

**EVALUACIÓN TEMPORAL DEL RIESGO ECOLÓGICO POTENCIAL
POR METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES
DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO, LAGO TITICACA, PERÚ**

Seasonal evaluation of potential ecological risk from heavy metals and arsenic
in surface sediments of the Inner Puno Bay, Titicaca Lake, Peru

Nazario VILLAFUERTE-PRUDENCIO, Lidia E. ROMERO-IRURI-DE-SOTO,
Janette R. RAMOS-PINEDA, Rene J. QUISPE-FLORES* y Myrian E. PACHECO-TANAKA

Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Av. El Sol 329, Barrio Bellavista,
CP 21000, Perú.

*Autor para correspondencia: rjquispe@unap.edu.pe

(Recibido: agosto de 2025; aceptado: junio de 2026)

Palabras clave: factor de enriquecimiento, índice de geoacumulación, concentración de metales, temporada
lluviosa, temporada seca.

RESUMEN

Los sedimentos superficiales de la Bahía Interior de Puno (BIP), ubicada en el lago Titicaca (Perú), constituyen un reservorio de contaminantes, entre ellos metales y metaloides. Este estudio evaluó el riesgo ecológico potencial por metales pesados (Cu, Cr, Pb, Zn y Ni) y el metaloide As en las temporadas lluviosa y seca de 2023. Se recolectaron muestras de sedimentos en seis estaciones con tres repeticiones por estación. Las concentraciones se determinaron mediante espectrometría de emisión óptica y de masas. Se utilizaron modelos matemáticos para determinar el índice de geoacumulación (I_{geo}), el factor de enriquecimiento (FE), el factor de riesgo ecológico potencial (E_i^p) y el índice de riesgo ecológico potencial (RI, por su sigla en inglés). El As presentó el mayor riesgo de contaminación, con concentraciones de 38.14 mg/kg en temporada lluviosa y de 28.83 mg/kg de peso seco (PS) en temporada seca, superando los valores del nivel de efecto probable (PEL) y concentración de efecto probable (PEC). Su I_{geo} alcanzó un valor clasificado como moderadamente contaminado y su FE fue extremadamente alto en ambas temporadas. El E_i^p del As en la Estación E-05 durante la temporada lluviosa alcanzó un riesgo moderado, mientras que el RI en ambas temporadas se clasificó como de riesgo ecológico bajo. Los resultados obtenidos en esta investigación confirman y amplían los hallazgos de estudios previos realizados en la BIP. El presente estudio aporta una evaluación temporal comparativa en dos estaciones climáticas diferenciadas (lluviosa y seca), lo cual no había sido abordado en investigaciones anteriores en la BIP.

Keywords: enrichment factor, geoaccumulation index, metal concentration, rainy season, dry season.

ABSTRACT

The surface sediments of the Inner Puno Bay (IPB), located in Titicaca Lake (Peru), constitute a reservoir of contaminants including metals and metalloids. This study evaluated the potential ecological risk posed by heavy metals (Cu, Cr, Pb, Zn, and Ni)

and the metalloid As, during the rainy and dry seasons of 2023. Sediment samples were collected at six stations, with three replicates taken at each station. Concentrations were determined using optical emission spectrometry and mass spectrometry. Mathematical models were used to determine the geoaccumulation index (I_{geo}), enrichment factor (EF), potential ecological risk factor (E_i^p), and the potential ecological risk index (RI). As showed the highest risk of contamination, since its concentration exceeded the probable effect level (PEL) and probable effect concentration (PEC) values. Its I_{geo} value indicated moderate contamination, and its EF indicated extremely severe enrichment in both seasons. The As E_i^p at Station E-05 during the rainy season reached moderate risk, while the RI in both seasons was classified as low ecological risk. The results obtained in this research confirm and expand the findings of previous studies carried out in the IPB. This study provides a comparative temporal evaluation in two distinct climatic seasons (rainy and dry), an aspect that has not been systematically addressed in previous research at the IPB.

INTRODUCCIÓN

La acumulación excesiva de metales pesados y metaloides en los sedimentos lacustres a nivel mundial representa una amenaza para la calidad del agua y la seguridad del ecosistema acuático (Jiang et al. 2022). Los sedimentos superficiales desempeñan un papel crucial en la dinámica biogeoquímica de los contaminantes, al actuar de manera simultánea como sumideros y fuentes potenciales de metales y metaloides hacia la columna de agua, regulando su movilidad y posible reincorporación al medio acuático (Mangas-Suárez et al. 2022, Chiaia et al. 2023).

Los metales y metaloides en los sedimentos destacan por su persistencia ambiental y biodisponibilidad, pudiendo bioacumularse en los tejidos de los organismos acuáticos y transferirse a niveles tróficos superiores de la red alimentaria mediante el proceso de biomagnificación con posibles efectos tóxicos sobre la biota y la salud humana por su eventual consumo (Krampah et al. 2019, Hauser-Davis 2022). Esta contaminación por metales pesados y metaloides se ha convertido en un problema ambiental en los cuerpos de agua, debido a su alta toxicidad incluso en concentraciones muy bajas (Dueñas-Moreno et al. 2024).

El estudio de la dinámica de los contaminantes metálicos en los sedimentos permite estimar la probabilidad de detectar efectos adversos en los ecosistemas acuáticos y proporciona información valiosa para la investigación sobre contaminación y geoquímica ambiental (Lundy et al. 2017, Liang et al. 2024). La comprensión de la distribución espacial, el análisis del aporte antrópico y la determinación del riesgo ecológico son aspectos a considerar en la evaluación de la calidad de sedimentos y la protección del ambiente acuático (Lin et al. 2016).

La evaluación del nivel de contaminación por metales pesados y metaloides en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos es un aspecto clave para la preservación de la seguridad ecológica y la protección del medio ambiente (Zhang et al. 2022). Para este fin, se aplican diversos índices geoquímicos, como el factor de enriquecimiento (FE), el índice de geoacumulación (I_{geo}) y el factor de riesgo ecológico potencial individual (E_i^p), herramientas que permiten determinar el origen de los metales, cuantificar el índice de riesgo ecológico potencial (RI, por su sigla en inglés) y caracterizar los patrones espaciales de distribución de estos elementos en los sedimentos (Wang et al. 2015).

El lago Titicaca se encuentra en el altiplano entre Perú y Bolivia. La Bahía de Puno, ubicada en el margen oeste del lago Titicaca en el lado peruano, es una de las áreas más representativas y se divide en la Bahía Interior de Puno (BIP) y la Bahía Exterior de Puno (Biamont-Rojas et al. 2023). La BIP es un ecosistema acuático de relevancia ecológica y económica, que alberga una diversidad de especies de flora acuática como *Schoenoplectus totora*, *Elodea potamogeton*, *Myriophyllum elatinoides* y *Potamogeneton strictus* (Maldonado-Jiménez y Aparicio-Saavedra 2021), así como fauna representada por el pez nativo *Orestias lutues* (Chura et al. 2019). Sin embargo, diversas actividades antrópicas desarrolladas en el entorno de la BIP contribuyen de manera significativa al incremento de metales y metaloides en los sedimentos. Entre las principales fuentes destacan las descargas domésticas de la ciudad de Puno sin tratamiento adecuado, los efluentes generados por la laguna de oxidación de El Espinar, los residuos urbanos e industriales, así como la escorrentía superficial contaminada proveniente de la ciudad de Puno (ALT 2021, Biamont-Rojas et al. 2023, Maldonado et al. 2023).

La Autoridad Binacional Autónoma del Sistema Hídrico de lago Titicaca (ALT), evaluó la calidad de los sedimentos de la BIP durante la temporada lluviosa, concluyendo que los niveles del metaloide As, y de los metales Cd, Cu, Hg y Pb excedieron los criterios de la guía provisional de calidad de sedimentos (ISQG) y el nivel de efecto probable (PEL) de la norma canadiense en zonas frente a la laguna de oxidación de aguas servidas de El Espinar (ALT 2021). Investigaciones recientes han evidenciado que las descargas de aguas residuales influyen significativamente en las alteraciones ecológicas por metales pesados en la BIP, mostrando niveles de contaminación moderada en las áreas de vertimiento (Maldonado et al. 2023).

No obstante, hasta la fecha no se han realizado estudios espaciotemporales que evalúen los niveles de contaminación y riesgos ecológicos por metales pesados y metaloides en los sedimentos de la BIP.

Por esta razón, la presente investigación se centró en evaluar el riesgo ecológico potencial (RI) asociado a la presencia de metales pesados (Pb, Cr, Zn, Ni, Cu) y del metaloide As en los sedimentos superficiales de la BIP, durante las temporadas lluviosa y seca, con el fin de aportar información científica que contribuya a la gestión sostenible del ecosistema acuático del lago Titicaca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la BIP, dentro del territorio peruano del lago Titicaca, en cuyas orillas se encuentra la ciudad de Puno (**Fig. 1**). La Bahía de Puno se ubica en las coordenadas UTM 393 469.98 m E y 824 8386.66 m S, en el margen occidental del lago Titicaca, delimitada al este por las penínsulas de Capachica y Chucuito, al sur por el distrito de Chucuito, al oeste por la ciudad de Puno y al norte por la Reserva Nacional del Titicaca. Se divide en dos subáreas: la primera, Bahía Interior, se encuentra cerca de la ciudad de Puno y la segunda, Bahía Exterior, es una porción mayor alejada de esta ciudad (Biamont-Rojas et al. 2023). El lago Titicaca es uno de los lagos de agua dulce más grandes de América del Sur; está ubicado en los Andes centrales, al sureste del Perú, y se extiende hacia el territorio boliviano. Tiene una superficie de 8562 km², a una altitud de 3810 msnm (Monroy et al. 2014).

