

Aplicación de un índice de calidad del agua (ICA) en la cuenca del río Ayuquila-Armería en México

Application of a water quality index (WQI) in the Ayuquila-Armería river basin in Mexico

Mancilla-Villa, O. R^{1*}, Hernández-Vargas, O¹, Guevara-Gutiérrez, R. D², Palomera-García, C², Ortega-Escobar, H. M³, Flores-Magdaleno, H³, Can-Chulim, A⁴, Olguín-López, J. L², Mendoza-Saldivar, I⁵, Luna-Fletes, J. A¹, Cruz-Crespo, E⁴, Barreto-García, O. A², Villafaña-Castillo, F¹, Khalil-Gardezi, A³ y Ramírez-Romero, J. M².

Recibido: 01 de septiembre de 2020.

Aceptado: 31 de enero de 2024.

Publicado: agosto de 2024.

RESUMEN

¹ Departamento de Producción Agrícola, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Av. Independencia Nacional 151, 48900.

² Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Av. Independencia Nacional 151, 48900.

³ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, 56230.

⁴ Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit, Carretera Tepic-Compostela km 9, 63780.

⁵ Instituto Tecnológico Superior del Oriente del Estado de Hidalgo, Carretera Apan-Tepapulco Km 3.5, 43900.

Antecedentes. El índice de calidad del agua (ICA) es una herramienta práctica y útil para estimar la calidad de los cuerpos de agua, este método se ha utilizado en muchos países. **Objetivos.** Evaluar la calidad del agua de la cuenca del río Ayuquila-Armería, con base en dos categorías de posible uso del recurso agua, uso en riego agrícola, protección de la vida acuática y uso potable. **Métodos.** Se realizó el análisis de variables físicas y químicas, análisis de metales pesados y nutrientes y la caracterización de aniones y cationes; además se complementaron las variables con la utilización de un índice de integridad biótica basado en familias de macroinvertebrados acuáticos, para estimar la contaminación orgánica y la determinación de coliformes fecales, en los cuarenta sitios de muestreo a lo largo de la parte alta, media y baja de la cuenca. **Resultados.** De los cuarenta sitios, la calidad del agua para uso en riego agrícola presentó rangos del ICA de condiciones regulares (35%), buenas (27.5%) y excelentes (37.5%). En cuanto a la comparación realizada para la calidad del agua para protección de la vida acuática y uso potable, se encontró que ocho sitios (44.4%) presentan condiciones de mala calidad, otros ocho sitios (44.4%) presentan buena calidad y solo dos sitios (11.11%) una condición de calidad excelente. **Conclusiones.** Para el uso de agua en riego agrícola no se encuentra ningún sitio que presente mala calidad del recurso, además mediante la utilización de diferentes parámetros relacionados con la agricultura se puede asegurar que no existe riesgo de pérdida o daño en cultivos por utilizar el agua para irrigación. Para el caso de la calidad del agua en cuanto a la protección de la vida acuática y uso potable, en general la cuenca presenta malas condiciones. En este sentido los organismos acuáticos están sufriendo afectaciones tanto en su hábitat como en las condiciones fisicoquímicas que pueden menguar sus poblaciones, por otra parte, las comunidades humanas cercanas a los cauces hídricos serán más susceptibles a tener problemas relacionados con la salud.

Palabras clave: calidad del agua, contaminación, cuenca, metales pesados, índices bióticos.

*Corresponding author:

Oscar Raúl Mancilla-Villa: e-mail: oscar.mancilla@academicos.udg.mx

To quote as:

Mancilla-Villa, O. R., Hernández-Vargas, O., Guevara-Gutiérrez, R. D., Palomera-García, C., Ortega-Escobar, H. M., Flores-Magdaleno, H., Can-Chulim, A., Olguín-López, J. L., Mendoza-Saldivar, I., Luna-Fletes, J. A., Cruz-Crespo, E., Barreto-García, O. A., Villafaña-Castillo F. I., Khalil-Gardezi A. & Ramírez-Romero J. M. 2024. Aplicación de un índice de calidad del agua (ICA) en la cuenca del río Ayuquila-Armería en México. *Hidrobiológica* 34 (2): 107-120.

