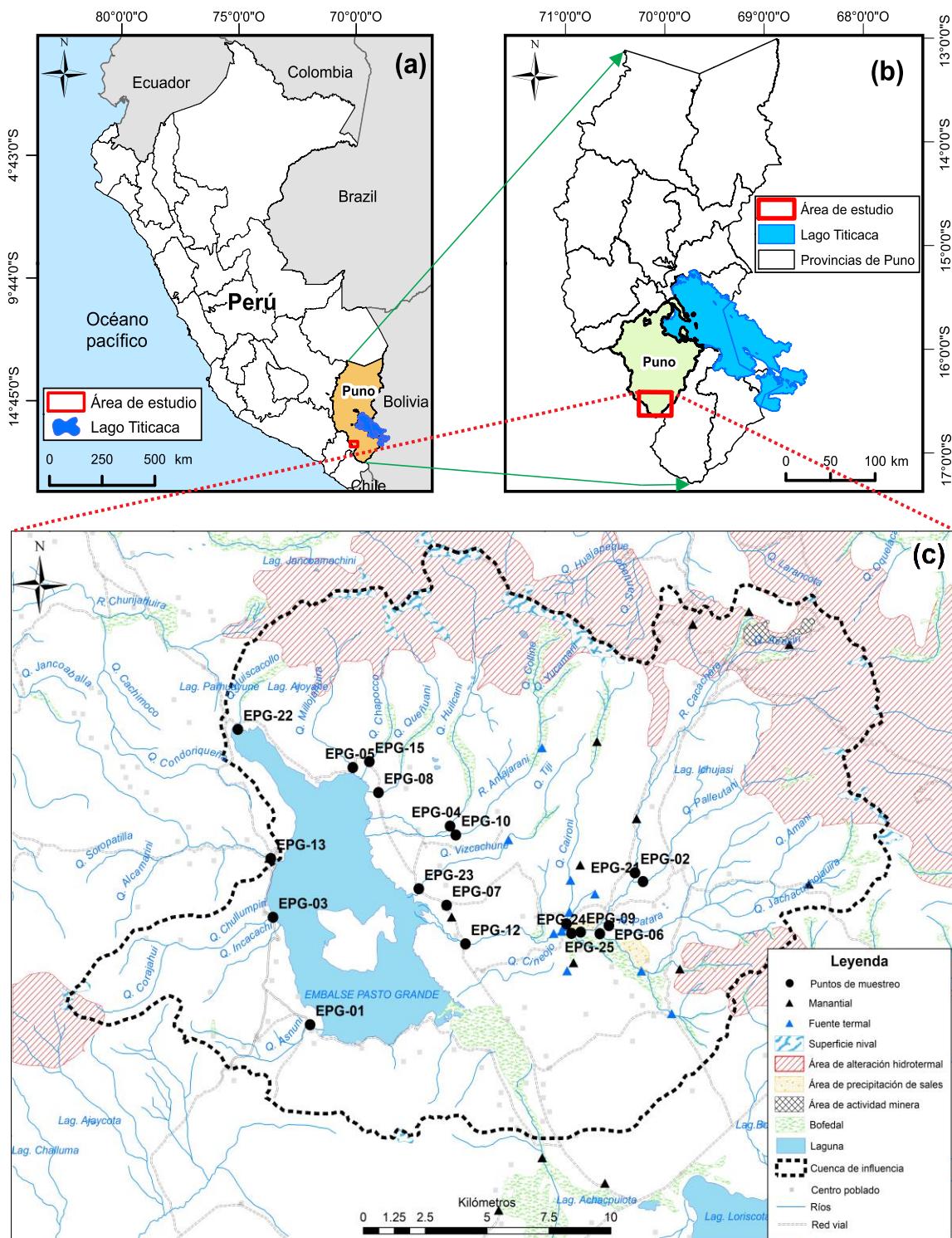


Figura 1. Mapa del área de estudio (embalse Pasto Grande) (C), en referencia al Perú (A) y a las provincias de la región Puno (B).

## **Caracterización fisicoquímica del agua de afluentes**

Para la caracterización fisicoquímica del agua, se consideraron 6 parámetros: pH, oxígeno disuelto (mg/L), conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), sólidos totales disueltos (mg/L), turbidez (FNU) y temperatura (°C). La cuantificación de los parámetros fisicoquímicos del agua se realizó *in situ* siguiendo el protocolo de los estándares de calidad ambiental (ECA) (MINAM, 2017), utilizando un multiparámetro HANNA HI 9829.

### **Determinación de metales en agua de afluentes**

Para el análisis de metales en agua, se colectaron dos muestras de agua, pomos esterilizados de 100 ml, por cada afluente de acuerdo al protocolo establecido por el MINAM (2017). La determinación de la concentración de 49 metales se realizó en un laboratorio acreditado (SGS-Perú o MegaLaboratorio Del Sur), con el método Inducción de Plasma Acoplado por Espectrometría de Masa (ICP-MS) para análisis ambiental de aguas superficiales. Sin embargo, considerando el nivel de detección de los metales, para el estudio se consideraron 15 metales (Al, As, B, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, U y Zn). No se consideraron los metales con valores por debajo del límite de detección (70/100), es decir, aquellos metales en los cuales más del 70% de los datos están por debajo del límite de detección del instrumento.

### **Determinación de metales en sedimento de afluentes**

Se colectó una muestra de sedimento de los mismos puntos donde se obtuvieron muestras de agua en cada afluente. Para la colecta de las muestras de sedimentos se siguió el protocolo establecido por el Instituto Geológico Minero y Metalúrgico (INGEMMET) que está basado en las Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CCME, 2001). En el lugar de muestreo, los sedimentos fueron tamizados en malla #35-ASTM y depositados en bolsas microporosas (1-3 kg). La determinación de la concentración de 16 metales en sedimentos se realizó en un laboratorio acreditado (SGS-Perú), con el método de análisis inorgánico multielemental ICP-AES.

### **Análisis de datos**

Los resultados de las características fisicoquímicas y las concentraciones de metales en el agua de los afluentes fueron comparados con los estándares de calidad ambiental (ECA) para aguas de Categoría 1: Poblacional y Recreacional, Subcategoría A (aguas superficiales destinadas a la producción de agua

potable), descritos en el Decreto Supremo 004-2017-MINAM (MINAM, 2017).

Para analizar la relación entre las características fisicoquímicas del agua y (1) la concentración de metales en agua y (2) entre la concentración de metales en sedimentos, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman por no cumplir los supuestos de normalidad bivariante. Los resultados del análisis de correlación se representaron en un correlograma generado con los paquetes de GGally y ggplot2, disponibles en R v4.4.1 (R Core Team, 2024). Todos los análisis se realizaron a un nivel de significación de 5%.

Para obtener las relaciones entre las características fisicoquímicas, concentración de metales en agua y en sedimentos, se realizó un análisis de componentes principales (PCA). El PCA reduce la dimensionalidad de un gran número de variables interrelacionadas a un conjunto más pequeño de variables no correlacionadas, al tiempo que minimiza la pérdida de información (Liu *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2025). Antes de aplicar el PCA, se seleccionaron variables altamente correlacionadas ( $r > 0.5$ ) y se verificó la idoneidad de los datos para el análisis mediante la prueba de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) y la prueba de esfericidad de Bartlett. Los análisis se realizaron con el software Primer v7.

## **RESULTADOS**

### **Caracterización fisicoquímica de afluentes**

La mayoría (74%) de los afluentes evaluados tuvieron un pH ácido, lo que demuestra la existencia de drenaje ácido de roca. Comparando los resultados con los ECA, encontramos que en la mayoría de los afluentes (63%), las concentraciones de pH fueron inferiores a los niveles establecidos por el ECA. Mientras que los niveles de conductividad, sólidos totales y turbidez fueron aceptables (inferiores) a los ECA. Esto representa el 26.3% de los afluentes que superaron los valores del ECA de conductividad y sólidos totales, y el 31.6% de los afluentes superaron los valores de turbidez del ECA. Sin embargo, solo un afluente (quebrada Caironi) cumplió con el ECA para oxígeno disuelto (10.8 mg/L), y los demás afluentes tuvieron valores inferiores al ECA para conductividad (Tabla 1).

