

Metales pesados en agua y macroinvertebrados de la cuenca del río Ayuquila-Armería (México) y sus afluentes Heavy metals in water and macroinvertebrates of the Ayuquila-Armería river basin (Mexico) and its affluents

Oscar Raúl Mancilla-Villa^{1†}, Larissa Gómez-Villaseñor², Carlos Palomera-García³,
Omar Hernández-Vargas¹, Rubén Darío Guevara-Gutiérrez²,
Héctor Manuel Ortega-Escobar⁴, Héctor Flores-Magdaleno⁴, Álvaro Can-Chulim⁵,
Edgar Iván Sánchez-Bernal⁶, Juan Uriel Avelar-Roblero⁴ y Elia Cruz-Crespo⁵

¹ Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur, Departamento de Producción Agrícola, ² Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Ingeniería en Recursos Naturales y Agropecuarios, ³ Departamento de Ciencias de la Salud y Ecología Humana. Av. Independencia Nacional #151, centro Autlán de Navarro. 48900 Autlán, Jalisco, México.

† Autor para correspondencia (oscar.mancilla@academicos.udg.mx)

⁴ Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. Carretera México-Texcoco km. 38.5, Chapingo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

⁵ Universidad Autónoma de Nayarit. Carretera Tepic-Compostela km 9. 63780 Xalisco, Nayarit, México.

⁶ Universidad del Mar. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel. 70902 Pochutla, Oaxaca, México.
Editora de Sección: Dra. Verónica Ortega Baranda

RESUMEN

La cuenca del río Ayuquila-Armería se clasifica como cuenca hidrográfica prioritaria de México por su alta diversidad y también por la presión ecosistémica a la que es sometida. El objetivo de este estudio fue determinar las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Pb y Zn) en agua y macroinvertebrados acuáticos, además de parámetros físicos y químicos (pH, C.E y caudal) en las subcuencas tributarias y el cauce principal. La presente investigación se llevó a cabo con muestreos en la temporada lluviosa en 2015, y en la temporada seca en 2016, en 18 sitios de la cuenca. En cada sitio de muestreo se realizaron determinaciones de metales pesados, parámetros físicos y químicos, colecta de macroinvertebrados acuáticos y estimación del caudal de los afluentes. En el agua superficial solo el Hg y el Pb superaron los límites permisibles para aguas naturales (0.02 y 0.0015 mg L⁻¹ respectivamente) en el 60% de los sitios, en cuanto a las concentraciones en macroinvertebrados los seis metales superaron los límites permisibles en el 65% de los sitios con concentraciones de 0.33 a 7.07 mg kg⁻¹, de estos el Hg (7.07 mg kg⁻¹) y el metaloide As (5.19 mg kg⁻¹) fueron los que presentaron las mayores concentraciones.

Palabras clave: agricultura, caudal, contaminación, toxicología ambiental.

SUMMARY

The Ayuquila-Armería river basin is classified as a priority hydrographic basin in Mexico for its high diversity and for the ecosystem pressure it is subjected to. The objective of this study was to determine the concentrations of heavy metals (As, Cd, Cr, Hg, Pb and Zn) in water and aquatic macroinvertebrates, in addition to physical and chemical parameters (pH, EC and flow) in the tributary basins and the main channel. The present investigation was carried out with samplings in the rainy season in 2015, and in the dry season in 2016, at 18 sites in the basin. Determinations of heavy metals, physical and chemical parameters, collection of aquatic macroinvertebrates and estimation of the flow of the tributaries were carried out at each sampling site. In surface water, only Hg and Pb exceeded the permissible limits for natural waters (0.02 and 0.0015 mg L⁻¹ respectively) in 60% of the sites; in terms of concentrations in



Cita recomendada:

Mancilla-Villa, O. R., Gómez-Villaseñor, L., Palomera-García, C., Hernández-Vargas, O., Guevara-Gutiérrez, R. D., Ortega-Escobar, H. M., ... Cruz-Crespo, E. (2023). Metales pesados en agua y macroinvertebrados de la cuenca del río Ayuquila-Armería (México) y sus afluentes. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-17. e1603. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1603>

Recibido: 1 de octubre de 2022.
Aceptado: 26 de diciembre de 2022.
Artículo. Volumen 41.
Mayo de 2023.

macroinvertebrates, the six metals exceeded the permissible limits in the 65% of the sites with concentrations of 0.33 to 7.07 mg kg⁻¹, of these the Hg (7.07 mg kg⁻¹) and the metalloid As (5.19 mg kg⁻¹) were the ones that presented the highest concentrations.

Index words: *farming, flow, pollution, environmental toxicology.*

INTRODUCCIÓN

Más de dos tercios de la superficie del planeta están cubiertos de agua, de los cuales el 2.5% es mayoritariamente agua dulce en forma sólida (casquetes polares) o se encuentra en los mantos acuíferos. En consecuencia, solo el 0.4% del mismo está disponible para el uso humano (Castro, Almeida, Ferrer y Díaz, 2014). El agua es un elemento crucial para el progreso de las naciones, la calidad del agua y sus ecosistemas, junto con un buen estado del régimen hidrológico, son parte de los factores que más contribuyen al bienestar humano; sin embargo, esta escasa fracción de agua dulce accesible ha sufrido progresivamente alteraciones nocivas en los últimos tiempos debido a las presiones antrópicas (Sierra-Ramírez, 2011).

Las cuencas hidrológicas son particiones naturales del terreno y, para muchos propósitos forman el marco ideal para la planificación y administración de los recursos naturales; su constitución y funcionamiento sustentan un delicado y dinámico equilibrio, resultado de la interacción entre sus constituyentes, incluidas las actividades humanas (Cotler, Garrido, Bunge y Cuevas, 2010; Geraldi, Piccolo y Perillo, 2010; Báez, 2014).

En Jalisco, la demanda de agua superficial está íntimamente ligada a la expansión demográfica y al crecimiento de las acciones rentables (CONAGUA, 2016). La cuenca del río Ayuquila-Armería, que es la más grande del estado de Colima y la segunda más grande de Jalisco, está designada como una cuenca hidrográfica crucial en México por su gran biodiversidad, pero al mismo tiempo por su elevado grado de transformación (de alto a extremo) de su dinámica operativa y los importantes niveles de presión social que enfrenta (Cotler et al., 2010; Rodríguez-Contreras, Martínez y Ortiz, 2020).

Las diversas dificultades que presenta la cuenca se derivan de la contaminación de los cuerpos de agua por el vertido de aguas servidas urbanas sin tratar, la alteración del medio ambiente por la fuerte deforestación y la introducción de sedimentos en suspensión (Palomera-García, 2012¹), el agotamiento de los acuíferos en el medio y parte baja de la cuenca, el desvío y retención de agua que provocan la desecación de ríos y quebradas, el crecimiento demográfico y el despilfarro del agua urbana y agrícola (Hernández-Juárez, Martínez, Peñuela y Rivera, 2019).

Otros desafíos ecológicos que se han reconocido dentro de la cuenca hidrográfica incluyen: la introducción de especies no autóctonas como los caracoles manzana (*Pomacea flagellata*), la tilapia (*Oreochromis aureus*), y almejas asiáticas (*Corbicula fluminea*) (Palomera-García, 2012¹); el empleo indebido de métodos de pesca, la caza ilegal y la producción de sustancias ilegales (Santana et al., 1993; Mancilla-Villa et al., 2017; Meza-Rodríguez et al., 2017). Adicionalmente, se ha documentado la amplia utilización de pesticidas en prácticas agrícolas, con el uso de cerca de 20 productos entre fungicidas, fertilizantes y herbicidas, (Rodríguez-Aguilar, Martínez, Peregrina, Ortiz y Cárdenas, 2019).

El contenido de metales pesados en parcelas agrícolas, aguas subterráneas y superficiales se ha relacionado estrechamente con la utilización de pesticidas, como se ha expuesto en diferentes estudios (Cakmak et al., 2010; Kristensen y Taylor, 2012). En el área de influencia de la cuenca del río Ayuquila-Armería se ha evidenciado la utilización continua de pesticidas y plaguicidas, la actividad agrícola es muy amplia dentro de la cuenca y se considera como una de las actividades más rentables en la región, no obstante, se ha expuesto la presencia de pesticidas en diferentes matrices ambientales, así como afectaciones a la salud humana (Guzmán-Plazola, Guevara, Olgún y Mancilla, 2016; Rodríguez-Aguilar et al., 2019).