Se establecieron seis estaciones de muestreo en la BIP, las cuales fueron georreferenciadas mediante un dispositivo geoposicionador (GPS, por su sigla en inglés) de la marca Garmin, modelo GPSMap 421 (**Cuadro I**).

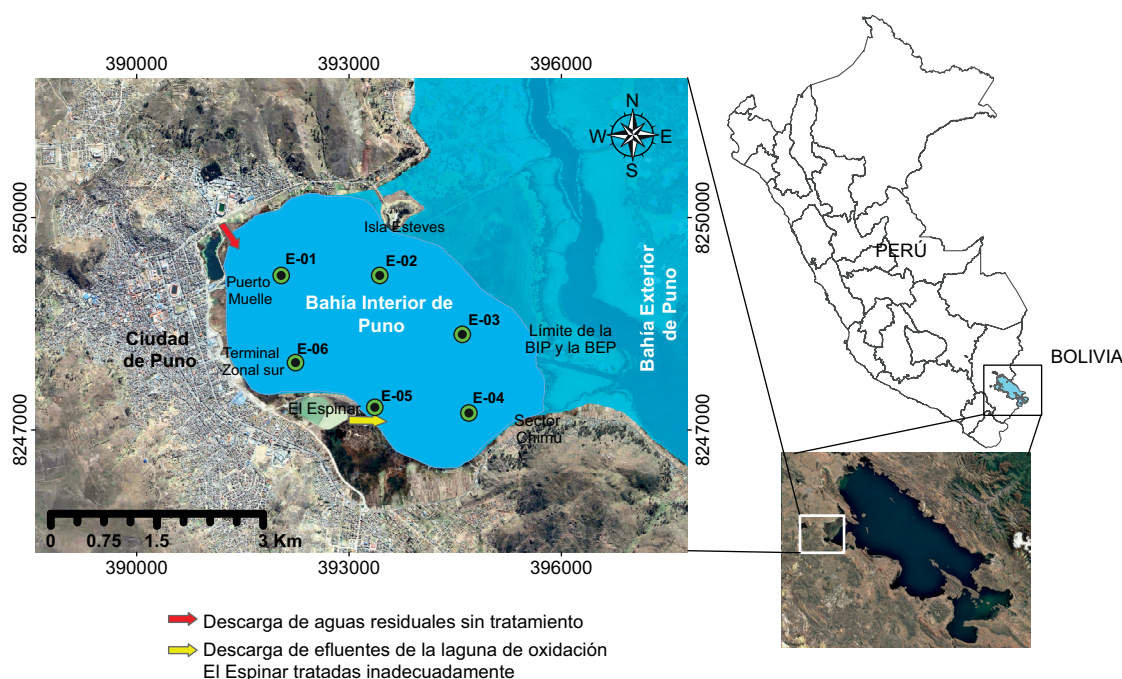


Fig. 1. Distribución de las estaciones de muestreo de sedimentos superficiales en la Bahía Interior de Puno - lago Titicaca, Perú.

CUADRO I. UBICACIÓN GEORREFERENCIADA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.

Estación	Ubicación geográfica (UTM) Zona: WGS 84		Profundidad de muestreo (m)		Descripción
	Este	Norte	Temporada lluviosa	Temporada seca	
E-01	392044.55 m E	8249237.16 m S	5.00	2.40	Frente al puerto muelle de Puno.
E-02	393462.76 m E	8249217.47 m S	2.00	1.40	Frente a la isla Esteves.
E-03	394628.55 m E	8248375.26 m S	1.20	1.00	Frente al límite entre las bahías Interior y Exterior de Puno.
E-04	394690.05 m E	8247280.28 m S	2.00	1.50	Frente al sector Chimú.
E-05	393392.49 m E	8247305.53 m S	1.50	1.00	Frente a la laguna de oxidación El Espinar.
E-06	392205.81 m E	8247974.31 m S	4.60	3.40	Frente al terminal zonal sur de Puno.

Recolección y análisis de muestras

Se recolectó un total de 36 muestras de sedimentos superficiales (18 en temporada lluviosa y 18 en temporada seca, con tres repeticiones por estación) durante 2023 (**Cuadro I**), considerando los primeros 10 cm de la columna sedimentaria. Se utilizó una draga Van Veen de acero inoxidable, con sistema de percha y pendiente de funcionamiento $> 20^\circ$. La toma de muestras de sedimentos se realizó siguiendo el protocolo establecido por Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC 2018).

Las muestras de sedimentos superficiales fueron colocadas en bolsas individuales de polietileno, posteriormente embaladas, depositadas en un contenedor en condiciones de refrigeración (4°C) y enviadas al laboratorio para su análisis.

La determinación de las concentraciones de Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y As se efectuó en el laboratorio de la empresa Certimin S.A., acreditada por el Instituto Nacional de Calidad (INACAL), donde se realizó la digestión ácida de sedimentos con base en el método EPA 3050B Rev.2.1996. Las concentraciones de As, Cr y Pb se determinaron mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), con un espectrómetro Agilent ICPMS 7850, empleando el método EPA 6020 B Rev.2. 2014, en tanto que las concentraciones de Cu, Ni y Zn se establecieron por espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES), empleando un espectrómetro Agilent 735-ICP-OES y el método EPA 6010D Rev.5. 2018. Los límites de detección en mg/kg de peso seco para los metales fueron los siguientes: Cu, 0.5; Cr, 0.3; Pb, 0.3; Zn, 0.5, y Ni, 1; y para el metaloide As, 0.2.

Evaluación de la contaminación de sedimentos por metales pesados

Toxicidad de metales pesados

Se emplearon las directrices sobre la calidad de los sedimentos basadas en consenso (SQGs) (MacDonald et al. 2000) y la ISQG (CCME 1999).

Las ISQG permiten evaluar las condiciones de calidad de los sedimentos en ecosistemas de agua dulce con el objetivo de identificar las concentraciones de contaminantes asociados a sedimentos, e incluyen dos niveles de concentración: un nivel inferior llamado concentración de efecto umbral (TEC) por debajo del cual no se espera que se produzcan efectos adversos y un nivel superior llamado concentración de efecto probable (PEC) por encima del cual es probable que se observen efectos adversos sobre los organismos que habitan en los sedimentos (MacDonald et al. 2000).

La ISQG es un valor de referencia utilizado para evaluar la calidad de sedimentos en ecosistemas acuáticos y representa una concentración umbral de contaminantes por debajo del cual es poco probable que ocurran efectos adversos en los organismos acuáticos. El PEL, desarrollado también por el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME, por su sigla en inglés), representa el nivel más alto de concentración de contaminantes en sedimentos, por encima del cual es probable que se produzcan efectos adversos en los organismos bentónicos. Valores por debajo de la ISQG indican una condición de bajo riesgo; valores entre la ISQG y el PEL, riesgo moderado; y valores por encima del PEL, una condición de alto riesgo (CCME 1999). Los valores de ambas directrices para los elementos potencialmente tóxicos analizados se muestran en el **cuadro II**.

Índice de geoacumulación (I_{geo})

El I_{geo} se utiliza para estimar la intensidad de la contaminación por un metal específico en los sedimentos superficiales. Fue definido por Müller (1979) y se aplicó para cuantificar la contaminación por metales pesados en sedimentos (Cáceres et al. 2013, Kusin et al. 2018, Chen et al. 2022, Custodio et al. 2022, Jiménez et al. 2023, Islam et al. 2023). El valor de I_{geo} se puede calcular mediante la ecuación 1 y se

CUADRO II. CONCENTRACIÓN (mg/kg PS) DE Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y As EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO.

Estación de muestreo	Temporada lluviosa						Temporada seca							
	As	Cu	Cr	Pb	Zn	Ni	Al	As	Cu	Cr	Pb	Zn	Ni	Al
E-01	48 ± 0.34	45.17 ± 1.35	10.2 ± 0.33	50.73 ± 1	96.23 ± 1.55	8 ± 0.35	14010 ± 17.18	32.07 ± 0.49	19.1 ± 0.19	11.03 ± 0.1	14.73 ± 0.23	41.53 ± 0.52	10.33 ± 0.1	10667 ± 6.38
E-02	26.9 ± 0.24	21.23 ± 1.38	6.13 ± 0.55	26.03 ± 0.82	39.53 ± 2.66	3.67 ± 0.35	3260.67 ± 10.78	19.13 ± 0.04	10.87 ± 0.22	2.6 ± 0.28	58.2 ± 6.4	17.73 ± 0.18	3.33 ± 0.18	1709 ± 8.59
E-03	21.3 ± 0.05	11.53 ± 0.17	2.8 ± 0.1	10.63 ± 0.95	20.3 ± 0.78		1826.67 ± 3.76	21.7 ± 0.16	14.57 ± 0.14	3.9 ± 0.15	12.97 ± 0.17	38.77 ± 0.24	4.67 ± 0.15	2491.67 ± 7.3
E-04	26.27 ± 0.24	20.63 ± 0.34	4.43 ± 0.22	17.8 ± 0.49	29.53 ± 0.51	2.33 ± 0.44	5028 ± 5.97	18.77 ± 0.09	11.5 ± 0.33	1.97 ± 0.1	9.90 ± 0.08	17.53 ± 0.68	2.67 ± 0.2	2086 ± 7.96
E-05	55.6 ± 1.63	32.9 ± 0.72	6.53 ± 0.31	36.43 ± 0.75	63.53 ± 1.34	5.33 ± 0.72	10388.67 ± 22.01	31.97 ± 0.15	30.07 ± 0.11	5.63 ± 0.11	36.3 ± 0.16	42.93 ± 0.37	6.33 ± 0.13	8460.67 ± 8.48
E-06	50.77 ± 1.17	39.63 ± 0.95	8.53 ± 0.16	66.43 ± 1.35	76.33 ± 0.71	8 ± 0.2	10694.33 ± 3.19	49.33 ± 0.05	47.03 ± 0.5	11.77 ± 0.08	84.83 ± 0.39	168.6 ± 2.28	14.33 ± 0.23	17632.33 ± 5.07
Mínimo	21.30	11.53	2.80	10.63	20.30	2.33		18.77	10.87	1.97	9.90	17.53		2.67
Máximo	55.60	45.17	10.20	66.43	96.23	8.00		49.33	47.03	11.77	84.83	168.60		14.33
Promedio	38.14 ± 0.63	28.52 ± 0.64	6.44 ± 0.26	34.68 ± 0.87	54.24 ± 1.01	5.38 ± 0.36	28.83 ± 0.49	28.83 ± 0.49	22.19 ± 0.67	6.15 ± 0.38	36.16 ± 1.59	54.52 ± 1.8	6.94 ± 0.39	
DS	14.92	12.83	2.68	21.01	29.38	2.55		11.72	14.07	4.26	30.14	57.07		4.54
CV (%)	39.11	45.01	41.61	60.58	54.17	46.56		40.66	63.40	69.30	83.36	104.69		65.35
PEL	17	197	90	91.3	315	35.9		17	197	90	91.3	315		35.9
ISQG	5.9	35.7	37.3	35	123	18		5.9	35.7	37.3	35	123		18
TEC	9.79	31.6	43.4	35.8	121	22.7		9.79	31.6	43.4	35.8	121		22.7
PEC	33	149	111	128	459	48.6		33	149	111	128	459		48.6
CT	13	45	90	20	95	68	80000	13	45	90	20	95	68	80000