ABSTRACT

Background. The water quality index (ICA) is a practical and useful tool to estimate the quality of water bodies, this method has been used in many countries. **Goals.** Evaluate the water quality of the Ayuquila-Armería river basin, based on two categories of possible use of the water resource, use in agricultural irrigation, protection of aquatic life and drinking use. **Methods.** The analysis of physical and chemical variables, analysis of heavy metals and nutrients and the characterization of anions and cations were carried out; In addition, the variables were complemented with the use of a biotic integrity index based on families of aquatic macroinvertebrates, to estimate organic contamination and the determination of fecal coliforms, in the forty sampling sites along the upper, middle, and lower part. of the basin. **Results.** Of the forty sites, the quality of the water for use in agricultural irrigation presented ICA ranges of regular (35%), good (27.5%) and excellent (37.5%) conditions. Regarding the comparison made for the quality of water for the protection of aquatic life and drinking use, it was found that eight sites (44.4%) present poor-quality conditions, another eight sites (44.4%) present good quality and only two sites (11.11%) an excellent quality condition. **Conclusions.** For the use of water in agricultural irrigation, there is no site that presents poor quality of the resource, in addition, by using different parameters related to agriculture, it can be ensured that there is no risk of loss or damage to crops by using water for irrigation. In the case of water quality in terms of the protection of aquatic life and potable use, in general the basin presents poor conditions. In this sense, aquatic organisms are suffering

effects both in their habitat and in the physicochemical conditions that can decrease their populations, on the other hand, human communities near watercourses will be more susceptible to health-related problems.

Keywords: water quality, pollution, basin, heavy metals, biotic indices.

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento esencial para la vida, es parte fundamental de los procesos ecosistémicos y es de vital importancia para la economía de las naciones por su gran variedad de usos (Dropeza-Cortés *et al.*, 2016). La superficie del planeta está cubierta por un 70% de agua, de está el 97.5% se considera agua salada y se encuentra en los océanos y mares, el 2.5% restante es agua dulce la cual en su mayoría se encuentra congelada en *glaciares*, solo un 0.4% se considera agua utilizable, la cual se encuentra en ríos, lagos y mantos freáticos (Sierra, 2011).

Aunque el recurso hídrico es de vital importancia enfrenta problemas de contaminación muy graves resultado del crecimiento poblacional, el acelerado desarrollo industrial, la utilización de insumos químicos en la agricultura, la extracción minera, etc. (Tobón *et al.*, 2010; Pérez-Lázaro, 2015). En el caso de México la calidad del recurso se encuentra fuertemente afectada por el nulo tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales en la mayoría de los casos, además son escasos los trabajos que analicen la contaminación de una forma integral (Bunge, 2010). La realización de los trabajos de investigación se ha enfocado sobre la contaminación orgánica, dejando de lado temas referentes a la contaminación por metales pesados y al exceso de nutrientes que llegan a los cauces fluviales y a las aguas subterráneas (Figueroa-Zavala, 2007; Quintero *et al.*, 2007; Aguilar y Pérez, 2008).

La contaminación, el desvío de agua, la deforestación y el nulo tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales se encuentran entre los principales problemas que afectan la integridad ecológica del río Ayuquila-Armería en los estados de Jalisco y Colima (Mancilla-Villa *et al.*, 2017, Hernández-Juárez *et al.*, 2019; Contreras-Rodríguez *et al.*, 2020). Además, la escorrentía de nutrientes y pesticidas agrícolas contribuye a una diferenciación en la composición y densidad de las comunidades de macroinvertebrados y peces, impactos que se han registrado ampliamente a nivel local y en todo el mundo (Tankiewicz *et al.*, 2010; Rodríguez-Aguilar *et al.*, 2019).