### **Concentración de metales en agua asociados con los sedimentos de los afluentes**

Cinco de los 15 metales analizados en el agua de los afluentes (bario, berilio, cobre, uranio y zinc) no superaron los límites recomendados por los ECA. En la mayoría (entre 63-79%) de los afluentes, las

**Tabla 1. Resultados de la caracterización fisicoquímica de 19 afluentes al embalse de Pasto Grande.**

Código	nombre afluente	pH	Temperatura (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Conductividad (μs/cm)	Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	Turbidez (FNU)
EPG-01	Quebrada Asnuni	6.6	6.4	5.6	56.0	28.0	2.5
EPG-02	Rio Cacachara	3.3	10.5	4.9	1675.0	839.0	1.2
EPG-03	Quebrada Chullumpiri	8.2	9.1	5.3	85.0	43.0	1.1
EPG-04	Quebrada Huilcani	2.9	18.3	3.9	1155.0	576.0	2.5
EPG-05	Quebrada Millojahuira	2.9	13.6	4.1	930.0	464.0	0.0
EPG-06	Rio Patara	7.7	11.5	5.8	737.0	369.0	2.3
EPG-07	Manantial	4.4	12.6	4.6	2490.0	1218.0	3.0
EPG-08	Quebrada Quenuaní	7.2	16.4	2.9	119.0	59.0	3.3
EPG-09	Rio Patara (fuente termal 1)	4.1	9.5	5.5	943.0	470.0	0.1
EPG-10	Rio Antajarani	7.8	15.2	5.1	222.0	111.0	0.3
EPG-12	Rio Patara (principal)	4.5	9.3	5.3	2576.0	1288.0	3.5
EPG-13	Represa Pasto Grande	4.1	11.6	3.6	586.0	293.0	2.1
EPG-14	Quebrada Caironi	8.3	12.4	10.8	14.4	7219.0	35.2
EPG-15	Quebrada Chapocco	6.2	16.3	3.7	103.0	51.0	21.9
EPG-21	Quebrada Palleutani	4.3	15.4	4.7	2109.0	1060.0	5.8
EPG-22	Embalse	4.0	17.3	3.3	597.0	299.0	20.1
EPG-23	Quebrada Vizcachune	6.6	10.9	4.0	96.0	48.0	7.6
EPG-24	Rio Cacachara	4.5	11.6	4.5	2305.0	1156.0	115.8
EPG-25	Rio Patara (fuente termal 2)	3.9	9.3	5.4	933.0	467.0	0.1
Promedio		5.3	12.5	4.9	933.2	845.2	12.0
Desviación estándar		1.9	3.2	1.7	886.6	1601.6	26.8
Máximo		8.3	18.3	10.8	2576.0	7219.0	115.8
Mínimo		2.9	6.4	2.9	14.4	28.0	0.0
ECA (MINAM, 2017)		6.5 – 8.5		> 6 (Valor Mínimo)	1500	1000	5

ECA = estándares de calidad ambiental.

concentraciones de arsénico (63% de los afluentes), boro (79%), cadmio (74%), níquel (68%), plomo (74%) y antimonio (79%) fueron inferiores a los niveles establecidos por el ECA. Sin embargo, en aluminio (53%), hierro (68%) y manganeso (53%), la mayoría de los afluentes superaron los niveles establecidos en los ECA. En algunos afluentes, las concentraciones de aluminio y hierro fueron 50 veces superiores al ECA (Tabla 2).

En la Tabla 3, se presentan los resultados y estadísticos descriptivos (promedio, máximo, mínimo y desviación estándar) de las concentraciones de 16 metales de los sedimentos de afluentes al embalse. Entre los sitios de muestreo se observó una gran variación en las concentraciones de metales en sedimentos, atribuida a una alta variabilidad entre los afluentes. Por otro lado, la mayoría de los afluentes superaron, en promedio, los estándares establecidos por las directrices canadienses provisionales sobre la calidad de los sedimentos (ISQC), a excepción del cromo. Se utilizó el ISQC como referencia, ya que en el Perú no existe ECA para sedimentos. Específicamente, en todos los afluentes las concentraciones de arsénico fueron superiores a las ISQG. La mayoría de los afluentes tuvieron concentraciones de cobre (88% de los afluentes) y zinc (56%) superiores a las ISQG. Mientras que entre el 38–50 % de los afluentes tuvieron concentraciones de cadmio, cromo y plomo superiores a las ISQG.

#### Correlación entre las características fisicoquímicas y concentración de metales del agua y sedimentos de los afluentes

Para las características fisicoquímicas, se encontró una correlación directa y significativa entre la conductividad y los sólidos totales disueltos ( $\rho = 0.7, p < 0.05$ ). Por otro lado, se encontraron correlaciones inversas y significativas entre la temperatura y el oxígeno disuelto ( $\rho = -0.7, p < 0.05$ ), y entre la conductividad y el pH ( $\rho = -0.6, p < 0.05$ ). Entre las otras variables no se encontraron relaciones significativas ( $p > 0.05$ ) (Figura 2). Las asociaciones entre las variables fisicoquímicas del agua y las afinidades entre los sitios de muestreo se encuentran representadas en el biplot del análisis de componentes principales (PCA) (Figura 3), y coincide con lo encontrado en el análisis de correlación (Figura 2). Los sitios con mayor acidez en el agua fueron río Cacachara, quebrada Palleutani, quebrada Huilcani, quebrada Millojahirario y Patara (fuente termal), valores positivos del componente principal 1 (PC 1). Los cuerpos de agua léticos (represa y embalse) tuvieron características fisicoquímicas similares, con altas temperaturas del agua y valores más bajos de oxígeno disuelto.

**Tabla 2. Resultados de la concentración de metales en agua de los 19 afluentes al embalse.**

Afluente	Al (mg/L)	As (mg/L)	B (mg/L)	Ba (mg/L)	Be (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Cu (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Pb (mg/L)	Sb (mg/L)	U (mg/L)	Zn (mg/L)
Quebrada Asnuni	0.07	0.00151	0.02	0.003	0.00003	0.000015	0.00015	0.00102	0.18	0.00347	0.0003	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
Rio Cacachara	42.75	0.00329	0.03	0.012	0.00461	0.05731	0.006	0.28341	7.91	5.66734	0.1034	0.0145	0.00007	0.005661	2.209
Quebrada Chullumpiri	0.03	0.0041	0	0.013	0.00003	0.000015	0.00015	0.00183	0.13	0.00282	0.0003	0.0003	0.00007	0.000005	0.0028
Quebrada Huilcani	64.83	0.00005	0.12	0.006	0.00342	0.000015	0.0066	0.11568	13.66	0.62224	0.1012	0.0003	0.00007	0.000055	0.2579
Quebrada Millojahuira	52.44	0.00005	0	0.006	0.00238	0.000015	0.0036	0.00126	16.29	0.45963	0.0446	0.0003	0.00007	0.000005	0.2077
Rio Patara	0.12	0.0993	1.96	0.029	0.00003	0.00051	0.00015	0.001	0.1	0.03918	0.0003	0.0003	0.00007	0.000099	0.0112
Manantial	0.02	0.0483	0.09	0.01	0.00003	0.000015	0.00015	0.00005	0.05	0.00005	0.0003	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
Quebrada Quenuani	0.03	0.00117	0	0.004	0.00003	0.000015	0.00015	0.001	1.11	0.01361	0.0003	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
Rio Patara (fuente termal 1)	32.48	1.1045	4.87	0.046	0.00615	0.04553	0.0021	0.15081	1.57	3.49309	0.0811	0.0195	0.05791	0.003884	1.6379
Rio Antajarani	0.03	0.00005	0.2	0.007	0.00003	0.000015	0.00015	0.00005	0.11	0.01346	0.0015	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
Rio Patara (principal)	31.13	0.42559	4.98	0.051	0.00659	0.04998	0.00015	0.14848	0.73	3.59555	0.0864	0.0157	0.02082	0.003483	1.8962
Represa Pasto Grande	6.52	0.00448	1.13	0.046	0.00118	0.000015	0.00015	0.01084	0.88	1.41968	0.0217	0.006	0.00007	0.000005	0.2481
Quebrada Caironi	0.03	10.69355	28.28	0.697	0.00014	0.000015	0.00015	0.00005	3.21	0.96641	0.0008	0.0003	0.28754	0.000005	0.0013
Quebrada Chapocco	0.06	0.00271	0.22	0.01	0.00003	0.000015	0.00015	0.00005	1.04	0.06361	0.0003	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
Quebrada Palleutani	1.07	0.00109	0.03	0.02	0.00046	0.0003	0.00015	0.00698	0.04	0.37568	0.0189	0.0003	0.00007	0.000005	0.0602
Embate	6.96	0.00475	0.63	0.045	0.00113	0.000015	0.00015	0.01054	1.11	1.45996	0.0218	0.0051	0.00007	0.000005	0.2311
Quebrada Vizcachune	0.07	0.00341	0.13	0.017	0.00003	0.000015	0.0035	0.00427	0.52	0.04875	0.0008	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
Rio Cacachara y Patara	36.15	1.37418	4.28	0.052	0.00653	0.04779	0.0026	0.15796	2.32	3.71416	0.0856	0.0223	0.04682	0.004356	1.7181
Rio Patara (fuente termal 2)	40.2	0.01979	0.42	0.024	0.00709	0.05284	0.0039	0.17168	1	3.78105	0.0935	0.023	0.00007	0.005115	1.8696
Promedio	16.58	0.72589	2.49	0.058	0.0021	0.013392	0.00158	0.05615	2.74	1.35472	0.0349	0.0058	0.02179	0.001221	0.5452
Desviación estándar	21.86	2.44544	6.47	0.156	0.00271	0.023003	0.00216	0.08606	4.7	1.76853	0.0416	0.0085	0.06651	0.00206	0.8228
Máximo	64.83	10.69355	28.28	0.697	0.00709	0.05731	0.0066	0.28341	16.29	5.66734	0.1034	0.023	0.28754	0.005661	2.209
Mínimo	0.02	0.00005	0	0.003	0.00003	0.000015	0.00015	0.00005	0.04	0.00005	0.0003	0.0003	0.00007	0.000005	0.0013
ECA (MINAM, 2017)	0.9	0.01	2.4	0.7	0.012	0.003	-	2	0.3	0.4	0.07	0.01	0.02	0.02	3
OMS								0.05							

