

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS DE UNA ZONA DE ESTUARIO MEDIANTE UN ANÁLISIS MULTICRITERIO

ASSESSMENT OF HEAVY METAL CONTAMINATION IN AN ESTUARY AREA THROUGH A MULTICRITERIA ANALYSIS

- 

Rivera Velásquez, María Fernanda, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Grupo de Investigación de Energías Alternativas y Ambiente, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador mariaf.rivera@espoch.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0001-6453-2493>
- 

Aldas Valencia, Pablo Javier, Asociación de Ingenieros en Ciencias Ambientales del Ecuador (AICAE), Riobamba, Ecuador pablo.aldas05@gmail.com <https://orcid.org/0009-0002-9795-6916>
- 

Armijos Oviedo, Nathaly Estefanía, Asociación de Ingenieros en Ciencias Ambientales del Ecuador (AICAE), Riobamba, Ecuador nathaly.armijos@gmail.com <https://orcid.org/0009-0002-9795-6916>
- 

Cóndor Simbaña, Cristina Gabriela, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Grupo de Investigación de Energías Alternativas y Ambiente, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador cristina.condor@espoch.edu.ec
<https://orcid.org/0009-0007-1318-5584>
- 

Lapo Alcivar, Cristhian Mauricio, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Grupo de Investigación de Energías Alternativas y Ambiente, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador cristhian.lapo@espoch.edu.ec
<https://orcid.org/0009-0002-4426-8220>
- 

López Sánchez, Ivón Yadira, Universidad Internacional de la Rioja (UNIR), Logroño, España
ivonyadira.lopez040@comunidadunir.net <https://orcid.org/0000-0002-8892-7913>

Recibido	Aceptado para su publicación	Publicado
2025/11/14	2026/01/27	2026/04/08

RESUMEN

El presente estudio evaluó la contaminación por Arsénico (As), Mercurio (Hg), Cadmio (Cd) y Plomo (Pb) en sedimentos mediante el cálculo del Factor de Enriquecimiento (FE), el Índice de Geoacumulación (Igeo) y el Índice de Potencial de Riesgo Ecológico (IPRE), así como el Riesgo Sanitario Ambiental (RSA) en sedimentos y bivalvos. El área de estudio es el estuario La Puntilla, ubicado en la provincia El Oro, Ecuador, donde se definieron tres zonas y se tomaron 66 muestras de sedimentos en 27 puntos de muestreo. Se capturaron 65 ejemplares de *Anadara grandis* entre 20 y 60 cm de profundidad en zonas aledañas al río Chaguana para el análisis de Hg. Los resultados mostraron que la correlación entre los parámetros físico-químicos del sedimento y los metales pesados es mayoritariamente baja, evidenciando un origen antrópico de la contaminación. Respecto al FE, Igeo, IPRE y RSA en sedimentos, la Zona 2 resultó ser la más impactada, directamente influenciada por actividades locales. En cuanto a *Anadara grandis*, no se detectó riesgo tóxico por la ingesta del bivalvo.

ABSTRACT

This study assessed contamination by Arsenic (As), Mercury (Hg), Cadmium (Cd), and Lead (Pb) in sediments through the calculation of the Enrichment Factor (EF), the Geoaccumulation Index (Igeo), and the Ecological Risk Potential Index (ERPI), as well as the Environmental Health Risk (EHR) in both sediments and bivalves. The study area is the La Puntilla estuary, located in El Oro province, Ecuador, where three zones were defined and 66 sediment samples were collected at 27 sampling points. A total of 65 specimens of *Anadara grandis* were captured at depths between 20 and 60 cm in areas adjacent to the Chaguana River for Hg analysis. Results showed that the correlation between physico-chemical parameters of the sediment and heavy metals is mostly low, indicating anthropogenic sources of contamination. Regarding EF, Igeo, ERPI, and EHR in sediments, Zone 2 proved to be the most impacted area, directly influenced by local activities. Concerning *Anadara grandis*, no toxic risk from bivalve ingestion was detected.

PALABRAS CLAVE

bivalvos, contaminación, indicadores ambientales, metales pesados, sedimentos

KEYWORDS

bivalves, environmental indicators, heavy metals, pollution, sediments

1. INTRODUCCIÓN

Los estuarios son cuerpos de agua semicerrados de libre circulación hacia el océano donde se produce una mezcla entre el agua salina (mar) y el agua dulce (de origen fluvial) (McLusky y Elliott, 2004). El sedimento estuarino tiene una gran capacidad para almacenar metales pesados de fuentes tanto naturales como antropogénicas; a menudo actúa como sumidero, pero potencialmente también libera los metales pesados causando contaminación ambiental (Niu et al., 2021). Por otro lado, entre las especies nativas estuarinas se encuentran los bivalvos, ampliamente reconocidos como buenos bioindicadores de metales pesados (Pavón et al., 2022). Para evaluar el estado de contaminación ambiental se pueden utilizar indicadores de calidad ambiental (Khadanga et al., 2022); sin embargo, tales metodologías ignoran la incidencia de los contaminantes sobre la salud humana por diversas vías de exposición y migración (Lemly, 1996). Al respecto, complementar los resultados de los índices de calidad de sedimentos y bioindicadores con el Análisis de Riesgo Sanitario Ambiental (RSA) brinda un abanico más amplio de interpretación del estado de contaminación de un lugar determinado y su incidencia sobre el ser humano (Al-Kahtany et al., 2023).

Ecuador es uno de los principales productores de camarón y el primer exportador de banano del mundo (Vásquez et al., 2019). Al sur se localiza la provincia El Oro, en cuyo territorio se ubican 992 camaroneras de las 3,046 existentes en el país (Castillo y Velásquez, 2021); además, cuenta con 42,202 ha destinadas a la producción de banano, de las cuales el 48% se concentra en el cantón El Guabo (Zhiminaicela et al., 2020). Estas actividades tienen impactos ambientales significativos para las zonas de manglares y bosques de protección costera (Suarez Murillo, 2020; Nogueira et al., 2023). En la parte alta de la cuenca del río Siete, a 25 km del área de estudio, se encuentran 151 concesiones mineras inscritas (CONALI, 2020), que enriquecen los sedimentos de fondo en los ríos con metales pesados, principalmente mercurio, debido a procesos de amalgamación.