Para evaluar la calidad del agua se deben tomar en cuenta indicadores que representen una forma de análisis integral de los recursos hídricos, permitiendo tomar acciones para su manejo y control mediante diferentes procesos de saneamiento y potabilización del agua (Castro *et al.*, 2014); una de las herramientas más empleadas son los índices de calidad del agua (ICA), cuyo uso es cada vez más popular en la identificación de las tendencias integradas a cambios en la calidad de la misma, identificar condiciones ambientales y coadyuvar en la toma de decisiones gubernamentales y en la evaluación de programas de control, entre otros (Rojas *et al.*, 2010; Torres *et al.*, 2010).

A nivel mundial se han desarrollado diferentes ICA, entre los que se encuentran el de la National Sanitation Foundation (ICA- NSF), que fue desarrollado por Brown *et al.*, (1970) para ríos de Estados Unidos y ampliamente empleado y validado o adaptado en diferentes estudios internacionales. Dinius, (1987) desarrolló un ICA similar teniendo como valor agregado el planteamiento de rangos de clasificación basados en usos específicos, entre los que se destaca el del consumo humano. De

manera más reciente se han planteado el ICA para la evaluación del recurso hídrico a ser destinado al consumo humano, previo tratamiento, que incluyen parámetros fisicoquímicos y microbiológicos relacionados con el nivel de riesgo sanitario presente en el agua, como el ICA para abastecimiento público – IAP de Brasil (CETESB, 2006), el Universal Water Quality Index – UWQI (Boyacioglu, 2007), basado en directivas de la Unión Europea.

En el contexto de México, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) aplica un índice el cual infiere la calidad y la califica como excelente, buena, aceptable, contaminada o fuertemente contaminada, con base en cada uno de los Indicadores y sus respectivas escalas. Los parámetros que toma en cuenta para inferir la calidad corresponden a: la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (SST), los coliformes fecales (CF) y valores de toxicidad aguda en *Vibrio fischeri* y *Daphnia magna*, este índice se aplica a nivel nacional tanto para aguas subterráneas como superficiales (CONAGUA 2016).

De forma más específica se han desarrollado otros trabajos de inferencia de calidad del agua como el de Álvarez *et al.*, (2006) en el cual se aplicó un ICA en la cuenca del río Amajac, teniendo como objetivo predecir el grado de contaminación y establecer estrategias de planeación en el manejo de los recursos hídricos, posteriormente Rubio *et al.*, (2014) aplicó un ICA cuyo objetivo fue inferir la calidad del agua para la presa La Boquilla en Chihuahua, México.

La importancia de utilizar macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores se ha demostrado por diversos autores, los macroinvertebrados son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados; viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse contaminantes como los metales pesados o los plaguicidas, los cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos; tienen ciclos de vida relativamente cortos comparados con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades; son fuente primaria como alimento de muchos peces y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes, y son sensibles a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos (González *et al.*, 2012; Cárdenas-Castro *et al.*, 2018; Hankel *et al.*, 2018).

En este sentido, en el presente trabajo de investigación se exponen los resultados de la aplicación de un índice de calidad del agua de forma integral, el cual comprende el análisis no solo de variables físicas y químicas, sino también, el análisis de metales pesados y nutrientes, y la caracterización de aniones y cationes; además se complementa con la utilización de un índice de integridad biótica basado en familias de macroinvertebrados acuáticos para analizar la contaminación orgánica y la determinación de coliformes fecales. Se pretende que con los resultados de esta investigación la estimación de la calidad del agua sea integral y se tome como base para la implementación de proyectos de mitigación de la contaminación en la cuenca y restauración de la calidad del agua en los cauces donde el recurso hídrico presente condiciones no aptas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La cuenca del río Ayuquila-Armería se forma por la unión de las subcuencas Ayuquila, Tuxcacuesco y Armería; drena una superficie de 9, 863 .96 km². Nace en las sierras de Quila, Cacoma, Tapalpa y Manantlán, desembocando en la playa Boca de Pascuales en el Estado de Colima tras un recorrido de aproximadamente 240 km. Se localiza entre los 102° 56' y 104° 35' O 18° 40' y 20° 29' N, en el occidente de México, y forma parte de los estados de Jalisco y Colima (Fig.1). Comprende parte de dos importantes unidades geográficas: la faja Neovolcánica y la Sierra Madre Occidental. Es uno de los 15 ríos más importantes de los 100 existentes en la vertiente del Pacífico y se encuentra entre los 43 ríos más importantes a nivel nacional (Cotler *et al.*, 2010; Meza-Rodríguez *et al.*, 2017).

