

Riesgo Ambiental en una Minera Abandonada Peruana Mediante Índices de Calidad de Suelo y Bioindicadores

Meza, Betsy¹ ; Castilla, Belen¹ ; Iannacone, José^{1,2*} 

¹Universidad Científica del Sur, Facultad de Ingeniería Ambiental, Lima, Perú

²Universidad Nacional Federico Villarreal, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Lima, Perú

Resumen: Se extrajeron muestras de suelos provenientes de la Ex Unidad Minera abandonada Cobre Cata Acaril, Lima, Perú, para analizar la calidad del suelo por contaminación con metales pesados y evaluar el riesgo ambiental a través de índices simples y complejos, normativa peruana e internacional, y, dos bioindicadores, el caracol terrestre *Cantareus aspersus* y la lombriz de tierra *Eisenia fetida*. Los dos bioindicadores fueron expuestos a tres tipos de suelo (contaminado, de fondo y semicontaminado). Los valores de los índices simples demostraron que el suelo presentó un valor de baja a moderada contaminación. Excepto en cobre (Cu) que está en un nivel extremadamente contaminado. Los índices complejos muestran un nivel de contaminación moderado. En *C. aspersus* se evaluó la mortalidad y la reducción de masa corporal a los 15 y 30 días; mientras que, en *E. fetida* se evaluaron a los 10, 15 y 30 días. Para ambas especies bioindicadoras, se analizaron los metales pesados para la obtención del Índice de la Suma de Exceso de Transferencia (*SET*) y el Índice de Evaluación de Riesgo de los Elementos Metálicos Transferidos (*Eritme*). El caracol presentó una mayor transferencia anormal de metales pesados y un riesgo ambiental a los 15 días de exposición (*SET* = 8.20; *Eritme* = 352.24). En cambio, la lombriz mostró una mayor transferencia y riesgo ambiental a los 10 días de exposición (*SET* = 13.89; *Eritme* = 149.09), lo que evidencia que los suelos de la minera abandonada presentan riesgo ambiental mediante el cociente de acumulación.

Palabras clave: *Cantareus aspersus*, *Eisenia fetida*, metales, riesgo ambiental, transferencia de metales

Environmental Risk in an Abandoned Peruvian Mine Using Soil Quality Indices and Bioindicators

Abstract: Soil samples were taken from the abandoned Cobre Cata Acaril mining unit in Lima, Peru, to analyze soil quality for heavy metal contamination and assess environmental risk using simple and complex indices, Peruvian and international regulations, and two bioindicators: the land snail *Cantareus aspersus* and the earthworm *Eisenia fetida*. The two bioindicators were exposed to three types of soil (contaminated, background, and semi-contaminated). The values of the simple indices showed that the soil presented a low to moderate level of contamination, except for Cu (copper), which is at an extremely contaminated level. The complex indices show a moderate level of contamination. In *C. aspersus*, mortality and body mass reduction were evaluated at 15 and 30 days; while in *E. fetida*, they were evaluated at 10, 15, and 30 days. Heavy metals were analyzed for both bioindicator species to obtain the Excess Transfer Sum (*SET*) Index and the Risk Assessment Index of Transferred Metallic Elements (*Eritme*). The snail showed a higher abnormal transfer of heavy metals and an environmental risk at 15 days of exposure (*SET* = 8.20; *Eritme* = 352.24); whereas the earthworm showed a higher transfer and environmental risk at 10 days of exposure (*SET* = 13.89; *Eritme* = 149.09), which shows that the soils of the abandoned mine present an environmental risk through the accumulation quotient.

Keywords: *Cantareus aspersus*, *Eisenia fetida*, metals, environmental risk, metal transfer

1. INTRODUCCIÓN

La minería ha sido uno de los sectores más influyentes en la economía peruana desde épocas precolombinas (Chaupis, 2020). Algunas mineras fueron abandonadas por motivos económicos, inadecuado cierre, débil legislación ambiental,

deficiente control por parte del Estado peruano e incumplimiento de compromisos ambientales y sociales por parte de la compañía minera (La Rotta & Torres, 2017), generando pasivos ambientales mineros (PAM).

*joseiannacone@gmail.com
Recibido: 21/02/2025
Aceptado: 10/06/2025
Publicado en línea el 31/08/2025
10.33333/tp.vol56n1.09
CC BY 4.0

Los pasivos ambientales mineros generan un riesgo potencial para los ecosistemas circundantes (Dammert & Molinelli, 2007), por la presencia de metales pesados, que por su elevada densidad y biodisponibilidad se liberan al medio ambiente, y generan impactos ambientales y sociales negativos. En el suelo, esencialmente generan la degradación física y química; mientras que, en la parte biológica afectan a la flora y fauna (Chandrasekaran et al., 2015); ocasionando transferencia de metales pesados, lo que afecta a la red trófica (Soto-Benavente et al., 2020).

Ante ello, nace la necesidad de determinar el nivel de contaminación de los suelos con metales pesados con diferentes protocolos. Uno de ellos es el índice de calidad de suelo, tanto en su forma simple como compleja, el cual es una herramienta de diagnóstico de la degradación del suelo (Doležalová & Pavlovský, 2017). Asimismo, los bioindicadores terrestres permiten evaluar la calidad del suelo por la bioacumulación de metales pesados (Jara-Peña et al., 2017). Tal es el caso del caracol de jardín (*Cantareus aspersus*), el cual es eficaz para un biomonitoreo ambiental enfocado en detectar y/o predecir las concentraciones tóxicas máximas de los metales pesados (Sturba et al., 2020). En cuanto a la lombriz de tierra (*Eisenia fetida*), su importancia radica en su bioacumulación de metales pesados y en su empleo para evaluar los riesgos ecotoxicológicos terrestres (Coelho et al., 2018). En ese sentido, se pueden utilizar estos bioindicadores para calcular el Índice de la Suma de Exceso de Transferencia (SET) y el Índice de Evaluación de Riesgo de los Elementos Metálicos Transferidos (Eritme) y determinar la transferencia de metales para evaluar el riesgo ambiental (Pauget & Da Vaufleury, 2015).

El objetivo del presente estudio fue analizar la calidad del suelo por contaminación por metales pesados y evaluar el

riesgo ambiental a través de índices simples y complejos, normativa peruana e internacional, y, por dos bioindicadores, el caracol terrestre *C. aspersus* y la lombriz de tierra *E. fetida*.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y recolección de muestras

La minera abandonada Cobre Cata Acaril (MACCA), también conocida como Ex Unidad Minera Cata “EUM Cata”, se encuentra al margen del río Omas en el centro poblado de Santa Rosa de Cata, distrito Coayllo, provincia Cañete de la región Lima, Perú. La unidad minera estuvo en operación en la década de los 50 y 70 (Larios, 2019), y ha generado dos pasivos ambientales mineros que están registrados en el inventario nacional de tipo residuo minero (relaves) (353844 Este m E, 8606011 Norte m S) e infraestructura (planta de procesamiento) (353772 Este m E, 8606084 Norte m S) (MINEM, 2024).

Las muestras del suelo de la MACCA se recogieron en abril del 2022, y se siguieron los lineamientos de la Guía de muestreo de suelo (MINAM, 2014), para recolectar ocho muestras simples (MC-1, a MC-8), obtenidas a 5 m de distancia del área impactada por residuos de infraestructura. Asimismo, se extrajeron a 0.20 m de profundidad y se distribuyeron de manera homogénea en la parte superior del área impactada, a una altitud de 325 m. s. n. m., dichas muestras conformaron una muestra compuesta contaminada denominada “MC”. En cuanto a las muestras de nivel de fondo, se aplicó el muestreo diagonal a una profundidad de 0.20 m y a una altitud de 507 m. s. n. m., se recolectaron cuatro muestras simples (MF1 a MF4), las cuales conformaron una muestra compuesta de fondo (MF) (Figura 1; Tabla 1).

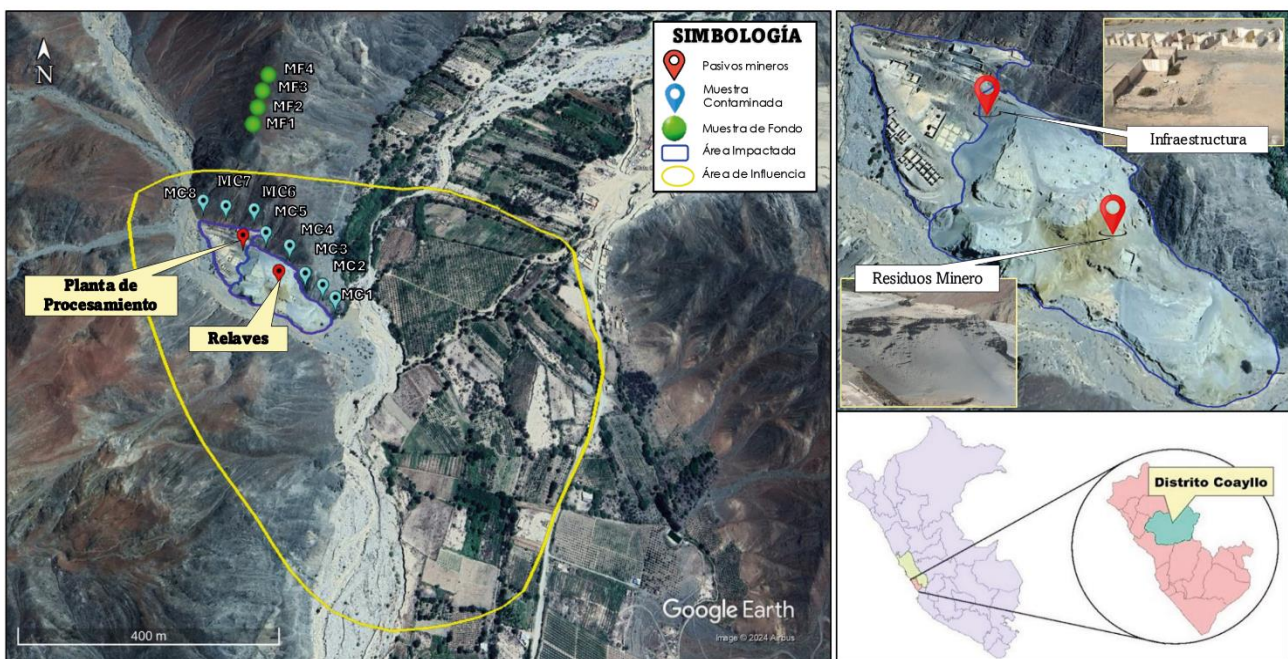


Figura 1. Área de estudio y puntos de muestreo de suelo en la EUM Cata

Tabla 1. Puntos de Muestreo de Suelo Contaminado y de fondo

Muestreo	Punto de muestreo	WGS 84 - Zona 18 L	
		Este (m E)	Norte (m S)
Muestra Contaminada (MC)	MC-1	353949	8605959
	MC-2	353925	8605984
	MC-3	353892	8606007
	MC-4	353860	8606063
	MC-5	353814	8606090
	MC-6	353788	8606139
	MC-7	353734	8606146
	MC-8	353690	8606157
Muestra de Fondo (MF)	MF-1	353768	8606352
	MF-2	353774	8606392
	MF-3	353780	8606433
	MF-4	353789	8606473

Las muestras de suelo semicontaminadas (MSC) se obtuvieron a través de la mezcla de suelo agrícola y suelo contaminado en una proporción de 9:1, tanto para los caracoles (1 kg) como para las lombrices (3 Kg), a fin de reducir la concentración del nivel de contaminación del suelo MC.