PS: peso seco; DS: desviación estándar; CV (%): porcentaje de coeficiente de variación; PEL: nivel de efecto probable (CCME 1999); ISQG: guía provisional sobre la calidad de sedimentos (CCME 1999); TEC: concentración de efecto umbral (MacDonald et al. 2000); PEC: concentración de efecto probable (MacDonald et al. 2000); CT: valores de la corteza terrestre (Turekian y Wedepohl 1961).

encuentra categorizado en siete clases: clase 0 ($I_{geo} \leq 0$), no contaminado; clase 1 ($0 < I_{geo} \leq 1$), ligeramente contaminado; clase 2 ($1 < I_{geo} \leq 2$), moderadamente contaminado; clase 3 ($2 < I_{geo} \leq 3$), contaminado; clase 4 ($3 < I_{geo} \leq 4$), fuertemente contaminado; clase 5 ($4 < I_{geo} \leq 5$), severamente contaminado; y clase 6 ($I_{geo} > 5$), extremadamente contaminado.

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{k \times B_n} \right] \quad (1)$$

donde C_n es la concentración del metal en el sedimento, B_n es el valor de fondo del metal y k es un coeficiente cuyo valor es 1.5 que considera cambios litológicos (e.g., los efectos de la diagénesis).

El presente estudio adopta como valores de fondo el promedio de la corteza terrestre para roca sedimentaria (lutitas) propuesta por Turekian y Wedepohl (1961): As, 13 mg/kg; Cu, 45 mg/kg; Cr, 90 mg/kg; Pb, 20 mg/kg; Zn, 95 mg/kg; y Ni, 68 mg/kg.

Factor de enriquecimiento (FE)

El FE es un método útil para detectar áreas afectadas por contaminación con metales pesados, que permite diferenciar entre fuentes de origen natural y aquellas asociadas a actividades antrópicas (Tian et al. 2023). Este índice evalúa el grado de enriquecimiento de los sedimentos al comparar la proporción entre la concentración de un metal y la de un elemento de referencia (como Al o Fe), en relación con sus respectivos valores de fondo. El cálculo del FE se realiza utilizando la ecuación 2, reportada por Chester y Stoner (1973) y Sutherland (2000):

$$FE = \frac{\left(\frac{C_i}{C_{Al}} \right)_{muestra}}{\left(\frac{C_i}{C_{Al}} \right)_{fondo}} \quad (2)$$

donde C_i es la concentración del elemento objetivo en la muestra, C_{Al} es la concentración del Al (que es el elemento de referencia en la muestra), $(C_i/C_{Al})_{muestra}$ es la relación entre el elemento objetivo y el elemento de referencia en la muestra, y $(C_i/C_{Al})_{fondo}$ es la relación entre el contenido de metales pesados en el sedimento del área de estudios y el valor de fondo del elemento de referencia.

El FE generalmente utiliza Fe o Al como metales trazadores para distinguir las fuentes naturales de las antrópicas (El-Amier et al. 2017, Omwene et al. 2018). El metal empleado como referencia en este estudio fue Al, ya que la normalización con este metal es necesaria para interpretar la fuente, la tendencia histórica y el grado de contaminación por metales

pesados y As en los sedimentos del área de estudio (Hieu et al. 2012). Por otro lado, el Fe es menos recomendable como elemento para la normalización debido a su alteración diagenética (Birch 2020).

El FE fue clasificado en cinco niveles por Sutherland (2000): Nivel 1; $FE < 2$, enriquecimiento mínimo; Nivel 2: $2 \leq FE < 5$, enriquecimiento moderado; Nivel 3: $5 \leq FE < 20$, enriquecimiento significativo; Nivel 4: $20 \leq FE < 40$, enriquecimiento alto; Nivel 5: $FE \geq 40$, enriquecimiento extremadamente severo.

Índice de riesgo ecológico potencial (RI)

Se determina con las ecuaciones 3, 4 y 5, y se utiliza para evaluar el impacto de la concentración de un contaminante y su toxicidad en el ambiente (Hakanson 1980). El E_f^i y el RI se definen mediante las ecuaciones 4 y 5, respectivamente.

$$C_f^i = \frac{C_n^i}{C_0^i} \quad (3)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (4)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (5)$$

donde C_f^i representa el factor de contaminación individual; C_n^i es la concentración del metal en el sedimento (mg/kg PS); C_0^i corresponde a la concentración de fondo de un metal dado (mg/kg PS); E_r^i es el factor de riesgo ecológico potencial para un metal dado; y T_r^i es el factor toxicológico para un metal específico cuyos coeficientes para el As, Cu, Cr, Pb, Zn y Ni son 10, 5, 2, 5, 1 y 5, respectivamente (Hakanson 1980, Guo et al. 2010, Wang et al. 2014).

Los valores calculados fueron clasificados dentro de los rangos establecidos por Hakanson (1980), el cual sugiere los siguientes umbrales para describir el valor de E_r^i : $E_r^i < 40$, riesgo ecológico individual bajo; $40 \leq E_r^i < 80$, riesgo ecológico individual moderado; $80 \leq E_r^i < 160$, riesgo ecológico individual considerable; $160 \leq E_r^i < 320$, riesgo ecológico individual alto; y $E_r^i \geq 320$, riesgo ecológico individual muy alto; y para los valores de RI: $RI < 150$, riesgo ecológico potencial bajo; $150 \leq RI < 300$, moderado; $300 \leq RI < 600$, considerable; y $RI \geq 600$, muy alto.

Análisis estadístico

Se empleó el software ArcGIS v. 10.7 para elaborar el mapa de geolocalización de las estaciones de muestreo en la BIP, así como los mapas de distribución espacial de los metales Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y As. Posteriormente, se realizó un análisis estadístico

descriptivo de los datos obtenidos, que incluyó los valores máximos, mínimos, promedios y desviaciones estándar de las concentraciones de los metales y el metaloide en las muestras.

Para evaluar la normalidad de las concentraciones de los elementos mencionados, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk y, para determinar diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en las dos temporadas (lluviosa y seca) de la BIP, se realizó un análisis de varianza, seguido de la prueba post hoc de Tukey.

Para comparar las concentraciones de cada metal entre ambas temporadas, se aplicó la prueba t de Student para muestras pareadas. Adicionalmente, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson para identificar la relación entre las concentraciones de los elementos analizados. Todos los análisis fueron realizados utilizando el programa R Studio v. 4.3.1, considerando un nivel de significancia del 5 % ($p < 0.05$).

RESULTADOS

Concentración de metales pesados y del metaloide As en los sedimentos de la BIP

En el **cuadro II** se muestran las concentraciones de cinco metales pesados (Cu, Cr, Pb, Zn y Ni) y del metaloide As en los sedimentos superficiales, por estación de muestreo y temporada (lluviosa y seca). En relación con los valores promedio, la concentración de As fue significativamente mayor durante la temporada lluviosa, como lo evidenció la prueba t de Student ($t = 7.98$, $p < 0.001$). En el caso del Cu, se observó una concentración promedio más alta

en temporada lluviosa, mientras que el Pb mostró una concentración ligeramente superior en temporada seca; sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Por otro lado, las concentraciones promedio de Cr, Zn y Ni presentaron variaciones mínimas entre ambas temporadas. La prueba post hoc de Tukey indicó que las estaciones E-01, E-05 y E-06 registraron las mayores concentraciones promedio de los elementos analizados, independientemente de la temporada.

En el **cuadro III** se muestran los resultados de las concentraciones del presente estudio y otras investigaciones realizadas tanto en la BIP como en otros lagos de alta montaña, donde se observa que los valores encontrados son menores a los reportados por Maldonado et al. (2023). Asimismo, al comparar nuestros resultados con los de Biamont-Rojas et al. (2023) para la BIP respecto al As, Cu, Cr y Ni, las concentraciones son similares; sin embargo, la concentración del Pb en el presente estudio es mayor, mientras que la del Zn es menor a la reportada por dichos autores.