¹ Palomera-García, C. (2012). *Effects of land-use activities in the Ayuquila Rivers fauna*. Tesis para obtener el grado de Doctor. Department of Biological Sciences, Simon Fraser University. Disponible en https://summit.sfu.ca/_flysystem/fedora/sfu_migrate/13662/etd7511_CPalomera-Garcia.pdf

Se han implementado muchos métodos y técnicas para monitorear la calidad del agua; inicialmente, el objetivo del monitoreo fue identificar la contaminación orgánica que podría afectar la salud humana y propagar enfermedades. Posteriormente, el objetivo principal fue la identificación de varios productos químicos y su toxicidad para los organismos, para finalmente incluir los efectos que las perturbaciones del paisaje tienen en la estructura y el funcionamiento de los sistemas acuáticos (Lauringson *et al.*, 2012; Sharma, Dawar y Berkale, 2014).

En este sentido y tomando como base que las características físicas y químicas del agua brindan una instantánea de las condiciones del río cuando se toman las variables, se ha optado por la utilización de la biota acuática, ya que se obtiene información de un período de tiempo más largo, la biota acuática se ha convertido en un elemento central en las evaluaciones de calidad ambiental, ya que proporciona una medida integradora de la química del agua y las condiciones físicas de su entorno (Barbour y Paul, 2010; Katyal, 2011).

Para el caso de este estudio se han determinado concentraciones de metales pesados en macroinvertebrados acuáticos, los cuales son relativamente sedentarios, proporcionan una visión general de las condiciones prevalentes del agua en un periodo de tiempo más amplio que el agua o los sedimentos, reflejando las condiciones a largo plazo de un sitio, estos han sido utilizados ampliamente como indicadores de la salud del río (Simon y Evans, 2017), perturbaciones humanas y naturales (Loisl, Singer y Keckeis, 2014), restauración ecológica, convirtiéndolos en elementos clave en numerosos índices biológicos utilizados en todo el mundo (Merrit, Fenoglio y Cummins, 2017).

En atención a los problemas y la contaminación que enfrenta el río, es imperativo implementar un programa de monitoreo para el análisis de la calidad del agua; En este contexto, la presente investigación busca evaluar los niveles de metales tóxicos en agua y macroinvertebrados. Un objetivo adicional es identificar los factores físicos y químicos y deducir su asociación con los niveles de metales pesados en los lugares de muestreo, enfatizando la investigación de las subcuencas que pueden mejorar o exacerbar la contaminación de la corriente principal de la cuenca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El río Ayuquila-Armería está situado en Jalisco y Colima, en la región occidental del país, entre las coordenadas geográficas 18° 51' 05" a 20° 28' 03" N y 104° 38' 17" a 103° 34' 41" O. Tiene una superficie de 10 257 kilómetros cuadrados, y tiene su origen en la confluencia de los ríos Ayuquila y Tuxcacuesco. Luego de la confluencia se le llama río Armería hasta su ingreso al estado de Colima. Su recorrido abarca una distancia de 321 kilómetros, partiendo de su punto más alto a una altitud de 3290 metros y terminando en su desembocadura en Boca de Pascuales en Colima (Cotler *et al.*, 2010). La cuenca presenta un clima cálido subhúmedo, templado subhúmedo y semicálido subhúmedo, todos caracterizados por precipitaciones estivales. La temperatura media anual está entre 14-28 °C, y la precipitación total anual oscila entre 700-2000 mm, representando la evaporación el 80-90% de la precipitación total (Meza-Rodríguez *et al.*, 2017) (Figura 1).

Muestreo

El muestreo en la cuenca del río Ayuquila-Armería y sus afluentes se realizó mediante trabajo de campo, cubriendo la parte alta, media y baja del río, con un total de 18 sitios de recolección (Figura 1). Se recolectaron muestras de agua y de macroinvertebrados acuáticos en cada sitio, junto con mediciones de variables físicas y químicas como pH, C.E. y caudal.

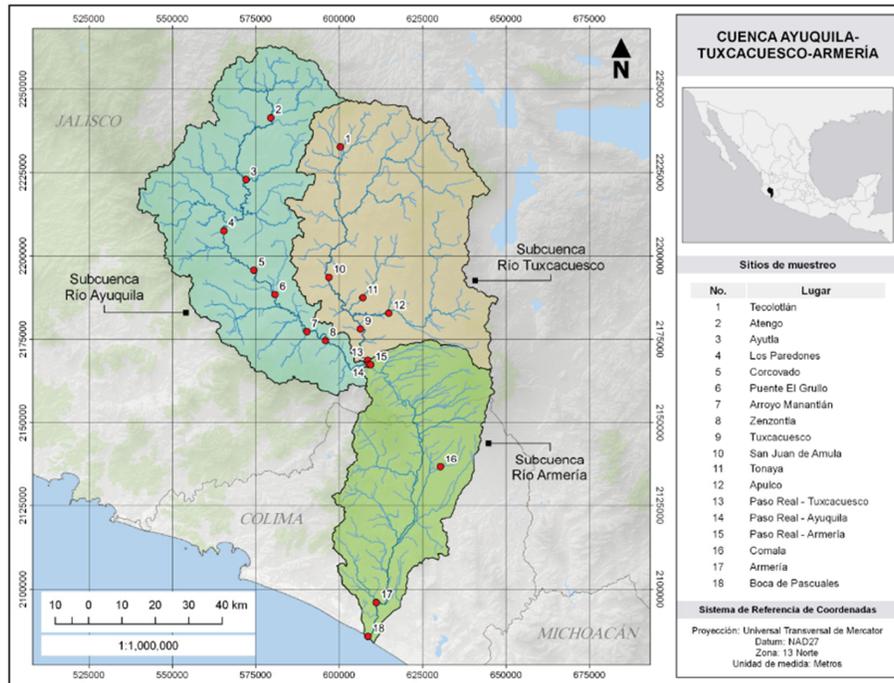


Figura 1. Localización geográfica de los sitios de muestreo en la cuenca del río Ayuquila-Armería.
Figure 1. Geographic location of the sampling sites in the Ayuquila-Armería river basin.

Las muestras de agua se recolectaron en recipientes de polietileno de alta densidad de 0.2 L de cada punto de muestreo y se trataron con ácido nítrico concentrado para alcanzar un pH < 2. Luego se colocaron en hieleras para su transporte de acuerdo con las pautas de la EPA (1983) y la APHA (1998). A cada recipiente se adjuntó una etiqueta que indicaba la fecha, el nombre y la ubicación del sitio, y en el laboratorio se determinó el pH y la conductividad eléctrica (Solís-Garza, Villalba, Nubes, Del Castillo y Meraz, 2011; Mancilla-Villa *et al.*, 2017).

Los macroinvertebrados se colectaron con una red de apertura de 600 μm de ambos lados del río y el centro del cauce, cubriendo un total de 4 m^2 por sitio, y hasta recolectar 120 individuos. Luego fueron transportados en contenedores plásticos con alcohol al 70% e identificados en laboratorio (Terneus, Hernández y Racines, 2012; Gutiérrez-Garaviz, Zamora y Andrade, 2014). Estos organismos se clasificaron en grupos funcionales, como colector-filtrador, colector-recolector, raspadores, trituradores y depredadores (Silva y Moulton 2011; Merrit *et al.*, 2017).

Se utilizó el método de la huella máxima para estimar el caudal mediante la cuantificación de los volúmenes de aporte de las subcuencas tributarias principales y del cauce principal. El caudal máximo que se produjo durante una crecida reciente en un río sin otro tipo de aforo se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$Q=V \times A \quad (1)$$

Dónde: Q = caudal de la crecida máxima en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, A = área hidráulica en m^2 y V = velocidad en m s^{-1}

Para determinar el área hidráulica se midió la profundidad alcanzada por el cauce y la velocidad del caudal en cada metro por el ancho total del caudal en cada punto de muestreo. Una vez obtenidos estos dos parámetros, se estimaron los volúmenes de aporte de cada sitio.

Digestión de las Muestras

Las muestras de agua se acidificaron en campo con 1 mL de ácido nítrico (HNO_3) (Jalmeck) siguiendo la metodología propuesta por EPA (1983) y APHA (1998); posteriormente se almacenaron y se enviaron al Laboratorio de ciencias ambientales del Colegio de Postgraduados (campus Montecillo) para la determinación de metales pesados.