2.2. Caracterización de los suelos

Se analizaron los parámetros edafológicos como la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (meq/100 g), pH, contenido de materia orgánica (MO), textura, conductividad eléctrica (CE) (dS/m), humedad, según la guía peruana de suelos (Sales-Dávila et al., 2024) así como los metales pesados. Estos últimos se determinaron por espectrofotometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP), a través del método EPA 200.8 Rev.5.4, 1994, en los tres tipos de muestras de suelo (MC, MF y MSC) (EPA, 1994).

2.3. Evaluación del nivel de contaminación de suelos

Para determinar el nivel de contaminación de los suelos (MC) de la MACCA, se usaron los índices simples y complejos totales, y se consideraron los valores de fondo (MF) (Doležalová & Pavlovský, 2017).

Los índices simples utilizados fueron: Índice de geo acumulación “Igeo” (Barbieri, 2016), Factor de enriquecimiento “EF” (Chandrasekaran et al., 2015), Índice único de contaminación “PI” (Bhuiyan et al., 2010) y Factor de contaminación “CF” (Gope et al., 2017). Los índices complejos totales analizados fueron: Índice de Contaminación Integrado “IPI” (Faiz et al., 2009), Índice de Carga de Contaminación “PLI” (Jahan & Strezov, 2018) y el Cociente ERM medio “MERMQ” (Christophoridis et al., 2009).

Los índices simples (Tabla 2) y complejos (Tabla 3) se calcularon a partir del contenido de cada metal en los suelos, y se clasificaron según el grado de contaminación (Barbieri, 2016; Christophoridis et al., 2009; Faiz et al., 2009; Bhuiyan et al., 2010; Chandrasekaran et al., 2015; Gope et al., 2017).

Tabla 2. Fórmulas de los Índices simples de calidad de suelo

Tipo	Fórmula	Categoría	Nivel de contaminación
Igeo	$Log\left(\frac{Cn}{1.5Bn}\right)$	$Igeo \leq 0$	No contaminado (U)
		$0 < Igeo < 1$	No contaminado a moderado contaminado (UMP)
		$1 < Igeo < 2$	Moderado contaminado (MPD)
		$2 < Igeo < 3$	Moderado a fuerte contaminado (MSP)
		$3 < Igeo < 4$	Fuerte contaminado (MHP)
		$4 \leq Igeo < 5$	Fuerte a extremo contaminado (HEP)
		$5 > Igeo$	Extremo contaminado (EP)
		EF	$\frac{\left(\frac{Cn}{Cref}\right)}{\left(\frac{Bn}{Bref}\right)}$
$2 \leq EF < 5$	Enriquecimiento moderado (ME)		
$5 \leq EF < 20$	Enriquecimiento significativo (SE)		
$20 \leq EF \leq 40$	Enriquecimiento muy alto (VHE)		
$EF > 40$	Enriquecimiento extremadamente alto (EHE)		
PI	$\frac{Cn}{Bn}$	$PI < 1$	No contaminado (U)
		$1 \leq PI \leq 3$	Moderadamente contaminado (MP)
		$3 > PI$	Fuertemente contaminado (SP)
CF	$\frac{CM}{Cnp}$	$CF < 1$	Bajo contaminado (LP)
		$1 \leq CF < 3$	Moderado contaminado (MP)
		$3 \leq CF < 6$	Considerable contaminado (CP)
		$6 > CF$	Muy alto contaminado (VHP)

Notas. Cn: Concentración del metal en MC, Bn: Concentración del metal en MF, CRef: Concentración del metal (Fe o Al) en MC, Bref: Concentración del metal en la MF (Fe o Al), CM: Concentración media de metales, Cnp: Concentración preindustrial del metal.

Tabla 3. Fórmulas de los Índices Complejos de calidad de suelo

Tipo	Fórmula	Categoría	Nivel de contaminación
IPI	$\frac{\sum_i^n = iPI}{n}$	$IPI \leq 1$	Nivel bajo de contaminación
		$1 < IPI \leq 2$	Nivel medio de contaminación
		$IPI > 2$	Nivel alto de contaminación
PLI	$\sqrt[n]{CF1 * CF2 * ... * CFn}$	$PLI < 1$	No contaminado
		$PLI = 1$	Nivel base de contaminación
		$PLI > 1$	Contaminado
MERMQ	$\frac{\sum_i^n = \frac{Ci}{ERMi}}{n}$	$MERMQ < 0.1$	Prioridad baja (PET 9%)
		$0.1 \leq MERMQ \leq 0.5$	Prioridad media-baja (PET 21%)
		$0.5 < MERMQ \leq 1.5$	Prioridad alta-media (PET 49%)
		$MERMQ > 1.5$	Prioridad alta (PET 76%)

Notas. PET: probabilidad de toxicidad existente, n: Número de metales pesados, Ci: Concentración del metal en la muestra, ERMi: Concentraciones de metales pesados que por encima ocurren efectos graves.

2.4. Evaluación del suelo con normativas nacionales e internacionales

Para la evaluación de calidad de suelo, la concentración de metales pesados de las muestras de suelo (MC, MF y MSC) se compararon con estándares establecidos en la normativa peruana vigente D.S. N°011-2017-MINAM (MINAM, 2017) e internacional de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2015), Canadian Council of Ministers of the Environment “canadiense” (CCME, 2021) y mexicana (Diario Oficial de México, 2012), para suelo de uso agrícola por la ubicación del pasivo ambiental y por ser la principal actividad económica agrícola de la zona.

2.5. Recolección y aclimatación de bioindicadores

Los caracoles juveniles fueron recogidos en los límites del vivero “Santa Natura” de Lurín (296047,50 m E; 8646649,48 m S), Lima, Perú. Posteriormente, fueron transportados al laboratorio, y aclimatados por 15 días, para lo cual se utilizaron seis recipientes transparentes de plástico de forma paralelepípedo (capacidad 0.009 m³) con agujeros, donde se colocaron 80 caracoles, 1 kg de suelo de chacra (humedad del suelo = 80 %) fue determinado según el protocolo propuesto por Sales-Dávila et al. (2024), y 0.08 kg/ día de lechuga, a una temperatura (15 °C - 19 °C), una humedad relativa ambiental al 80 %. Estos dos parámetros fueron determinados con un termohigrometro (SH-110 Boeco, Germany,) y un fotoperiodo de 9:15 h (diurno: nocturno) mediante un medidor de luz solar, Luxómetro [Modelo TM-208 (Tenmars)]. Todos los equipos empleados siguieron los procedimientos de calibración nacionales e internacionales según la Norma Técnica Peruana ISO/IEC 17025, señalados por el INACAL (Instituto Nacional de Calidad) del Perú (ISO/IEC 2017). Estos individuos fueron supervisados y pesados de manera interdiaria conforme a los criterios de crianza de *C. aspersus* (Meza et al., 2023).

Las lombrices adultas de *E. fetida* fueron obtenidas del fundo Agroecológico Hecosan, Lima, Perú, y trasladadas hasta el laboratorio y se aclimataron durante 15 días a las mismas condiciones de *C. aspersus*. Las lombrices seleccionadas (80 g) se colocaron en un recipiente de plástico (similar al utilizado en *C. aspersus*) con 3 kg de suelo de chacra, se cubrieron con una tela sintética, y se alimentaron con estiércol de cuy precompostado (80 g/día), de manera interdiaria, a una humedad del suelo al 90 %, y se tomaron en consideración los criterios de crianza para *E. fetida* (Meza et al., 2023).

2.6. Supervivencia de bioindicadores

Los caracoles juveniles fueron expuestos durante 15 y 30 días a tres tipos de suelo (MC, MF y MSC). Para ello, se establecieron nueve grupos de exposición, en suelo contaminado (MCC01, MCC02, MCC03), en suelo de fondo (MFC01, MFC02, MFC03) y en suelo semicontaminado (MSCC01, MSCC02, MSCC03), y se consideraron tres réplicas en cada tipo de suelo. Las muestras de suelo fueron colocadas en vasos descartables de 250 cm³ para que el exceso de agua se drene por la base del recipiente. Además, en cada

supervisión se verificó el número de caracoles muertos y la masa corporal del total de caracoles (Meza et al., 2023).

Las lombrices se expusieron durante 10, 15 y 30 días al suelo contaminado (MCL01, MCL02, MCL03), fondo (MFL01, MFL02, MFL03) y semicontaminado (MSCL01, MSCL02, MSCL03), y se consideraron las tres réplicas para cada tipo de suelo. Cada recipiente tenía 0.08 kg de lombrices, y se alimentaron con 0.08 kg/día de estiércol precompostado con frecuencia interdiaria. Se consideraron los criterios de crianza, equipos y procedimientos de calibración indicados para la recolección y aclimatación para *E. fetida*, como la temperatura de 17°C, humedad del suelo al 90 % y un fotoperiodo de 9:15 h (Meza et al., 2023).

2.7. Análisis de metales en bioindicadores

Para el análisis de metales totales en los caracoles, los individuos sobrevivientes fueron lavados, limpiados, secados y sometidos a un proceso de ayuno durante dos días, y limpieza cada 12 h. Posteriormente, fueron congelados a una temperatura de -30 °C por 5 h. Luego, se procedió con el descongelamiento para su disección del cuerpo blando de la concha, a fin de obtener las muestras de tejidos blandos. Tres recipientes de caracoles (MFC03, MSC03 y MCC03) correspondieron a los 15 días de exposición y seis (MFC01, MFC02, MSCC01, MSCC02, MCC01 y MCC02) a los 30 días.

Por otro lado, para el análisis de las lombrices, se separó un recipiente (MCLO) al finalizar los 10 días, dos recipientes (MFL02 y MSCL02) a los 15 días y tres (MFL01, MFL03 y MSCL01) a los 30 días de exposición, posterior a un ayuno de 48 h, éstas fueron enjuagadas con agua desionizada y secadas con papel toalla húmedo a fin de extraer el contenido de su tracto gastrointestinal (Coelho et al., 2018). Posteriormente, se colocaron en bolsas Ziploc para ser congeladas a 0°C hasta su muerte.

En las muestras de tejidos de ambos bioindicadores se analizaron metales pesados, mediante la técnica de Espectrometría de Masa con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS), la cual ionizó la muestra calentando gas argón a 10 000 °C, con una celda de colisión y reacción, con cuatro líneas de gases, octopolo donde son separados según su relación masa/carga (m/z), con bomba peristáltica 4 canales 12 rodillos, con cámara de nebulización controlada por T, ciclónica, cuarzo, frecuencia del generador de RF (MHz) 27, potencia del generador RF (W) 500-1600, y con una precisión de menos de 0.3% (EPA, 1994).

2.8. Evaluación de riesgo ambiental

La evaluación del riesgo ambiental de las muestras de suelo se obtuvo mediante el cálculo de los índices de *SET* y *Eritme* (Pauget & De VauFleury, 2015).