ECA = estándares de calidad ambiental.

**Tabla 3. Resultados de la concentración de metales en sedimentos de los 19 afluentes al embalse.**

Afluente	Al (mg/kg)	As (mg/kg)	B (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Be (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Quebrada Asnuni	2.56	18	10	320	0.8	0.25	41	73	4.61	20	849	1	28	21	1	111
Rio Cacachara	1.82	418	10	500	0.6	3.2	61	67	5.34	0.89	549	5	34	681	40	691
Quebrada Chullumpiri	1.78	15	5	220	0.5	0.6	58	62	3.59	20	815	2	19	32	2	115
Quebrada Huilcani	1.64	88	10	500	0.25	0.25	62	72	7.94	1280	264	14	12	37	1	60
Quebrada Millojahuira	0.74	55	5	130	0.25	1.4	16	19	0	30	49	5	3	20	1	27
Rio Patara	1.28	343	20	290	0.7	0.9	36	50	3.14	120	3840	2	19	60	11	144
Quebrada Quenuani	0.96	28	5	60	0.25	2.2	17	56	0	50	351	3	7	16	1	42
Rio Antajarani	2.17	31	10	200	1.3	0.25	26	58	4.58	40	2570	2	41	27	1	166
Rio Patara (principal)	1.67	9898	132	832	1.6	2.7	39	57	6.11	131	1292	5	13	50	46	163
Quebrada Caironi	1.56	1620	30	310	0.8	0.25	29	48	4.96	170	2620	2	15	41	10	126
Quebrada Chapocco	0.97	34	10	410	0.5	0.5	20	42	10.65	20	8110	2	10	19	1	84
Quebrada Palleutani	2.07	58	10	100	0.8	0.6	29	41	2.81	0.16	619	1	20	37	4	577
Embate	1.86	10	10	210	0.25	0.25	26	37	2.55	40	1505	1	12	17	1	70
Quebrada Vizcachune	1.11	48	10	220	0.6	0.25	25	34	2.26	30	646	2	13	24	1	138
Rio Cacachara y Patara	1.27	9720	120	810	1.3	2.3	34	51	5.08	120	1275	2	12	47	40	148
Rio Patara (fuente termal 2)	4.08	8910	70	540	3.4	5.2	38	128	5.05	400	626	3	21	516	44	782
Promedio	1.72	1956	29.2	353.3	0.9	1.3	34.8	55.9	4.3	154.5	1624	3.25	17.44	102.8	12.8	215.3
Desviación estándar	0.80	3773	41.0	231.7	0.8	1.4	14.7	24.0	2.7	316.2	2007	3.17	9.91	196.2	18.0	238.9
Máximo	4.08	9898	132	832	3.4	5.2	62	128	10.65	1280	8110	14	41	681	46	782
Mínimo	0.74	10	5	60	0.25	0.25	16	19	0	0.16	49	1	3	16	1	27
ISQG (CCME, 2001)	-	5.9	-	-	0.6	37.3	35.7	-	-	-	-	-	-	35	-	123

ISQG = Directrices canadienses provisionales sobre la calidad de los sedimentos

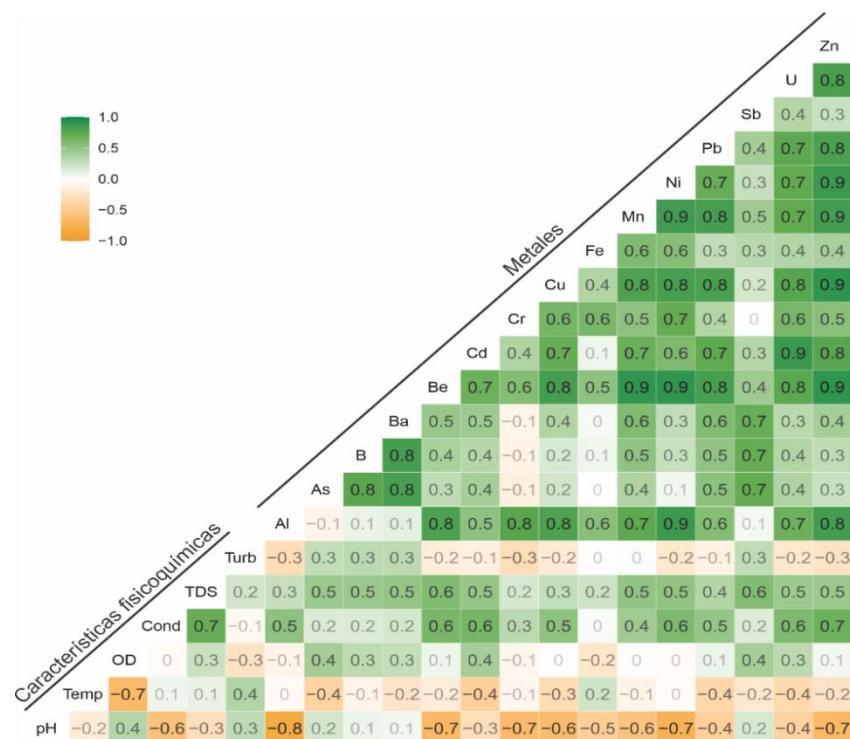


Figura 2. Correlograma que representa la relación entre las características fisicoquímicas del agua y la concentración de metales pesados en los afluentes. Los valores representan al coeficiente de correlación de Spearman. Celdas traslúcidas representan correlaciones no significativas ( $p > 0.05$ ). Temp = Temperatura; OD = oxígeno disuelto; Cond = conductividad; TDS = sólidos totales disueltos; y Turb = turbiedad.