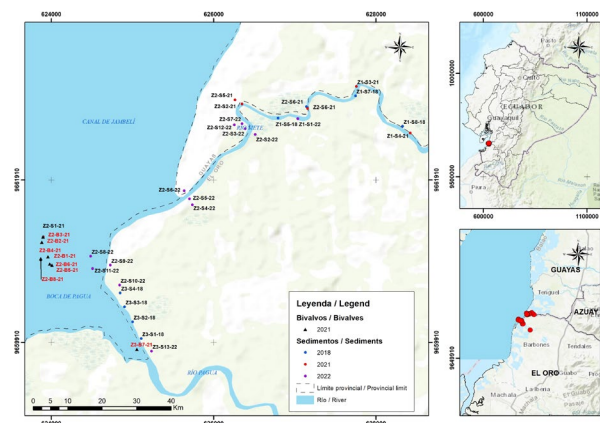
Bajo este contexto, la investigación se enfoca en la evaluación de la contaminación por metales pesados en una zona de estuario mediante un análisis multicriterio. El caso de estudio es el estuario de La Puntilla, para lo cual se ejecutaron los siguientes objetivos específicos: 1) Correlacionar los datos de los parámetros físico-químicos con la concentración de metales como Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Arsénico (As) y Mercurio (Hg) muestreados en sedimentos; 2)

Evaluar el grado de contaminación mediante el cálculo del Factor de Enriquecimiento (FE), el Índice de Geoacumulación (Igeo) y el Índice de Riesgo Ecológico (IR) para los metales señalados; y 3) Cuantificar el RSA generado por la presencia de As y Hg en sedimentos, y de Hg en el tejido blando de la especie *Anadara grandis*. El trabajo en campo contó con campañas de muestreo realizadas en los años 2018, 2021 y 2022 en el estuario.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio 'La Puntilla' está situada en Bajo Alto, parroquia Tendales, cantón El Guabo, provincia de El Oro, en el extremo suroccidental del Ecuador, específicamente en la desembocadura del río Siete (latitud $3^{\circ}2'55.34''\text{S}$, longitud $79^{\circ}50'57.34''\text{O}$, Zona 1), la desembocadura del río Chaguana (latitud $3^{\circ}4'23.68''\text{S}$, longitud $79^{\circ}52'28.79''\text{O}$, Zona 3) y la confluencia de ambos ríos (latitud $3^{\circ}3'27.81''\text{S}$, longitud $79^{\circ}52'5.33''\text{O}$, Zona 2), tal como se observa en la Figura 1. El caudal del río Siete tiene un promedio de $0.2\text{--}0.3\text{ m}^3/\text{s}$ durante la época seca, mientras que en épocas de alta intensidad lluviosa el flujo se incrementa a $2.5\text{--}7\text{ m}^3/\text{s}$ (Romero et al., 2012). El río Chaguana, por su parte, está conectado con los ríos Pagua y Bonito, que le aportan un caudal de alrededor de $4\text{ m}^3/\text{s}$, siendo significativamente más grande que el río Siete (Vivas y Campusano, 2004).

Figura 1.



Zona de estudio: Estuario La Puntilla perteneciente a Bajo Alto, Prov. del Oro — Ecuador.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Muestreo

Las campañas de muestreo in situ se ejecutaron en el estuario La Puntilla, junto a las desembocaduras del río Chaguana y del río Siete. Se realizó una identificación previa del estuario mediante cartografía en un software de sistemas de información geográfica; se aplicó un muestreo no aleatorio, seleccionando sitios puntuales representativos considerando el tamaño del área de estudio y la accesibilidad a cada uno de ellos (Scholl, 1968). Las campañas para recolección de sedimentos fueron llevadas a cabo en 2018, 2021 y 2022; las muestras de bivalvos de la especie *Anadara grandis* fueron recolectadas en 2021.

Para el muestreo de sedimentos se realizaron dos tipos de recolección: muestras compuestas y muestras de profundidad. Las primeras fueron tomadas para el análisis físico-químico; las segundas, con el objetivo de analizar la

concentración de metales pesados a diferentes profundidades (Skilbeck et al., 2017). En las primeras campañas de muestreo se recolectaron muestras en un rango de 20–40 cm; para el muestreo del año 2022, las muestras fueron tomadas a profundidades más discretizadas: 0–5 cm, 5–10 cm y 10–15 cm. El muestreo se realizó mediante la introducción de un tubo de PVC de 30 cm de largo y 2.54 cm (1 pulgada) de espesor en el sedimento. Las muestras recolectadas in situ se refrigeraron a 4°C para su posterior transporte y almacenamiento en laboratorio.

En lo que respecta al muestreo de la especie *Anadara grandis*, fue tomada a una profundidad comprendida entre 20 y 40 cm, bajo el protocolo de muestreo descrito en la Tabla 1. La experiencia in situ se realizó con la ayuda de un recolector artesanal de conchas, estableciéndose un área de recolección de aproximadamente 300 × 15 m², tomando en cuenta la distribución de la especie en el sector.

Tabla 1.

Protocolo de muestreo Anadara grandis

Etapa	Equipos y materiales	Descripción
Pre-muestreo	Embarcación; cartografía de ubicación; GPS; tabla de mareas	Localizar el entorno natural de la especie
Muestreo	Ficha de campo; marcador permanente; fundas herméticas; guantes; frascos de vidrio	Verificar condiciones de recolección: aroma fresco, tono negro luminoso, textura sólida, sin expulsar sangre (Prado-Carpio et al., 2021). Ficha de campo: fecha, horario, coordenadas, puntos de referencia,

Etapa	Equipos y materiales	Descripción
Transporte	Contenedores; botella de vidrio ámbar; hoja de cadena de custodia	profundidad y observaciones. Transporte en contenedores con cadenas de custodia. Dada la cantidad de líquido y tejido blando, se recomienda botella de vidrio ámbar.
Medición	Libreta; balanza digital; calibrador vernier	Medición del bivalvo: longitud, altura y espesor con calibrador. Peso del espécimen en balanza electrónica.
Disección	Equipo de madera para abrir conchas; recipientes; licuadora; embudo; frascos de vidrio ámbar 500 ml	Extracción y clasificación del tejido y sangre en contenedores. Se procesa en triturador de alimentos y se transfiere a frascos de vidrio ámbar etiquetados. Las muestras se congelan y envían al laboratorio.

Nota. Protocolo adaptado de Prado-Carpio et al. (2021).

3.2. Análisis de laboratorio

En laboratorio las muestras de sedimentos, compuestas y de profundidad, fueron secadas a temperatura ambiente en un espacio cerrado, evitando la exposición directa al sol y otros factores que puedan alterar su calidad. Se separó la materia orgánica manualmente para retirar raíces y restos de moluscos; finalmente, se realizó la molienda y tamizaje con tamices de 2 mm y 180 µm. A partir de una muestra tamizada se realizó la caracterización físico-química de sedimentos (USDA soil taxonomy FAO, 1999).

Se llevaron a cabo diversos análisis para evaluar las características del sedimento: Potencial de Hidrógeno (pH) según ISO 10390:2005; Conductividad Eléctrica (CE) según

ISO 11265:1994; Color (Munsell, 1915); Densidad real (ISO 11508:2017); Materia orgánica (M.O.) según ISO 23265:2022; Carbono Orgánico (%CO); Nitrógeno Total (NT); Carbono Total (COT) (Cargua Catagña et al., 2017); y textura (Beretta et al., 2014).