Los resultados muestran que la concentración de As en los sedimentos superficiales de la BIP es mayor que la observada en los lagos Junín (Perú) y Ranwu (China), lo que evidencia una mayor acumulación de este elemento en la zona de estudio. En el caso del Cu, los valores también son superiores a los reportados para la Bahía Exterior de Puno y el lago Qinghai (China), aunque se mantienen por debajo de los registrados en lagos de gran altitud de Pakistán. El Cr presenta niveles relativamente bajos en comparación con los lagos Qinghai, Ranwu y los de Pakistán, pero aún superiores a los observados en el lago Junín. En cuanto al Pb, las concentraciones

CUADRO III. COMPARACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN PROMEDIO (mg/kg PS) DE METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS DE LA BAHÍA INTERIOR DE PUNO CON LAGOS DE ALTA MONTAÑA.

Localización	Altitud (msnm)	As	Cu	Cr	Pb	Zn	Ni	Referencias
Bahía Interior de Puno	3810	33.48	25.35	6.29	35.42	54.38	6.27	Este estudio
Bahía Interior de Puno	3810	33.59	20.34	6.38	14.73	72.94	6.52	(Biamont-Rojas et al. 2023)
Bahía Exterior de Puno	3810	46.43	17.35	7.52	16.80	68.66	7.36	(Biamont-Rojas et al. 2023)
Bahía Exterior de Puno	3810	-	20.99	-	17.75	71.09	-	(Monroy et al. 2014)
Bahía Interior de Puno	3828	45.04	42.61	7.94	79.80	140.10	9.79	(Maldonado et al. 2023)
Lago Paca	3365	13.67	-	-	45.80	85.16	-	(Custodio et al. 2021)
Laguna Tragadero	3460	22.99	-	-	49.71	71.59	-	(Custodio et al. 2021)
Lago Junín (Perú)	4090	10.37	26.01	0.40	10.94	31.31	-	(Custodio et al. 2019)
Lago Qinghai (China)	3194	-	15.06	37.85	17.15	56.19	-	(Dai et al. 2022)
Lago Ranwu (China)	3850	16.91	-	38.38	27.54	62.64	16.60	(Zhang et al. 2023)
Lagos de gran altitud (Pakistán)	2500 a 4700	-	42.0	24.4	36.6	42.2	-	(Muhammad et al. 2024a)

PS: peso seco.

superan las registradas en la Bahía Exterior de Puno, el lago Junín y los lagos Qinghai y Ranwu, aunque son menores que las de los lagos de gran altitud de Pakistán. Finalmente, el Zn muestra valores más altos que los del lago Junín y los lagos de gran altitud (Pakistán), pero inferiores a los observados en la Bahía Exterior de Puno y en los lagos de China.

El Ni mostró concentraciones inferiores a las registradas en el lago Ranwu, aunque superó las observadas en el lago Junín. En el caso del Cu, sus niveles fueron superiores a los observados en la Bahía Exterior de Puno y en el lago Qinghai, pero se mantuvieron por debajo de los reportados en lagos de gran altitud en Pakistán. Por su parte, el Cr presentó valores más bajos que los de los lagos Qinghai, Ranwu y Pakistán, aunque mayores que los detectados en el lago Junín. El Pb alcanzó concentraciones superiores a las registradas en la Bahía Exterior de Puno, el lago Junín y los dos lagos chinos mencionados, pero menores que de los lagos de Pakistán. Finalmente, el Zn presentó niveles más altos que los del lago Junín y los lagos de gran altitud de Pakistán, aunque inferiores a los observados en la Bahía Exterior de Puno y en los lagos Qinghai y Ranwu.

Impacto contaminante de los metales pesados Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y del metaloide As en sedimentos superficiales

Al evaluar el impacto contaminante de los elementos analizados en los sedimentos de la BIP mediante la ISQG (**Cuadro II**), se observa que el promedio de concentración de As supera ampliamente el valor de la ISQG en ambas temporadas de muestreo

y también supera el PEL en todas las estaciones. La concentración promedio de Pb es ligeramente menor que el valor de la ISQG en temporada lluviosa y ligeramente superior en temporada seca; sin embargo, no supera el valor de PEL en ninguna estación, por lo que su riesgo es moderado, principalmente en E-01, E-05 y E-06 en temporada lluviosa y en E-02, E-05 y E-06 en temporada seca. Los efectos adversos de los otros metales son poco probables por su bajo nivel de riesgo.

En el análisis de las SQG se observa que la concentración promedio de As en la temporada lluviosa supera el PEC en las estaciones E-01, E-05 y E-06. El promedio de As en la temporada seca es menor que en la lluviosa. Durante la temporada seca, la E-06 es la única que supera el PEC. Sin embargo, los promedios de concentración de las estaciones E-01 y E-05 están cercanos al valor de la PEC (**Fig. 2**).

En ambas temporadas de muestreo, ninguna de las concentraciones promedio de los otros metales estudiados supera el valor de la PEC; además, todas las concentraciones son inferiores al TEC, a excepción del Pb en temporada seca, cuyo valor es ligeramente superior.

Distribución espacial y temporal de metales pesados (Cu, Cr, Pb, Zn, Ni) y del metaloide As en los sedimentos superficiales de la BIP

La **figura 3** muestra la distribución espacial y temporal de los metales pesados (Cu, Cr, Pb, Zn, Ni) y del metaloide As en los sedimentos superficiales de la BIP. Durante la temporada lluviosa, se registraron las concentraciones más elevadas de As en las zonas

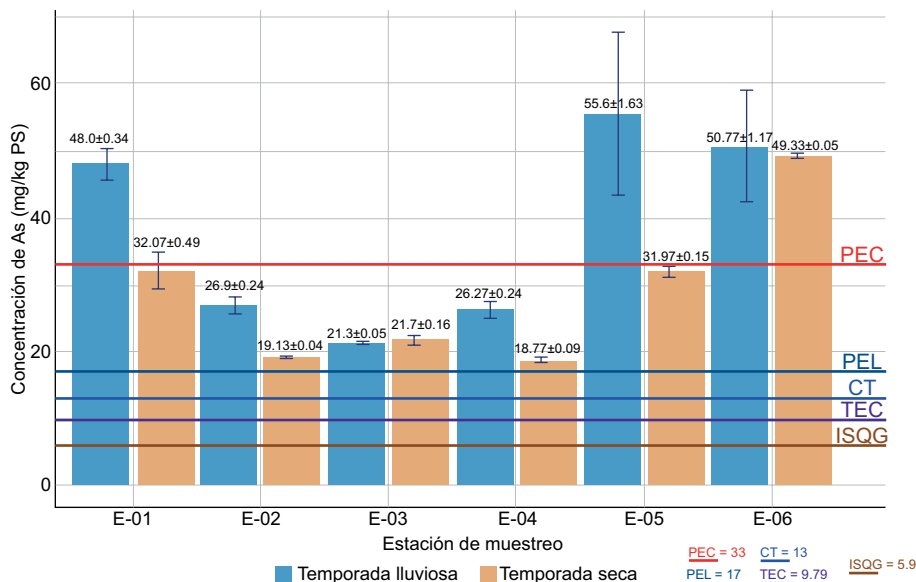


Fig. 2. Comparación de las concentraciones del metaloide As con criterios de calidad ambiental. (PEL: nivel de efecto probable; ISQG: guía provisional sobre la calidad de sedimentos; TEC: concentración de efecto umbral; PEC: concentración de efecto probable; CT: valores de la corteza terrestre; PS: peso seco.)

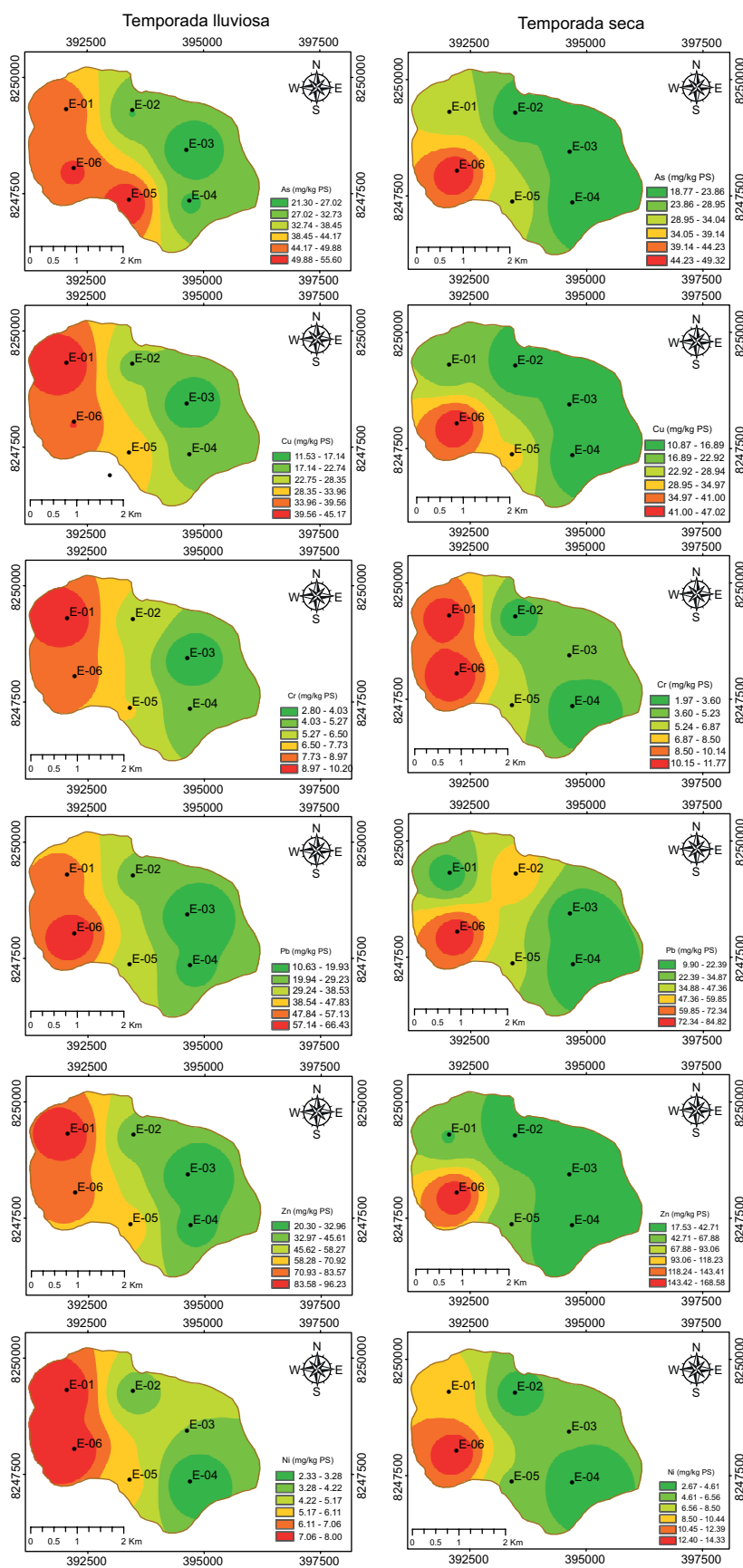


Fig. 3. Distribución espacial y temporal de metales pesados Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y del metaloide As en los sedimentos superficiales de la Bahía Interior de Puno. (PS: peso seco.)