Para la digestión de los macroinvertebrados se tomó como referencia la metodología propuesta por Alcivar y Mosquera (2011²), las muestras se depositaron en recipientes de cerámica y se desecaron en un horno a 70 °C, por 36 h. El tejido seco se pulverizó y se pesó 1 g de la muestra posteriormente se depositó en un matraz Erlenmeyer de 250 mL y se le añadió 10 mL de ácido nítrico (HNO_3) con tres repeticiones por muestra, después el matraz se calentó en una hornilla hasta los 100 °C durante 20 minutos aproximadamente hasta evaporar la mayor cantidad del líquido y obtener 0.5 mL de muestra. El líquido obtenido se dejó enfriar por 20 minutos y posteriormente se filtró con papel Whatman N° 40 y se diluyó en 20 mL de agua bidestilada, se pesó en una balanza electrónica analítica y se almacenó en un frasco de 30 mL para su transporte.

Determinación de Metales Pesados

La identificación y cuantificación de los metales pesados Hg (Mercurio), Pb (Plomo), Zn (Zinc), Cd (Cadmio), Cr (Cromo) y del metaloide As (Arsénico), se realizó mediante espectrometría de emisión atómica, utilizando plasma acoplado inductivamente con el Perkin Elmer 5300 Optima ICP, previamente ajustado con patrones de referencia certificados (García-Nieto *et al.*, 2011). El análisis de metales pesados se realizó en el Laboratorio de Ciencias Ambientales del Colegio de Postgraduados (campus Montecillo). Los límites de cuantificación para los metales fueron: Cd (5.0), Hg (0.024), Pb (8.0), Zn (8.0), Cr (8.0) y As (1.5) $\mu\text{g L}^{-1}$. Los valores de recuperación adquiridos de las muestras fortificadas en agua desionizada fueron: Cd 98,7%, Hg 96,52%, Pb 96,93%, Zn 97,9%, Cr 97,3% y As 98,9%. Estos valores se encuentran dentro del rango sugerido y cercanos al 100% (EPA 1996).

Análisis Estadístico

Se realizó una prueba de varianza de medias mediante ANOVA de una vía, para determinar las diferencias significativas entre las concentraciones de metales encontradas en la temporada lluviosa y seca, además de determinar las diferencias entre las concentraciones de metales en agua y en macroinvertebrados. Se complementó la información realizando un análisis de correspondencia canónica para relacionar las variables físicas y químicas con las concentraciones de metales pesados encontradas. Los análisis se llevaron a cabo con los programas SPSS V 25.0 (IBM SPSS Statistics, 2017) y PC-ORD V 7.0 (Wild Blueberry Media, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros Físicos y Químicos del Agua

En el (Cuadro 1) se muestran los resultados de las determinaciones de las variables fisicoquímicas (caudal, pH y conductividad eléctrica), en los 18 sitios seleccionados y en ambas épocas de muestreo.

Durante la temporada de lluvias, el nivel de pH osciló entre 7.34 a 8.43 con un promedio de 7.98; mientras que en la temporada seca varió de 7.35 a 8.39 con un promedio de 7.84. Estos valores están categorizados como alcalinos y se

² Alcivar-Tenorio, M., & Mosquera-Armijo, J. (2011). *Concentración de metales pesados (Cr total, Pb, Cd) en agua superficial y sedimentos en el Estero Salado (Guayaquil)*. Tesis para obtener del título de Biólogo. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Guayaquil. Guayaquil, Ecuador. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/618>

Cuadro 1. Variables físicas y químicas determinadas en los sitios de muestreo.
Table 1. Physical and chemical variables determined at the sampling sites.

Sitio	pH		C.E.		Caudal	
	Lluviosa	Seca	Lluviosa	Seca	Lluviosa	Seca
			----- $\mu\text{S cm}^{-1}$ -----		----- $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ -----	
1	7.88	7.72	0.122	0.137	0.17	0.03
2	7.34	7.35	0.158	0.149	1.24	0.44
3	7.79	7.59	0.182	0.187	3.67	1.02
4	7.7	7.61	0.155	0.143	26.96	16.14
5	7.9	7.87	0.162	0.162	27.03	16.32
6	7.59	7.42	0.172	0.182	8.29	3.82
7	7.48	7.46	0.56	0.112	4.13	1.37
8	8.18	8.29	0.195	0.221	43.41	14.46
9	8.11	8.12	0.419	0.423	32.89	11.49
10	7.77	7.43	0.333	0.347	5.56	1.80
11	8.44	8.28	0.504	0.513	0.34	0.03
12	8.43	8.41	0.235	0.246	0.29	0.03
13	8.07	8.01	0.432	0.427	30.08	9.37
14	7.99	7.55	0.286	0.279	45.19	19.99
15	8.04	7.71	0.379	0.385	75.26	29.67
16	8.12	7.99	0.233	0.244	1.07	0.29
17	8.4	7.87	0.573	0.561	59.06	18.40
18	8.35	8.39	0.2225	0.2123	58.34	16.93
Promedio	7.98	7.84	0.378	0.380	23.50	8.98
Desv Std	0.326	0.353	0.482	0.455	24.40	9.18

encuentran dentro del rango aceptable (5 a 10 unidades) establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 SEMARNAT (2022), en su apartado de preservación de la vida acuática. No se detectaron variaciones significativas entre las temporadas de muestreo ($F = 1.51$; $P = 0.22$).

El nivel de posible toxicidad y disponibilidad que un metal pesado puede presentar en un entorno particular depende de varios factores, tales como características propias de cada metal (naturaleza metálica, abundancia de accesibilidad en el medio ambiente, estado molecular específico y duración en el sistema); así como características físicas y químicas ambientales, como la acidez (Pérez-Díaz, Peña, López y Hernández, 2016). En el caso de los hidróxidos y óxidos de metales de transición (por ejemplo, Cd, Cr, Zn), así como los de aluminio y magnesio, frecuentemente son insolubles en agua. Sin embargo, la disolución de dichos hidróxidos y óxidos está influenciada por el estado de oxidación del metal y el pH del medio acuoso (Alcañiz, 2012). Los valores de pH registrados en este estudio se consideran alcalinos, lo que implica que los metales pesados están menos disponibles, dado que una parte considerable ha precipitado como hidróxidos insolubles, carbonatos y complejos orgánicos (Mahecha-Pulido, Trujillo y Torres, 2015).

En cuanto a la conductividad del agua, en época de lluvias se observaron valores que oscilaron entre 0.112 y 0.573 $\mu\text{S cm}^{-1}$ con una media de 0.295 $\mu\text{S cm}^{-1}$, mientras que en época seca los valores oscilaron entre 0.112 y 0.561 $\mu\text{S cm}^{-1}$ con un promedio de 0.273 $\mu\text{S cm}^{-1}$; no se encontraron diferencias significativas entre las dos temporadas ($F = 0.211$; $P = 0.64$). Los valores máximos de 0.2225 y 0.2123 $\mu\text{S cm}^{-1}$ se registraron en el sitio Boca de Pascuales, que es el punto donde el río Ayuquila-Armería se une con el agua salada del mar.

La conductividad eléctrica puede afectar significativamente la adsorción de elementos traza y su inclusión en complejos inorgánicos solubles e insolubles. Por ejemplo, Ca^{2+} y Zn^{2+} pueden dificultar la adsorción de Cd (Viera-Torres *et al.*, 2018). Si el agua tiene un C.E. superior a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, se puede producir la metilación de elementos como Hg, Sb, Se, Sn y el metaloide As y producir especies metiladas como CH_3Hg^+ (Méndez-Ramírez y Armienta-Hernández, 2012).

La metilación puede alterar el movimiento y la pérdida de algunos elementos traza y su toxicidad para los organismos. Por ejemplo, las formas metiladas de As son menos tóxicas que las formas inorgánicas, mientras que las formas metiladas de Hg son más tóxicas. Tres sitios mostraron valores de C.E. superiores a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, lo que indica que pueden estar ocurriendo procesos de metilación, lo que podría afectar las comunidades bióticas de los ecosistemas acuáticos de estos sitios con metales tóxicos.

En cuanto al caudal, en época de lluvias las medidas variaron de 0.18 a $75.27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ con un promedio de $23.50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mientras que en época seca los valores fluctuaron de 0.03 a $29.68 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ con un promedio de $8.98 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Se observaron diferencias significativas entre las dos estaciones ($F = 5.58$; $P = 0.024$). Los valores máximos ($> 15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) se registraron en los cauces principales, mientras que los valores más bajos ($< 15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) se registraron en los afluentes del cauce principal.