Los metales analizados en laboratorio fueron As, Hg, Fe, Cd y Pb, en función de las profundidades: 1–5 cm; 5–10 cm; 10–15 cm; 15–20 cm. La determinación de Hg, para todas las campañas de muestreo en sedimentos y en el tejido blando de *Anadara grandis*, se analizó mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica — Generación de Hidruros (Standard Methods Ed 22, 2012, 3112 B y EPA 3015, 2007). Para As, Cd y Fe se utilizó la técnica de llama de acetileno. Los estándares de calibración se prepararon a partir de sales de alta calidad.

3.3. Cálculo de los índices de contaminación

3.3.1. Factor de Enriquecimiento (FE)

El FE se define como un factor mínimo por el cual el porcentaje en peso de mineral en un yacimiento es mayor que la ocurrencia promedio de ese mineral en la corteza terrestre (Quevedo y Meneses, 2014; Anbuselvan et al., 2018). Se utilizó el Fe como elemento de normalización. La expresión matemática es: $FE = (M_x/F_{ex}) / (M_b/F_{eb})$, donde M_x es la concentración de metales pesados por muestra in situ (mg/kg); F_{ex} , la concentración de hierro encontrado por

muestra (mg/kg); M_b , la concentración de metales pesados estandarizada ($As = 13$ mg/kg, $Cd = 0.3$ mg/kg, $Hg = 20$ mg/kg, $Pb = 0.4$ mg/kg); y F_{eb} , la concentración de hierro estandarizada en función del tipo de roca (47,200 mg/kg). Los valores calculados de FE son comparados con los rangos de referencia de la Tabla 2.

Tabla 2.

Clases de factores de enriquecimiento de un metal pesado (Lawson y Winchester, 1979)

Clases (FE)	Origen del elemento
1 – 10	De la roca madre
10 – 500	Moderadamente enriquecido
> 500	Indica un alto enriquecimiento

Nota. Fuente: Lawson y Winchester (1979).

3.3.2. Índice de Geoacumulación (Igeo)

El Igeo compara las concentraciones de metales en una muestra de suelo con los niveles de fondo típicos de la región (Muller, 1969). Se calcula como: $Igeo = \log_2(C_n / 1.5 \cdot B_n)$, donde C_n es la concentración del elemento contaminado y B_n es la concentración geoquímica del metal hallada en la corteza terrestre (Nur et al., 2012). Los intervalos de clasificación se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3.

Clases de índices de geoacumulación con diferentes valores de intervalo (Muller, 1969)

Clases (Igeo)	Grado de contaminación
$Igeo \leq 0$	No contaminado
$0 < Igeo \leq 1$	No contaminado a moderadamente contaminado
$1 < Igeo \leq 2$	Moderadamente contaminado
$2 < Igeo \leq 3$	De moderado a fuertemente contaminado
$3 < Igeo \leq 4$	Fuertemente contaminado
$4 < Igeo \leq 5$	De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado

Igeo > 5	Extremadamente contaminado
----------	----------------------------

Nota. Fuente: Muller (1969).

3.3.3. Índice de Riesgo Potencial Ecológico (IPRE)

El IPRE permite determinar la acumulación de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) en las comunidades bióticas teniendo en cuenta la toxicidad (Gusiatin y Kulikowska, 2014). Se expresa como: $IPRE = \sum Tr^i \cdot (CD^i \cdot \Omega / CR^i)$, donde IPRE es el riesgo potencial ecológico para el metal estudiado; Tr^i corresponde al factor de respuesta tóxica de cada metal; CD^i es la concentración media de metales pesados; Ω es el índice modificado de concentración de metales pesados calculado como $A\delta + B$ (A: porcentaje de fracción F1, $B = 1 - A$, δ : índice tóxico de la fracción F1); y CR^i es el valor de referencia o concentración de fondo (Hong et al., 2021). La Tabla 4 muestra el nivel de riesgo ecológico según el valor del IPRE.

Tabla 4.

Nivel de riesgo ecológico (Hong et al., 2021)

Valores IPRE	Nivel de riesgo ecológico
< 40	Bajo
40 – 80	Moderado
80 – 160	Considerable
160 – 320	Alto
≥ 320	Muy alto

Nota. Fuente: Hong et al. (2021).

3.4. Cálculo del Riesgo Sanitario Ambiental (RSA)

El análisis del RSA se define como la cuantificación del daño toxicológico producido al hombre debido a una determinada fuente de contaminación, cuyas concentraciones alcanzan

al receptor potencial mediante vías de migración y exposición (Giri y Singh, 2015). Según el tipo de contaminante, este puede tener características tóxicas y/o cancerígenas. El riesgo tóxico (Hazard Quotient – HQ) se calcula como: $HQ = ADD \cdot RfD$; y el riesgo cancerígeno como: $R = ADD \cdot CSF$, donde ADD es la dosis diaria asumida por el receptor, RfD es la dosis tolerable o de referencia, y CSF es el factor de pendiente de cáncer. Las ecuaciones para el cálculo del ADD para las vías de ingestión (ADDIS), contacto dérmico (ADDIS) e inhalación (ADDINS) se describen en la Tabla 5, junto con los parámetros específicos empleados.

Tabla 5.

Ecuaciones para el cálculo del promedio de ingesta diaria (ADD) (U.S. EPA, 1989)

Vía de exposición	Matriz	Ecuación ADD
Ingestión	Sedimentos	$ADDIS = Csn \cdot CF1 \cdot EF \cdot FI \cdot ED1 \cdot IR / (CF2 \cdot BW \cdot AT)$
Contacto dérmico	Sedimentos	$ADDIS = Csn \cdot CF3 \cdot SA \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED2 / (CF2 \cdot BW \cdot AT)$
Inhalación	Sedimentos	$ADDINS = Csn \cdot EF \cdot ED2 \cdot (1/VF + 0.036 \cdot (1-V) \cdot (Um/U_t)^3 \cdot F(x) / ((Q/C) \cdot CF4)) / (CF2 \cdot AT)$
Ingestión	Bivalvos (tejido blando)	$ADDIB = Ctb \cdot EF \cdot ED3 \cdot FIR \cdot CF6 / (RFDt \cdot BW \cdot AT)$

Nota. Fuente: U.S. Environmental Protection Agency (1989).

Tabla 6.