2.8.1. Índice SET

Se dividió la concentración del metal bioacumulado entre la concentración del metal en el suelo muestreado (CIR_{ef}) y se obtuvo el cociente de acumulación (AQ), el cual cuando el

resultado es mayor a 1, refleja valores altos de concentración; mientras que, si es menor o igual a 1, la transferencia es normal. Seguidamente, la transferencia global del metal provino del cálculo del suelo muestreado ($SET_{muestra}$) determinado por el exceso de transferencia del metal ($AQ_{metal} - 1$). Luego, se halló el SET_{sitio} , a través del cociente de la sumatoria de $SET_{muestra}$ y el número de muestras ($n_{muestra}$). Se utilizaron las ecuaciones 1 - 4:

$$CIRef = \text{percentil } 75 + 1.5 * RIQ \quad (1)$$

$$AQ = \frac{C_{28}}{CIRef} \quad (2)$$

$$SET_{muestra} = \Sigma AQ_{metal} - 1 \quad (3)$$

$$SET_{sitio} = \frac{\Sigma SET_{muestra}}{n_{muestra}} \quad (4)$$

2.8.2. Índice Eritme

Se determinó el coeficiente de riesgo (RC) proveniente de la acumulación de metales en los bioindicadores ($AQ_{metal} - 1$) y el punto de toxicidad de cada metal (TP). En caso de contar con un valor de 0 en el resultado de algún metal evaluado, se reemplazará por 1, para evitar así un ocultamiento de transferencia. Seguidamente, se calculó $Eritme_{muestra}$ mediante la sumatoria de los RC , para luego determinar el $Eritme_{sitio}$ mediante una división de la sumatoria de RC y el número de muestras recolectadas. Se aplicaron las Ecuaciones 5 - 7:

$$CRC_{metal} = (AQ_{metal} - 1) \times TP \quad (5)$$

$$Eritme_{muestra} = \Sigma RC \quad (6)$$

$$Eritme_{sitio} = \frac{\Sigma RC (= ERITME_{muestra})}{n_{muestra}} \quad (7)$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización fisicoquímica de los suelos

La MC presentó un pH de 5.05, una conductividad eléctrica de 6 590 uS/cm, materia orgánica (MO) de 0.47 %, una textura franco-arenosa con 70 % de arena, buena aireación y con facilidad de pérdida de nutrientes. Una capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 11.84 (meq/100g), lo que presenta una moderada capacidad de retención de nutrientes. Mientras que la MF y MSC presentaron un pH de 7.91 y 7.83, una conductividad de 923.8 uS/cm y 4 476, materia orgánica de 0.73 % y 1.14 %, respectivamente; y los parámetros textura y CIC fueron similares a la MC.

La MC presentó un pH ácido (5.05), una conductividad eléctrica de nivel muy alto (6 590 uS/cm), baja MO de 0.47 %, una textura franco-arenosa y un CIC de 11.84 (meq/100g), con una moderada capacidad de retención de nutrientes. En el estudio de Montes (2019), el pH del suelo evaluado de la MACCA fue ácido. Así también, los suelos provenientes de la

minera “La Pastora” presentaron un pH de ligeramente ácido a moderadamente ácido (6.69 - 5.04), y el CIC resultó 11.2, con una moderada retención de nutrientes, similar resultado al estudio realizado. Además, presentó una textura franco limoso, lo que permite una mayor retención de MO, agua y gases en los suelos, y retención de metales pesados (Soto-Benavente et al., 2020).

3.2. Niveles de contaminación de suelo

El nivel de contaminación de la MSC se realizó mediante los cálculos de los índices simples y complejos de calidad de suelo (Figura 2).

3.2.1. Índices simples de calidad de suelo

Los resultados del nivel de contaminación de la MC evaluada por los índices simples (Igeo, CF, EF y PI) (Tabla 2) mostraron que los metales pesados del suelo presentan baja contaminación, debido a que más del 50 % de los metales se encontraron en la primera clase (U, MED y LP), específicamente en el grupo no contaminado (Tabla 2), y el 25 % en la segunda clase (UMP, ME y MP), lo que indica una contaminación moderada. Igualmente, el 12.9 % representa a la tercera clase (MPD, SE y SP), y menos del 7 % se encontró en la cuarta y quinta clase (MSP y MHP), y solo el metal Cu se ubica en la última clase (EP y EHE) con un 3 %, y se consideró un nivel extremadamente contaminado (Figura 2).

Los valores más altos del índice Igeo se observaron en Cu = 5.40, seguido de Zn = 3,14 y Pb = 2,43, al ser el Cu la clase más alta (EP), debido a que se encontró 100 veces por encima de los valores de fondo. De igual manera, el índice EF mostró que los valores altos se mostraron en Cu = 41.06, Zn = 8.57 y Pb = 5.26, lo que indica que proviene de una fuente antropogénica minera ($EF > 1.5$). En cuanto al índice PI, los metales que presentaron valores elevados fueron Cu = 63.15 y Zn = 13.18, lo que representa riesgo en la calidad de suelo. Además, el índice CF reveló valores prominentes en Cr = 2.8 con un elevado grado de contaminación en la MC.

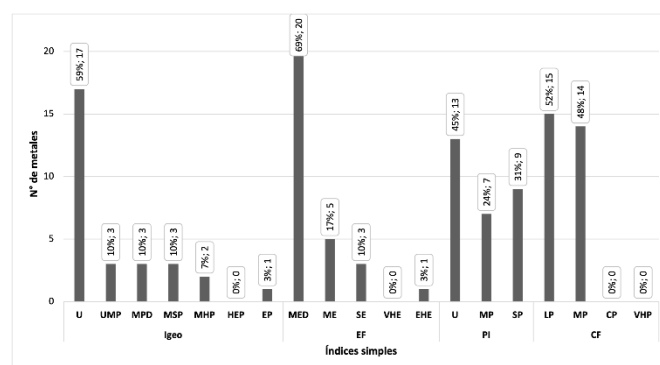


Figura 2. Niveles de contaminación del suelo mediante índices simples

El índice Igeo mostró valores altos en Cu (41.06), Zn (8.57), Pb (5.26) y Cd (4.75). Estos resultados se asemejan a los suelos provenientes de una mina abandonada (Camerún), donde se obtuvieron valores de Zn (190.82 mg/kg), Cd (1.72 mg/kg) y Pb (44.05 mg/Kg) (Elvine et al., 2023). Se ha observado que los suelos cercanos a pilas de relaves en áreas cultivables y en

parte del Municipio de Boquira (Brasil), estuvieron extremadamente contaminados con Pb y Zn, y se demostró un $Igeo > 5$, lo que representa riesgo para la salud humana debido a la actividad minera pasada y al abandono de los relaves mineros (De Castro Paes et al., 2023).

En cuanto al índice EF, se obtuvieron valores de 0.23 y 41.06 con concentraciones altas de 9 473 mg/kg y 17.6 mg/kg para Cu y Cd, respectivamente. Similar a ello, en suelos de una mina abandonada en Camerún se obtuvieron resultados de EF de 2.44 a 29.76, con concentraciones de 1.81 mg/kg y 146.81 mg/kg para Cu y Cd, correspondientemente, dichos valores variaron según la cercanía a la minera de oro artesanal (Elvine et al., 2023). De la misma manera, en muestras de suelos cercanos a la mina Dexing (China) se determinaron valores máximos de EF, y se observó para el Pb un valor de 2.09, el cual es clasificado como un suelo moderadamente contaminado; mientras que el Cu mostró un valor de 38.04, por lo que se consideró un suelo altamente contaminado (Wu et al., 2014). Asimismo, en suelos que rodearon a una pila de relaves dentro de áreas cultivables provenientes de la actividad minera pasada en Brasil, se obtuvo un $EF > 40$ para concentraciones altas de Pb (22 467.78 mg/kg) y Zn (9583.70 mg/kg) (De Castro Paes et al., 2023).

Para PI, se registró un mayor valor en Cu (63.15) y un menor valor en Zn (13.18). En comparación con la región norte de Ghana, en suelos donde vertían los relaves mineros provenientes de actividades ilegales producto de una minería de oro a escala pequeña, se obtuvo un alto valor de PI en As (62), seguido del Pb (14.93). Sin embargo, el Hg (>3) y Cr (3.18) presentan bajos valores, lo que indicó una contaminación moderada del suelo (Akoto et al., 2023). En cambio, en la India, se extrajeron muestras de suelos a 10, 50 y 100 m cerca de 21 minas de mica con campos agrícolas, se halló un PI con una alta contaminación para Cr (2.38), Cd (2.05) y Pb (1.47).

En el índice de CF, los mayores valores fueron para Pb (1.70) y Cr (2.80); mientras que los valores menores en Cd (0.14), Cu (0.02) y Hg (0.13), lo que muestra la cuantificación de la contaminación por la cercanía a la relavera. En muestras de suelo cercanas al depósito industrial de curtiembre de la ciudad de Dhaka (Bangladesh), se observaron altos valores de CF para Cr (2620), Cu (26.2) y Pb (7.25), presentando una contaminación extremadamente alta en Cr y. A la vez, se presentaron valores de baja contaminación en Zn (205), Ni (18.9) y Cd (3.35) (Mizan et al., 2023). Por otro lado, la zona industrial de Shiraz (Irán), presentó una contaminación de Ag (4.54), As (4.92) y Cd (3.52) (Hoshyari et al., 2023).

3.2.2. Índices Complejos de calidad de suelo

La evaluación del nivel de contaminación de MC a través de los índices complejos demostró que el suelo está moderadamente contaminado. El índice IPI resultó 4.52, con un alto nivel de contaminación (HLP), por la prominencia de los valores cúpricos. En cuanto al MERMQ, se obtuvo un valor de 5.69, y presentó una probabilidad de toxicidad existente al 76 % (HP), lo que representa una prioridad alta por las elevadas concentraciones de metales pesados; sin embargo, el

índice PLI mostró un valor de 0.59, el cual evidenció un nivel no contaminado (U).

En el índice complejo IPI, se obtuvo un nivel alto de contaminación con un valor de 4.52. Similar a ello, en la evaluación realizada en suelos de la Minera Xenin y en suelos cercanos a las mineras abandonadas de asbesto y carbón (China) proveniente de actividades antropogénicas pasadas, el valor de IPI fue mayor a 5, lo que muestra una alta contaminación (Akter et al., 2020). Asimismo, en suelos de los alrededores del sitio abandonado de una mina de Cu-Ni, en Botswana, se obtuvieron valores altos de IPI entre 11 y 15, lo que reflejó un deterioro de la calidad de este suelo (Fiona et al., 2019). Se ha demostrado una contaminación extrema en los suelos de zonas mineras de tungsteno (W) de medio siglo de antigüedad (China), con un valor de IPI equivalente a 41.27 (Guo et al., 2017), así como en las zonas agrícolas afectadas por minas de Sb en la provincia de Hunan (China), donde el valor de IPI > 3 , evidenció que el suelo está gravemente contaminado (Wang et al., 2010).

El índice PLI resultó en un valor de 0.59, el mismo que muestra un nivel no contaminado. Similarmente, la evaluación para suelos del Complejo de Refinería de Petróleo de Shazand (Irán) reveló que el PLI indica ausencia de contaminación (Mohebian et al., 2021). A diferencia de los suelos cercanos de las mineras de Ostrava (República Checa), el PLI de 1.01 a 2.32, indicaron que se encuentran moderadamente contaminados (Doležalová et al., 2015). Asimismo, en zonas afectadas por la minería de cromita en el norte de Pakistán, el índice PLI > 3 señala un alto nivel de contaminación (Nawab et al., 2015). Además, en suelos de una mina de Au abandonada (Panamá), el PLI > 5 demostró que los daños se encuentran entre moderados a considerables (Gonzales-Valoys et al., 2021).

Con respecto al índice MERMQ se obtuvo un valor de 5.69, lo que representa una prioridad de toxicidad existente al 76 %. Similar a ello, en la evaluación de riesgos de metales traza por la extracción de oro de Bekao (Camerún), se demuestra que MERMQ posee un valor de 0.66, lo que demuestra una prioridad alta-media con una probabilidad tóxica del 49 % (Abende et al., 2023). Por lo contrario, en suelos de la mina abandonada de Barita (Nigeria), se obtiene un MERMQ equivalente a 0.19 con probabilidad de toxicidad del 21 %, considerado de nivel de riesgo medio (Ayatse et al., 2022). Ello es semejante a los suelos de la minera al sur de Polonia en la cual presenta un MERMQ de 0.27, considerado de prioridad media-baja de probabilidad de toxicidad del 9 % (Gruszecka et al., 2020). De igual manera, en suelos cercanos a mineras abandonadas perteneciente a la región de Limoncocha (Ecuador), se demuestra un MERMQ de 0.3 con una prioridad baja de toxicidad (Coral et al., 2022).