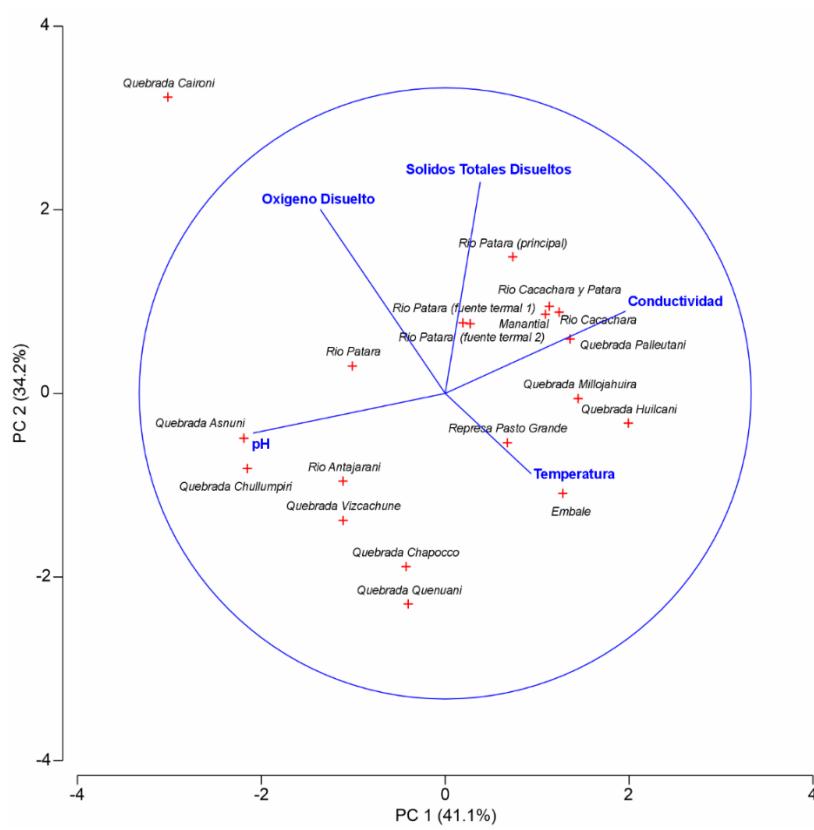


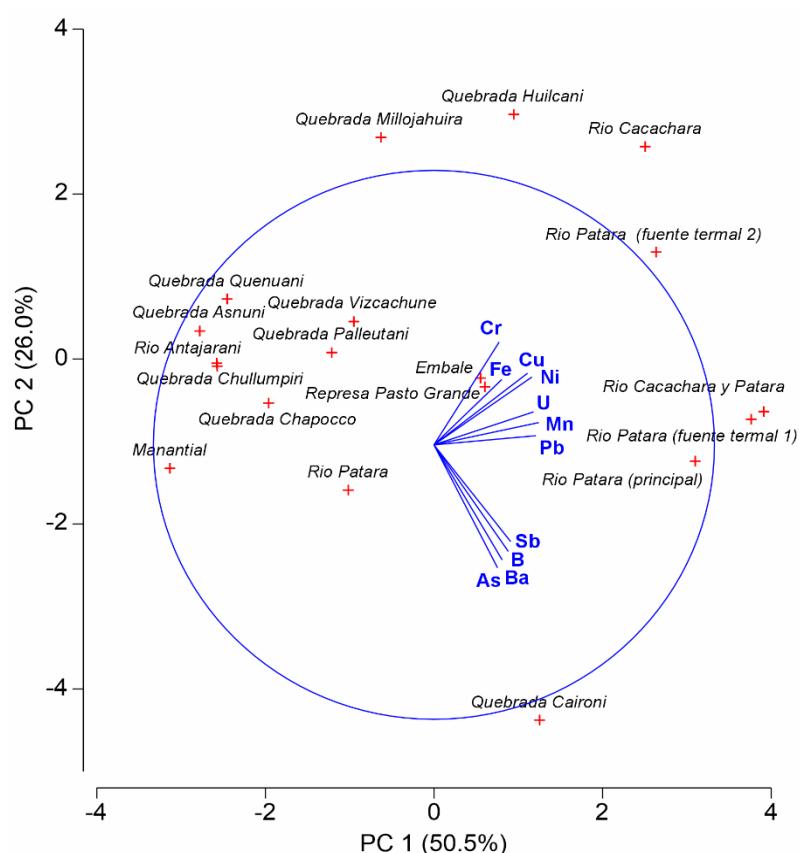
Figura 3. Diagrama biplot del análisis de componentes principales (PCA) que muestra las afinidades entre las variables fisicoquímicas del agua de los afluentes evaluados.

Por otro lado, la turbidez, oxígeno disuelto y temperatura no se correlacionaron de forma significativa ( $p > 0.05$ ) con ningún metal analizado en el agua de los afluentes. Sin embargo, el pH, conductividad y sólidos totales disueltos presentaron correlaciones significativas con algunos metales. El pH se relacionó de forma inversa y significativa con el aluminio, berilio, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel y zinc ( $\rho < 0.45, p < 0.05$ ). La conductividad se relacionó de forma directa y significativa con el aluminio, berilio, cobre, níquel, plomo, uranio y zinc ( $\rho > 0.5, p < 0.05$ ). Los sólidos totales disueltos se relacionaron de forma directa y significativa con el arsénico, boro, bario, berilio, cadmio, manganeso, níquel, antimonio, uranio y zinc ( $\rho > 0.45, p < 0.05$ ) (Figura 2).

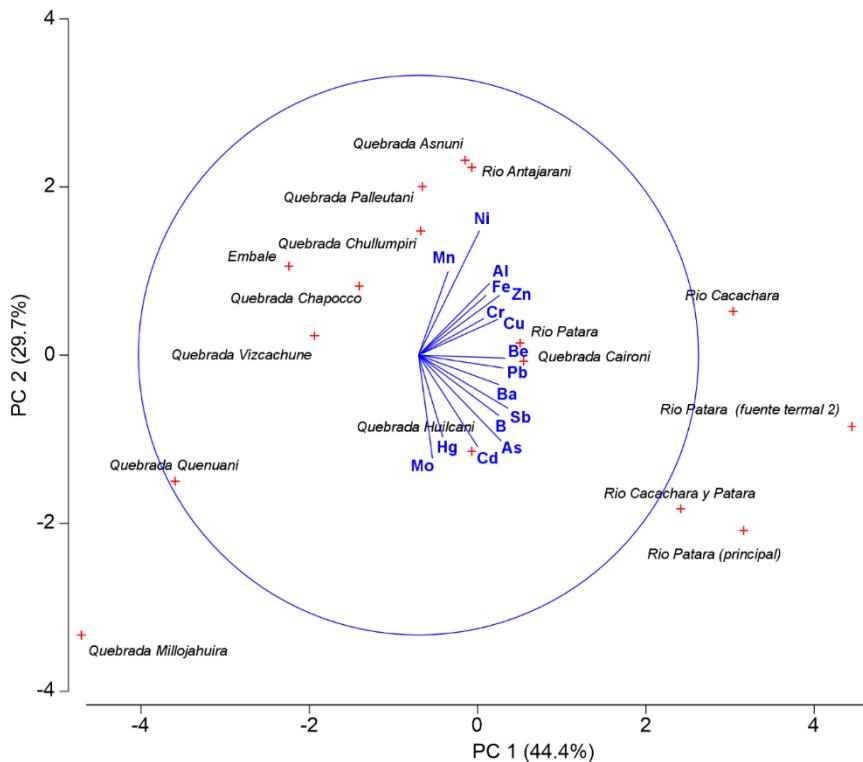
Las relaciones entre las concentraciones de metales encontrados en el agua de los afluentes y las afinidades entre los sitios de muestreo se encuentran representadas en el biplot del análisis de componentes principales (PCA) (Figura 4). Los dos primeros componentes del PCA representaron el 76.5% de la varianza acumulada de los datos. El primer componente (PC1) diferencia a los afluentes según un gradiente de concentración de cobre, manganeso, níquel, plomo y uranio (loadings  $|r| > 0.33$ ); hacia la derecha de PC1, se observan a los afluentes con una

mayor concentración de estos metales. El segundo componente (PC 2) representó la importancia del gradiente por contaminación de arsénico, bario, boro y antimonio (loadings  $|r| > 0.35$ ), y además se observó una alta correlación entre estos cuatro metales (Figura 3 y Figura 4).

Las relaciones entre las concentraciones de metales encontrados en sedimentos de los afluentes y las afinidades entre los sitios de muestreo se encuentran representadas en el biplot del PCA (Figura 5). Los dos primeros componentes del PCA representaron el 74.1% de la varianza acumulada. El PC1 diferencia a los sedimentos de los afluentes según un gradiente de concentración de arsénico, antimonio, plomo, zinc, aluminio, boro, bario, berilio y cobre (loadings  $|r| > 0.25$ ); hacia la derecha de PC1 se observan los afluentes con una mayor concentración de estos metales. El PC2 representó la importancia del gradiente por contaminación de arsénico, mercurio, molibdeno, aluminio, cadmio, manganeso y níquel (loadings  $|r| > 0.25$ ). En la parte superior del PC2, se obtuvo a los afluentes con mayor concentración por aluminio, manganeso y níquel, mientras que en la parte inferior del PC2, se observan a los afluentes con mayor concentración de arsénico, mercurio, molibdeno y cadmio (Figura 5).