oeste y suroeste de la BIP, especialmente en las estaciones E-01, E-05 y E-06. En esa misma temporada, los valores más altos de Cu y Cr se registraron en la zona oeste (E-01). En cambio, durante la temporada seca, las concentraciones más altas de Pb, Zn y Ni se detectaron en la zona suroeste (E-06). Por otro lado, las zonas noreste y sureste de la BIP presentaron las concentraciones más bajas de los metales analizados (Cu, Cr, Pb, Zn, Ni) y del metaloide As, lo que podría estar relacionado con su mayor distancia respecto a la ciudad de Puno, principal fuente potencial de aportes antrópicos a la BIP.

Análisis del coeficiente de correlación de Pearson

La prueba de Shapiro-Wilk indicó una distribución normal en todos los elementos analizados, por lo que se aplicaron pruebas estadísticas paramétricas para el análisis comparativo. Se realizó una matriz de correlación de Pearson entre los cinco metales pesados y el metaloide As, como se muestra en la **figura 4**. La correlación entre los metales pesados puede reflejar la fuente y la migración de estos elementos (Chen et al. 2022).

El As presenta una correlación positiva significativa con el Cu ($p < 0.001$), con un coeficiente de correlación de 0.91; las correlaciones entre los

metales pesados Cu-Zn, Cr-Zn y Zn-Ni son positivas y significativas ($p < 0.001$), con coeficientes de correlación de 0.88, 0.80 y 0.84, respectivamente. De igual manera, las correlaciones Cu-Cr y Cr-Ni presentaron coeficientes elevados, positivos y significativos de 0.80 y 0.91, respectivamente.

Índice de geoacumulación (I_{geo})

Los valores del I_{geo} en la BIP se presentan en la **figura 5**. Durante la temporada lluviosa, el As fluctúa entre ligeramente contaminado (clase 1) y moderadamente contaminado (clase 2), mientras que en la temporada seca varía entre no contaminado (clase 0) y moderadamente contaminado (clase 2). En el caso del Pb, los valores de I_{geo} fluctúan entre no contaminado (clase 0) y moderadamente contaminado (clase 2) en ambas temporadas.

Factor de enriquecimiento (FE)

Con base en la clasificación de Sutherland (2000), los resultados del FE, presentados en la **figura 6**, muestran que el As alcanza niveles de enriquecimiento de 4 (alto) a 5 (extremadamente severo) en temporada lluviosa y de 3 a 5 (significativo a extremadamente severo) en temporada seca. El Pb, por su parte, se clasifica entre el nivel 3 (significativo) y el 4

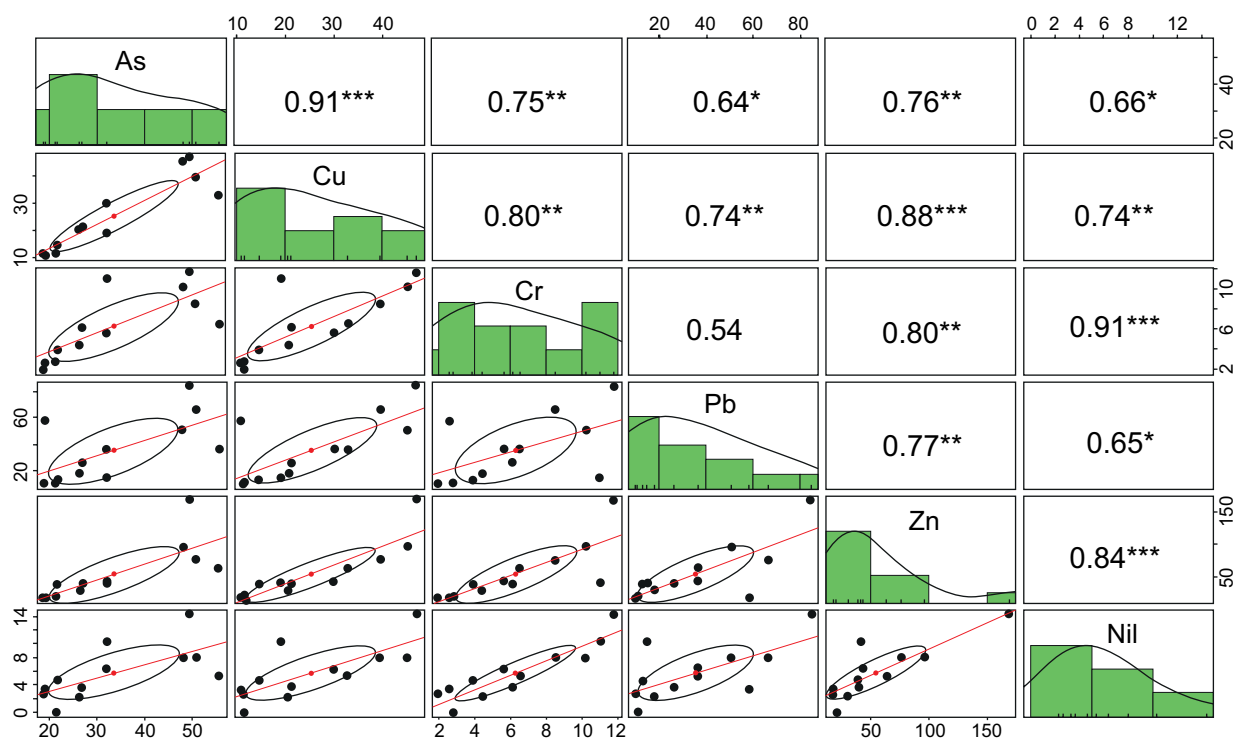


Fig. 4. Correlación de metales pesados y del metaloide As en sedimentos de la Bahía Interior de Puno. (***) $p < 0.001$, (**) $p < 0.05$; (*) $p < 0.1$.)

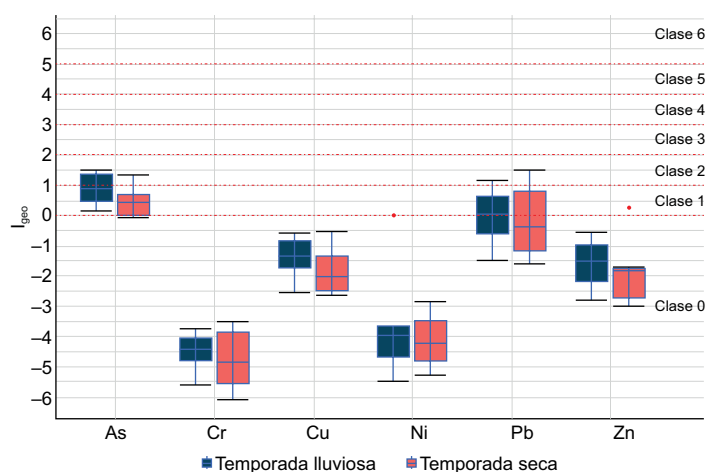


Fig. 5. Índice de geoacumulación (I_{geo}) de los metales pesados Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y del metaloide As en sedimentos superficiales de la Bahía Interior de Puno. Clase 0: no contaminado; Clase 1: ligeramente contaminado; Clase 2: moderadamente contaminado; Clase 3: contaminado; Clase 4: fuertemente contaminado; Clase 5: severamente contaminado; Clase 6: extremadamente contaminado. Las barras de error muestran la variabilidad del I_{geo} para los elementos analizados entre las estaciones de muestreo en las temporadas lluviosa y seca

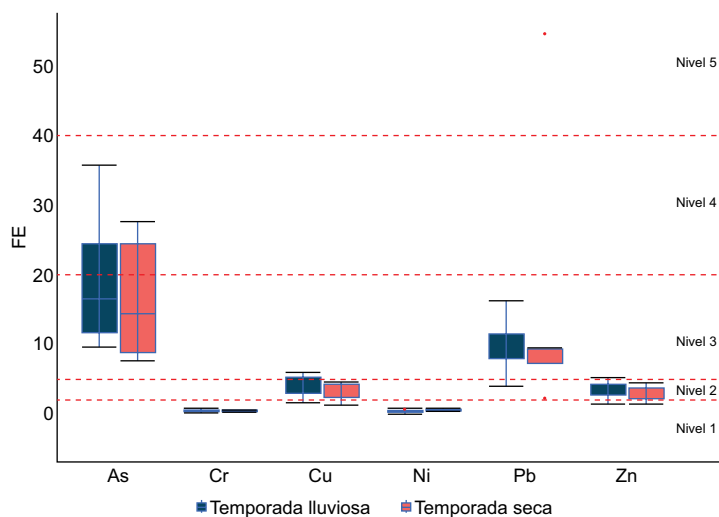


Fig. 6. Factor de enriquecimiento (FE) de los metales pesados Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y del metaloide As en sedimentos superficiales de la Bahía Interior de Puno. Nivel 1: enriquecimiento mínimo; Nivel 2: enriquecimiento moderado; Nivel 3: enriquecimiento significativo; Nivel 4: enriquecimiento alto; Nivel 5: enriquecimiento extremadamente severo. Las barras de error representan la variabilidad de los valores del FE entre las estaciones de muestreo.