Un factor muy importante en los cauces hídricos es su caudal ya que afecta directamente la fluctuación de las variables fisicoquímicas y las concentraciones de metales pesados en el agua (Aguilera y Pouilly, 2012). La relación entre la descarga y la concentración de metales pesados ha sido demostrada en estudios como el de Gaete, Aranguiz, Cienfuegos y Tejos (2007), donde se observó que los niveles de metales pesados disminuyeron cuando la descarga en el río Aconcagua alcanzó su máximo valor y, por el contrario, mayores concentraciones de metales pesados se detectaron durante los meses de descarga reducida.

Concentración de Metales Pesados en Agua

Todos los metales examinados fueron detectables, las concentraciones encontradas en ambos periodos de muestreo se presentan en la (Figura 2), en orden de mayor a menor concentración se encontró lo siguiente: comenzando con Zn se determinó una concentración promedio de 0.009 mg L^{-1} , variaciones significativas se observaron entre períodos de muestreo ($F = 6.51$; $P = 0.015$).

En cuanto a la concentración promedio del metaloide As fue de 0.004 mg L^{-1} , no se observaron variaciones significativas entre los períodos de muestreo ($F = 0.003$, $P = 0.96$). Con respecto al Cr se determinó una concentración promedio de 0.003 mg L^{-1} , se observaron variaciones significativas entre los periodos de muestreo para este metal ($F = 22.20$; $P = 0.01$).

Para el Hg, la concentración promedio fue de 0.003 mg L^{-1} , se observaron variaciones significativas entre los periodos de muestreo para este metal ($F = 5.33$; $P = 0.02$). Por otro lado, para Pb se registró una concentración promedio de 0.002 mg L^{-1} , no se observaron variaciones significativas ($F = 0.075$; $P = 0.78$) entre los periodos de muestreo. Finalmente, para Cd se encontró una concentración promedio de 0.0007 mg L^{-1} , y no se observaron variaciones significativas entre los períodos de muestreo ($F = 0.20$; $P = 0.65$).

De todos los elementos tóxicos analizados, sólo las concentraciones de Pb y Hg excedieron los límites máximos permisibles (LMP). Específicamente solo el sitio de Zenzontla (sitio 8) en época de lluvia superó el LMP para uso en riego agrícola de la NOM-001-SEMARNAT-2021, SEMARNAT (2022) de 0.02 miligramos por litro de Hg, registrándose una concentración de 0.021 miligramos por litro. En cuanto al LMP para aguas naturales de SEDUE (1989), los sitios Tecolotlán, Ayutla, El Corcoavado, Puente El Grullo, Zenzontla, Paso Real - Tuxcacuesco, Paso Real - Ayuquila, Paso Real - Armería, Armería y Boca de Pascuales, que representan el 56% de los sitios, superó el límite en la época de lluvias.

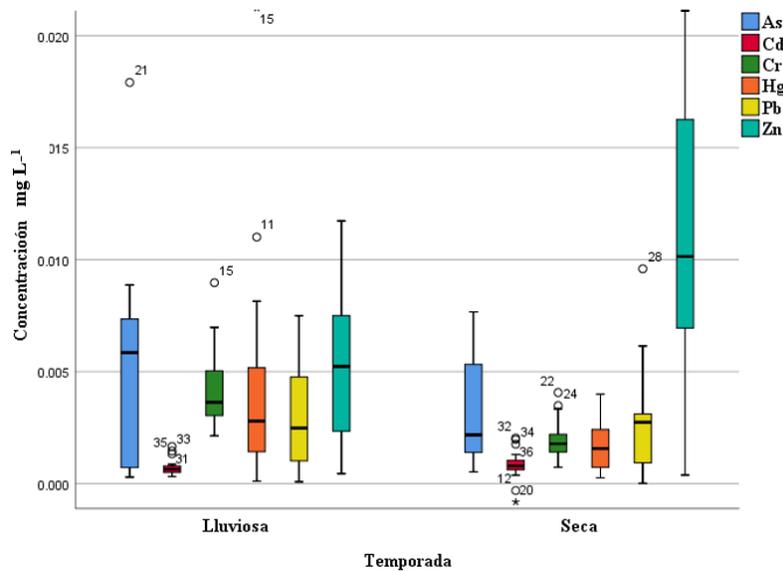


Figura 2. Concentraciones de metales pesados en las aguas del río Ayuquila-Armería por temporadas de muestreo.

Figure 2. Concentrations of heavy metals in the waters of the Ayuquila-Armería river by sampling seasons.

Por otra parte, en la estación seca, sólo 17% los sitios: Zenzontla, Apulco y Boca de Pascuales, superaron el LMP de aguas naturales. Si bien las concentraciones de Pb no superaron el LMP para uso en riego agrícola de la NOM-001-SEMARNAT-2021 SEMARNAT (2022), 61% de los sitios en temporada lluviosa y 67% en temporada seca, superaron el LMP para aguas naturales de SEDUE (1989) de 0.0015 miligramo por litro.

Los sitios que superaron el LMP en temporada lluviosa fueron: Tecolotlán, Atengo, Los Paredones, Puente El Grullo, Arroyo Manantlán, Zenzontla, Tuxcacuesco, San Juan de Amula, Tonaya, Paso Real-Tuxcacuesco y Armería. Del mismo modo, en la temporada seca los sitios que superaron el LMP fueron: Atengo, Ayutla, El Corcovado, Arroyo Manantlán, Zenzontla, Tuxcacuesco, San Juan de Amula, Apulco, Paso Real-Tuxcacuesco, Paso Real-Armería, Armería y Boca de Pascuales.

El mercurio, entre todos los metales pesados examinados en esta investigación, es el más nocivo; no se encuentra típicamente en el hábitat natural, por lo que su ocurrencia implica contaminación de origen antrópico (García-Herruzo, García, Gómez, Vereda y Rodríguez, 2010). Las principales fuentes de mercurio son la industria, la minería y la aplicación de insecticidas (Gaioli, Amoedo y González, 2012). De lo anterior potencialmente el motivo del aumento de la concentración en el sitio de Zenzontla es el escurrimiento del valle agrícola Aután-El Grullo ocasionado por el uso extensivo de insecticidas en las actividades agropecuarias.

En un estudio realizado en la cuenca del río Ocoña en Perú por (Palacios-Ubach, Alfonso, Yáñez y Higuera, 2013), en el cual se determinó la concentración de Hg en agua, se encontraron concentraciones (0.002 a 0.02 mg L⁻¹) muy similares a las encontradas en este estudio, con la diferencia de que en la cuenca del río Ocoña la principal actividad es la minería y en la cuenca del río Ayuquila-Armería la principal actividad es la agricultura intensiva, demostrando que estas dos actividades corresponden con las fuentes de Hg al ambiente implícitas en la literatura.

El plomo es un metal que tiene baja movilidad generalmente se deposita en la franja insaturada de los afluentes. Tiene su origen en baterías, residuos eléctricos, reactivos químicos, pinturas, materiales de soldadura y combustibles. Otras fuentes importantes son las descargas de aguas residuales y efluentes industriales sin tratar

a los cursos de agua (Villalba *et al.*, 2013; Rodríguez-Rey, Cuéllar y Maldonado, 2016). En consecuencia, se deduce que la contaminación por Pb en las aguas del río Ayuquila-Armería tiene su origen en el vertido de aguas residuales sin tratar ya que se ha demostrado que, tanto a nivel nacional como local, las instalaciones de tratamiento de aguas residuales municipales no se encuentran operativas, esto lleva a que estas aguas entren y contaminen los cursos de agua (CONAGUA, 2016).

Palomera-García (2012¹) analizó la concentración de los metales As, Cd, Hg y Pb en el río Ayuquila - Tuxcacuesco - Armería, y de igual forma encontró que los metales plomo y mercurio fueron los que superaron los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021. SEMARNAT (2022), y la SEDUE (1989), mostrando una constante fuente de contaminación para el río de estos dos metales.

En una investigación realizada por (Huaranga-Moreno, Méndez, Quilcat y Huaranga, 2012) en la cuenca del río Santa en Perú, se evaluaron las concentraciones de metales pesados, incluido el Pb, en el agua de los principales afluentes. El estudio reveló concentraciones similares (0.002 a 0.024 mg L⁻¹) a las de la presente investigación, en contraste con la presente área de estudio, donde predomina la explotación minera en la cuenca del río Santa. Se infiere que en la cuenca del río Ayuquila-Armería, la contaminación por Pb surge de las aguas residuales urbanas e industriales sin tratar.

Concentración de Metales Pesados en Macroinvertebrados

Se capturaron y clasificaron un total de 4204 ejemplares, 1866 encontrados en época de lluvias, pertenecientes a 22 familias diferentes y 2338 en época seca, pertenecientes a 30 familias, en 17 localidades del área de investigación. El sitio 18, Boca de Pascuales, no fue tomado en cuenta para esta investigación, ya que su cercanía al océano hace inviable la obtención de macroinvertebrados bentónicos.