**Figura 4.** Diagrama biplot del análisis de componentes principales (PCA) que representa las afinidades entre las concentraciones de metales en agua de los afluentes evaluados.



**Figura 5. Diagrama biplot del análisis de componentes principales (PCA) que representa las afinidades entre las concentraciones de metales en sedimentos de los afluentes evaluados.**

En la Figura 6, se muestra la correlación entre las concentraciones de cada uno de los metales evaluados en agua y sedimentos de los afluentes. Solo se encontraron correlaciones positivas y significativas ( $\rho > 0.5, p < 0.05$ ) entre las concentraciones de arsénico, boro, cadmio, plomo y antimonio encontrados en agua y sedimentos, lo cual sugiere que solo las concentraciones de cinco metales en agua de los afluentes estarían relacionadas con las concentraciones de los metales en sedimentos.

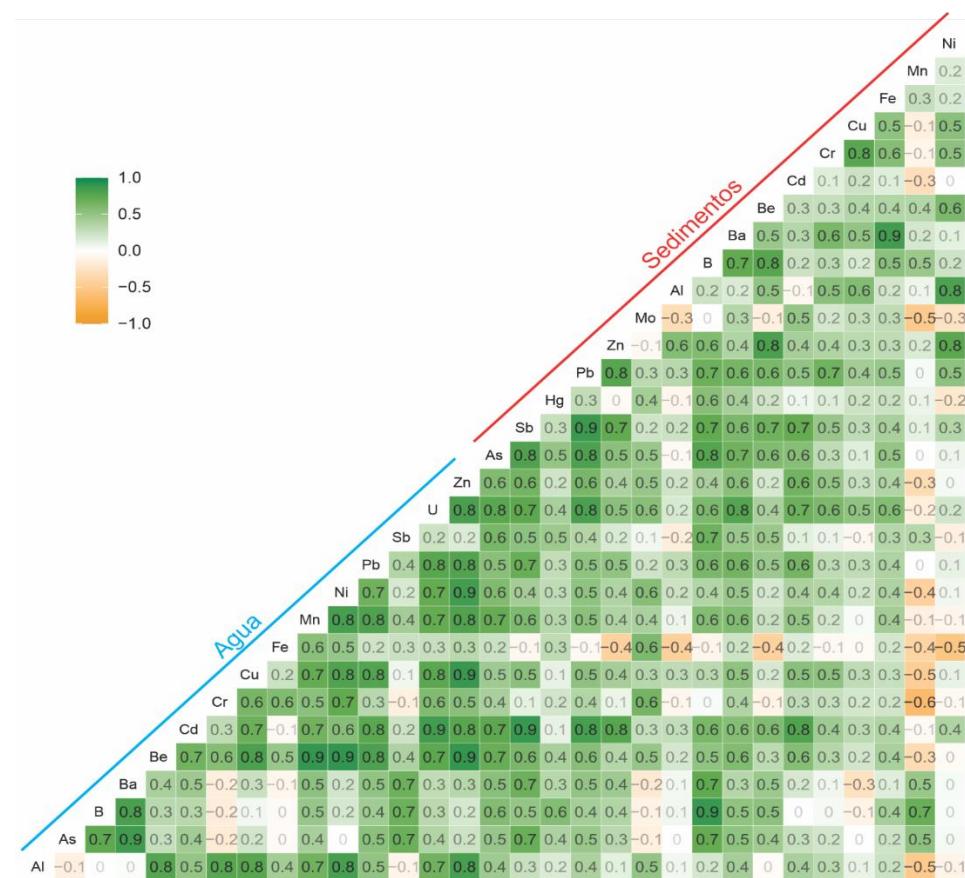
## DISCUSIÓN

La investigación reporta la presencia y variación de las concentraciones de parámetros fisicoquímicos y metales en agua y metales en sedimentos de afluentes a un embalse en los Andes del sur peruano. Asimismo, se reporta cómo se relacionan los parámetros fisicoquímicos del agua con la concentración de metales en agua y la concentración de metales en sedimentos. En la mayoría de los metales (As, Ba, Be, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Sb y Zn) analizados en agua se encontraron concentraciones superiores a los ECA. El pH se relacionó de forma inversa con el aluminio, berilio, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel y zinc. La conductividad se relacionó de forma directa con el aluminio, berilio, cobre, níquel, plomo, uranio y

zinc. Por otro lado, solo se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las concentraciones de arsénico, boro, cadmio, plomo y antimonio encontrados en agua y sedimentos.

### Características fisicoquímicas del agua de los afluentes

Los parámetros fisicoquímicos del agua son críticos porque la calidad del agua es afectada significativamente por estos parámetros (Ali *et al.*, 2022), principalmente el pH, la temperatura, la turbidez, los sólidos totales disueltos, la conductividad y el oxígeno disuelto. Los valores bajos de pH en el agua encontrados en los afluentes estarían relacionados con la meteorización de rocas con diseminaciones de sulfuros (Dellinger *et al.*, 2023), como producto de la alteración hidrotermal (Pandarinath, 2022; Romero-Mujalli *et al.*, 2022) y a impactos de la actividad minera que se desarrolla en las partes elevadas del área de estudio. Esto debido a que, considerando las condiciones ambientales del área de estudio, la minería es la principal actividad antrópica. Mientras que el pH alcalino del agua de algunos afluentes se debería a un lavado de las zonas altas que tienen calcita y dolomita (Singh *et al.*, 2008; Islam *et al.*, 2021).



**Figura 6.** Correlograma que representa la relación entre la concentración de metales del agua y la concentración de metales pesados en sedimentos de los afluentes. Los valores representan al coeficiente de correlación de Spearman. Celdas translúcidas representan correlaciones no significativas ( $p > 0.05$ ). Temp = temperatura; OD = oxígeno disuelto; Cond = conductividad; TDS = sólidos totales disueltos; y Turb = turbiedad.

El oxígeno disuelto es esencial por su importancia para la vida acuática en el agua (Islam *et al.*, 2021) y es considerado como el componente que mejor capta la actividad biológica y física que se produce en una masa de agua (Das, 2025). Sin embargo, a medida que disminuye la temperatura, las concentraciones de oxígeno disuelto tienden a aumentar (Ali *et al.*, 2022). Esto coincide con los resultados del presente estudio. Los bajos valores de oxígeno disuelto encontrados en la mayoría de los afluentes evaluados (95%), menores al ECA (6 ml/L), sugieren que el agua de estos afluentes no sería adecuada para la vida acuática (Das, 2025).

La conductividad eléctrica es considerada como una medida de la capacidad del agua para transportar corriente eléctrica a través del agua y un indicador para la cantidad total de sales disueltas (Das, 2025). Los altos valores de conductividad encontrados se deberían a la naturaleza hidrotermal de los afluentes (Romero-Mujalli *et al.*, 2022) y las altas concentraciones de metales pesados (Islam *et al.*, 2021). Esto debido a que se encontró una elevada correlación positiva entre la conductividad y ocho de los metales analizados. Por

otro lado, los valores elevados de sólidos totales disueltos en los afluentes (el 26%) que superan los ECA estarían relacionados con un pronunciado nivel de mineralización de los cuerpos de agua (Singh *et al.*, 2025).

## Metales en agua y sedimentos

La presencia de metales en los ecosistemas acuáticos tiene potenciales efectos nocivos en los organismos y en la salud humana. Los efectos adversos de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos abarcan la mortalidad de los organismos acuáticos, la proliferación de algas, degradación de los hábitats debido a la sedimentación y los residuos, y la exposición a contaminantes químicos, lo que provoca una toxicidad inmediata y prolongada (Singh *et al.*, 2025). Las altas concentraciones de arsénico, bario, berilio, cadmio, cobre, hierro, manganeso, plomo, antimonio, uranio y zinc en los afluentes que sobrepasan los estándares tienen afinidad espacial con las fuentes termales y afloramientos alterados por hidrotermalismo del área de estudio. Estos resultados coinciden con estudios previos, que reportan que estos

metales pueden ser añadidos al agua del río a través de la escorrentía de las zonas montañosas de forma natural (Mishra y Kumar, 2021) o por fuentes antrópicas (Liu *et al.*, 2023).

Las observaciones de campo sugieren que valores bajos de arsénico en la mayoría de los afluentes estarían relacionados con afloramientos de rocas alteradas, lo que indica que minerales como arsenopirita están en proceso de oxidación que se solubiliza en aguas con pH bajo (Murray *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2024a; Qu *et al.*, 2024). Sin embargo, un tercio de los afluentes evaluados presentaron concentraciones de arsénico superiores a los ECA, lo cual podría limitar el acceso de agua de calidad para consumo de las poblaciones locales (Mohammad *et al.*, 2022; Murray *et al.*, 2023).