Valores empleados para el cálculo del coeficiente de peligro (U.S. EPA, 1989)

Parámetro	Abreviatura	Unidades	Adultos	Niños
Concentración del elemento (sedimento)	Csn	mg/kg	Concentración medida	Concentración medida
Factor de conversión 1	CF1	kg/mg	1×10^{-6}	1×10^{-6}
Frecuencia de exposición	EF	día/año	350	350

Parámetro	Abreviatura	Unidades	Adultos	Niños
Fracción de ingestión	FI	adimensional	1	1
Duración de exposición (ingestión)	ED1	año	24	6
Tasa de ingestión	IR	mg/día	100	200
Factor de conversión 2	CF2	día/año	365	365
Peso corporal	BW	kg	70	15
Dosis de referencia sedimentos (Hg)	RfDs	mg/kg·día	3×10^{-05}	3×10^{-05}
Dosis de referencia sedimentos (As)	RfDs	mg/kg·día	2.850×10^{-04}	2.850×10^{-04}
Factor pendiente de cáncer (As)	CFs	(mg/kg·día) ⁻¹	$1.579 \times 10^{+00}$	$1.579 \times 10^{+00}$
Factor de volatilización (Hg)	VF	m ³ /kg	4.064×10^4	1.817×10^4
Duración de exposición (dérmica/inhal.)	ED2	año	30	30
Radio de inhalación total	IRair	m ³ /día	20	20
Duración de exposición (bivalvos)	ED3	año	70	6
Tasa de ingestión de alimento	FIR	g/persona/día	9.8	9.8
Factor de conversión 6	CF6	kg/g	0.001	0.001
Dosis de referencia tejido blando	RfDt	μg/g·día	0.003	0.003

Nota. Fuente: U.S. Environmental Protection Agency (1989).

El HQTOT y el RTOT se estiman mediante la sumatoria de los HQi y Ri calculados para cada vía de exposición i-ésima. Los criterios de aceptabilidad son: $RTOT < 10^{-6}$ y $HQTOT < 1.0$ (U.S. Environmental Protection Agency, 1989). Las vías de exposición seleccionadas para sedimentos son ingestión, contacto dérmico e inhalación; para el tejido blando de Anadara

grandis la vía es ingestión; los receptores considerados son adultos y niños.

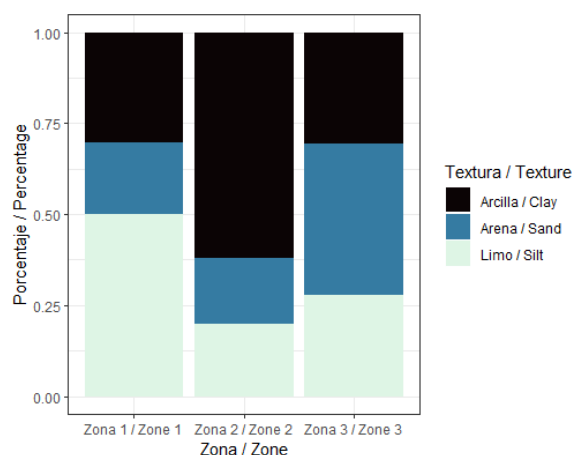
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los manglares se rigen por una combinación de factores físico-químicos que influyen en su equilibrio ecológico (Smith, 1996); correlacionarlos ayuda a comprender la dinámica del sistema de estuario. El valor de pH de las zonas analizadas se encuentra en condición neutra con tendencia ligeramente alcalina (promedio 7.64 ± 0.3); este comportamiento uniforme podría deberse a que no existe un distanciamiento significativo entre los puntos de muestreo. Estos resultados son similares a los reportados en ecosistemas de manglar análogos (Gupta y Ghose, 2020; Nogueira et al., 2023). El valor más bajo fue de 6.82 (Z1-S1-22), ubicado en la desembocadura del río Siete, y el valor más alto fue de 7.98 (Z2-S10-22), ubicado cerca de la desembocadura del río Chaguana.

La conductividad eléctrica presenta un promedio de $18.34 \pm 7 \mu\text{S}/\text{cm}$, valor relativamente homogéneo considerando que los puntos analizados tienen características similares. Se conoce que a mayor conductividad eléctrica mayor es la salinidad presente; un factor determinante en la salinidad son los aportes de agua dulce que recibe el manglar (Romero et al., 2012). El promedio de %CO en la Zona 2 fue de $2.63\% \pm 1.02$, valor superior al de las desembocaduras del río Siete (1.49%) y del río

Chaguana (1.62%). Esta diferencia radica en que los sedimentos de mangle más finos, como las arcillas, tienen mayor capacidad de acumular materia orgánica (Haris y Aris, 2013), tal como muestran los resultados de composición de suelo en la Figura 2.

Figura 2.



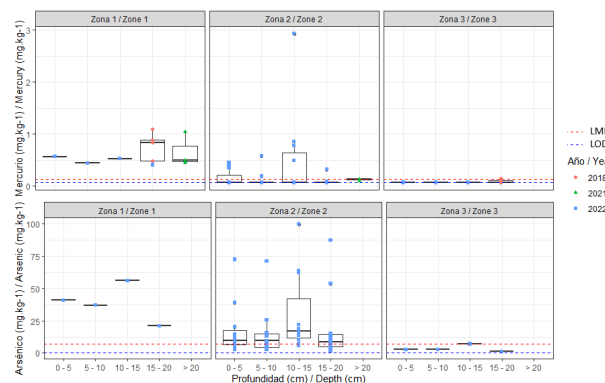
Porcentajes de limos, arcillas y arenas en las zonas de estudio.

El mangle rojo crece mejor en sedimentos arcillo-limosos ricos en materia orgánica, con bajo oxígeno y períodos de inundación más amplios (Reyes et al., 2018). La presencia de este tipo de bosque presenta la tasa de descomposición de hojarasca más baja en relación con otros sistemas, por lo que la inmovilización de nitrógeno es más alta (Nogueira et al., 2023). El promedio de nitrógeno total en las zonas 1, 2 y 3 fue de $0.14\% \pm 0.04$, similar a los valores encontrados en estuarios del Ecuador (Del Vecchia et al., 2014; Nogueira et al., 2023). Es importante destacar que este estudio constituye la primera evaluación comprensiva de los parámetros físico-químicos de este sistema de estuario; no obstante, se requieren

datos registrados con mayor frecuencia para corroborar su estado a largo plazo (Magalhães et al., 2008).

La Figura 3 muestra las concentraciones de metales pesados (Hg y As) hallados en sedimento, en cada punto de muestreo a distintas profundidades. Se puede evidenciar que tanto el As como el Hg presentan mayor acumulación a una profundidad de 10–15 cm, comportamiento similar al reportado en otros estudios de distribución espacial de metales en manglares (Parra y Espinosa, 2008; Mao et al., 2022). El límite máximo permisible (LMP) en sedimentos de zonas marinas es 7.24 mg/kg para As y 0.13 mg/kg para Hg, tomados de la Guía Canadiense para la Calidad de Sedimentos Marinos (CCME, 1995), dado que la legislación ecuatoriana no establece parámetros para sedimentos marinos (Domínguez et al., 2005).