Recolección de muestras. Los sitios de muestreo abarcan las zonas de la parte alta, media y baja de la cuenca del río Ayuquila-Armería logrando con esto tener mayor representatividad en la toma de muestras. En cada uno de estos sitios se colectaron muestras de agua y macroinvertebrados acuáticos, se determinaron variables físicas y químicas, balance de aniones y cationes, concentración de metales pesados y coliformes fecales (Fig.1). El ICA se aplicó para realizar dos inferencias de calidad, una para el agua de uso en riego agrícola y otra para conservación de la biota acuática y uso potable.

La colecta de muestras para evaluar la calidad del agua para uso en riego agrícola, protección de la biota acuática y uso potable, se realizó en dos épocas del año contrastantes, en la temporada de lluvia (septiembre y octubre de 2013), donde se tomaron en cuenta 29 sitios y posteriormente en estiaje (febrero y abril de 2014) donde se tomaron en cuenta los mismos sitios y 11 adicionales, dando un total de 40 sitios, posteriormente un muestreo en la temporada de lluvia (octubre y noviembre de 2015) y el siguiente en estiaje (febrero y marzo del 2016) en 18 sitios en la parte alta, media y baja de la cuenca (Fig.1).

Variables físicas y químicas. Las muestras de agua se obtuvieron en cada uno de los puntos de muestreo utilizando recipientes de polietileno de alta densidad de 0.2 L, posteriormente se colocaron en hieleras para transportarlas (González-Pérez, 2016), a cada envase se le colocó una etiqueta con su respectiva fecha, nombre y localización del sitio, se determinó pH y conductividad eléctrica *in situ* (Trujillo-Piña *et al.*, 2013; Rodríguez-Pozueta, 2016). En la Tabla 1, se presentan las correspondientes determinaciones analíticas, de las muestras de agua, las cuales se realizaron en el laboratorio de suelos del Centro Universitario de la Costa Sur (CUCSUR) de la Universidad de Guadalajara y en el Colegio de Postgraduados, campus Montecillo.