(alto) tanto en temporada lluviosa como en temporada seca. En cuanto al Cu y al Zn, ambos metales están en el nivel 3 (significativo) en temporada lluviosa y en los niveles 2 (moderado) y 3 (significativo) en temporada seca, mientras que para el Cr y el Ni el enriquecimiento es mínimo en ambas temporadas.

Evaluación del riesgo ecológico potencial

En el **cuadro IV** se presentan los valores de E_i^f y el RI. Durante las temporadas lluviosa y seca, los valores de E_i^f para los metales pesados Cu, Cr, Pb, Zn, Ni y el metaloide As son inferiores a 40, lo que indica un nivel de riesgo bajo. La única excepción

CUADRO IV. FACTOR DE RIESGO ECOLÓGICO POTENCIAL (E_i) DE LOS METALES Cu, Cr, Pb, Zn, Ni Y DEL METALOIDE As, E ÍNDICE DE RIESGO ECOLÓGICO POTENCIAL (RI).

Temporada	Estación	E_i						RI
		As	Cu	Cr	Pb	Zn	Ni	
lluviosa	E-01	36.92	5.02	0.23	12.68	1.01	0.59	56.45
	E-02	20.69	2.36	0.14	6.51	0.42	0.27	30.38
	E-03	16.38	1.28	0.06	2.66	0.21	-	20.60
	E-04	20.21	2.29	0.10	4.45	0.31	0.17	27.53
	E-05	42.77	3.66	0.15	9.11	0.67	0.39	56.74
	E-06	39.05	4.40	0.19	16.61	0.80	0.40	61.64
	Promedio	29.34	3.17	0.14	8.67	0.57	0.40	42.22
seca	E-01	24.67	2.12	0.25	3.68	0.44	0.76	31.91
	E-02	14.72	1.21	0.06	14.55	0.19	0.25	30.96
	E-03	16.69	1.62	0.09	3.24	0.41	0.34	22.39
	E-04	14.44	1.28	0.04	2.48	0.18	0.20	18.61
	E-05	24.59	3.34	0.13	9.08	0.45	0.47	38.05
	E-06	37.95	5.23	0.26	21.21	1.77	1.05	67.47
	Promedio	22.18	2.47	0.14	9.04	0.57	0.51	34.90

fue el valor de As en la estación de muestreo E-05 durante la temporada lluviosa, que alcanzó un valor de 42.77, clasificado como de riesgo moderado.

Los valores más altos del RI se registraron en las estaciones de muestreo E-01, E-05 y E-06 durante la temporada lluviosa y en E-05 y E-06 durante la temporada seca. Cabe resaltar que estas estaciones se localizan en la zona oeste y suroeste de la BIP, áreas con mayor influencia de actividades antrópicas. El metaloide As fue el elemento que más contribuyó al valor total de RI, seguido por el Pb. En términos generales, los valores de RI obtenidos en las seis estaciones de muestreo, tanto en la temporada lluviosa como en la seca, fueron inferiores a 150, clasificándose dentro de la categoría de riesgo ecológico potencial bajo, de acuerdo con los criterios propuestos por Hakanson (1980).

DISCUSIÓN

Las concentraciones más elevadas de los metales analizados se registraron en las estaciones E-01, E-05 y E-06. Esta tendencia también se refleja en la distribución espacial (**Fig. 3**), así como en el I_{geo} y el RI, que presentan valores máximos en estas mismas estaciones. Esta coincidencia sugiere una fuerte influencia antrópica, atribuible a la proximidad de estas estaciones a la ciudad de Puno. En particular, la estación E-01 se localiza frente al muelle del puerto de Puno, una zona de intensa actividad turística y transporte lacustre, donde la descarga de

residuos derivados de combustibles contribuye significativamente a la contaminación de la BIP (ALT 2021). Por su parte, la estación E-05 se sitúa frente a la laguna de oxidación El Espinar, cuyas descargas de aguas residuales tratadas de forma inadecuada contienen elevadas concentraciones de contaminantes, como han documentado Maldonado et al. (2023). Asimismo, la estación E-06 se ubica en las inmediaciones del terminal zonal sur de Puno, una zona caracterizada por talleres de metalmecánica, actividades de mantenimiento vehicular y servicios de lavado de automóviles, que pueden contribuir de manera significativa al aporte de metales pesados al ecosistema acuático (Moreno et al. 2017, ALT 2021). En contraste, las estaciones E-03 y E-04 presentaron las concentraciones más bajas de los elementos evaluados, lo cual puede explicarse por su mayor distancia de la ciudad y su cercanía a extensas zonas de totorales. Estas formaciones vegetales actúan como filtros naturales, capaces de absorber metales pesados en zonas impactadas, como se ha señalado en estudios previos (Blanco 2019).

De los elementos analizados, el As presentó las concentraciones más elevadas, tanto en relación con las directrices de calidad de sedimentos como con los índices geoquímicos evaluados, lo que lo posiciona como el principal elemento de riesgo ecológico de la BIP. Este comportamiento puede atribuirse al alto fondo geogénico de As en las aguas superficiales y subterráneas de la región andina de América del Sur. Según Sarret et al. (2019), dicho fondo natural está asociado predominantemente a la presencia de rocas

volcánicas jóvenes y sus productos de erosión, en un contexto geológico; en este sentido el origen del As en la zona es principalmente natural, proveniente de depósitos minerales, salmueras, aguas termales y materiales volcánicos, aunque también se reconocen fuentes antrópicas que contribuyen a la movilización del As en el ambiente (Tapia et al. 2012).

La temporada lluviosa en el altiplano andino se extiende entre los meses de diciembre y marzo, periodo durante el cual se registran las precipitaciones más intensas (SENAMHI 2025). Así, la mayor concentración del As en los sedimentos superficiales durante la temporada lluviosa podría explicarse por el arrastre de materiales geogénicos y contaminantes desde las montañas circundantes, así como desde los drenes pluviales provenientes de las microcuencas urbanas de la ciudad de Puno. Durante esta temporada, la BIP funciona como un sistema de acumulación, recibiendo y reteniendo la carga contaminante transportada por las escorrentías superficiales (Biamont-Rojas et al. 2023).

Los promedios de concentración de As determinados en este estudio fueron de 38.14 mg/kg PS durante la temporada lluviosa y 28.83 mg/kg PS en la temporada seca. En comparación, Biamont-Rojas et al. (2023) reportaron una concentración de 33.59 mg/kg PS en temporada lluviosa, mientras que Maldonado et al. (2023) obtuvieron 45.04 mg/kg PS en temporada seca. Estas diferencias podrían estar asociadas a la variabilidad temporal y a la ubicación de las estaciones de muestreo. En el caso de Maldonado et al. (2023), los puntos de muestreo se encontraban próximos a la descarga de efluentes provenientes de la laguna de oxidación de El Espinar, lo que explicaría las concentraciones más elevadas. En contraste, las estaciones consideradas por Biamont-Rojas et al. (2023) se ubicaban en zonas más alejadas de dicha fuente de contaminación.

El análisis espacial y temporal de la distribución de metales pesados (Cu, Cr, Pb, Ni) y del metaloide As en los sedimentos superficiales de la BIP reveló que las zonas oeste y suroeste, donde se ubican las estaciones de muestreo E-01, E-05 y E-06, presentan los niveles más elevados de contaminación. En este contexto, se infiere que las principales fuentes de contaminación se concentran en las inmediaciones de estas tres estaciones, como ha sido reportado por ALT (2021).

La aplicación integrada de la ISQG y las SQGs, junto con el I_{geo} , FE, E_i^f y RI, ha permitido caracterizar y cuantificar el nivel de contaminación existente en el área de estudio (Hakanson 1980, Muller 1979, CCME 1999, Sutherland 2000, MacDonald et al. 2000).

El As, cuya distribución está influida por múltiples elementos, como su origen geogénico, la concentración de metales en las rocas durante la formación de los sedimentos y las actividades humanas que generan contaminación (Xu y Li 2015, Paramasivam et al. 2015), muestra una alta correlación positiva con el Cu ($p < 0.001$). Las elevadas correlaciones positivas significativas entre los metales Cu, Cr, Zn y Ni ($p < 0.01$) sugieren una posible fuente común de contaminación (Jiang et al. 2014, Javed et al. 2018), probablemente de origen antrópico, lo que podría indicar una influencia de las actividades humanas en la distribución de estos elementos en los sedimentos superficiales de la BIP.

Los valores del I_{geo} obtenidos para el As y el Pb alcanzaron el nivel de moderadamente contaminados en ambas temporadas. Estos valores se aproximan a los reportados por Custodio et al. (2021) en la laguna de Paca (Perú), e indican que dichos elementos tienden a acumularse con mayor facilidad en los sedimentos superficiales de la BIP. Además, las condiciones anaeróbicas en el fondo del sistema acuático constituyen un factor ambiental clave que favorece la adsorción de metales pesados y metaloides en los sedimentos (Lin et al. 2022).

Un FE superior a 1.5 sugiere la influencia de las actividades antrópicas en la acumulación de metales pesados en el ambiente (Zhang et al. 2021). En este contexto, la presencia de As y Pb con valores de FE que fluctúan entre los niveles significativo a extremadamente severo y la presencia de Cu y Zn, que fluctúan entre los niveles de moderado a significativo, indican una probable contribución de fuentes antrópicas.