En la temporada lluviosa, la familia más representativa fue *Leptophlebiidae* (orden *Ephemeroptera*) con 465 individuos identificados en total; seguido por la familia *Hydropsychidae* (orden *Trichoptera*) con 463 individuos. La clase *Turbellaria*, y las familias: *Cambaridae* (orden *Decapoda*), *Gomphidae* y *Calopterygidae* (orden *Odonata*), *Polycentropodidae* (orden *Trichoptera*), *Ceratopogonidae*, *Tipulidae* y *Empididae* (orden *Diptera*), aparecen en la estación seca y no en la época de lluvia.

Al igual que en la temporada lluviosa, la familia más dominante de la temporada seca es *Leptophlebiidae* (orden *Ephemeroptera*) con 598 individuos, seguido de *Hydropsychidae* (orden *Trichoptera*) con 525 individuos identificados. Tanto en la temporada lluviosa, como en la temporada seca, el sitio con el mayor número de familias registradas fue en el sitio 7 (Arroyo Manantlán), 13 familias en las dos temporadas.

Todos los metales y metaloides analizados se detectaron (Figura 3). Los resultados de las concentraciones de metales pesados y As en los macroinvertebrados se compararon con los límites establecidos por NOM-031-SSA1-1993 SSA (1994) y por FAO (2012).

Para el metaloide As las concentraciones oscilaron entre 1.24 a 19.93 mg kg⁻¹ con un promedio de 6.92 mg kg⁻¹ en la temporada lluviosa, en contraparte en la temporada seca las concentraciones fluctuaron entre 1.37 a 19.83 mg kg⁻¹ con un promedio de 13.71 mg kg⁻¹. Se detectaron discrepancias estadísticamente significativas entre los períodos de muestreo ($F = 7.66$; $P = 0.009$). De las 47 muestras obtenidas, 25 muestras (53%) superan el LMP establecido por FAO (2012) de 4.7 mg kg⁻¹; En cuanto a las concentraciones por temporada, 9 muestras de la temporada lluviosa superan el LMP, lo que representa el 41% del total de las muestras de esa temporada; y 16 muestras que representan el 64% del total de muestras en la temporada seca.

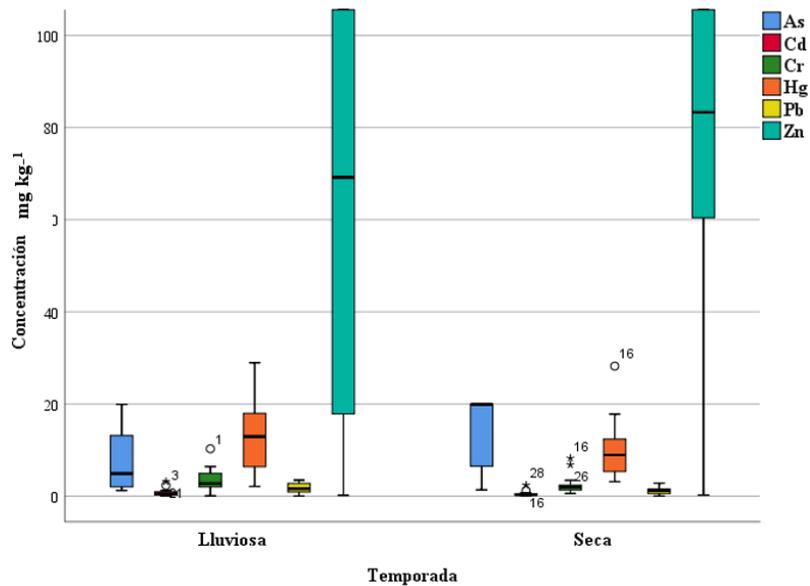


Figura 3. Concentraciones de metales pesados en los macroinvertebrados acuáticos de la cuenca del Río Ayuquila-Armería por temporadas de muestreo.
Figure 3. Heavy metal concentrations in the aquatic macroinvertebrates of the Ayuquila-Armería River basin by sampling seasons.

En el caso del Cd las concentraciones en la temporada lluviosa oscilaron entre 0.01 a 3.18 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.76 mg kg⁻¹, en la temporada seca las concentraciones variaron de 0.14 a 2.39 mg kg⁻¹ con un promedio de 0.52 mg kg⁻¹, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($F = 0.98$; $P = 0.32$); 18 muestras (38%) de las 47 muestras obtenidas superaron el LMP establecido por la NOM-031-SSA1-1993 SSA (1994) de 0.5 mg kg⁻¹. Del total de las muestras en la temporada lluviosa, 11 que representan el 50% del total de las muestras de esta temporada superan el LMP; mientras que, en la temporada seca, 7 muestras que representan el 15% del total de muestras de esta temporada superan el LMP.

Para el caso del Cr las concentraciones fluctuaron entre 0.06 a 10.28 mg kg⁻¹ con un promedio de 3.64 mg kg⁻¹ en la estación lluviosa, estos valores oscilaron entre 0.57 a 8.24 mg kg⁻¹ con un promedio de 2.54 mg kg⁻¹ en la temporada seca, no se encontró significancia estadística entre los dos muestreos ($F = 2.08$; $P = 0.15$). De las 47 muestras, sólo una perteneciente a Paso Real-Ayuquila (sitio 14), en la temporada lluviosa, no superó el LMP por FAO (2012) de 0.1 mg kg⁻¹, la cual representa el 0.02% del total de las muestras.

Continuando con el Hg se encontró que las concentraciones en la temporada lluviosa oscilaron entre 2.10 a 28.96 mg kg⁻¹ con un promedio de 12.39 mg kg⁻¹, en la temporada seca las concentraciones variaron de 3.15 a 28.22 mg kg⁻¹ con un promedio de 9.74 mg kg⁻¹, no se encontró significancia estadística entre las dos temporadas de muestreo ($F = 1.16$; $P = 0.28$), el mercurio en todas las muestras está por encima del LMP de la NOM-031-SSA1-1993 SSA (1994) de 1 miligramo por kilogramo.

Para el plomo, las concentraciones detectadas en la época lluviosa variaron de 0.03 a 3.46 mg kg⁻¹ con un promedio de 1.66 mg kg⁻¹, mientras que en la época seca los niveles fluctuaron de 0.04 a 2.83 mg kg⁻¹ con un promedio de 1.20 mg kg⁻¹; no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los periodos de muestreo ($F = 1.89$; $P = 0.17$). De los 47 sitios analizados, 25 que representan el 53% del total, excedieron el límite máximo permisible (LMP) establecido por la NOM-031-SSA1-1993 SSA (1994) de 1 mg kg⁻¹. Durante la época de lluvias, 14 muestras

(equivalentes al 64% del total de muestras recolectadas) superaron el LMP, mientras que 11 muestras de la época seca (44% del total de muestras recolectadas) lo superaron.

Por último, para el Zn las concentraciones en la temporada lluviosa variaron de 0.21 a 439.59 mg kg⁻¹ con un promedio de 94.97 mg kg⁻¹, en la temporada seca los valores oscilaron entre 0.23 a 270.77 mg kg⁻¹ con un promedio de 100.57 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias en la significancia estadística entre ambas temporadas de muestreo ($F = 0.35$; $P = 0.85$); en cuanto a las concentraciones de zinc, de las 47 muestras, 21 (45% del total) están por encima del LMP del FAO (2012) de 83 mg kg⁻¹. Por temporadas, en la temporada lluviosa son 9 las muestras (41%), y 12 muestras (48%) en la temporada seca superan el LMP.

Las concentraciones promedio de los cinco metales pesados y As investigados estaban por encima de los LMP. Generalmente, las mayores concentraciones se detectaron durante la época de lluvias, excepto para As. Como suele estar presente de forma natural en las aguas superficiales, vinculado al vulcanismo terciario y cuaternario, y derivado de la disolución de minerales, la erosión y desintegración de rocas y la deposición atmosférica (Apaza y Calcina, 2014).

En contraste, se ha demostrado que el uso de pesticidas a base de arsénico en la agricultura, como el arseniato de calcio y plomo, constituye una de las fuentes de contaminación por este metaloide (Cakmak *et al.*, 2010). La concentración de arsénico en las aguas superficiales se diluye con las lluvias, lo que da como resultado niveles más bajos y por ende la concentración de As en la estación seca es mayor.