3.3. Comparación de los metales con normativas

La concentración de los metales pesados, en mg/kg, de las muestras MC y MF, y de las normativas nacionales e internacionales, se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Comparación de metales con las normativas de suelo agrícola

Metal	Muestras de suelo		Normativas nacionales e internacionales (mg/kg)			
	MF	MC	Peruana (1)	FAO (2)	Canadiense (3)	Mexicana (4)
As	9.75	31	50	12	12	22
Cd	1.26	9.18	1.4	2	1.4	37
Cu	150	9 473	-	63	63	-
Hg	0.06	0.45	6.6	0.8	6.6	23
Pb	22	178	70	60	70	400
Cr	49.20	17.60	-	65	64	-
Fe	42	65	-	-	0	-
	348	139	-	-	-	-
Ni	25.60	38.10	-	50	80	1600
Ag	<	0.782	-	20	-	-
	0.002	-	-	-	-	-
Zn	147	1 938	-	200	200	-

Notas:

(1) Decreto Supremo N°011-2017-MINAM (2017)

(2) Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2015)

(3) CCME (2021)

(4) Diario Oficial de México (2012)

La comparación de metales con normativas nacionales e internacionales se realizó en MF y MC. En la MC, los metales Cd y Pb sobrepasaron la normativa peruana (Estándar de calidad ambiental - ECA suelo); mientras que, Cd, Pb y Zn, exceden las normativas FAO y canadiense, a excepción de la normativa mexicana; no obstante, los metales Cu y Fe superan las normativas FAO y canadiense en ambas muestras de suelo, al ser el Cu, el más resaltante debido a la predominancia en la zona de estudio.

En la MC del suelo aledaño a la MACCA, Hg (0.45 mg/kg) y As (31 mg/kg) cumplen con los estándares nacionales. Del mismo modo, en suelos provenientes del área abandonada por explotación minera aurífera “La Pastora” (Cajamarca, Perú), los valores de Hg (< 0.01 mg/kg) y As (6.27 mg/kg) no exceden el ECA suelo - agrícola (Soto-Benavente et al., 2020). Otros estudios, en las áreas cercanas a los PAM del distrito de San Mateo de Huanchor (Lima, Perú), obtuvieron valores de Hg (> 0.5 mg/kg) y As (> 0.4 mg/kg) que no superaron la normativa peruana (Cahuana & Aduvire, 2019). En ese mismo sentido, en el suelo impactado por la actividad minera del sector Laberinto de Tambopata (Madre de Dios, Perú), se obtuvieron valores de Hg que oscilaron entre 0.6 mg/kg y 4.5 mg/kg, y cumplen con el ECA suelo (Peña, 2022).

La concentración del Pb en la MC de la MACCA es 178 mg/kg, lo que supera considerablemente el ECA suelo - agrícola en un 77.14 %. En un estudio previo, las muestras de suelo contaminadas de MACCA presentaron un valor de 120.65 mg/kg, lo que supera la normativa respectiva en un 36.18 % (Larios, 2019). De la misma manera, en los suelos circundantes a los PAM del distrito Coayllo (Lima) el Pb (500 mg/kg) sobrepasó el límite establecido del ECA suelo - agrícola por 307.14 % (Montes, 2019). Dichos resultados son similares a los PAM de Catac (Áncash), donde los valores del Pb de 689.27, 731.20 y 792.57 mg/kg superaron a la normativa ambiental nacional por más del 100 % (Vargas, 2017). Otras investigaciones muestran que, los suelos de la ciudad de La Oroya Antigua (Junín, Perú) presentaron valores muy altos de Pb (> 9 000 mg/kg), excedieron al ECA suelo - agrícola en más del 100 % (Arce & Calderón, 2017).

En cuanto al Cd (9.18mg/kg) de la MC, el valor supera la normativa nacional por 277.85 %. Similar al resultado de los suelos contaminados por material de relave provenientes de la zona de Samne (La Libertad, Perú), donde el Cd (1500 mg/kg) sobrepasa extremadamente los estándares nacionales por más del 100 % (Huaranga et al., 2021). En contraste, las muestras compuestas de los suelos a la bocamina Tangana de la comunidad de Huachocolpa (Huancavelica, Perú), cumple con el ECA suelo - agrícola, debido a que presenta un valor de 0.772 mg/kg (Acharte, 2020).

El Cu presentó concentraciones de 150 mg/kg y 9 473 mg/kg en las muestras de suelo de fondo y contaminada, y se consideró uno de los metales de mayor nivel de contaminación de la zona por encima de todos los estándares de comparación. Este estudio se asemeja a los resultados de los suelos de los PAM Kiowa del distrito de Characato (España), donde se obtuvieron concentraciones de Cu entre 113 mg/kg y 164.5 mg/kg, los cuales exceden los límites de la normativa canadiense y FAO (Navarro, 2018). Por otro lado, en el suelo de una antigua mina de Cerracedo de la provincia Palencia (España), se obtuvo que el valor del Cu (1.130 mg/kg) cumplió con los estándares internacionales FAO y canadiense (Ramos, 2021).

El Fe (65 139 mg/kg) y Zn (1 938 mg/kg) de la MC, sobrepasan en gran medida los estándares del suelo de FAO y Canadá. De igual forma, las muestras de suelo de la Ex Unidad Minera (UM) Estación Experimental El Mantaro (Madre de Dios), las concentraciones de Fe (13 865 mg/kg) y Zn (777.9 %) no cumplieron con la normativa FAO y canadiense (Peña, 2022). Otra investigación muestra que el valor del Zn (1 680 mg/kg) producto de la contaminación del suelo por las escombreras mineras antiguas del sector de Sierra Almagrera (España) superó las normativas establecidas de FAO y Canadá (Navarro et al., 1998). En ese sentido, las concentraciones de los suelos contaminados por relaves de la Ex UM metalífera de Corea del Sur, el Zn (1 250 mg/kg) excedieron los valores de los límites internacionales (Babu et al., 2013).

El Pb en la MC presentó una concentración de 178 mg/kg, lo que superó la normativa FAO y canadiense, pero no la mexicana. Por lo contrario, en la Ex UM Santa María de la Paz ubicada en San Luis Potosí (México), las diversas muestras de suelo de concentraciones mayores a 600 mg/kg excedieron el Pb de la normativa mexicana (Chávez et al., 2011). Sin embargo, en los suelos agrícolas con metales pesados en áreas limítrofes a explotaciones mineras del sureste de España, el Pb (1.21 mg/kg) no sobrepasó la normativa canadiense (Belmonte et al., 2010).

El As en la MC resultó en una concentración de 31 mg/kg, el cual excedió todas las normativas internacionales, similar a las concentraciones de los suelos cercanos a los PAM de la ex UM “Alianza” (México), donde el As (5 663 mg/kg) sobrepasó extremadamente todos los estándares internacionales del suelo (Medina & Montuno, 2014). Dichos resultados son semejantes a los suelos de la minera de San Luis Potosí (México), en la cual As (547 mg/kg) superó a las normativas internacionales (Perez-Martinez & Romero, 2015).

El Cd (9.18 mg/kg) y Zn (1 938 mg/kg) superaron las normas internacionales, excepto la norma mexicana en el caso de Cd. Similar a los resultados del suelo de jales mineros de San Luis Potosí (México), donde Zn (65 400 mg/kg) sobrepasó la normativa canadiense y solo Cd (< 37 mg/kg) no sobrepasó la normativa mexicana (Montes, 2016).

Los metales de Cr (17.60 mg/kg) y Ni (38.10 mg/kg) no superaron las normas internacionales. En cambio, en los suelos cercanos a la zona minera aurífera de Ponce Enríquez (Ecuador), las concentraciones de Cr (214 mg/kg) y Ni (442 mg/kg) excedieron la normativa FAO (Paz-Barzola et al., 2022).

En la MC, Hg (0.46 mg/kg) no superó las normativas internacionales, mientras que Cu (9 473 mg/kg) excedió los estándares internacionales. Ello es similar a las concentraciones de los suelos de la minera “El Alacrán” (Colombia), donde Hg < 0.26 mg/kg se encontró por debajo de la normativa canadiense. Sin embargo, Cu fluctuó entre 59.8mg/kg y 1 453.6 mg/kg, los cuales superaron los niveles máximos permisibles de la normativa mencionada (Martínez et al., 2017). En ese mismo sentido, en los suelos aledaños a los relaves mineros del noreste de Argentina se mostró que los valores de Cu (338 mg/kg) sobrepasaron a la normativa canadiense (Do et al., 2020). Por otro lado, en los suelos de la mina La Prieta en Hidalgo del Parral (México), el Hg (0.36 mg/kg) no superó las normativas estudiadas (Barraza, 2015).

3.4. Recolección y aclimatación de bioindicadores

Se evaluaron el número de muertos y la masa total de los caracoles de jardín y las lombrices de tierra expuestas a MF, MC y MSC, así como el número de cocones de lombrices de tierra. Estas fueron supervisadas de manera interdiaria o semanal, desde el día 1 (d.01) hasta el día 30 (d.30).

Tabla 4. Comparación de metales con las normativas de suelo agrícola

Metal	Muestras de suelo		Normativas nacionales e internacionales (mg/kg)			
	MF	MC	Peruana (1)	FAO (2)	Canadiense (3)	Mexicana (4)
As	9.75	31	50	12	12	22
Cd	1.26	9.18	1.4	2	1.4	37
Cu	150	9 473	-	63	63	-
Hg	0.06	0.45	6.6	0.8	6.6	23
Pb	22	178	70	60	70	400
Cr	49.20	17.60	-	65	64	-
Fe	42	65	-	-	0	-
Ni	348	139	-	-	0	-
Ni	25.60	38.10	-	50	80	1600
Ag	<	0.782	-	20	-	-
Zn	0.002	0.782	-	20	-	-
Zn	147	1 938	-	200	200	-

Notas:

- (1) Decreto Supremo N°011-2017-MINAM (2017)
- (2) Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura- FAO (2015)
- (3) CCME (2021)
- (4) Diario Oficial de México (2012)

3.4.1 Mortalidad en bioindicadores

Los resultados del estudio revelaron que los caracoles expuestos a muestras de suelo se ven influenciados

significativamente (p = 0.00) por los tipos de muestras de suelo durante los días de supervisión, lo que resultó en una mayor mortalidad en MC, seguido MF y posteriormente MSC (Figura 3).

Los resultados mostraron una mayor afectación en las lombrices muertas por el tipo de suelo expuesto durante los 30 días de supervisión (p = 0.00) en la MC (>500 lombrices muertas), seguido de la MSC (<100; 300>) lombrices muertas y una menor cantidad en MF (<200) (Figura 4).