En el presente estudio, el valor de E_i^f para el As registrado en la estación E-05 durante la temporada seca fue de 24.59, aproximándose al reportado por Maldonado et al. (2023), quienes documentaron un E_i^f de 19.33 para el As, correspondiente a un factor de riesgo ecológico individual bajo.

Los valores de E_i^f del As durante la temporada lluviosa fueron superiores a los registrados en la temporada seca, lo que sugiere una mayor presión ecológica asociada a este periodo hidrológico. Esta diferencia estaría vinculada al incremento del aporte de material geogénico procedente de las montañas circundantes, así como al aumento de la escorrentía urbana durante las lluvias, procesos que favorecen el transporte y la incorporación continuos de contaminantes hacia la zona de estudio.

Los valores promedio del RI obtenidos en este estudio fueron de 42.22 durante la temporada lluviosa y 34.90 en la temporada seca, cercanos al valor

promedio de 40.78 reportado por Maldonado et al. (2023) para la BIP en temporada seca. En el presente trabajo se aplicaron los criterios de clasificación propuestos por Hakanson (1980), según los cuales los valores obtenidos corresponden a un nivel de riesgo ecológico potencial bajo. En contraste, Maldonado et al. (2023) emplearon la escala de Weissmannová et al. (2019), que clasifica valores equivalentes dentro del rango de riesgo ecológico potencial moderado.

Al comparar estos resultados con los de otros lagos de alta montaña, los valores registrados en la BIP son superiores al valor de 17.15 reportado para el lago Qinghai, China (Dai et al. 2022), una región caracterizada por baja influencia antrópica, pero inferiores al valor de 64.98 observado en el lago Ranwu, China (Zhang et al. 2023), donde la presencia de actividades mineras y del tráfico vehicular constituye una fuente activa de contaminación local.

Asimismo, los valores del RI en lagos de gran altitud en Pakistán (67.50; Muhammad et al. 2024b) son significativamente superiores, debido a la presencia del As de origen geológico, un elemento altamente tóxico, en combinación con fuentes de contaminación antrópica localizadas, como el turismo y el uso de agroquímicos. Además, la baja tasa de renovación del agua y la escasa circulación en estos lagos favorecen la acumulación progresiva de contaminantes.

La laguna de Paca, en Perú, presenta un valor de RI aún más alto (103.82), reportado por Custodio et al. (2021). Este resultado se explica por la elevada concentración de As, acompañada de niveles importantes de Pb en los sedimentos, así como por la influencia directa de actividades antrópicas, como las descargas de aguas residuales, el turismo y la agricultura.

Los resultados del RI obtenidos en este estudio para la BIP no representan, en la actualidad, una amenaza grave para la biota acuática del sistema. Sin embargo, es importante señalar que el incremento de las concentraciones de metales pesados podría, a largo plazo, generar efectos adversos e incluso letales en la biota acuática si no se controlan adecuadamente las fuentes de contaminación. Asimismo, la variabilidad observada entre las temporadas lluviosa y seca evidencia que la dinámica hidrológica influye de manera significativa en la distribución y concentración de contaminantes en la BIP y representa un riesgo potencial para la Bahía Externa debido a su movilidad, persistencia y conexión hidrológica. Si la contaminación en la BIP no se controla, puede extenderse hacia la bahía externa, afectando la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos en una zona más amplia. Esto, aunado a la movilidad de los contaminantes (especialmente los metales pesados), sugiere que podrían surgir problemas ambientales en

el futuro. Por lo tanto, se recomienda realizar estudios sistemáticos futuros para monitorear la evolución de la calidad del agua y de los sedimentos, con el fin de asegurar la sostenibilidad ecológica y evitar posibles riesgos asociados tanto para la Bahía Interior como para la Bahía Exterior del lago. Además, se recomienda que futuros estudios incorporen un enfoque temporal complementario al espacial, con el fin de comprender con mayor precisión la evolución del riesgo ecológico y su relación con los procesos naturales y antrópicos del sistema lacustre.

CONCLUSIONES

Las estaciones de muestreo E-01, E-05 y E-06 registraron las concentraciones más elevadas de los elementos analizados durante las temporadas lluviosa y seca, lo que sugiere una posible influencia localizada de fuentes contaminantes. Las concentraciones de As excedieron los umbrales superiores establecidos por los criterios de PEL en todas las estaciones y en ambas temporadas, con niveles más altos durante la temporada lluviosa. De igual manera, los valores promedio asociados al PEC fueron superiores en dicha temporada. Los valores del I_{geo} obtenidos para el As y el Pb alcanzaron el nivel de moderadamente contaminado en ambas temporadas. Por otro lado, los valores de FE superiores a 1.5 detectados para As, Pb, Cu y Zn evidencian un aporte significativo de origen antrópico, posiblemente derivado de descargas de aguas residuales urbanas y procesos de escorrentía pluvial. De todos los elementos analizados, el As fue el que mayor aporte tuvo al RI, seguido del Pb. Sin embargo, los valores de RI obtenidos en todas las estaciones de monitoreo, tanto en temporada lluviosa como en temporada seca, se mantuvieron por debajo de 150, lo que corresponde a una categoría de riesgo ecológico potencial bajo.

Los resultados obtenidos en esta investigación confirman y amplían los hallazgos de estudios previos realizados en la BIP además de incorporar una evaluación temporal.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el financiamiento otorgado por el Fondo Especial de Desarrollo Universitario (FEDU) de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno, en el marco de las Resoluciones Rectorales N° 1092-2023-R-UNA-Puno y N° 1838-2024-R-UNA, así como de sus respectivas adendas N° 01-2023 y N° 04-2025, y del contrato de financiamiento

Nº 075-2023-VRI-UNAPUNO. Asimismo, expresamos nuestro reconocimiento al Instituto del Mar del Perú (IMARPE) por el apoyo brindado mediante la provisión de equipos de muestreo y personal especializado.

REFERENCIAS

- ALT (2021). Proyecto: Recuperación de la calidad ambiental de la Bahía Interior de Puno-lago Titicaca, distrito, provincia y departamento de Puno. Autoridad Binacional Autónoma del Sistema Hídrico de lago Titicaca. Puno, Perú, 372 pp.
- Biamont-Rojas I.E., Cardoso-Silva S., Figueira R.C.L., Kim B.S.M., Alfaro-Tapia R. y Pompêo M. (2023). Spatial distribution of arsenic and metals suggest a high ecotoxicological potential in Puno Bay, Lake Titicaca, Peru. *Science of The Total Environment* 871, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162051>
- Birch G. F. (2020). An assessment of aluminum and iron in normalisation and enrichment procedures for environmental assessment of marine sediment. *Science of The Total Environment* 727, 138123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138123>
- Blanco J.A. (2019). Suitability of totora (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják) for its use in constructed wetlands in areas polluted with heavy metals. *Sustainability* 11 (19), 1-22. <https://doi.org/10.3390/su11010019>
- Cáceres L.F., Ramos O.E., Valdez S.N., Choque R.R., Choque R.G., Fernández S.G., Sracek O. y Bhattacharya P. (2013). Fractionation of heavy metals and assessment of contamination of the sediments of Lake Titicaca. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (12), 9979-9994. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3306-0>
- CCME (1999). Sediment. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment [en línea]. <https://ccme.ca/en/resources/sediment/10/05/2025>
- Chen Y., Shi Q., Qu J., He M. y Liu Q. (2022). A pollution risk assessment and source analysis of heavy metals in sediments: A case study of Lake Gehu, China. *Chinese Journal of Analytical Chemistry* 50 (5), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.cjac.2022.100077>
- Chester R. y Stoner J.H. (1973). Pb in particulates from the lower atmosphere of the eastern Atlantic. *Nature* 245, 27-28. <https://doi.org/10.1038/245027b0>
- Chiaia A.C., Carmen H., Martínez C., Lara P. y Thomas M. (2023). Sediments: Sink, archive, and source of contaminants. *Environmental Science and Pollution Research* 29, 85761-85765. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24041-1>
- Chura R., Ninaraqui H., Godoy S., Pérez M. y Siguayro H. (2024). Biología, pesquería y estado poblacional de carachi amarillo *Orestias luteus* (Valenciennes, 1846) en el lago Titicaca. *Informe Instituto del Mar del Perú* 51 (2), 119-135.
- Custodio M., Huaraca F., Espinoza C. y Cuadrado W. (2019). Distribution and accumulation of heavy metals in surface sediment of Lake Junín National Reserve, Peru. *Open Journal of Marine Science* 9, 33-48. <https://doi.org/10.4236/ojms.2019.91003>
- Custodio M., Fow A., Chanamé F., Orellana-Mendoza E., Peñaloza R., Alvarado J.C., Cano D. y Pizarro S. (2021). Ecological risk due to heavy metal contamination in sediment and water of natural wetlands with tourist influence in the central region of Peru. *Water* 13 (16), 2256. <https://doi.org/10.3390/w13162256>
- Custodio M., Espinoza C., Orellana E., Chanamé F., Fow A., y Peñaloza R. (2022). Assessment of toxic metal contamination, distribution and risk in the sediments from lagoons used for fish farming in the central region of Peru. *Toxicology Reports* 9, 1603-1613. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.07.016>
- Dai W., Fan J., Zhang Q. y Wang L. (2022). Ecological risk assessment and sources identification of potentially toxic elements in the surface sediments of Qinghai Lake. *Process Safety and Environmental Protection* 168, 737-747. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.10.053>
- Dueñas-Moreno J., Mora A., Narváez-Montoya C. y Mahlknecht J. (2024). Trace elements and heavy metal(loid)s triggering ecological risks in a heavily polluted river-reservoir system of central Mexico: Probabilistic approaches. *Environmental Research* 262, 119937. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119937>
- El-Amier Y.A., Elnaggar A.A. y El-Alfy M.A. (2017). Evaluation and mapping spatial distribution of bottom sediment heavy metal contamination in Burullus Lake, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences* 4 (1), 55-66. <https://doi.org/10.1016/j.ejbas.2016.09.005>
- Guo W., Liu X., Liu Z. y Li G. (2010). Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences* 2 (5), 729-736. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>
- Hakanson L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14, 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hauser-Davis R.A. (2022). Climate change implications for metal and metalloid dynamics in aquatic ecosystems and its context within the decade of ocean