Figura 3.



Concentración de Arsénico (As) y Mercurio (Hg) en función de la profundidad.

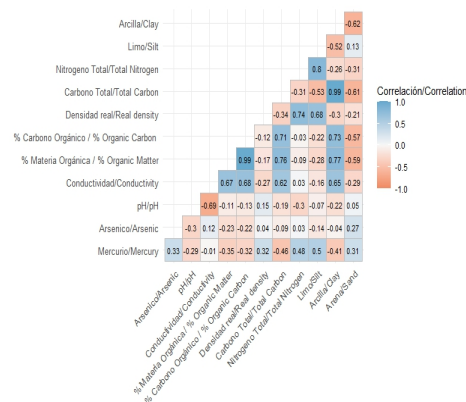
Las concentraciones de Hg en sedimentos fueron estimadas en tres campañas de monitoreo (2018, 2021, 2022), con un valor promedio de

0.27 ± 0.43 mg/kg. En las tres zonas se encontraron diferencias significativas que pueden relacionarse al efecto antrópico y a sus características físico-químicas particulares (Marín et al., 2016). La Zona 1 (desembocadura del río Siete) presentó un valor promedio de 0.66 ± 0.25 mg/kg; la Zona 2 (confluencia de ambos ríos), un valor de 0.21 ± 0.44 mg/kg; y la Zona 3 (río Chaguana), el menor valor promedio con 0.08 ± 0.03 mg/kg. La Zona 2 presenta la mayor desviación estándar, con una concentración máxima de 2.93 mg/kg, y está cubierta casi en su totalidad por *Rhizophora mangle* sp., especie que absorbe metales pesados en sus raíces (Velásquez et al., 2020), reduciendo además el efecto físico de perturbación causado por las corrientes (Parra y Espinosa, 2008).

Los esfuerzos de monitoreo de As en sedimentos en 2022 incluyeron muestreo a diferentes profundidades. En la Zona 1 y en la Zona 3 se localizaron los valores máximos de 56.03 mg/kg y 7.01 mg/kg, respectivamente, ambos a 10–15 cm de profundidad. En la Zona 2 se tomaron 11 muestras a cuatro profundidades, encontrándose a 0–5 cm un valor promedio de 18.04 ± 20.65 mg/kg; a 5–10 cm, 15.65 ± 19.60 mg/kg; a 10–15 cm, 30.43 ± 30.66 mg/kg; y a 15–20 cm, 19.18 ± 26.85 mg/kg. Los valores de As cercanos al río Siete están muy relacionados con los hallados en la Zona 1, con una ligera reducción como resultado del hidrodinamismo de las masas de agua dulce y salada. El Cd y Pb muestreados en

los mismos sitios se encontraron bajo el límite de detección (LOD), por lo que no se reportan en este estudio.

Figura 4.



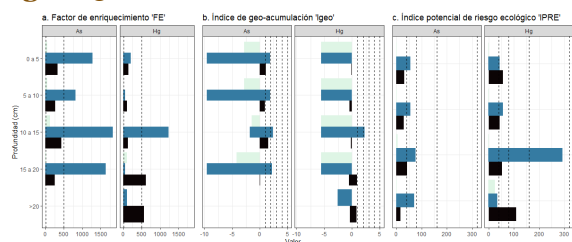
Análisis de correlación de los parámetros físico-químicos en sedimentos.

La Figura 4 presenta un análisis de correlación de Spearman (r) con un nivel de significancia del 5% (Preda y Cox, 2002). Se observa que las correlaciones directas son altas a muy altas entre los parámetros %MO, %CO y arcilla en los sedimentos, lo que se debe a la alta capacidad de los manglares para almacenar grandes cantidades de carbono; en la literatura se ha reportado que los sedimentos de manglar contienen en promedio cinco veces más carbono que los sistemas boscosos (Magalhães et al., 2008; DelVecchia et al., 2014). La textura, los metales pesados y el pH muestran una tendencia de correlaciones indirectas de moderada a muy baja; específicamente, entre el As y la textura del suelo existe una correlación indirecta muy baja, posiblemente como efecto de una contaminación antrópica de tipo puntual. El Hg no muestra correlación definida con la textura, lo cual puede

deberse a su alta volatilidad; como describe Lei et al. (2019), la pérdida de Hg de los ecosistemas de humedales puede ocurrir tanto en forma gaseosa como en solución.

Las concentraciones de Hg no se correlacionaron con %MO, %CO ni COT. Este es un resultado inusual para un metal con conocida afinidad a la materia orgánica; sin embargo, en el sistema de manglar estudiado, donde predomina *Rhizophora mangle* sp., puede ocurrir un agotamiento del metal inducido por las raíces (Lei et al., 2019), lo que podría provocar nulas o bajas concentraciones en sedimentos y mayor presencia del metal en las raíces de mangle (Velásquez et al., 2020).

Figura 5.



Índices: a) FE, b) Igeo y c) IPRE.

El cálculo de FE, Igeo e IPRE en función de las profundidades se muestra en la Figura 5. Con relación a la Zona 1, influenciada directamente por la descarga del río Siete, se evidenció una fuente de enriquecimiento adicional a la de la roca madre: los valores reportados son $102.68 \leq FE \leq 618.93$ para Hg y $250.68 \leq FE \leq 427.01$ para As. La estimación del Igeo muestra un grado de contaminación que va desde 'No contaminado' a 'Moderadamente contaminado', con valores de

$-0.56 \leq Igeo \leq 0.86$ para Hg y $0.11 \leq Igeo \leq 1.52$ para As.

En la Zona 2, el FE para Hg oscila desde 'Moderadamente enriquecido' hasta 'Grave contaminación de origen antropogénico' ($4.16 \leq FE \leq 1,237.59$), mientras que para As se indica un 'Alto enriquecimiento' ($12.31 \leq FE \leq 1,831.77$). El Igeo tiene una variación de $-5.58 \leq Igeo \leq 2.29$ para Hg y de $-9.60 \leq Igeo \leq 2.35$ para As, indicando en ambos casos que la contaminación es de tipo puntual. La Zona 3 presenta valores de FE entre 'De la roca madre' y 'Moderadamente enriquecido' para Hg ($4.16 \leq FE \leq 103.78$) y 'Moderadamente enriquecido' para As ($22.32 \leq FE \leq 124.60$); el Igeo categoriza la contaminación como 'No contaminado' para ambos metales (Hg: $-5.58 \leq Igeo \leq -1.32$; As: $-4.23 \leq Igeo \leq -1.48$).