La exposición de cromo por vía oral, respiratoria o dérmica tiene efectos negativos para la salud humana (mutagénicos, carcinogénicos o inductores de ulceraciones cutáneas) (Mishra y Kumar, 2021), aunque su riesgo está relacionado con su estado de oxidación (Guo *et al.*, 2024). En el presente estudio, los niveles de cromo en todos los afluentes fueron inferiores a los niveles máximos establecidos por la Organización Mundial de la Salud (0.05 mg/L) (OMS, 1996). Por lo tanto, las concentraciones de cromo en las aguas del área de estudio no representarían un riesgo para la salud humana. Los valores más altos de cromo se encontraron en los afluentes (Chullumpiri y Asnuni) que provienen de sectores que no tienen afloramientos con alteración hidrotermal. Similar resultado fue reportado por un estudio reciente (Kumar *et al.*, 2024).

La existencia de boro en medio acuoso puede provocar graves problemas de salud pública debido a su toxicidad (Goren *et al.*, 2022). En el presente estudio, los valores más altos de boro, que incluso superan los ECA, se asociaron a afluentes hidrotermales, en cuyo lecho de quebrada contiene precipitación de sales, mientras que los valores más bajos del metal se encontraron en afluentes sin alteración hidrotermal. Los resultados coinciden con estudios previos, ya que el boro puede disolverse de sedimentos y rocas durante la interacción agua-roca, o puede proceder de la condensación de gases magmáticos a alta temperatura en el sistema hidrotermal (Romero-Mujalli *et al.*, 2022).

El zinc tiene altos niveles de capacidad toxicológica y persiste en la acumulación en las riberas y profundidades de ríos, lagos y lagunas, afectando a la cadena alimentaria humana y acabando por repercutir en el ecosistema acuático (Cáceres *et al.*, 2025). Las concentraciones más bajas de zinc se encontraron en afluentes con pH neutro a alcalino, mientras que en afluentes ácidos las concentraciones de zinc eran altas.

Esto coincide con los resultados de estudios previos, que reportan que la concentración de zinc suele ser mayor en ambientes alcalinos (Zhang *et al.*, 2024), aunque la migración del metal de sedimentos a agua tiende a ser menor en entornos alcalinos (Senze *et al.*, 2023). Por otro lado, en la mayoría de los afluentes, las concentraciones altas de zinc coinciden con concentraciones altas de otros metales evaluados (U, Ni, Mn, Cu, Cr, Cd, Be y B), similar a lo reportado en estudios previos (Liu *et al.*, 2023; Senze *et al.*, 2023; Qin *et al.*, 2024).

En los trabajos previos reportaron que un aumento de la concentración de antimonio puede atribuirse a varios factores, como la reducción de las precipitaciones, las frecuentes entradas de escombros y la intensidad del viento, que favorecen una mayor movilidad y suspensión de los sedimentos en las aguas superficiales (Leiva-Tafur *et al.*, 2024). Sin embargo, las altas concentraciones de antimonio en aguas que superan los ECA en cuatro afluentes del área de estudio estarían relacionadas con entornos volcánicos y la meteorización, que podrían generar concentraciones elevadas del metal (Fu *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2024b; Wu *et al.*, 2024).

El cadmio y el plomo fueron identificados como agentes cancerígenos, y además el cadmio puede generar daños óseos en humanos (Tan *et al.*, 2025). En el presente estudio, se encontró que cinco afluentes (26% de los evaluados) superan los estándares peruanos de cadmio y plomo en agua para consumo humano. Por lo tanto, estos representarían un riesgo potencial para la salud de las poblaciones locales, ya que estas aguas son destinadas para consumo humano debido a la escasez de este recurso en los Andes peruanos. En 14 de los 19 afluentes analizados, se encontró que superaron los estándares de calidad ambiental del Perú (ECA) para aguas de consumo humano. Similares resultados fueron reportados por otros estudios desarrollados en los Andes peruanos, Cajamarca (Ruiz, 2019) y Arequipa (Lopez, 2018; Leiva-Tafur *et al.*, 2024). Principalmente enfocados en las altas concentraciones de plomo y arsénico, por sus nocivos efectos en la salud humana (Lopez, 2018; Ruiz, 2019; Leiva-Tafur *et al.*, 2024). Por lo tanto, la cordillera de los Andes puede ser fuente natural de contaminación (Leiva-Tafur *et al.*, 2024).

La alta concentración de los metales pesados encontrados en sedimentos sugiere que estos metales son abundantes en el suelo y en las rocas de la zona de captación del agua a los afluentes (Singh *et al.*, 2008). Sin embargo, se encontró una alta variabilidad entre los sitios evaluados. La alta variación en las concentraciones de metales en sedimentos encontrados en el presente estudio se debería a diversos factores propios del área de estudio (factores naturales), como la geomorfología, dinámica de los afluentes,

escorrentía y variaciones en el pH (Ali *et al.*, 2022; Pandarinath, 2022; Dellinger *et al.*, 2023; Cáceres *et al.*, 2025) o factores antrópicos (Mishra y Kumar, 2021; Liu *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2025), principalmente la minería que es la actividad que se desarrolla en las partes altas de la cuenca. Otro factor que explicaría la alta concentración de metales pesados en sedimentos serían las altas concentraciones de hierro encontradas en el estudio, ya que el Fe es un sorbente de metales pesados como Cu, Co, Pb y Zn (Qin *et al.*, 2024).

### **Relación entre características fisicoquímicas del agua, metales en agua y metales en sedimentos**

Las características fisicoquímicas del agua son afectadas por la concentración, movilidad e interacción de los metales en el agua (Pandarinath, 2022; Romain *et al.*, 2025; Singh *et al.*, 2025). El efecto positivo del pH ácido en relación con la transferencia de metales pesados de los sedimentos al agua ha sido reportado por estudios previos (Singh, Srivastava y Srivastava, 2008; Romero-Mujalli *et al.*, 2022; Qin *et al.*, 2024; Cáceres *et al.*, 2025). En el estudio, el pH se correlacionó de forma inversa con las concentraciones de varios metales (Al, Be, Cr, Cu, Ni y Zn) en el agua; por lo tanto, las condiciones ácidas de algunos afluentes podrían aumentar la transferencia de metales pesados de los sedimentos al agua (Miranda *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2024a; Qin *et al.*, 2024).

Por otro lado, las altas correlaciones entre los metales pesados en agua y sedimentos (Pb, Cd, As y Sb) encontrados en el presente estudio coinciden con estudios previos (Ali *et al.*, 2022). Las altas correlaciones entre los metales reflejarían el origen, la migración de los elementos y niveles similares de contaminación durante el transporte en el sistema fluvial (Ali *et al.*, 2022), ya sea de explotaciones mineras (Leiva-Tafur *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2024a) o escorrentía de montañas (Mishra y Kumar, 2021). Debido a que las interacciones de los metales pesados con el agua y los sedimentos se producen principalmente en forma de reacciones de adsorción y desorción (Miranda *et al.*, 2021; Guo *et al.*, 2024; Qu *et al.*, 2024). El proceso de desorción se demostraría con las correlaciones positivas de la conductividad eléctrica con la concentración de metales en el agua, esto sugiere que un aumento de concentraciones de iones puede aumentar la transferencia de metales pesados de los sedimentos a la fase acuosa (Miranda *et al.*, 2021; Goren *et al.*, 2022; Romain *et al.*, 2025).

Los resultados sobre las concentraciones de metales pesados encontradas en el presente estudio resaltan la importancia de gestionar y monitorear adecuadamente los recursos hídricos para garantizar la calidad de agua para consumo humano a lo largo del tiempo (Mishra y Kumar, 2021; Ali *et al.*, 2022; Guo *et al.*, 2024). Esto

debido a que la evaluación continua de las fuentes de aguas superficiales es necesaria para obtener datos valiosos sobre la calidad de las aguas, lo que ayudará a prevenir y controlar la contaminación (Das, 2025). En este contexto, será importante implementar estrategias de prevención y monitoreo de los recursos hídricos del área de estudio, en las cuales la participación de las comunidades locales será clave (Correa-Cuba *et al.*, 2021). Asimismo, es importante resaltar la necesidad de conservar los recursos hídricos aplicando medidas para prevenir y mitigar la contaminación (Leiva-Tafur *et al.*, 2024). Las cuales pueden implementarse mediante la gestión y planificación con políticas públicas y aplicación de técnicas y tecnologías de remoción de contaminantes. Por lo tanto, será importante una coordinación multisectorial entre diferentes sectores gubernamentales estatales y la inclusión de tecnologías para descontaminación mediante proyectos de inversión pública y de esta manera mejorar la calidad de agua con fines de abastecimiento a las poblaciones locales.