- sciences. *Water* 14 (15), 2415. <https://doi.org/10.3390/w14152415>
- Hieu H., Swennen R., Cappuyns V., Vassilieva E. y Tran T.V. (2012). Necessity of normalization to aluminum to assess the contamination by heavy metals and arsenic in sediments near Haiphong Harbor, Vietnam. *Journal of Asian Earth Sciences* 56, 229-239. <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2012.05.015>
- Islam A.R.M.T., Varol M., Habib M.A. y Khan R. (2023). Risk assessment and source apportionment for metals in sediments of Kaptai Lake in Bangladesh using individual and synergistic indices and a receptor model. *Marine Pollution Bulletin* 190, 114845. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114845>
- Javed T., Ahmad N. y Mashiatullah A. (2018). Heavy metals contamination and ecological risk assessment in surface sediments of Namal Lake, Pakistan. *Polish Journal of Environmental Studies* 27 (2), 675-688. <https://doi.org/10.15244/pjoes/75815>
- Jiang M., Wang Q., Tian X., Zhu X., Dong X., Wu Z. y Yuan Y. (2022). Spatiotemporal variation and ecological risk assessment of sediment heavy metals in two hydrologically connected lakes. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10, 1005194. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1005194>
- Jiang X., Teng A., Xu W. y Liu X. (2014). Distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediments in the Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin* 83 (1), 366-375. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.020>
- Jiménez P.A.J., Díaz X., Silva M.L.N., Vega A. y Curi N. (2023). Assessing and understanding arsenic contamination in agricultural soils and lake sediments from Papallacta rural parish, northeastern Ecuador, via ecotoxicology factors, for environmental embasement. *Sustainability* 15 (5), 1-15. <https://doi.org/10.3390/su15053951>
- Krampah F., Nyarko S. Y., Danlogo K. y Sanful P. (2019). Application of pollution indices in the assessment of heavy metal contamination of surface sediments of river Bonsa, Ghana. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 7 (2), 176-189. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.72012>
- Kusin F.M., Azani N.N.M., Hasan S.N.M.S. y Sulong N.A. (2018). Distribution of heavy metals and metalloid in surface sediments of heavily-mined area for bauxite ore in Pengerang, Malaysia and associated risk assessment. *Catena* 165, 454-464. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.029>
- Liang J., Ma C. y Kim K. (2024). Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments and their impact on macrobenthos in Asan Bay, South Korea. *Frontiers in Marine Science* 11, 1-15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1450396>
- Lin Q., Liu E., Zhang E., Li K. y Shen J. (2016). Spatial distribution, contamination and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Erhai lake, a large eutrophic plateau lake in southwest China. *Catena* 145, 193-203. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.003>
- Lin Y., Luo K., Su Z., Wu Y., Xiao W., Qin M., Lin J., Zhang S., Zhang Y., Jiang Y., Peng B., Guo Y., Wang X. y Wang Y. (2022). Imposed by urbanization on soil heavy metal content of lake wetland and evaluation of ecological risks in East Dongting Lake. *Urban Climate* 42, 101117. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101117>
- Lundy L., Alves L., Revitt M. y Wildeboer D. (2017). Metal water-sediment interactions and impacts on an urban ecosystem. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (7), 1-12. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070722>
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G. y Berger T.A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39, 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Maldonado-Jiménez I. y Aparicio-Saavedra M.E. (2021). Estimación del almacenamiento de carbono en la biomasa de macrófitas en la Bahía Interior de Puno, lago Titicaca. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 8 (2), 1-10. <https://doi.org/10.19136/era.a8n2.2848>
- Maldonado I., Miranda-Mamani J. y Paredes-Espinal C. (2023). Heavy metals and ecological alterations resulting from wastewater discharge in Inner Puno Bay, Lake Titicaca. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 20, 100903. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100903>
- Mangas-Suárez M., García-Ordiales E., Antonio J., Rodrigo Á., Villa A., Ordóñez A. y Roqueñí N. (2022). Enrichment of metals in the sediments of an industrially impacted estuary: Geochemistry, dispersion and environmental considerations. *Applied Sciences* 12, 1-14. <https://doi.org/10.3390/app122110998>
- Monroy M., Maceda-Veiga A. y de Sostoa A. (2014). Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *Science of The Total Environment* 487 (1), 233-244. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.134>
- Moreno Terrazas E., Argota Pérez G., Alfaro Tapia R., Aparicio Saavedra M., Atencio Limachi S. y Goyzueta Camacho G. (2017). Determinación interactiva de metales totales en las aguas de la bahía interior del lago Titicaca (Puno, Perú). *Revista de Investigaciones Altoandinas* 19 (2), 125-134. <https://doi.org/10.18271/ria.2017.271>

- Muhammad S., Zeb A., Ullah R., Amin S., Ahmad A. y Tokatli C. (2024a). Spatial distribution of drinking, irrigation water quality, and health risk indices of high-altitude lakes. *Physics and Chemistry of the Earth* 134, 103597. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103597>
- Muhammad S., Zeb A., Shaik M.R. y Assal M.E. (2024b).. Spatial distribution of potentially toxic elements pollution and ecotoxicological risk of sediments in the high-altitude lakes ecosystem. *Physics and Chemistry of the Earth* 135, 103655. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103655>
- Müller G. (1979). Heavy metals in the sediment of the Rhine-Changes Seity. *Umschau in Wissenschaft und Technik* 79, 778-783.
- Omwene P.I., Öncel M.S., Çelen M. y Kobya M. (2018). Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpaşa stream located in the world's largest borate basin (Turkey). *Chemosphere* 208, 782-792. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.031>
- Paramasivam K., Ramasamy V. y Suresh G. (2015). Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of Vaigai river, Tamilnadu, India. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 137, 397-407. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2014.08.056>
- PNNC (2018). Protocolo para la toma de muestras de sedimentos para análisis de mercurio y otros metales. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Amazonía, Cartagena, Bogotá, Colombia, 24 pp.
- Sarret G., Guédron S., Acha D., Bureau S., Arnaud-Godet F., Tisserand D., Goni-Urriza M., Gassie C., Duwig C., Proux O. y Aucour A. M. (2019). Extreme arsenic bioaccumulation factor variability in Lake Titicaca, Bolivia. *Scientific Reports* 9, 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47183-8>
- SENAMHI (2025). INFORME N° 32-2025/SENAMHI-DMA-SPC. Informe técnico sobre condiciones de precipitación setiembre 2024-agosto 2025. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Lima, Perú, 14 pp.
- Sutherland R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39 (6), 611-627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- Tapia J., Audry S., Townley B. y Duprey J.L. (2012). Geochemical background, baseline and origin of contaminants from sediments in the mining-impacted Altiplano and Eastern Cordillera of Oruro, Bolivia. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 12 (1), 3-20. <https://doi.org/10.1144/1467-7873/10-RA-049>
- Tian Z., Pan Y., Chen M., Zhang S. y Chen Y. (2023). The relationships between fractal parameters of soil particle size and heavy-metal content on alluvial-proluvial fan. *Journal of Contaminant Hydrology* 254, 104140. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2023.104140>
- Turekian K.K. y Wedepohl K.H. (1961). Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geological Society of America Bulletin* 72, 175-192. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175:DO TEIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:DO TEIS]2.0.CO;2)
- Wang L.F., Yang L.Y., Kong L.H., Li S., Zhu J.R. y Wang Y.Q. (2014). Spatial distribution, source identification and pollution assessment of metal content in the surface sediments of Nansi Lake, China. *Journal of Geochemical Exploration* 140, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.jgexplo.2014.02.008>
- Wang Z., Wang Y., Chen L., Yan C., Yan Y. y Chi Q. (2015). Assessment of metal contamination in coastal sediments of the Maluan Bay (China) using geochemical indices and multivariate statistical approaches. *Marine Pollution Bulletin* 99 (1-2), 43-53. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.064>
- Weissmannová H.D., Mihočová S., Chovanec P. y Pavlovský J. (2019). Potential ecological risk and human health risk assessment of heavy metal pollution in industrial affected soils by coal mining and metallurgy in Ostrava, Czech Republic. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (22), 4495. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224495>
- Xu L. y Li J. (2015). Speciation and degrees of contamination of metals in sediments from upstream and downstream reaches along the catchment of the southern Bohai Sea, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12 (7), 7959-7973. <https://doi.org/10.3390/ijerph120707959>
- Zhang J., Li X., Guo L., Deng Z., Wang D. y Liu L. (2021). Assessment of heavy metal pollution and water quality characteristics of the reservoir control reaches in the middle Han River, China. *Science of The Total Environment* 799, 149472. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149472>
- Zhang T., Wang M., Bai G., Liu J., Li P., Zhang Y. y Xia S. (2023). Distribution characteristics, risk assessment, and source analysis of heavy metals in surface sediments and near-lakeshore soils of a plateau lake in China. *Gondwana Research* 115, 191-200. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2022.10.005>
- Zhang Z., Yu N., Liu D. y Zhang Y. (2022). Assessment and source analysis of heavy metal contamination in water and surface sediment in Dongping Lake, China. *Chemosphere* 307, 136016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136016>