El IPRE involucra en su cálculo el factor de respuesta tóxica (Hg = 40; As = 10). La Zona 1 presenta una intensidad de riesgo de 'Moderado' a 'Considerable' para Hg ($40.56 \leq IPRE \leq 109$) y de 'Bajo' a 'Moderado' para As ($16.20 \leq IPRE \leq 43.10$). En la Zona 2, el riesgo para Hg va de 'Bajo' a 'Alto' ($1.25 \leq IPRE \leq 292.6$) y para As es de 'Bajo' a 'Moderado' ($1.09 \leq IPRE \leq 76.72$). La Zona 3 presenta riesgo 'No contaminado' tanto para Hg ($1.25 \leq IPRE \leq 24.00$) como para As ($0.80 \leq IPRE \leq 5.39$). En todos los casos, el mayor valor de IPRE se registró a 10–15 cm de profundidad. Los puntos críticos para As (Z2-S6-22) y Hg (Z2-S7-22) se ubican adyacentes a piscinas de cultivo de camarón, cuyas operaciones pueden filtrar As

hacia fuentes de agua cercanas (Valentino-Álvarez et al., 2013); asimismo, la presencia de Hg puede deberse a la minería artesanal de oro (Cadavid-Muñoz et al., 2020).

Para la estimación del RSA, se empleó el criterio UCL (Upper Confidence Limit) a través del software estadístico gratuito ProUCL de la US-EPA (Sibert et al., 2006). El As tiene características cancerígenas y tóxicas (Tchounwou et al., 2004), mientras que el Hg presenta propiedades tóxicas (Fu et al., 2013). Los valores UCL al 95% empleados para el cálculo se muestran en la Tabla 7 (ver anexo al final del artículo).

El RTOT para el As supera el límite permisible ($RTOT < 10^{-6}$) en las tres zonas de muestreo y para ambos receptores, en la mayoría de los casos en un orden de magnitud. Esto puede interpretarse como el aumento de la probabilidad de contraer una patología tumoral tras la exposición crónica, siendo los niños el receptor más vulnerable, especialmente en cercanías de la Zona 1. El HQTOT para el As indica que los niños superan el límite permisible ($HQTOT < 1$) en las Zonas 1 y 2, con valores de 2.44 y 1.30, respectivamente. En lo que respecta al Hg, los valores de HQTOT en todos los casos son inferiores a 1, para todos los receptores de las áreas de estudio, indicando una baja probabilidad de efectos adversos sobre la salud por exposición incidental al Hg.

En Ecuador se establece una veda para la conservación de *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* según la Ley de Pesca y Desarrollo Pesquero y el Acuerdo Ministerial N.º 149; sin embargo, la especie *Anadara grandis* no cuenta con normativa que regule su etapa de veda, poniendo en riesgo su preservación. En la desembocadura del río Siete no se encontró ninguna especie de bivalvos con vida, por tanto, se recolectaron únicamente en la zona del río Chaguana. En este ecosistema, se recolectaron 65 ejemplares de *Anadara grandis* a una profundidad de 20–60 cm. Entre los bivalvos capturados, 14 correspondieron a la talla pequeña (dimensiones promedio: 5.36 ± 0.71 cm de longitud, 4.04 ± 0.87 cm de ancho, 4.50 ± 0.50 cm de altura; peso promedio: 76.00 ± 27.05 g), representando el 21.54% del total. El peso del tejido blando corresponde aproximadamente al 30% del peso total. Todos los bivalvos recolectados fueron adultos.

Las concentraciones de Hg en el tejido blando del molusco son inferiores a 0.0005 mg/kg (bajo el LOD), muy por debajo del valor referencial de 0.5 mg/kg (Velásquez et al., 2020). Esta baja concentración podría atribuirse a que los organismos son susceptibles a diferentes condiciones ambientales (Zuykov et al., 2013). Para el cálculo del RSA se empleó el valor 0.00025 (LOD/2) como estimación conservadora (Sibert et al., 2006). La Tabla 8 muestra la cuantificación

del HQTOT por Hg para la ingesta de la especie *Anadara grandis*.

Tabla 8.

*Riesgo sanitario ambiental en bivalvos (*Anadara grandis*)*

Metal	Zona	Receptor	Csn UCL 95% (mg/kg)	HQTOT
Hg	Z3	Adulto	0.00025	9.33×10^{-7}
Hg	Z3	Niño	0.00025	4.36×10^{-6}

Nota. Los valores de HQTOT son inferiores al límite de referencia (HQTOT = 1), indicando ausencia de riesgo tóxico por consumo. Fuente: elaboración propia.

El HQTOT por Hg para la ingesta de *Anadara grandis* es inferior al límite de referencia (HQTOT = 1), tanto para adultos como para niños. Por tanto, no existe riesgo por consumo de la especie en lo que respecta al Hg. Si bien el consumo esporádico del bivalvo no representaría un riesgo potencial para los seres humanos, la ingesta constante de esta especie en un entorno contaminado podría provocar efectos adversos sobre la salud aun cuando los valores sean mínimos (Hong et al., 2012).

5. CONCLUSIONES

En el estuario 'La Puntilla', se detectaron diferencias significativas con respecto a la presencia de metales pesados. El Cd y Pb no registraron trazas en los puntos de muestreo. La Zona 1 presentó los valores más altos para Hg, mientras que la Zona 2 registró las concentraciones más elevadas para As. El As estuvo presente en todas las muestras de sedimentos analizadas, mientras que un 44% de las muestras de Hg presentaron valores por

debajo del LOD. La acumulación más representativa de metales se presentó a una profundidad de 10–15 cm. No se encontraron correlaciones directas entre la concentración de metales y los parámetros físico-químicos del suelo; esto podría atribuirse a factores biológicos como la presencia de *Rhizophora mangle* sp., la cantidad de materia orgánica que limitaría la movilidad de metales, y a fuentes externas de contaminación aguas arriba del río Siete y en las cercanías del estuario.

El cálculo de índices proporcionó una estimación del grado y origen de la contaminación. Para la Zona 2 se determinó, a través del FE y el Igeo, una fuerte incidencia antrópica, con calificaciones de 'Grave contaminación de origen antropogénico' y 'Moderada a fuerte contaminación', respectivamente. Del análisis global del IPRE, la Zona 2 presenta un riesgo ecológico 'Alto' para Hg, debido a su mayor factor de toxicidad. El RTOT superó el potencial carcinogénico del As ($RTOT < 10^{-6}$) en las tres zonas y para ambos receptores, siendo los niños los más vulnerables. El HQTOT para As indicó que la dosis de referencia es superada en Z1 y Z2, mientras que para Hg se determinó que el HQTOT se encuentra bajo el umbral en todas las zonas. Se diseñó además un protocolo estructurado para la toma de muestras representativas de la especie *Anadara grandis* como bioindicador del estado de contaminación del estuario.