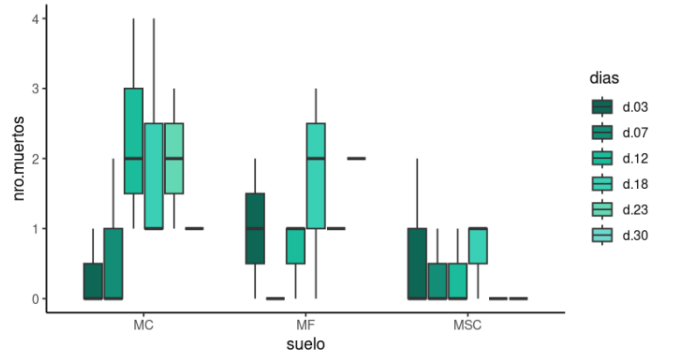


Figura 3. Número de caracoles muertos por tipos de muestras de suelo

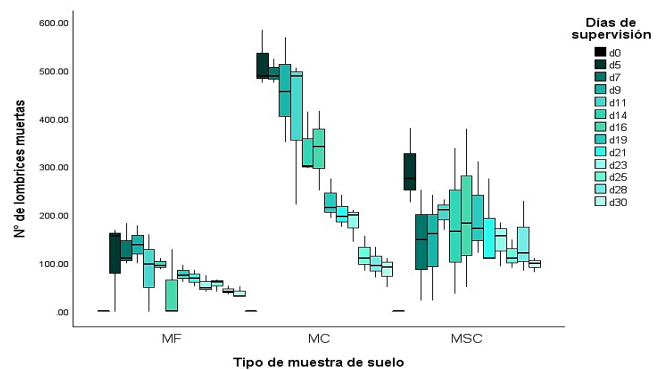


Figura 4. Número de lombrices muertas por tipos de muestras de suelo

En el presente estudio, los caracoles fueron alimentados con lechuga no contaminada y expuestos a suelos aledaños de la MACCA durante 30 días. De ello, se obtiene que los primeros 15 días causan una mortalidad acumulada del 30 % en MCC, 25 % en MFC y 15 % en MSC; mientras que a los 30 días se obtuvo una mortalidad acumulada del 45 %, 40 % y 15 % en MCC, MFC y MSC, respectivamente, debido a las altas concentraciones de metales pesados en sus tejidos blandos. Similar a los resultados de los caracoles que recibieron tratamientos dietéticos de CdCl₂, PbNO₃ y su combinación, después de ocho semanas, la mortalidad acumulada de los caracoles expuestos fue del 44 % en el grupo tratado con la combinación, y un 22 % en el grupo expuesto con Pb, los cuales fueron afectados en su crecimiento (Mleiki et al., 2016). Otras investigaciones con *C. aspersus* expuestos en dos fases sucesivas de 30 días cada una, alimentados, no tratados y sometidos a sustratos de chernozem con CuSO₄ han demostrado una mortalidad inferior al 20 % y 88 %, a los 30 días y 60 días, respectivamente (Drăghici et al., 2019). En ese sentido, se demuestra que, al exponer *C. aspersus* a suelos contaminados por Cd y Hg y alimentados con productos no contaminados, genera mortalidad de 4.25 % y 8.50 % a los 30

y 60 días de exposición, respectivamente; y a la vez, inhibe el crecimiento y la madurez sexual (Louzon et al., 2020b). Por otro lado, al exponer *C. aspersus* a niveles de suelos elevados en metales, y tratados con alimentos de $PbSO_4$ durante ocho semanas reduce el tamaño de la concha (Beeby et al., 2002).

En la prueba de supervivencia de las lombrices expuestas a suelos de la MACCA y alimentarlas con estiércol precompostado, resultó que, a los 10 días, la MC presentó un 45 % de mortalidad; mientras que, a los 15 días, la MSCL obtuvo un 31 %. No obstante, a los 30 días en la MSCL presentó un 24 % de mortalidad, todo ello debido a las altas concentraciones de metales en sus tejidos. En otras investigaciones, cuando las lombrices fueron expuestas por un periodo de 32 días a suelos de la minera abandonada San Quintín (España) y alimentarlas con estiércol húmedo estéril, resultó en una mortalidad acumulada del 72 % (Ruiz et al., 2009). Por otro lado, en la exposición durante 28 días de las lombrices a suelos de la ex minera de Cu y alimentadas con estiércol seco, generó una mortalidad del 47 % (Nirola et al., 2016). A diferencia de las lombrices sometidas durante 45 días a suelos cercanos a la mina abandonada de Cu en el este de Nanjing (China), y alimentadas con materia orgánica y alimentos órgano-minerales, se mostró una mortalidad del 55 % (Wang et al., 2009). Asimismo, tras la exposición de lombrices de tierra por 40 días a relaves mineros de tres minas abandonadas en Corea del Sur y alimentadas con materia orgánica, resultó que el mayor índice de mortalidad se encontró en la mina de Nakdong con un 68 % y Myoungbong con un 65 % debido a las altas concentraciones de As (Kyung-Hee et al., 2007). Del mismo modo, al exponer a las lombrices durante 28 y 42 días a suelos mineros de Wuhan (China) y alimentarlas con materia orgánica descompuesta, se observó una tasa de mortalidad del 81.6 % y 28 %, respectivamente. Además, las lombrices de tierra alimentadas con estiércol seco y expuestas durante 2; 4; 8; 16; 32 y 64 días a suelos de la minera de As de China presentaron una mortalidad acumulada del 74 % (Wang & Cui, 2016).

3.4.2. Masa en bioindicadores

Los resultados de los caracoles expuestos a las tres muestras de suelo durante 30 días influyeron en la variación de la masa total de caracoles ($p = 0.00$), por lo que presentaron una mayor reducción de masa MF, MC y MSC en los últimos días de exposición, y evidenciaron una afectación en sus masas desde el d.18 al d.30. Además, disminuyó la masa corporal en un 15 % y 30 %, después de 14 y 28 días respectivamente, mientras que estas presentaron un ligero aumento del d.01 al d.15.

En el análisis estadístico, se determinó que los tipos de suelo influyeron en la masa promedio de lombrices durante los días de supervisión ($p = 0.00$), y mostró una afectación a gran escala en la reducción de sus masas en la MC, seguida de la MSC, mientras que la MF mantuvo su masa, y solo los últimos días presentó una leve disminución de su masa. Asimismo, se observó una disminución de su masa corporal en la MC en un 28 % a los 14 días, mientras que un 42 % a los 17 días; y un 75 % a los 30 días.

Los caracoles fueron alimentados con lechuga no contaminada, y al mismo tiempo, expuestos durante 30 días a suelos cercanos a la MACCA. Esta exposición provocó una reducción de la cuarta parte su masa corporal inicial en los primeros 15 días en MFC, MCC y MSCC, mientras que, a los 30 días, la masa corporal se redujo en aproximadamente la mitad de su masa en MFC y MCC, sin embargo, se incrementó su masa ligeramente en MSCC. Semejante a estos resultados, en caracoles expuestos a suelos con lodos de una depuradora y alimentados con vegetación de la zona, disminuyó la masa corporal en un 15 % y 30 %, después de 14 y 28 días respectivamente; sin embargo, la masa de su concha se mantuvo relativamente constante (Bouriou et al., 2015). Se ha evidenciado que los caracoles expuestos por 28 días a suelos con concentraciones de Cd, producen una disminución de su masa e inhibición del crecimiento de su concha en un 30 % (Fojt et al., 2022). De igual manera, se ha observado que la exposición de *C. aspersus* a suelos elevados con Pb, y alimentados con lechuga, reduce la masa de tejidos hasta un 26 %; y a la vez, aumenta las concentraciones de metales de Cd y Zn (Beeby & Richmond, 2002).

Las lombrices fueron expuestas durante 30 días a MC, MSC y MF provenientes de la MACCA, lo que produjo una disminución de su masa corporal en la MC en un 28 % a los 14 días, mientras que un 42 % a los 17 días; y un 75 % a los 30 días. Similar a ello, las lombrices expuestas durante 35 días a los relaves mineros de Pb/Zn de la minera de Guangdong (China) y alimentadas con materia orgánica descompuesta, resultó en una disminución de su masa corporal en un 23.4 % (Ma et al., 2002). La exposición de *E. fetida* durante 28 días a suelos de la mina ubicada en Lituania y alimentadas con estiércol seco, disminuyó su masa en los días 27 y 28 hasta un 60 % y 50 %, respectivamente (Vershina & Lebedev, 2020). En contraste, las lombrices de tierras alimentadas con estiércol húmedo y expuestas durante 42 días a suelos de la minera de Valonia (Bélgica) mostraron una disminución del 12 % en su masa (Lemtiri, 2015). Finalmente, lombrices alimentadas con estiércol húmedo y expuestas durante 28 y 56 días a suelos contaminados de la exminera Shandong (China), a los 28 días disminuyeron en un 55 % de su masa inicial; mientras que, a los 56 días, en un 12 % (Wang et al., 2016).

3.4.3. Fecundidad en lombrices

El número de cocones se vio afectado por el tipo de muestra de suelo expuesto a los 10, 15 y 30 días de exposición. Se observó que en MFL predominó la producción de cocones con un promedio del 74.48 % (747 cocones). Sin embargo, la reproducción se vio afectada en MSCL y MC, los cuales presentaron una producción de cocones de 21.16 % (18 cocones) y 0.91 % (7 cocones), respectivamente.

Con respecto al conteo del número de cocones, a los 10 días se obtuvo una suma acumulativa de 207 cocones en MFL, 11 en MSCL y 7 en MCL; mientras a los 15 días se produjeron 282 cocones en MFL, 11 en MSCL y 0 en MCL; y a los 30 días, 288 en MFL, 2 en MSCL y 0 en MCL, con una nula reproducción en las últimas semanas en MCL debido a las altas concentraciones de metales pesados (Cu, Pb y As) presentes en el suelo contaminado. Otro estudio muestra que la lombriz

de suelo durante 42 días de exposición, produjo un total de 305 y 62 capullos en dos suelos no contaminados de Dinas & Sonning (Reino Unido); mientras que, se observaron 45 y 2 capullos en suelos de dos minas abandonadas Charthouse y Llantrinsant A (Reino Unido); y a la vez, ausencia de capullos en los suelos de las demás minas evaluadas (Nahmani et al., 2007). Lombrices expuestas durante 56 días a suelos contaminados con Cr y Ni de la minera Baberton (Reino Unido) registraron una menor producción de cocones (Maleri et al., 2007).

3.5. Evaluación de riesgo ambiental

Los valores más altos de AQ en caracoles se encontraron en Cu, Zn, Mn y Cd de la MCC-15. El Cu fue el único que presentó valores elevados en AQ a los 15 días y 30 días de exposición. De ello, se obtuvo SET : MCC-15 > MCC-30 > MSCC-15 > MSCC-30, y se observó una mayor transferencia de metales en MCC que en MSCC (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados de los índices SET y $Eritme$ en los bioindicadores

Muestras	$SET_{muestra}$ 10	$SET_{muestra}$ 15	$SET_{muestra}$ 30
MCC		8.20	5.47
MSCC		5.00	4.17
MCL	13.89	-	-
MSCL		9.93	7.28
Muestras	$Eritme_{sitio}$ 10	$Eritme_{sitio}$ 15	$Eritme_{sitio}$ 30
MCC		352.24	14.74
MSCC		104.68	1.65
MCL	149.09	-	-
MSCL		49.31	22.77

Notas. MCC = muestra de tejidos de caracoles contaminados, MSCC = muestra de tejidos de caracoles semicontaminados, MCL = muestra de tejidos de lombrices contaminadas, MSCL = muestra de tejidos de lombrices semicontaminadas. $Eritme_{sitio}$ 10, 15 y 30 = resultado de la evaluación de exposición de los bioindicadores al suelo contaminado (MC) durante los primeros 10 días, 15 días y 30 días, respectivamente.

Los resultados de $Eritme$ fueron los siguientes: MCC-15 (8.20) > MSCC-15 (5.47) > MCC-30 (5.00) > MSCC-30 (4.17), lo que evidencia que los caracoles presentaron un mayor riesgo ambiental cuando fueron expuestos a la MC que en MSC, y se observó 20 veces mayor el valor de MCC-15 que MCC-30, y 60 veces mayor MSCC-15 que MSCC-30. Sin embargo, a los 30 días de exposición, los caracoles crearon mecanismos de defensa para evitar dicho contacto directo, por lo que se determinaron valores altos de RC en Mn, Cd, Zn y Cu; mientras que, el Cu predominó a los 30 días en MCC y MSCC, lo que causa una gran magnitud de riesgo ambiental a los 15 días de exposición en las dos muestras (MCC y MSCC).