Se recomienda continuar con las actividades de monitoreo de los cuerpos de agua en el área de estudio, que permitan la intervención inmediata en cuanto se incrementen las concentraciones de contaminantes. Se espera que el presente trabajo sirva como línea base para la ejecución de investigaciones enfocadas a implementar para mitigar la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos altoandinos. Asimismo, es importante involucrar a los gobiernos locales, empresas, poblaciones locales, cerrando así la brecha que existe entre el campo académico y la población rural. Es importante que los gobiernos locales regulen y monitorean las actividades mineras que generen impactos negativos en los ecosistemas acuáticos. Esto implementando y aplicando políticas públicas que minimicen o mitiguen los impactos ambientales en los cuerpos de agua y promuevan las prácticas mineras sostenibles en los Andes peruanos. Asimismo, será importante la participación de las comunidades locales, la cual permitiría la sostenibilidad en el tiempo de las estrategias adoptadas para la remediación o conservación de los ecosistemas acuáticos.

### **CONCLUSIÓN**

El estudio proporciona un análisis detallado de las características fisicoquímicas del agua, metales en agua y metales en sedimentos, así como la interrelación que existe entre estos. El estudio demostró la existencia de drenaje ácido de roca en los afluentes estudiados. En la mayoría de los afluentes, el pH y el oxígeno disuelto superaron los ECA. Mientras que las concentraciones de la mayoría de los metales (As, Ba, Be, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Sb y Zn) analizados en agua superaron a los ECA. Se encontraron correlaciones inversas entre el pH y la mayoría de los

metales analizados y correlaciones directas entre la conductividad y siete metales. Por otro lado, se evidenció un proceso de interacción entre la concentración de metales en agua y sedimentos. Debido a que se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las concentraciones de arsénico, boro, cadmio, plomo y antimonio encontrados en agua y sedimentos. El presente estudio sugiere que se debería evaluar y monitorear los cuerpos de agua en el área de estudio, lo cual permitiría la intervención inmediata de los gobiernos locales y nacionales peruanos en cuanto se incrementen las concentraciones de contaminantes.

**Funding.** The authors have no funding to declare.

**Conflict of interest.** The authors have no competing interest to declare.

**Compliance with ethical standards.** The nature of the work does not require approval by an ethical committee.

**Data availability.** The data that support the findings of this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

**Author contribution statement (CRediT).** **J. Garate-Quispe** – Data curation, Formal analysis, Investigation, Software, Writing – original draft. **R. Gonzales-Aliaga** – Conceptualization, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Project administration, Resources, Validation, Writing – review & editing. **V. Ibañez-Quispe** – Conceptualization, Formal analysis, Investigation, Methodology, Supervision, Validation, Visualization, Writing – review & editing.

## REFERENCES

- Ali, M.M., Rahman, S., Islam, M.S., Rakib, M.R.J., Hossen, S., Rahman, M.Z., Kormoker, T., Idris, A.M. and Phoungthong, K., 2022. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment. *International Journal of Sediment Research*, 37(2), pp. 173-187. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2021.09.002>
- ANA, 2018. *Clasificación de los cuerpos de agua continentales superficiales*. Lima - Perú: Autoridad Nacional del Agua.
- Cáceres, M.C., Zegarra, M.E.F., Meza Elguera, N.Y., Sosa Pulcha, S.E., Portocarrero Banda, A.A., Quispe Ortiz, J.A., Salinas Murillo, V. and Jiménez Pacheco, H.G., 2025. Assessment of heavy metal contamination in surface sediments: Seasonal influence in the Majes-Camaná basin of the Arequipa region, Peru. *Results in Engineering*, 25, pp. 103673. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.103673>
- Campero, M., Balseiro, E., Fernández, C.E., Modenutti, B., Prado, P.E., Rivera-Rondon, C.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Herrera-Martínez, Y., López-Paría, D.M., Aranguren-Riaño, N., Samanez, I., De los Ríos-Escalante, P.R. and Steinitz-Kannan, M., 2025. Andean lakes: endangered by natural and anthropogenic threats. *Inland Waters*, 14(4), pp. 1-17. <https://doi.org/10.1080/20442041.2024.2395157>
- CCME, 2001. *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Correa-Cuba, O., Fuentes, F. and Coral, R., 2021. Contaminación por metales pesados de la microcuenca agropecuaria del río Huancaray - Perú. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 87(1), pp. 26-38. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v87i1.320>
- Das, A., 2025. Surface water potential zones delineation and spatiotemporal variation characteristics of water pollution and the cause of pollution formation in Brahmani River Basin, Odisha. *HydroResearch*, 8, pp. 99-112. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2024.10.002>
- Dellinger, M., Hilton, R.G., Baronas, J.J., Torres, M.A., Burt, E.I., Clark, K.E., Galy, V., Ccahuana Quispe, A.J. and West, A.J., 2023. High rates of rock organic carbon oxidation sustained as Andean sediment transits the Amazon foreland-floodplain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(39), pp. 1-9. <https://doi.org/10.1073/pnas.2306343120>
- Feige Gault, K.B., Gammon, P. and Fortin, D., 2015. A geochemical characterization of cold-water natural acid rock drainage at the Zn-Pb XY deposit, Yukon, Canada. *Applied Geochemistry*, 62, pp. 35-47. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.06.003>
- Fu, X., Xie, X., Charlet, L. and He, J., 2023. A review on distribution, biogeochemistry of antimony in water and its environmental risk. *Journal of Hydrology*, 625(PB), pp. 130043.

- <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130043>
- Goren, A.Y., Recepoglu, Y.K., Karagunduz, A., Khataee, A. and Yoon, Y., 2022. A review of boron removal from aqueous solution using carbon-based materials: An assessment of health risks. *Chemosphere*, 293, pp. 133587. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133587>
- Guo, H., Liu, C., Yan, S., Yin, J. and Shan, J., 2024. Source, distribution, and geochemical processes of geogenic high chromium groundwater around the world: A critical review. *Journal of Hydrology*, 638, pp. 131480. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131480>
- Islam, M.S., Idris, A.M., Islam, A., Ali, M.M. and Rakib, M.R.J., 2021. Hydrological distribution of physicochemical parameters and heavy metals in surface water and their ecotoxicological implications in the Bay of Bengal coast of Bangladesh. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(48), pp. 68585-68599. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15353-9>
- Kumar, S., Shukla, A.D. and Venkatesh, A.S., 2024. Vanadium rich Fe-Ti oxide and Cu-sulphide mineralization in Paleoproterozoic Mangikhuta volcanics, Central Indian Craton: metallogenetic and petrogenetic implications. *Ore and Energy Resource Geology*, 16(February), pp. 100041. <https://doi.org/10.1016/j.oreoa.2024.100041>
- Leiva-Tafur, D., Rascón, J., Corroto de la Fuente, F., Goñas, M., Gamarra, O.A. and Oliva-Cruz, M., 2024. Spatio-temporal evaluation of metals and metalloids in the water of high Andean livestock micro-watersheds, Amazonas, Peru. *Helijon*, 10(12), pp. e33013. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33013>
- Li, F., Wei, L., Liu, Y., Deng, H., Cui, J. and Wang, J., 2024a. Science of the Total Environment Characterization of dissolved organic matter in rivers impacted by acid mine drainage: Components and complexation with metals. *Science of the Total Environment*, 926(March), pp. 171960. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171960>
- Li, S., Huang, Y., Chen, Z., Chen, L., Wignall, P.B., Dong, J., Liu, X., Zheng, H., Wang, G., Wei, Z. and Zhu, Z., 2024b. Variations in antimony isotope and toxic metals across the Guadalupian-Lopingian (Permian) boundary at Penglaitan, China: Implications for the Emeishan volcanism and marine extinction. *Earth and Planetary Science Letters*, 648(November), pp. 119096. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2024.119096>
- Liu, J., Kang, H., Tao, W., Li, H., He, D., Ma, L., Tang, H., Wu, S., Yang, K. and Li, X., 2023. A spatial distribution – Principal component analysis (SD-PCA) model to assess pollution of heavy metals in soil. *Science of The Total Environment*, 859(November 2022), pp. 160112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160112>
- Lopez, S., 2018. *Evaluación de la calidad del agua respecto a metales pesados presentes en el río Tambo provincia de Islay, 2016-2018*. Arequipa: Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.
- Marfil, S. and Maiza, P., 2012. Geochemistry of Hydrothermal Alteration in Volcanic Rocks. In: D. Panagiotaras, ed. *Geochemistry - Earth's System Processes*. Rijeka: InTech. pp. 39-70.
- Martel, G., Torres, J. and Jara, W.H., 2018. Variación del pH en aguas superficiales debido a drenajes ácidos de roca en la subcuenca Quillcay, Huaraz, Ancash. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, 5(5), pp. 57-68. <https://doi.org/10.36580/rgem.i5.57-68>
- MINAM-OEFA, 2015. *Informe de evaluación ambiental del embalse Pasto Grande, años 2014 y 2015*. Lima: Ministerio del Ambiente y el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental del Perú.
- MINAM, Ministerio del Ambiente, 2017. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua y establecen Disposiciones Complementarias. *El Peruano*, pp. 10-19.
- Miranda, L.S., Wijesiri, B., Ayoko, G.A., Egodawatta, P. and Goonetilleke, A., 2021. Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. *Water Research*, 202, pp. 117386. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117386>