REFERENCIAS

- Al-Kahtany, K., Nour, H. E., El-Sorogy, A. S., y Alharbi, T. (2023). Ecological and health risk assessment of heavy metals contamination in mangrove sediments, Red Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*, 192. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115000>
- Anbuselvan, N., Nathan, D. S., y Sridharan, M. (2018). Heavy metal assessment in surface sediments off Coromandel Coast of India: Implication on marine pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 712–726. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.074>
- Beretta, A. N., Silbermann, A. V., Paladino, L., Torres, D., Kassahun, D., Musselli, R., y García Lamohte, A. (2014). Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method. *Ciencia e Investigación Agraria*, 41(2), 263–271. <https://doi.org/10.4067/s0718-16202014000200013>
- Cadavid-Muñoz, N., y Arango-Ruiz, Á. (2020). El mercurio como contaminante y factor de riesgo para la salud humana. *Revista Lasallista de Investigación*, 17(2), 280–296. <https://doi.org/10.22507/RLI.V17N2A21>
- Cargua Catagña, F. E., Rodríguez Llerena, M. V., Damián Carrión, D. A., Recalde Moreno, C. G., y Santillán Lima, G. P. (2017). Analytical methods comparison for soil organic carbon determination in Andean Forest of Sangay National Park-Ecuador. *Acta Agronomica*, 66(3), 408–413. <https://doi.org/10.15446/acag.v66n3.52467>
- Castillo, B. del C., y Velásquez, C. (2021). A success story: Ecuadorian shrimp farming. <https://www.researchgate.net/publication/317703862>
- CCME. (1995). Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME EPC-98E.
- CONALI. (2020). Geoportal de Catastro Minero. <https://arcmineria.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html>
- DelVecchia, A. G., Bruno, J. F., Benninger, L., Alperin, M., Banerje, O., y De Dios Morales, J. (2014). Organic carbon inventories in natural and restored Ecuadorian mangrove forests. *PeerJ*, 2014(1). <https://doi.org/10.7717/peerj.388>
- Domínguez, L., Goethals, P., y De Pauw, N. (2005). Aspectos del ambiente físico-químico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de su calidad de agua. *Revista Tecnológica ESPOL*, 18(1), 127–134.
- Fu, J., Hu, X., Tao, X., Yu, H., y Zhang, X. (2013). Risk and toxicity assessments of heavy metals in sediments and fishes from the Yangtze River and Taihu Lake, China. *Chemosphere*, 93(9), 1887–1895. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.061>
- Giri, S., y Singh, A. K. (2015). Risk assessment, statistical source identification and seasonal fluctuation of dissolved metals in the Subarnarekha River, India. *Journal of Hazardous Materials*, 265, 305–314. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.09.067>
- Gupta, M., y Ghose, S. (2020). Assessment of physico-chemical characteristics of water in mangrove areas. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 9(1), 1–10.
- Gusiatin, Z. M., y Kulikowska, D. (2014). The usability of the geo-accumulation index and enrichment factor in assessment of heavy metals in sewage sludge. *Environmental Management*, 34(6), 1141–1148.

- Haris, W. N. A., y Aris, A. Z. (2013). Distribution and fractionation of heavy metals in shallow coastal sediments of Dungun River, Terengganu, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 70(3), 1083–1095. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2197-y>
- Hong, Y. K., Oh, J., y Kim, I. (2021). Ecological risk assessment of heavy metals in estuarine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112103. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112103>
- Hong, Y. S., Kim, Y. M., y Lee, K. E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 45(6), 353–363. <https://doi.org/10.3961/jpmp.2012.45.6.353>
- Khadanga, S., Mishra, S., y Sahu, S. K. (2022). Geochemical assessment of heavy metals in estuarine sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 12. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09663-9>
- Lei, P., Nunes, L. M., Liu, Y. R., Zhong, H., y Pan, K. (2019). Mechanisms of algal biomass input enhanced microbial Hg methylation in lake sediments. *Environment International*, 126, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.038>
- Lemly, A. D. (1996). Evaluation of the hazard quotient method for risk assessment of selenium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35(2), 156–162. <https://doi.org/10.1006/eesa.1996.0096>
- Magalhães, C., Teixeira, C., Teixeira, R., Machado, A., Azevedo, I., y Bordalo, A. A. (2008). Dinámica del carbono y nitrógeno orgánico disueltos en el estuario del Duero, Portugal. *Ciencias Marinas*, 34(3), 271–282.
- Mao, C., Du, S., Zhang, G., Wang, Y., y Rao, W. (2022). Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in the sediment of a tropical mangrove wetland on Hainan Island, China. *Water*, 14(22). <https://doi.org/10.3390/w14223785>
- Marín, A., Gonzalez, V. H., Lapo, B., Molina, E., y Lemus, M. (2016). Niveles de mercurio en sedimentos de la zona costera de El Oro, Ecuador. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 45(1), 35–50.
- McLusky, D. S., y Elliott, M. (2004). *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001>
- Muller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2(3), 108–118.
- Munsell, A. H. (1915). *Soil color charts*. Munsell Color Company.
- Niu, L., Li, J., Luo, X., Fu, T., Chen, O., y Yang, Q. (2021). Identification of heavy metal pollution in estuarine sediments under long-term reclamation: Ecological toxicity, sources and implications for estuary management. *Environmental Pollution*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118126>
- Nogueira, M., Rebolledo Monsalve, E., y Verduga Vergara, L. (2023). Water and sediment quality changes in mangrove systems with shrimp farms in the northern Ecuadorean coast. *Applied Sciences*, 13(13), 7749. <https://doi.org/10.3390/app13137749>
- Nur, A., Shafie, A. Z., Aris, M. P., Zakaria, H., Haris, W. Y., Lim, N., y Isa Mohd. (2012). Application of geoaccumulation index and enrichment factors on the assessment of heavy metal pollution in the sediments. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 48(2), 182–190. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.717810>
- Parra, J. P., y Espinosa, F. (2008). Distribución de metales pesados (Pb, Cd y Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora mangle* en el río Sevilla–Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 37(1), 95–110. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.1.184>