Los caracoles terrestres alimentados con lechuga fresca y expuestos durante 15 y 30 días a suelos de la MACCA,

resultaron con valores de SET en MCC-15 (8.20) > MCC-30 (5.47) > MSCC-15 (5.00) > MSCC-30 (4.17), debido a la transferencia anormal de Cu, Zn y Cd. Por otro lado, en los caracoles expuestos a suelos contaminados durante 6 y 14 días en condiciones naturales de sitios que se encuentran en España, se observó los valores de $SET-14$ > $SET-6$, con diferencias de SET en sitios de Metaleurop (0.64), Auzon (3.14) y SHSE (5.44), lo que muestra una transferencia potencial y biodisponible de As, Cd y Cu en SHSE (Pauget & De Vaufleury, 2015). Además, cuando los caracoles alimentados con harina comercial no contaminada y expuestos durante 28 días a suelos de emplazamientos afectados por actividades industriales en Francia presentaron valores de SET en Metaleurop (4.26) > Auzon (3.20) > SHSE (2.25), lo cual indica una fuerte transferencia de Cd, Pb y As (Pauget et al., 2013). En ese mismo sentido, tras la exposición de caracoles durante 28 días a suelos de la zona urbana de Montaire (Francia), tanto en condiciones de campo (TE+) como en cámara de cultivo (TE-), y alimentados con hojas de plantas *Arabidopsis halleri* y *Salix viminalis* cultivadas en parcelas con presencia de metales de Cd y Zn, el SET , resultó con valores significativamente superiores en caracoles que consumieron *S. viminalis* TE+ (157.57) y TE- (30.95) y menores valores en *A. halleri* TE+ (5.09) y TE- (3.57) (Grignet et al., 2020). Sin embargo, caracoles evaluados en suelos agrícolas contaminados por elementos metálicos en Francia y alimentados durante 28 días con lechuga fresca no contaminada proveniente de una granja orgánica, fueron expuestos a suelos contaminados con 15 metales pesados "ME", 16 Hidrocarburos aromáticos policíclicos "HAP" y 7 bifenilos policlorados "PCBs", obteniéndose valores de SET extremadamente elevados en los suelos de L3 (608) y M2 (382), y valores muy elevados en O4 (102), L2 (99.80) y O30 (89.70), impulsado por As, Cd y Hg (Louzon et al., 2020a).

En cuanto a las lombrices alimentadas con estiércol de cuy precompostado y expuestas a suelos de la MACCA en un periodo de 10, 15 y 30 días, resultaron que a los 10 días se obtuvo un SET de 13.69 en MCL, mientras que a los 15 días presentó un SET de 9.93 y a los 30 días disminuyó hasta 7.28 en MSCL. Estos resultados demostraron una mayor transferencia anormal y biodisponibilidad toxicológica a los 10 días en MCL. Por otro lado, en un estudio donde las lombrices de tierra fueron alimentadas con estiércol seco y expuestas durante 56 días a suelos industriales del noroeste de Portugal, se obtuvieron valores de SET de 4.26, lo que demuestra que los metales pesados se bioacumulan en un periodo largo en los tejidos de las lombrices (Coelho et al., 2018). Asimismo, las lombrices expuestas a 28 días a suelos industriales y alimentadas con estiércol seco, resultaron en un SET de 13.96, lo que sugiere que la toxicidad se incrementó exponencialmente (Coelho, 2019).

Los caracoles terrestres expuestos durante 15 y 30 días a suelos de la MACCA y alimentados con lechuga fresca mostraron valores de $Eritme$ de MCC-15 (352.24) > MSCC-15 (104.68) > MCC-30 (14.74) > MSCC-30 (1.65), lo que presentó un mayor riesgo ambiental a los 15 días en MCC y MSCC debido a la transferencia de Mn, Cd, Zn y Cu. En contraste a ello, los caracoles expuestos durante 28 días a sitios contaminados de Francia, resultaron con valores de $Eritme$ en Auzon (1 947) >

Metaleurop (1 724) > SHSE (1 175). Auzon fue el sitio de mayor riesgo por la transferencia extrema de As, Pb y Cd (Pauget & De Vaufleury, 2015). Asimismo, los caracoles expuestos a suelos de la mina de Pb-Ag en las montañas de los Vosgos (Francia), en ocho estaciones, de las cuales dos estaciones son sitios mineros arqueológicos, y resultaron que CF28 (160.9) > CF29 (26.6) a los 28 días de exposición. De la misma manera, se obtuvo CF28 (84 368) > CF29 (13 570) a los 42 días, y se demostró un alto riesgo toxicológico en CF28 (28) (Mariet et al., 2017). En ese mismo sentido, los caracoles sin alimentación y expuestos durante 28 días a suelos contaminados con As, Cd y Pb, obtuvieron que *Eritme* en O31 (96 320) > O29 (37 444) > O30 (34 210), lo que sugiere un mayor riesgo ambiental presente en O31 (Louzon et al., 2021).

En cuanto a las lombrices expuestas a los 10 días en la MCL, se obtuvo un valor de 149.09, en cambio resultó 49.31 a los 15 días en la MSCL, y 22.77 a los 30 días, con un mayor riesgo ambiental en los primeros 10 días de exposición en la MCL. Asimismo, las lombrices expuestas durante 28 días a suelos industriales y alimentadas con estiércol seco presentaron un valor de *Eritme* 5 641, lo que determina que la toxicidad se ha incrementado exponencialmente al presentar un alto riesgo ambiental (Coelho, 2019). De la misma manera, tras 56 días de exposición a suelos industriales del noroeste de Portugal se obtuvo un valor de *Eritme* de 1 255.67 (Coelho et al., 2018), lo que demuestra un mayor riesgo ambiental en un periodo largo de exposición.

La evaluación del riesgo ambiental en lombrices se realizó a través del cálculo de los valores de *AQ*, y se obtuvo un valor más alto en Cu en la MCL-10 y, a la vez, *SET* presentó un valor de 13.89; mientras que a los 15 y 30 días en MSCL mostró valores de 9.93 y 7.28, respectivamente, lo que demuestra una mayor transferencia de metales pesados a los 15 días de exposición. De ello, resulta *SET* en el siguiente orden: MCL-10 > MSCL-15 > MSCL-30 (Tabla 5).

Para el cálculo del riesgo ambiental en lombrices, se determinó el coeficiente de riesgo (*RC*) en Cu, Mn y Zn, los cuales presentaron valores como 85.90; 44.52 y 7.13, respectivamente; y se vio al Cu como más predominante. En cuanto al índice *Eritme*, se obtuvieron MCL-10 > MSCL-15 > MSCL-30, lo que demuestra que MCL-10 es seis veces mayor que MSCL-30, y representa un mayor riesgo ambiental.

4. CONCLUSIONES

Los valores de los índices simples demuestran que las MC presentan de baja a moderada contaminación, a excepción del Cu que está en un nivel extremadamente contaminado; mientras que, en los índices complejos se obtiene un nivel de contaminación moderado con una probabilidad de toxicidad existente al 76 %.

En la MC, Pb y Cd sobrepasan los estándares nacionales (ECA suelo - agrícola); mientras que Cu, y Fe no cumplen las normativas FAO y canadiense, el Cu fue el más resaltante debido a la cercanía a la minera abandonada.

Los caracoles (*C. aspersus*) expuestos a MC durante 15 días mostraron una mortalidad en MCC > MFC > MSCC, y afectaron la reducción de su masa corporal en MFC > MCC > MSCC. Asimismo, al ser expuestos por 30 días, se obtuvo una mortalidad acumulada en MCC > MFC > MSCC, y se redujo su masa corporal en MFC > MCC; mientras que, en MSCC se incrementó su masa inicial.

En cuanto a la exposición a los 10, 15 y 30 días de las lombrices (*E. fetida*), presentaron una mortalidad en MCC-10 > MSCL-15 > MSCL-30 y, a la vez, disminuyó su masa corporal en MCL-30 > MCL-15 > MCL-10. En relación con el conteo del número de cocones, a los 15 y 30 días se obtuvieron MFL > MSCL > MCL.

En los caracoles, el *SET* es MCC-15 > MCC-30 > MSCC-15 > MSCC-30 y el *Eritme* es MCC-15 > MSCC-15 > MCC-30 > MSCC-30, y se obtuvo que la mayor transferencia y riesgo ambiental se produjo a los 15 días en la MCC.

En relación con las lombrices, el *SET* determinó que MCL-10 > MSCL-15 > MSCL-30 mientras que el *Eritme* MCL-10 > MSCL-30 > MSCL-15, lo que se demuestra que a los 10 días presentó una mayor transferencia y un riesgo ambiental en MCL.

La minera abandonada representa un riesgo ambiental debido a la potencial transferencia de metales pesados de los suelos contaminados, evidenciada por la exposición de dos bioindicadores biológicos, la cual afecta en gran medida a la reproducción, masa corporal y la vida terrestre (mortalidad).

Se sugiere evaluar el riesgo ambiental mediante el uso del *SET* y *Eritme* en otras mineras, considerando su tamaño de explotación de tipo artesanal, pequeña, mediana y gran minera, e inclusive la minería informal, empleando los índices de calidad de suelo tanto simples como complejos, y los bioindicadores *C. aspersus* y *E. fetida*. Esta recomendación cobra relevancia considerando que Perú tiene alrededor de 450 minas polimetálicas en estado de abandono, y es el país con la mayor cantidad de pasivos mineros en América Latina.

DECLARACIÓN DE INTERESES CONCURRENTES

Los autores declaran, no presentar ningún conflicto de interés que pueda influir en los resultados o interpretación del artículo.

AGRADECIMIENTO

Se agradece a la Universidad Científica del Sur, Lima, Perú por el apoyo en el financiamiento de la presente investigación mediante la RESOLUCIÓN DIRECTORAL No. 015-DGIDI-CIENTIFICA-2021 del Concurso de fondos Beca Cabieses – Proyectos de Tesis de pregrado y postgrado 2021 – 2. La presente investigación fue aprobada mediante Constancia N° 134-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2021 emitida por Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA).