El cadmio está relacionado con altas concentraciones de zinc, dado que está presente como un componente menor en casi todos los concentrados de zinc. Por tanto, algunos de sus orígenes naturales son la desintegración o erosión de rocas y la asociación geoquímica con zinc (Reyes, Vergara, Torres, Díaz y González, 2016). Algunos de sus orígenes antrópicos son la combustión de combustibles fósiles, el proceso de fundición electrolítica, la aplicación de sus derivados en pigmentos y pinturas, baterías, el uso de lodos, fertilizantes fosfatados y pesticidas que contienen cadmio en la agricultura, entre otros (Martínez-Flores, Souza, Bucio, Gómez y Gutiérrez, 2013).

En general, los macroinvertebrados mostraron altas concentraciones de cromo, con solo una muestra por debajo del LMP. El cromo no se encuentra naturalmente en un estado libre. Sus fuentes de origen humano incluyen su utilización en la producción de pigmentos, baterías de alta temperatura, fungicidas, curtido de pieles e industrias de fabricación de cemento (Molina, Ibañez y Gibon, 2012; Rojas-Romero *et al.*, 2015).

El mercurio normalmente no se encuentra en el entorno natural, su existencia sugiere contaminación causada por actividades humanas. Varios compuestos orgánicos de mercurio se utilizaron ampliamente como fungicidas en el pasado, pero actualmente están prohibidos en todo el mundo debido a su naturaleza altamente persistente y peligrosa. (León-Pérez y Peñuela-Mesa, 2011; Paz *et al.*, 2017). Factores como la temperatura, pH, potencial de oxidoreducción, afinidades químicas de los materiales orgánicos y la tensión del oxígeno en el medio acuático, pueden favorecer la formación de compuestos peligrosos, como los derivados de alquimercurio, especialmente el metil mercurio, el cual tiene una fuerte tendencia a la bioacumulación (Hernández-Córdoba, Castro y Páez, 2013; Barriga-Sánchez y Pariasca, 2018).

Las áreas no contaminadas naturalmente tienen niveles bajos de plomo en el agua, pero a medida que las actividades humanas como la industria, la agricultura, la minería y otras se intensifican en las cercanías de los cursos de agua, se convierten en fuentes de contaminación por plomo para la flora y fauna acuática (Pernía *et al.*, 2018). Todas las formas de plomo son biodisponibles, y su presencia en los organismos vivos se debe a que las plantas absorben el metal a través de sus raíces, y las especies animales lo hacen alimentándose de ellas (Álvarez *et al.*, 2012).

Existe amplia información sobre investigaciones y toxicidad del zinc, particularmente en organismos acuáticos como los peces (Argota, González, Argota, Fimia e Iannacone, 2012; Cahuana y Aduvire, 2019). El zinc es un metal muy copioso en la corteza terrestre y sus constituyentes poco solubles tienen la capacidad de adherirse fuertemente a los sedimentos y lodos del fondo de los lechos acuáticos (Molina *et al.*, 2012). A diferencia de los metales no esenciales como el cadmio, el plomo y el mercurio, el zinc es un metal esencial que suele estar regulado metabólicamente en los invertebrados bentónicos (Álvarez *et al.*, 2012); sin embargo, este elemento puede alcanzar niveles significativos en el medio acuático debido a factores antropogénicos, como el vertido de aguas residuales urbanas e industriales sin tratar a los cursos de agua (Sotero-Solís y Alva-Astudillo, 2013).

Zenzontla es el sitio que presenta las mayores concentraciones de cromo, mercurio y zinc en macroinvertebrados, también presenta las mayores concentraciones de estos elementos en las aguas superficiales. Así mismo, Tecolotlán, es otro de los sitios donde se pueden encontrar algunas de las concentraciones más elevadas de As, Cr, Pb y Zn; resultado de las descargas de aguas residuales que reciben estos dos sitios.

Las altas concentraciones de As y Zn registradas en Arroyo Manantlán pueden deberse a fuentes naturales como la erosión del suelo, debido a que el cauce está fuera de la influencia antropogénica por su ubicación. La alta concentración de plomo en el sitio de El Corcovado fue registrada también por Palomera-García (2012¹) pero hace falta identificar el origen de este elemento al sitio.

Palomera-García (2012¹) en una investigación realizada en el cauce principal del río Ayuquila analizó las concentraciones de Cd, Cu, Mn y Pb, estimó que las mayores concentraciones de metales pesados se encuentran en los macroinvertebrados, en comparación con lo analizado en el agua superficial, sedimentos y peces; además que las altas concentraciones podrían estar asociadas a ciertas actividades de uso de la tierra o a fuentes puntuales, como los drenajes de aguas residuales, los caminos de tránsito o las instalaciones mineras.

Análisis de Correspondencia Canónica

El análisis de correspondencia canónica (ACC) para la temporada lluviosa (Figura 4a), indica que la variación total de la asociación entre los factores ambientales (pH, C.E y caudal) y las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Pb y Zn) encontradas en los macroinvertebrados puede ser explicada por el primer eje en un 55 % ($P = 0.01$), este eje agrupa ocho sitios y cuatro metales (As, Cr, Hg y Pb) y presenta una relación directa con el pH y el caudal. El segundo y tercer eje explican la varianza en un 10 y 13% ($P = 0.01$), en estos ejes se agruparon los nueve sitios y los dos metales restantes (Cd y Zn) en función de la relación con la conductividad eléctrica.

El ACC para la temporada lluviosa (Figura 4b), indica que la variación total de la asociación entre los factores ambientales (pH, C.E y caudal) y las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Pb y Zn) encontradas en los macroinvertebrados puede ser explicada por el primer eje en un 53% ($P = 0.01$), este eje agrupa nueve sitios y tres metales (Cd, Pb y Zn) y tiene una relación directa con la variable del caudal. El segundo y tercer eje explican la varianza en un 10 y 14% ($P = 0.01$), en estos ejes se agrupan los 8 sitios y tres metales (Cr, Hg y As) restantes, estos se agruparon en relación con las variables ambientales del pH y C.E. El arreglo revela que las concentraciones de metales pesados se están segregando entre ubicaciones debido a las conexiones entre los factores ambientales.

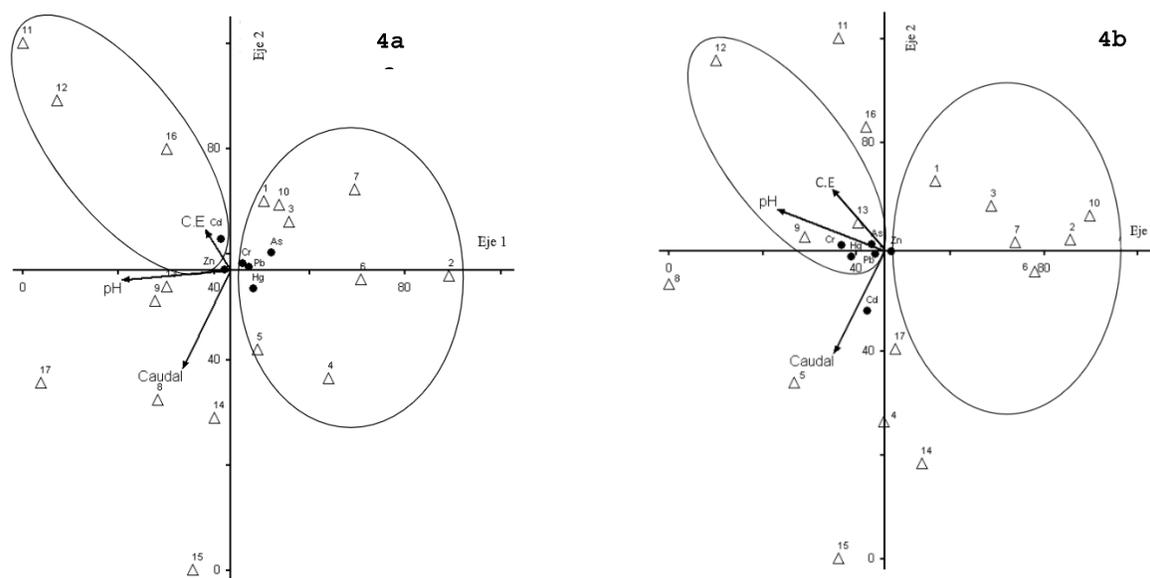


Figura 4a, b. Análisis de correspondencia canónica con la relación de las variables ambientales, distribución de sitios y metales pesados encontrados en los macroinvertebrados acuáticos en la temporada seca y lluviosa.
Figure 4a, b. Canonical correspondence analysis with the relationship of environmental variables, distribution of sites and heavy metals found in aquatic macroinvertebrates in the dry and rainy season.