- Pavón, A., Riquelme, D., Jaña, V., Iribarren, C., Manzano, C., Lopez-Joven, C., Reyes-Cerpa, S., Navarrete, P., Pavez, L., y García, K. (2022). The high risk of bivalve farming in coastal areas with heavy metal pollution and antibiotic-resistant bacteria: A Chilean perspective. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2022.867446>
- Preda, M., y Cox, M. E. (2002). Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. *Environment International*, 28(5), 433–449. [https://doi.org/10.1016/s0160-4120\(02\)00074-0](https://doi.org/10.1016/s0160-4120(02)00074-0)
- Quevedo, J., y Meneses, L. (2014). Geoaccumulation index and enrichment factor for lead, cadmium and nickel in agricultural soils of San Alfonso area in Machachi. *Revista de la Facultad de Ciencias Químicas*, 11, 33–42.
- Reyes, A. O., Robles López, K., Urrego Giraldo, L. E., y Romero Tabarez, M. (2018). Diversity and biological interactions in mangrove forests ecosystem. *Revista de Ciencias*, 22(2). <https://doi.org/10.25100/rc.v22i2.7925>
- Romero, P., Valverde, P., Galarza Romero, B., y Jiménez, S. (2012). Geochemical and isotopic characterization of surface water and mine drainage in the area of influence of the Siete River, Ponce Enríquez Mining District (Ecuador). *ResearchGate*. <https://www.researchgate.net/publication/318685624>
- Scholl, D. W. (1968). Mangrove swamps: Geology and sedimentology. In *Encyclopedia of Geomorphology* (pp. 683–688). https://doi.org/10.1007/3-540-31060-6_237
- Sibert, C., Singh, A., Maichle, R., y Lee, S. E. (2006). On the computation of a 95% upper confidence limit of the unknown population mean based upon data sets with below detection limit observations. U.S. EPA. www.epa.gov
- Skilbeck, C. G., Trevathan-Tackett, S., Apichanangkool, P., y Macreadie, P. I. (2017). Sediment sampling in estuaries: Site selection and sampling techniques (pp. 89–120). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-024-0990-1_5
- Smith, P. T. (1996). Physical and chemical characteristics of sediments from prawn farms and mangrove habitats on the Clarence River, Australia. *Aquaculture*, 146(1–2), 47–83. [https://doi.org/10.1016/s0044-8486\(96\)01361-0](https://doi.org/10.1016/s0044-8486(96)01361-0)
- Suarez Murillo, Á. D. (2020). Contaminación ambiental del agua por el uso indebido de pesticidas agrícolas en plantaciones de banano en el Ecuador [Tesis de grado]. Universidad Técnica de Babahoyo. <http://dspace.utb.edu.ec/handle/49000/8482>
- Tchounwou, P. B., Centeno, J. A., y Patlolla, A. K. (2004). Arsenic toxicity, mutagenesis, and carcinogenesis: a health risk assessment and management approach. *Molecular and Cellular Biochemistry*, 255(1–2), 47–55. <https://doi.org/10.1023/b:mcbi.0000007260.32981.b9>
- U.S. Environmental Protection Agency. (1989). Risk assessment: Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA. <http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment>
- USDA soil taxonomy FAO. (1999). USDA soil taxonomy. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-classification/usda-soil-taxonomy/en>
- Valentino-Álvarez, J. A., Núñez-Nogueira, G., y Fernández-Bringas, L. (2013). Acute toxicity of arsenic under different temperatures and salinity conditions on the white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Biological Trace Element Research*, 152(3), 350–357. <https://doi.org/10.1007/s12011-013-9635-6>
- Vásquez, W., Racines, M., Moncayo, P., Viera, W., y Seraquive, M. (2019). Calidad del fruto y pérdidas poscosecha de banano orgánico (*Musa acuminata*) en el Ecuador. *Enfoque UTE*, 10(4), 57–66.

- Velásquez, C. P., López, I., y Rivera, M. F. (2020). Estimación del riesgo ecológico y a la salud humana del mercurio en una zona de manglar del estuario La Puntilla, provincia de El Oro, sur del Ecuador. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 49(1), 81–100.
- Vivas González, C. J., y Matamoros Campusano, D. (2004). Aplicación del modelo HEC-RAS para el cálculo de los perfiles hidráulicos del sistema hídrico del río Chaguana [Tesis de grado]. Universidad de Guayaquil.
- Yuan, X., Zhang, L., Li, J., Wang, C., y Ji, J. (2014). Sediment properties and heavy metal pollution assessment in the river, estuary and lake environments of a fluvial plain, China. *Catena*, 119, 52–60.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.008>
- Zhiminaicela, J., Quevedo, J., y García, R. (2020). La producción de banano en la provincia de El Oro y su impacto en la agrobiodiversidad. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas*, 3(2), 189–195.
- Zuykov, M., Pelletier, E., y Harper, D. A. T. (2013). Bivalve mollusks in metal pollution studies: From bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere*, 93(2), 201–208.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.001>

CÓMO CITAR ESTE ARTÍCULO:

Rivera Velásquez, M. F., Aldas Valencia, P. J., Armijos Oviedo, N. E., Cóndor Simbaña, C. G., Lapo Alcivar, C. M., & López Sánchez, I. Y. (2026). Evaluación de la contaminación por metales pesados de una zona de estuario mediante un análisis multicriterio. *Revista Científica El Capacho* [edición especial].
<https://doi.org/10.63796/capacho.2026.v15i1.230>

ANEXO:

Tabla 7.

Riesgo sanitario ambiental en sedimentos

Metal	Zona	Receptor	Csn UCL 95%	ADDIS	ADDDS	ADDINS	HQTOT	ADDIS (R)	ADDDS (R)	RTOT
As	Z1	Adulto	55.65	2.54E-01	1.42E-02	—	2.68E-01	3.92E-05	2.73E-06	4.19E-05
As	Z2	Adulto	29.72	1.36E-01	7.57E-03	—	1.43E-01	2.09E-05	1.46E-06	2.24E-05
As	Z3	Adulto	6.392	2.92E-02	1.63E-03	—	3.08E-02	4.50E-06	3.14E-07	4.82E-06
As	Z1	Niño	55.65	2.37E+00	6.62E-02	—	2.44E+00	9.15E-05	1.28E-05	1.04E-04
As	Z2	Niño	29.72	1.27E+00	3.53E-02	—	1.30E+00	4.89E-05	6.81E-06	5.57E-05
As	Z3	Niño	6.392	2.72E-01	7.60E-03	—	2.80E-01	1.05E-05	1.47E-06	1.20E-05
Hg	Z1	Adulto	0.799	3.65E-03	1.93E-03	5.39E-06	5.59E-03	—	—	—
Hg	Z2	Adulto	0.519	2.37E-03	1.26E-03	3.50E-06	3.63E-03	—	—	—
Hg	Z3	Adulto	0.104	4.75E-04	2.52E-04	7.01E-07	7.27E-04	—	—	—
Hg	Z1	Niño	0.799	3.41E-02	9.02E-03	5.62E-05	4.31E-02	—	—	—
Hg	Z2	Niño	0.519	2.21E-02	5.86E-03	3.65E-05	2.80E-02	—	—	—
Hg	Z3	Niño	0.104	4.43E-03	1.17E-03	7.32E-06	5.61E-03	—	—	—

Nota. ADDIS: vía ingestión; ADDDS: contacto dérmico; ADDINS: inhalación; R: riesgo cancerígeno. Fuente: elaboración propia.