REFERENCIAS

- Abende, R., Roger, F., Mefomdjo, B., Mambou, L., Bernard, L., & Meying, A. (2023). Contamination and risk assessment of trace metals and As in surface sediments from abandoned gold mining sites of Bekao, Adamawa-Cameroon. *Regional Studies in Marine Science*, 62, 102985. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102985>
- Acharte, L. (2020). *Presencia de cadmio y plomo en agua, suelo y su acumulación en pastos naturales de las bocaminas San Antonio y Tangana de la comunidad de Huachocolpa, Huancavelica – 2018*. [Tesis de Postgrado, Universidad Nacional de Huancavelica]. <https://apirepositorio.unh.edu.pe/server/api/core/bitstreams/e8489a95-62b2-48d7-9db6-62c9756fdcf1/content>
- Akoto, O., Yakubu, S., Ofori, L. A., Bortey-sam, N., Boadi, N., O., Horgah, J., & Sackey, L. N. A. (2023). Multivariate studies and heavy metal pollution in soil from gold mining area. *Heliyon*, 9(1), 12661. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12661>
- Akter, J., Juwon, J., Taesung, J., Jeong, K., & Lee, H. (2020). Contamination assessment of pollutants and sediments of abandoned mines using integrated pollution index (IPI). *Desalination and Water Treatment*, 200, 383-389. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26119>
- Arce, S., & Calderón, M. (2017). Suelos contaminados con plomo en la Ciudad de La Oroya-Junín y su impacto en las aguas del Río Mantaro. *Revista del Instituto de Investigación FIGMMG-UNMSM*, 20(40), 48-55. https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/ii_geo/article/view/14389/12724
- Ayatse, T., Udom, G., & Nwankwola, H. (2022). Geoenvironmental Assessment of abandoned Barite mines in parts of Benue State. *International Journal of Research in Engineering and Science*, 10(12), 2320-9356. <https://www.ijres.org/papers/Volume-10/Issue-12/1012180189.pdf>
- Babu, A. G., Kim, J. D., & Oh, B. T. (2013). Enhancement of heavy metal phytoremediation by *Alnus firma* with endophytic *Bacillus thuringiensis* GDB-1. *Journal of Hazardous Materials*, 250-251, 477-483. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2013.02.014>
- Barbieri, M. (2016). The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. *Journal of Geology & Geophysics*, 5(1), 1-4. <https://doi.org/10.4172/2381-8719.1000237>
- Barraza, T. L. A. (2015). *Evaluación de la contaminación del suelo por arsénico, plomo y mercurio en la zona de presa de jales de mina La Prieta en Hidalgo del Parral, Chihuahua, México*. [Tesis para obtener el grado de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/8549/Tesis.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Beeby, A., & Richmond, L. (2002). Evaluating *Helix aspersa* as a sentinel for mapping metal pollution, *Ecological Indicators*, 1(4), 261-270. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00022-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00022-5)
- Beeby, A., Richmond, L., & Herpé, F. (2002). Lead reduces shell mass in juvenile garden snails (*Helix aspersa*). *Environmental Pollution*, 120(2), 283-288. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00151-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00151-3)
- Belmonte, F., Romero, A., Sarría, F., Moreno, J., & Rojo, S. (2010). Afección de suelos agrícolas por metales pesados en áreas limítrofes a explotaciones mineras del Sureste de España. *Papeles de Geografía*, 51(52), 45-54. <https://revistas.um.es/geografia/article/view/114381/108381>
- Bhuiyan, M. A. H., Parvez, L., Islam, M. A., Dampare, S. B., & Suzuki, S. (2010). Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 384-392. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2009.08.085>
- Bourioug, M., Gimbert, F., Alaoui-Sehmer, L., Benbrahim, M., Aleya, L., & Alaoui-Sossé, B. (2015). Sewage sludge application in a plantation: Effects on trace metal transfer in soil-plant-snail continuum. *Science of The Total Environment*, 502, 309-314. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.09.022>
- Cahuana, L., & Aduvire, O. (2019). Bioacumulación de metales pesados en tejidos de vegetación acuática y terrestre evaluados en áreas donde existen pasivos ambientales mineros en el Perú. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 4(2), 19-36. http://www.scielo.org/bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522019000200002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME (2021). *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*, COPPER 1999, CCME. <https://ccme.ca/en/resources/soil>
- Chandrasekaran, A., Ravisankar, R., Harikrishnan, N., Satapathy, K., Prasad, M., & Kanagasabapathy, K. V. (2015). Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India - Spectroscopical approach, *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 137, 589-600. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2014.08.093>
- Chaupis, M. (2020). *Remediación y activación de pasivos ambientales mineros (PAM) en el Perú*. Serie: Medio Ambiente y Desarrollo, Cooperación Alemana, CEPAL. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/45068/1/S1901182_es.pdf
- Chávez, C., Castro, J., Díaz, F., & Monroy, M. (2011). Modelo conceptual de riesgo ambiental por Arsénico y Plomo en el distrito minero de Santa María de la Paz, San Luis Potosí, México. *E-Gnosis*, 9(8), 1-25. <http://e-gnosis.udg.mx/index.php/eg/article/view/92/75>
- Coelho, C. (2019). *Transfer and effects of brominated flame retardants (BFRs) on three plant species and one earthworm species in anthroposoils*, (Tesis para obtener el grado de doctorado). <https://www.theses.fr/2019LYSET008>
- Coelho, C., Foret, C., Bazin, C., Leduc, L., Hammada, M., Inácio, M., & Bedell, J. P. (2018). Bioavailability and bioaccumulation of heavy metals of several soils and sediments (from industrialized urban areas) for *Eisenia fetida*. *Science of the Total Environment*, 635, 1317-1330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.213>

- Coral, K., Rodríguez-Romero, A., Tovar-Sánchez, A., Ruiz-Gutiérrez, G., & Viguri, J. (2022). Geochemical baseline establishment, contamination level and ecological risk assessment of metals and As in the Limoncocha lagoon sediments. Ecuadorian Amazon region. *Journal of Soils Sediments* 22, 293–315. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03084-w>
- Christophoridis, C., Dedepsidis, D., & Fytianos, K. (2009). Occurrence and distribution of selected heavy metals in the surface sediments of 26 Thermaikos Gulf, N, Greece, Assessment using pollution indicators. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 1082–1091. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.154>
- Dammert, A., & Molinelli, F. (2007). *Panorama de la Minería en el Perú*, OSINERGMIN. https://www.osinergmin.gob.pe/seccion/centro_documento/Institucional/Estudios_Economicos/Libros/Libro_Panorama_de_la_Mineria_en_el_Peru.pdf
- De Castro Paes, É., Vieira Veloso, G., de Arruda Silva, D.L., Fernandes-Filho, E.I., Ferreira Fontes, M.P., & Barros Soares, E.M. (2023). Use of modeling to map potentially toxic elements and assess the risk to human health in soils affected by mining activity. *Catena*, 220, 106662. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106662>
- Decreto Supremo N°011-2017-MINAM. (2 de diciembre del 2017). *Normas legales. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo*, Diario Oficial El Peruano, 3 de diciembre de 2017.
- Diario Oficial de México. (31 de diciembre 2012). *Norma Oficial Mexicana*. 2^{da} Ed. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/w069255.pdf>
- Do, M., Valenzuela, M., & Ferro, L. (2020). Dispersión de contaminantes a partir de residuos mineros de una antigua planta de fundición (Ingenio Muschaca) ubicada en el Distrito Choya (Andalgalá, Catamarca). *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 7(2), 220-229. <https://revista.geologica.org.ar/raga/article/view/5/4>
- Doležalová, H., Pavlovsky, J., & Chovanec, P. (2015). Heavy metal contaminations of urban soils in Ostrava, Czech Republic: Assessment of metal pollution and using principal component analysis. *International Journal of Environmental Research*, 9(2), 683-696. https://journals.ut.ac.ir/article_943_5263ab7519bb90c5_601590d9895104ed.pdf
- Doležalová, H., & Pavlovský, J. (2017). Indices of soil contamination by heavy metals - methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 616-641. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6340-5>
- Drăghici, G. A., Dehelean, C., Pinzaru, I., Bordean, D. M., Borozan, A., Tsatsakis, A. M., Kovatsi, L., & Nica, D. (2019). Soil copper uptake by land snails: A semi-field experiment with juvenile *Cantareus aspersus* snails. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 72, 103243. <https://doi.org/10.1016/J.ETAP.2019.103243>
- Elvine, D., Hakkou, R., Ekengele, L., Bitom, L. D., Ekoa, A. Z., Oubaha, S., & Khalil, A. (2023). Geochemistry and geostatistics for the assessment of trace elements contamination in soil and stream sediments in abandoned artisanal small-scale gold mining (Bétaré-Oya, Cameroon). *Applied Geochemistry*, 150, 105592. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2023.105592>
- Environmental Protection Agency [EPA] (1994). *Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry*. EPA METHOD 200.7, Rev, 4,4, 1994; 1991. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method_200-7_rev_4-4_1994.pdf
- Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M. T., Chaudhry, M. M., & Naila, S. (2009). Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchemical Journal*, 92(2), 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.03.009>
- Fiona, M., Nakamura, K., & Watanabe, N. (2019). Geochemical Investigation of Metals and Trace Elements around the Abandoned Cu-Ni Mine Site in Selibe Phikwe, Botswana. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 7(05), 19. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.75020>
- Fojt, P., Zlámálová-Gargošová, H., & Ježek, S. (2022). Possible use of terrestrial gastropod (*Helix aspersa*) and its life stages as a tool for environmental risk assessment. *Chemistry and Ecology*, 38(4), 389–399. <https://doi.org/10.1080/02757540.2022.2048824>
- Gonzales-Valoys, A., Esbri, J., Campos, J., Arrocha, J., García-Noguero, E., Monteza-Destro, T., Martínez, E., Jiménez-Ballesta, R., Gutiérrez, E., Vargas-Lombardo, M., García-Ordiales, E., García-Gimenez, R., García-Navarro, F., & Higuera, P. (2021). Ecological and Health Risk Assessments of an Abandoned Gold Mine (Remance, Panama): Complex Scenarios Need a Combination of Indices. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(17), 9369. <https://doi.org/10.3390/ijerph18179369>
- Gope, M., Masto, R. E., George, J., Hoque, R. R., & Balachandran, S. (2017). Bioavailability and health risk of some potentially toxic elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in street dust of Asansol, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138, 231–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.008>
- Grignet, A., de Vaufléury, A., Papin, A., & Bert, V. (2020). Urban soil phytomanagement for Zn and Cd in situ removal, greening, and Zn-rich biomass production taking care of snail exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 3187–3201. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-06796-2/METRICS>
- Gruszecka, A., Bara, A., Wdowin, M., Mazur-Kajta, M., & Czech, T. (2020). The contents of the potentially harmful elements in the arable soils of southern Poland, with the assessment of ecological and health risks: a case study. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 419–442. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00372-w>
- Guo, L., Zhao, W., Gu, X., Zhao, X., Chen, J., & Cheng, S. (2017). Risk Assessment and Source Identification of 17 Metals and Metalloids on Soils from the Half-Century Old Tungsten Mining Areas in Lianhuashan, Southern China. *International Journal of Environmental Research*