CONCLUSIONES

En ambas matrices ambientales se identificaron los cinco metales (Cd, Hg, Cr, Pb y Zn) y el metaloide As, con notables diferencias significativas entre ellos ($F = 8.54$; $P = 0.03$). Aunque esta investigación no tuvo como objetivo evaluar la bioacumulación de metales, los resultados y las pruebas estadísticas sugieren que este proceso potencialmente sucede en las comunidades bióticas acuáticas dentro de la cuenca.

En el agua de la cuenca del río Ayuquila-Armería, solo dos metales (mercurio y plomo) superaron los límites máximos permisibles (0.002 mg L^{-1} y 0.0015 mg L^{-1} , respectivamente), mientras que los otros cuatro metales no superaron los límites establecidos. Los seis metales fueron detectables en las muestras de macroinvertebrados, y todas las concentraciones excedieron los límites máximos permisibles. El análisis de correspondencia canónica demostró que las variables físicas y químicas están directamente relacionadas con las concentraciones de metales pesados que se encuentran en los macroinvertebrados, siendo el pH y el caudal los que tienen mayor relevancia.

Para mejorar la calidad del agua en la cuenca, se recomienda implementar programas de compensación ambiental para restaurar áreas erosionadas en las regiones media y baja, así como preservar la cuenca alta como un área de recarga de acuíferos. También se deben tomar medidas preventivas para reducir el deterioro actual de la calidad, como el pago por servicios ambientales, particularmente en áreas sin contaminación antrópica como el sitio Arroyo Manantlán. Además, los programas comunitarios deben promover la importancia de la buena calidad ecológica de los ríos y riberas, y los estudios de toxicología deben definir las concentraciones letales de metales pesados que afectan a las especies de peces que se consumen en la zona.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Todos los datos generados o analizados durante este estudio se incluyen en este artículo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FONDOS

Universidad de Guadalajara, Universidad Autónoma de Nayarit, Colegio de Postgraduados, recursos propios de los autores.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización e idea principal: M.V.O.R., G.V.L. y P.G.C. Métodos, trabajo de campo y Análisis de muestras: H.V.O., S.B.E.I., F.M.H. y C.C.E. Escritura, preparación de borrador original: C.C.A., O.E.H.M., A.R.J.U. y M.V.O.R. Escritura, Revisión y edición: H.V.O. y M.V.O.R.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Guadalajara, La Universidad Autónoma de Nayarit y al Colegio de Postgraduados.

LITERATURA CITADA

- Aguilera, G., & Pouilly, M. (2012). Caudal ecológico: definiciones, metodologías y adaptación a la región andina. *Acta Zoológica Lilloana*, 56(2), 15-30.
- Alcañiz, E. J. (2012). Fundamentos de reactividad inorgánica. En E. Alcañiz (Ed.). *Química inorgánica I* (pp. 35-54). Alcalá, España: Universidad de Alcalá.
- Álvarez, M. A., Aru, R., Barrero, M., González, E., González, Y., & Sepúlveda, G. (2012). Estudio biogeoquímico del embalse Suata, Venezuela, de acuerdo con el contenido metálico de sus sedimentos de fondo, aguas y peces. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(1), 103-114.
- Apaza-Campos, R., & Calcina-Benique, M. (2014). Contaminación natural de aguas subterráneas por arsénico en la zona de Carancas y Huata, Puno. *Revista Investigaciones Altoandinas*, 16(1), 51-58.
- APHA (American Public Health Association). (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (20th Ed). Washington, DC, USA: American Public Health Association (APHA)-American Water Works Association (AWWA)-Water Environment Federation (WEF).
- Argota, G., González, Y., Argota, H., Fimia, R., & Iannacone, J. (2012). Desarrollo y bioacumulación de metales pesados en *Gambusia punctata* (Poeciliidae) ante los efectos de la contaminación acuática. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 13(5), 1-12.
- Báez, W. (2014). Análisis del manejo de cuencas como herramienta para el aprovechamiento sustentable de recursos naturales. *Revista Chapingo, Serie Zonas Áridas*, 13(2), 39-45.
- Barbour, M. T., & Paul, M. J. (2010). Adding value to water resource management through biological assessment of rivers. *Hydrobiologia*, 651(1), 17-24.
- Barriga-Sánchez, M., & Pariasca, D. A. (2018) Bioacumulación de plomo, cadmio y mercurio en *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) y *Aulacomya ater* (Molina, 1782), especies comerciales del Perú, y su evaluación de riesgo a la salud. *Ecología Aplicada*, 17(1), 53-60. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v17i1.1173>

- 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.
- Cakmak, D., Saljnikov, E., Mrvic, V., Jakovljevic, M., Marjanovic, Z., Sikiric, B., & Maksimovic, S. (2010). Soil properties and trace elements contents following 40 years of phosphate fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 39(2), 541-547.
- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J., & Díaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería solidara*, 10(17), 111-124.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2016). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- Cotler, H., Garrido, A., Bunge, V., & Cuevas, M. L. (2010). Las cuencas hidrográficas de México: priorización y toma de decisiones. En H. Cotler, (Coord.). *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización*. (pp. 115-120). Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Ecología/Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P. ISBN: 978-607-7655-07-7
- EPA (Environmental Protection Agency). (1983). *Methods for chemical analysis of water and wastes*. Environmental Protection Agency. Report No. EPA-600/4-79-020. Las Vegas, Nevada, USA: EPA
- EPA (Environmental Protection Agency). (1996). *Method 6010B. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry*. Las Vegas, Nevada, USA: EPA
- FAO (Food and Agriculture Organization of The United Nations). (2012). *JECFA. Expert Committee on Food Additives*. Consultado el 10 de abril, 2021, desde <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific-advice/jecfa/guidelines0/es/>
- Gaete, H., Aranguiz, F., Cienfuegos, G., & Tejos, M. (2007). Metales pesados y toxicidad de aguas del río Aconcagua en Chile. *Química Nova*, 30, 885-891.
- Gaioli, M., Amoedo, D., & González, D. (2012). Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *Archivos Argentinos de Pediatría*, 110(3), 259-264.
- García-Herruzo, F., García-Rubio, A., Gómez-Lahoz, C., Vereda-Alonso, C., & Rodríguez-Maroto, J. (2010). El mercurio: situación actual, problemas y soluciones. *Ingeniería Química*, 480, 84-90.
- García-Nieto, E., Carrizales-Yañez, L., Juárez-Santacruz, L., García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., Briones-Corona, E., & Vázquez-Cuecuecha, O. (2011). Plomo y arsénico en la subcuenca del Alto Atoyac en Tlaxcala, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 7-17.
- Geraldi, A., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2010). Delimitación y estudio de cuencas hidrográficas con modelos hidrológicos. *Investigaciones Geográficas*, 52, 215-225.
- Gutiérrez-Garaviz, J., Zamora-González, H., & Andrade-Sossa, C. E. (2014). Efecto de la actividad antrópica sobre la composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Cofre (sistema lótico andino colombiano). *Revista Biodiversidad Neotropical*, 4(2), 113-123.
- Guzmán-Plazola, P., Guevara-Gutiérrez, R. D., Olguín-López, J. L., & Mancilla-Villa, O. R. (2016). Perspectiva campesina, intoxicaciones por plaguicidas y uso de agroquímicos. *Idesia (Arica)*, 34(3), 69-80. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292016000300009>
- Hernandez-Córdoba O. D., Castro-Herrera, F., & Páez-Melo, M. (2013). Bioacumulación de mercurio en larvas de anuros en la zona afectada por la minería de oro en el río Dagua, Buenaventura, Valle del Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 18(2), 341-348.
- Hernández-Juárez, R. A., Martínez-Rivera, L. M., Peñuela-Arévalo, L. A., & Rivera-Reyes, S. (2019). Gestión del agua subterránea en los acuíferos de la cuenca del río Ayuquila-Armería en Jalisco y Colima, México. *Región y Sociedad*, 31, 1-26.
- Huaranga-Moreno, F., Méndez-García, E., Quilcat-León, V., & Huaranga-Arévalo, F. (2012). Contaminación por metales pesados en la Cuenca del Río Moche, 1980-2010, La Libertad-Perú. *Scientia Agropecuaria*, 3(3), 235-247.
- IBM SPSS Statistics. (2017). *Statistical Package for the Social Sciences User's Guide. version 25*. Armonk, NY, USA: IBM Corp.
- Katyal, D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 154-173.
- Kristensen, L. J., & Taylor, M. P. (2012). Fields and forests in flames: Lead and mercury emissions from wildfire pyrogenic activity. *Environmental Health Perspectives*, 120(2), 380-386. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104672>
- Lauringson, V., Kotta, J., Kersen, P., Leisk, U., Orav-kotta, H., & Kotta, I. (2012). Use case of biomass based benthic invertebrate index for brackish waters in connection to climate and eutrophication. *Ecological Indicators*, 12(1), 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.009>
- León-Pérez, D. E., & Peñuela-Mesa, G. A. (2011). Trascendencia del metilmercurio en el ambiente, la alimentación y la salud humana. *Producción + Limpia*, 6 (2), 108-116.
- Loisl, F., Singer, G., & Keckeis, H. (2014). Method-integrated fish assemblage structure at two spatial scales along a free-flowing stretch of the Austrian Danube. *Hydrobiology*, 729, 77-94. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1588-4>
- Mahecha-Pulido, D., Trujillo-González, J. M., & Torres-Mora, A. (2015). Contenido de metales pesados en suelos agrícolas de la región del Ariari, Departamento del Meta. *Orinoquia*, 19(1), 118-122.
- Mancilla-Villa, O. R., Fregoso-Zamorano, B. E., Hueso-Guerrero, E. J., Guevara-Gutiérrez, R. D., Palomera-García, C., Olguín-López, J. L., ... Flores-Magdaleno, H. (2017). Concentración iónica y metales pesados en el agua de riego de la cuenca de río Ayuquila-Tuxcacuesco-Armería. *IDESIA (Chile)*, 35(3), 115-123. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292017005000303>