- Mishra, S. and Kumar, A., 2021. Estimation of physicochemical characteristics and associated metal contamination risk in the Narmada river, India. *Environmental Engineering Research*, 26(1), pp. 1-11. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.521>
- Mohammad, M., Rahman, S., Islam, S. and Jahan, R., 2022. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment. *International Journal of Sediment Research*, 37(2), pp. 173-187. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2021.09.002>
- Murray, J., Guzmán, S., Tapia, J. and Nordstrom, D.K., 2023. Silicic volcanic rocks, a main regional source of geogenic arsenic in waters: Insights from the Altiplano-Puna plateau, Central Andes. *Chemical Geology*, 629, pp. 121473. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2023.121473>
- Núñez, M., Benites, E. and Zevallos, M., 2014. Evaluación de la calidad del agua asociada al drenaje ácido de mina (DAM) en el río Yauli en época de estiaje distrito de Yauli–Junín. *UCV - Scientia*, 6(1), pp. 25-30.
- OMS, 1996. *Directrices para la calidad del agua potable, vol. I, Recomendación OMS*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Pandarinath, K., 2022. Application potential of chemical weathering indices in the identification of hydrothermally altered surface volcanic rocks from geothermal fields. *Geosciences Journal*, 26(3), pp. 415-442. <https://doi.org/10.1007/s12303-021-0042-2>
- Paz, M. and Montecinos, T., 2011. *Glaciares andinos. Recursos hídricos y cambio climático: desafío para la justicia climática en el Cono Sur*. Santiago: Programa Chile Sustentable.
- Qin, S., Li, X., Huang, J., Li, W., Wu, P., Li, Q. and Li, L., 2024. Inputs and transport of acid mine drainage-derived heavy metals in karst areas of Southwestern China. *Environmental Pollution*, 343(December 2023), pp. 123243. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123243>
- Qu, H., Ding, K., Ao, M., Ye, Z., Liu, T., Hu, Z., Cao, Y., Morel, J.L., Baker, A.J.M., Tang, Y., Qiu, R. and Wang, S., 2024. New insights into the controversy of reactive mineral-controlled arsenopyrite dissolution and arsenic release. *Water Research*, 262(July), pp. 122051. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122051>
- R Core Team, 2024. *R: A language and environment for statistical computing*.
- Romain, J., Fai, V., Tamwa, M., Nguenamadje, D., Godwin, J., Bessem, O., Bertrand, G. and Chandra, B., 2025. Hydrothermal synthesis of a nickel-oxide-infused orange peel nanobiocomposite for enhanced heavy metal removal from mining wastewater. *Hybrid Advances*, 9, pp. 100392. <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2025.100392>
- Romero-Mujalli, G., Hartmann, J., Hosono, T., Louvat, P., Okamura, K., Delmelle, P., Amann, T. and Böttcher, M.E., 2022. Hydrothermal and magmatic contributions to surface waters in the Aso caldera, southern Japan: Implications for weathering processes in volcanic areas. *Chemical Geology*, 588, pp. 120612. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2021.120612>
- Ruiz, H., 2019. *Análisis correlacional entre los índices bióticos con macroinvertebrados y la concentración de metales tóxicos en las aguas del río Llaucano, Bambamarca - Perú, 2019*. Universidad Privada del Norte.
- Santofimia, E., López-Pamo, E., Palomino, E.J., González-Toril, E. and Aguilera, Á., 2017. Acid rock drainage in Nevado Pastoruri glacier area (Huascarán National Park, Peru): hydrochemical and mineralogical characterization and associated environmental implications. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), pp. 25243-25259. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0093-0>
- Senze, M., Kowalska-Góralska, M., Czyż, K. and Wondołowska-Grabowska, A., 2023. Release of Selected Metals (Al, Cd, Cu, Mn, Ni, Fe, Zn) from River Bottom Sediments: An Experimental Study. *Limnological Review*, 23(2), pp. 50-69. <https://doi.org/10.3390/limnolrev23020004>
- Simmonds, V., Jahangiryar, F., Moazzen, M. and Ravaghi, A., 2017. Distribution of base metals and the related elements in the stream-sediments around the Ahar area (NW Iran) and their implications. *Geochemistry*, 77(3), pp. 429-441. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2017.07.006>

- Simon, I., Pfaff, K., Navarre-Sitchler, A., Crespo, J., Holley, E., Vanzin, G., Guillen, M.N., Ticona-Corrales, S. and Sharp, J., 2024. Geological and anthropogenic contributions of metal(loid)s in the artisanal and small-scale mining-impacted Ocoña watershed of Arequipa, Peru. *Applied Geochemistry*, 168, pp. 106028. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.106028>
- Singh, A.P., Srivastava, P.C. and Srivastava, P., 2008. Relationships of Heavy Metals in Natural Lake Waters with Physico-chemical Characteristics of Waters and Different Chemical Fractions of Metals in Sediments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 188, pp. 181-193. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9534-6>
- Singh, R., Singh, A., Balomajumder, C. and Kumar, A., 2025. Assessment of industrial effluent discharges contributing to Ganga water pollution through a multivariate statistical framework: investigating the context of Indian industries. *Environmental Science and Pollution Research*, 32. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35823-0>
- Steinmuller, K. and Zavala, B.C., 1997. *Hidrotermalismo en el Sur del Perú. Vigilancia de la Actividad Volcánica e Hidrotermalismo en el Sur del Perú*, 18 Serie D. Lima: Instituto Geológico minero y metalúrgico.
- Tan, S., Zhang, T., Cheng, C., Wang, Z. and Li, H., 2025. Efficient removal and stepwise recovery of various heavy metals from water by using calcium carbonate with different activity. *Separation and Purification Technology*, 354(P5), pp. 129142. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.129142>
- Wu, Y., Sun, G., Huang, J., Fan, H., Li, X., Zhou, M., Xia, Y. and Feng, X., 2024. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Antimony isotopic fractionation during intensive chemical weathering of basalt in the tropics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 367, pp. 29-40. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2023.12.029>
- Zhang, K., Shi, Z., Ding, X., Ge, L., Xiong, M., Zhang, Q., Lai, W. and Ge, L., 2024. Identification of Anthropogenic and Natural Inputs of Sulfate into River System of Carbonate Zn-Pb Mining Area in Southwest China: Evidence from Hydrochemical Composition,  $\delta^{34}\text{SSO}_4$  and  $\delta^{18}\text{OSO}_4$ . *Water*, 16(16), pp. 2311. <https://doi.org/10.3390/w16162311>
- Zimmer, A., Brito, M., J. Alegre, C., W. Sánchez, J. and Recharte, J., 2018. Implementación de Dos Sistemas de Biorremediación como Estrategia para la Prevención y Mitigación de los Efectos del Drenaje Ácido de Roca en la Cordillera Blanca, Perú. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, 4, pp. 57-76. <https://doi.org/10.36580/rgem.i4.57-76>