- and *Public Health*, 14(12), 1475. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121475>
- Hoshyari, E., Hassanzadeh, N., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N., & Rezaei, M. (2023). Spatial distribution, source apportionment, and ecological risk assessment of elements (PTEs, REEs, and ENs) in the surface soil of shiraz city (Iran) under different land-use types. *Chemosphere*, 311, 137045. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.137045>
- Huaranga, F., Méndez, E., Quilcat, V., Bernuí, F., Costilla, N., & Huaranga, F. (2021). Fitoextracción de Pb y Cd, presentes en suelos agrícolas contaminados por metales pesados por el rabo de zorro *Lolium multiflorum* L. (Poaceae). *Arnaldoa*, 28(1), 149-162. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2413-32992021000100149
- ISO/IEC (2017). *Norma Técnica Peruana NTP-ISO/IEC 17025:2017. Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración*. R.D. N° 057-2017-INACAL/DN. 3ª Edición. https://transparencia.produce.gob.pe/images/stories/Rep_ositario/transparencia/proyectos-de-inversion/niveles-de-servicio/2021/ITP/NC/NTP_ISO_IEC_17025_2017.pdf
- Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Sánchez, T., Tapia, L., Cano, N., & Dextre, A. (2017). Acumulación de metales pesados en *Calamagrostis rigida* (Kunth) Trin, ex Steud. (Poaceae) y *Myriophyllum quitense* Kunth (Haloragaceae) evaluadas en cuatro humedales altoandinos del Perú. *Arnaldoa* 24(2), 583-598. <http://www.scielo.org.pe/pdf/arnal/v24n2/a10v24n2.pdf>
- Kyung-Hee, S., Ju-Yong, K., & Kyoung-Woong, K. (2007). Earthworm toxicity test for the monitoring arsenic and heavy metal-containing mine tailings. *Environmental Engineering Science*, 24(9), 1257-1265. <https://doi.org/10.1089/ees.2006.0179>
- Larios, D. (2019). *Efectos en los primeros estadios fenológicos de la Brassica juncea cultivado en un suelo contaminado por plomo* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur]. <http://repositorio.untels.edu.pe/handle/UNTELS/166>
- La Rotta, A., & Torres, M (2017). Explotación minera y sus impactos ambientales y en salud. El caso de Potosí en Bogotá. *Saúde debate*, 41, 77-91. <https://www.scielosp.org/pdf/sdeb/2017.v41n112/77-91>
- Lemtiri, A. (2015). *Effects of agricultural practices and heavy metal contamination on the community dynamics of earthworms in relation to soil physical and chemical factors in agricultural fields (belgium)* [Tesis de Postgrado, Universidad de Liege]. <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/186832/1/The%20cc%80se%20LEMTIRI%20Aboulkacem.pdf>
- Louzon, M., Pauget, B., Gimbert, F., Morin-Crini, N., & Vauflery, A. (2020a). *Ex situ* environmental risk assessment of polluted soils using threshold guide values for the land snail *Cantareus aspersus*. *Science of The Total Environment*, 721, 137789. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137789>
- Louzon, M., Zahn, S., Capelli, N., Massemín, S., Coeurdassier, M., Pauget, B., Gimbert, F., & De Vauflery, A. (2020b). Impact of ageing and soil contaminants on telomere length in the land snail. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 201, 110766. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2020.110766>
- Louzon, M., Pauget, B., Pelfrène, A., Gimbert, F., & de Vauflery, A. (2021). Combining human and snail indicators for an integrative risk assessment of metal(loid)-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 409, 124182. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.124182>
- Ma, Y., Dickinson, N., & Wong, M. (2002). Toxicidad de relaves mineros de Pb/Zn para la lombriz de tierra *Pheretima* y los efectos de la madriguera en la disponibilidad de metal. *Biology and Fertility of Soils* 36, 79–86. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0506-0>
- Maleri, R., Reinecke, S., Mesjasz-Przybyłowicz, J., & Reinecke, A. (2007). Growth and reproduction of earthworms in ultramafic soils. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 52, 363-370. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0132-6>
- Mariet, A. L., Pauget, B., de Vauflery, A., Bégeot, C., Walter-Simonnet, A. V. & Gimbert, F. (2017). Using bioindicators to assess the environmental risk of past mining activities in the Vosges Mountains (France). *Ecological Indicators*, 75, 17–26. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2016.11.042>
- Medina, K., & Montuno, Y. (2014). *Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el juncus arcticus Willd y cortaderia rudiusscula Stapf de área contaminadas con el pasivo ambiental minero Alianza – Ancash 2013*. [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo]. https://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_bio_rem/education/research/publications/Theses/Tesis_Medina_y_Montano_2014.pdf
- Meza, B., Castilla, B., & Iannacone, J. (2023). Criterios sobre la crianza del caracol de jardín *Cantareus aspersus* (Müller, 1774) y de la lombriz de tierra *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) para su uso en ecotoxicología terrestre con metales pesados. *Revista Campus*, 35, 91-112. <https://doi.org/10.24265/campus.2023.v28n35.08>
- Ministerio del Ambiente - MINAM (2014). *Guía para el muestreo de suelos*. MINAM. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2018/07/Guia-para-el-muestreo-de-suelo.pdf>
- MINEM (3 de setiembre del 2024). *Resolución Ministerial N°351-2024-MINEM/DM. Actualización del Inventario de Pasivos Ambientales Mineros (Anexo)*. Diario oficial El Peruano, 03 de setiembre del 2024. <https://www.gob.pe/institucion/minem/normas-legales/5966041-351-2024-minem-dm>
- Mizan, A., Mamun, M. A. H., & Islam, M. S. (2023). Metal contamination in soil and vegetables around Savar tannery area, Dhaka, Bangladesh: A preliminary study for risk assessment. *Heliyon*, 9(3), e13856. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13856>
- Mleiki, A., Irizar, A., Zaldibar, B., El Menif, N. T., & Marigómez, I. (2016). Bioaccumulation and tissue distribution of Pb and Cd and growth effects in the green garden snail, *Cantareus aspersus* (Born, 1778), after

- dietary exposure to the metals alone and in combination. *Science of The Total Environment*, 547, 148–156. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.12.162>
- Mohebian, M., Sobhanardakani, S., Taghavi, L., & Ghoddousi, J. (2021). Analysis and potential ecological risk assessment of heavy metals in the surface soils collected from various land uses around Shazand Oil Refinery Complex, Arak, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 14, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08349-9>
- Montes, J. (2019). *Evaluación de la capacidad fitoextractora en Medicago sativa L, para disminuir la concentración de plomo en suelos contaminados con relaves mineros ubicados en el distrito de Coayllo, Cañete – Lima, Perú*. [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur]. <http://repositori.untels.edu.pe/jspui/handle/123456789/437>
- Montes, J. (2016). *Efecto de los metales pesados en suelo de jales mineros de San Luis Potosí*. [Tesis de Postgrado, Universidad Autónoma de San Luis de Potosí]. https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/bitstream/handle/i/4114/2016_PMPCA_M_MontesRocha_160318.pdf?sequence=1
- Nahmani, J., Hodson, M., & Negro, S. (2007). Effects of metals on life cycle parameters of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal-polluted soils. *Environmental Pollution* 149, 44-58. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.018>
- Navarro, R. (2018). *Absorción de cobre por Gochnatia arequipensis Sandwich (Asteraceae) en suelos de un Pasivo Ambiental Minero de Quequeña (Kiowa) y suelos del distrito de Characato*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. <https://repositorio.unsa.edu.pe/server/api/core/bitstream/s/7cfb0591-6872-402d-9c0f-feed4ee4f0ea/content>
- Navarro, A., Collado, D., & Sanchez, J. (1998). Caracterización de la contaminación producida por actividades mineras en los suelos de la cuenca baja del río Almazora. *Boletín geológico y minero*, 109(2), 173-192. <https://acortar.link/Ce7DPu>
- Nawab, J., Khan, S., Tahir, M., Gul, N., Ali, A., Khan, K., & Huang, Q. (2015). Heavy metal bioaccumulation in native plants in chromite impacted sites: a search for effective remediating plant species. *Clean – Soil, Air, Water*, 44(1), 37-46. <https://doi.org/10.1002/clen.201400605>
- Nirola, R., Megharaj, M., Santo, C., Aryal, R., Thavamani, P., Venkateswarlu, K., Naidu, R., & Beecham, S. (2016). Metal bioavailability to *Eisenia fetida* through copper mine dwelling animal and plant litter, a new challenge on contaminated environment remediation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 113, 208-216. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.03.007>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2015). *Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados*. FAO. <http://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC155129>
- Pauget, B., & De Vaufleury, A. (2015). The SET and ERITME indices: Integrative tools for the management of polluted sites. *Ecological Indicators*, 53, 206–210. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2015.01.037>
- Pauget, B., Gimbert, F., Coeurdassier, M., Crini, N., Pérez, G., Faure, O., Douay, F., Hitmi, A., Beguiristain, T., Alaphilippe, A., Guernion, M., Houot, S., Legras, M., Vian, J. F., Hedde, M., Bispo, A., Grand, C., & De Vaufleury, A. (2013). Ranking field site management priorities according to their metal transfer to snails. *Ecological Indicators*, 29, 445–454. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2013.01.012>
- Paz-Barzola, D., Escobar-Segovia, K., & Jimenez-Oyala, S. (2022). Evaluación de la calidad del suelo en núcleos poblados cercanos a la zona minera aurífera de Ponce Enríquez. *Enfoque UTE*, 13(4), 1390-6542. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.811>
- Peña, L. (2022). *Distribución y Adsorción de Mercurio en Minería Abandonada en el Sector de Laberinto – Tambopata – Puerto Maldonado*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco]. http://repositorio.unsaac.edu.pe/bitstream/handle/20,500,12918/7366/253T20221197_TC.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Perez-Martinez, I. & Romero, M. (2015). Uso de parámetros indirectos para la evaluación de la contaminación de suelos por metales pesados en una zona minera de San Luis Potosí, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 6(1), 1-12. <https://www.scielo.org.mx/pdf/bsgm/v67n1/v67n1a1.pdf>
- Ramos, M. (2021). *Estudio de la movilización y biodisponibilidad de elementos traza en antiguas zonas mineras*. [Tesis de Maestría, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de minas y energía]. https://oa.upm.es/68847/1/TFM_Mario_Ramos_Lagun_a.pdf
- Ruiz, E., Rodríguez, L., Alonso-Azcárate, J., & Rincón, J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1106-1016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007>
- Sales-Dávila, B., Samaniego-Vivanco, T., Durand-Pasco, K., Norabuena-Segovia, A., Calderón-Espinoza, R., Ortega-Vega, J., & Munayco-Peralta, K. (2024). *Manual para el análisis de suelos agrícolas y agua para riego*. Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA). <https://repositorio.inia.gob.pe/items/579d9e8f-663e-47f9-828d-a816b511a50f>
- Soto-Benavente, M., Rodríguez-Achata, L., Olivera, M., Arostegui, V., Colina, C., & Garate, J. (2020). Riesgos para la salud por metales pesados en productos agrícolas cultivados en áreas abandonadas por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Scientia Agropecuaria*, 11, 49-59. <http://dx.doi.org/10.17268/sci.agropecu.2020.01.06>
- Sturba, L., Fattorini, N., Liberatori, G., Vannuccini, M. L., Nannoni, F., Protano, G., Tursi, A., & Corsi, I. (2020). Multi-model inference analysis of toxicological responses and levels of heavy metals in soft tissue of land snail *Cornu aspersum* caged in proximity to an industrial setting. *Ecological Indicators*, 117, 106688. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106688>

- Vargas, K. (2017). *Eficiencia del maíz (Zea mays) cultivado con abonos orgánicos (Compost y humus hechos a partir de restos de flores) en la disminución de las concentraciones de plomo de suelos contaminados por el pasivo ambiental minero Catac-Recuay, Ancash 2017*. [Tesis de Pregrado, Universidad Cesa Vallejo]. https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/3615/Vargas_JKB.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Vershinina, I., & Lebedev, S. (2020). Reacciones Adaptivo-adaptativas de *Eisenia fetida* cuando se Introducen nanopartículas de Zinc en el suelo. *Ecología de territorios urbanizados*, 3, 6-13. <https://doi.org/10.24412/1816-1863-2020-13006>
- Wang, Q., Zhou, D., Cang, L., Li, L., & Zhu, H. (2009). Indication of soil heavy metal pollution with earthworms and soil microbial biomass carbon in the vicinity of an abandoned copper mine in Eastern Nanjing, China. *European Journal of Soil Biology*, 45, 229-234. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.12.002>
- Wang, X., Xie, J., Xi, J., & Lu, X. (2010). Heavy metal pollution of the world largest antimony mine-affected agricultural soils in Hunan province (China). *Journal of Soils and Sediments*, 10, 827-837. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0196-4>
- Wang, Z., & Cui, Z. (2016). Accumulation, biotransformation, and multi-biomarker responses after exposure to arsenic species in the earthworm *Eisenia fetida*. *Toxicology Research*, 5(2), 500-510. <https://doi.org/10.1039/c5tx00396b>
- Wu, J., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., & Jiao, X. (2014). Evaluation of Soil Contamination Indices in a Mining Area of Jiangxi, China. *PLOS ONE*, 9(11), e112917. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0112917>

BIOGRAFÍAS



Meza, Bettsy, Ingeniería Ambiental. Universidad Científica del Sur. Lima. Promotora ambiental.



Castilla, Belen, Ingeniería Ambiental. Universidad Científica del Sur. Lima. Funcionaria de la Gerencia de Servicios Municipales Municipalidad Distrital de El Carmen – Chincha, Lima, Perú.



Iannacone, José, Biólogo. Ph.D. Ciencias Biológicas. Doctor en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional Mayor de San Marcos, UNMSM). Magister en Scientiae (Universidad Nacional Agraria La Molina, UNALM), Biólogo (Universidad Ricardo Palma, URP). Profesor y Docente Universitario de pre y postgrado. Consultor Internacional en temas Ambientales y de Biodiversidad. Premio Nacional CONCYTEC-2004. Premio USEPA 2012. Premio Nacional Autoridad Nacional del Agua (ANA) 2018. Miembro Fundador y Presidente de la Sociedad Peruana de Ecotoxicología (SETAC PERU). Miembro Fundador y Presidente de la Asociación Peruana de Helminología e Invertebrados Afines (APHIA).