- Martínez-Flores, K., Souza-Arroyo, V., Bucio-Ortiz, L., Gómez-Quiroz, L. E., & Gutiérrez-Ruiz, M. C. (2013). Cadmio: efectos sobre la salud. Respuesta celular y molecular. *Acta Toxicológica Argentina*, 21(1), 33-49.
- Méndez-Ramírez, M., & Armienta-Hernández, M. A. (2012). Distribution of Fe, Zn, Pb, Cu, Cd and As from mining wastes and wastewater along a transect of Taxco river in Guerrero, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 29(2), 450-462.
- Merrit, R. W., Fenoglio, S., & Cummins, K. (2017). Promoting a functional macroinvertebrate approach in the biomonitoring of Italian lotic systems. *Journal of Limnology*, 76, 5-8.
- Meza-Rodríguez, D., Martínez-Rivera, L. M., Mercado-Silva, N., García de Jalón-Lastra, D., González del Tánago-Del Río, M., Marchamelo-Sacristán, M., & De la Mora-Orozco, C. (2017). Régimen natural de caudales del río Ayuquila-Armería en el occidente de México. *Terra Latinoamericana*, 35(3), 203-217. <https://doi.org/10.28940/terra.v35i3.224>
- Molina, C. I., Ibañez, C., & Gibon, F. M. (2012). Proceso de biomagnificación de metales pesados en un lago hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible riesgo en la salud de consumidores. *Ecología en Bolivia*, 47(2), 99-118.
- Palacios-Ubach, S., Alfonso-Abella, M. P., Yáñez-González, J. A., & Higuera-Higuera, P. L. (2013). Evaluación de la contaminación de mercurio en La Cuenca del río Ocoña, Perú. En *Libro de Actas del III Congreso Internacional de Geología y Minería Ambiental para el Ordenamiento Territorial y el Desarrollo*. (pp. 241-248). Barcelona, España: Universidad Politécnica de Cataluña. ISBN978-99920-1-769-2
- Paz, S., Burgos, A., Gutiérrez, A., Hernández, C., Lozano, G., & Rubio, C. (2017). El mercurio: Contaminante marino y alimentario. *Ars Clínica Académica*, 3(3), 5-11.
- Pérez-Díaz, J. P., Peña-Cervantes, E., López-Cervantes, R., & Hernández-Torres, I. M. (2016). Metales pesados y calidad agronómica del agua residual tratada. *Idesia (Arica)*, 34(1), 19-25.
- Pernía, B., Mero, M., Cornejo, X., Ramírez, N., Ramírez, L., Bravo, K., ... Zambrano, J. (2018). Determinación de cadmio y plomo en agua, sedimento y organismos bioindicadores en el Estero Salado, Ecuador. *Enfoque UTE*, 9(2), 89-105. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n2.246>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M., & González-Jiménez, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+ D*, 16(2), 66-77.
- Rodríguez-Contreras, F. E., Martínez-Rivera, L. M., & Ortiz-Arrona, C. I. (2020). Nivel de alteración ecohidrológica en ríos perennes de la cuenca del río Ayuquila-Armería. *Biocencia*, 22(2), 28-38. <https://doi.org/10.18633/biocencia.v22i2.1243>
- Rodríguez-Rey, A., Cuéllar-Luna, L., & Maldonado-Cantillo. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigación Biomédica*, 35(3), 251-271.
- Rodríguez-Aguilar, B. A., Martínez-Rivera, L. M., Peregrina-Lucano, A., Ortiz-Arrona, C. I., & Cárdenas-Hernández, O. G. (2019). Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoamericana*, 37(2), 151-161. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i2.462>
- Rojas-Romero, J. E., Rincón-Ramírez, J. E., Marín-Leal, J. C., Ortega-Fuenmayor, P. C., Buonocore-Tovar, R., & Montilla-Brinolfo, J. (2015). Toxicidad y bioacumulación de Cromo (Cr+6) en la almeja *Polymesoda solida* del sistema estuarino Lago de Maracaibo. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 49(1), 5-25.
- Santana, E., Navarro, S., Martínez, L. M., Aguirre, A., Figueroa, P., & Aguilar, C. (1993). Contaminación, aprovechamiento y conservación de los recursos acuáticos del río Ayuquila, Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Tiempos de Ciencia*, 30, 29-38.
- SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). (1989). Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE- CCA-001/89. *Diario Oficial de la Federación*. D. F., México: SEGOB.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 antes NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*. D. F., México: SEGOB.
- Sharma, S., Dawar, B., & Berkale, S. (2014). Biomonitoring a biological approach to water quality management. *Elixir Biodiversity*, 66, 206-209.
- Sierra-Ramírez, C. A. (2011). *Calidad del agua, evaluación y diagnóstico*. Medellín, Colombia: Universidad de Medellín. ISBN: 978-958-8692-06-7
- Silva-Junior, E. F., & Moulton, T. P. (2011). Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: Leaf processing and macroinvertebrates in Atlantic forest streams. *International Review of Hydrobiology*, 96(6), 656-666. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111374>
- Simon, T. P., & Evans, N. T. (2017). Environmental quality assessment using stream fishes. *Methods in Stream Ecology*, 2, 319-334. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813047-6.00017-6>
- Solis-Garza, G., Villalba-Atondo, A. I., Nubes-Ortiz, G., Del Castillo-Alarcón, J. M., & Meraz-Acosta, F. A. (2011). Físicoquímica del agua superficial y sedimento en el río Santa Cruz, Sonora, México. *Biocencia*, 13(1), 3-9. <https://doi.org/10.18633/bt.v13i1.74>
- Sotero-Solís, V., & Alva-Astudillo, M. (2013). Contenido de metales pesados en agua y sedimento en el bajo Nanay. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 3(1), 24-32.
- SSA (Secretaría de Salud). (1994). NOM-031-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos fresco-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. *Diario Oficial de la Federación*. D. F., México: SEGOB.
- Terneus, E., Hernández, K., & Racines, M. J. (2012). Evaluación ecológica del río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza-Ecuador. *Revista de Ciencias*, 16, 31-45.

- Viera-Torres, M., Merizalde-Mora, M., Jami-Aymacaña, L., Mora-Paspuezan, M. B., Carrera-Villacres, D., Gutiérrez-Cevallos, O., & Delgado-Rodríguez, V. (2018). Caracterización físico-química del suelo del botadero de Portoviejo y análisis de la distribución espacial de cromo (VI), níquel, bromo y hierro. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 6(2), 10-19.
- Villalba-Atondo, A., Del Castillo-Alarcon, J. M., Gómez-Álvarez, A., Pérez-Villalba, A. M., Nubes-Ortiz, G., & Salcido-Esquer, A. (2013). Contaminación del agua y suelo en el ecosistema río Agua Prieta, Sonora, México. *Biotecnia*, 15(1), 3-11.
- Wild Blueberry Media (2016) *PC-ORD User's Booklet version 7.0*. Corvallis, OR, USA: Wild Blueberry Media LLC.