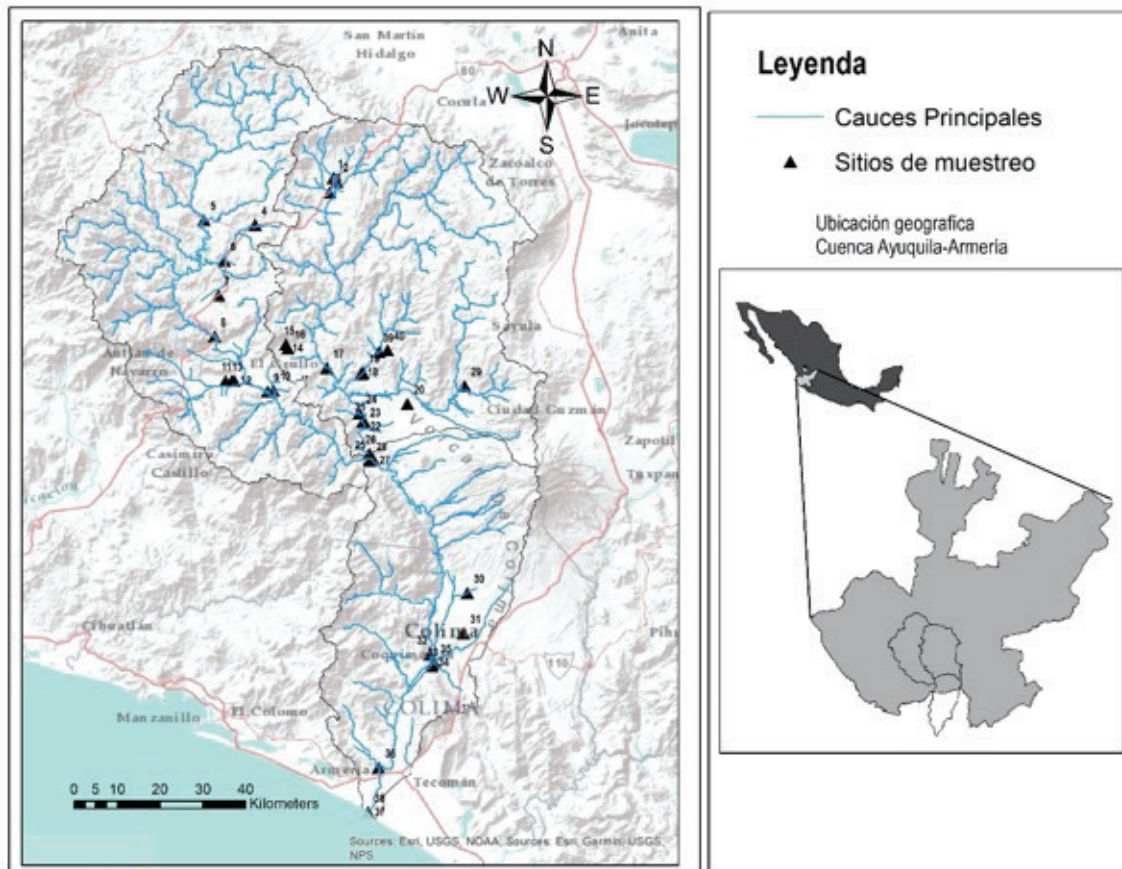


Figura 1. Localización de la cuenca del río Ayuquila-Armería y los sitios de muestreo.

Colecta de macroinvertebrados. Se colectaron los macroinvertebrados con una red de pateo de apertura de red de 600- μ m en las dos orillas del río y en dos muestreos en el centro del cauce para un total de 4 m² por sitio, hasta colectar 120 individuos como se indica en la metodología propuesta por Merritt *et al.*, 2016, posteriormente, se colocaron en recipientes de plástico con alcohol al 70 % para ser transportados en hieleras y ser identificados en el laboratorio, a su vez estos organismos fueron clasificados dependiendo su grupo funcional en este caso como colector-filtrador, colector-recolector, raspadores, desmenuzadores y depredadores (Terneus *et al.*, 2012; Gutiérrez-Garaviz *et al.*, 2014). Se utilizó el Índice de Shannon-Wiener para estimar la diversidad de familias en los sitios y por último se analizó la tolerancia a la contaminación orgánica de cada familia por medio del Índice de Integridad Biótica (IIB) siguiendo la metodología de (Henne *et al.*, 2002; Weigel *et al.*, 2002; Merritt *et al.*, 2016).

Análisis bacteriológico. El estudio bacteriológico en el agua se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Mora-Bueno *et al.*, 2012; en frascos estériles se colectaron las muestras de agua de cada sitio, posteriormente se cubrió el tapón del frasco hasta el cuello con papel aluminio como establece la NOM-110-SSA1-1994.

Las muestras de agua se llevaron al Laboratorio de Investigación en Biotecnología del CUCSUR-UDG, para desarrollar cultivos sobre placas Petrifilm EC para el recuento de *E. coli* / Coliformes que contiene nutrientes de Bilis Rojo Violeta (VRB), un agente gelificante soluble en agua fría, un indicador de actividad de la glucuronidasa y un indicador que facilita la enumeración de las colonias (Pucci *et al.*, 2013). Siguiendo la metodología propuesta por Redondo y Arias, 2011, sobre las placas Petrifilm se colocó 1 mL de muestra con pipetas esterilizadas, después las placas se incubaron por 24 hrs a 35 °C según método oficial 991 del AOAC (2002) y posteriormente se realizó el conteo de colonias de coliformes.

Aplicación del índice de calidad del agua. Con base en la revisión de literatura, y conocidas algunas características de la zona de estudio se seleccionó el índice de calidad del agua propuesto por Rubio-Arias *et al.*, 2014. Para desarrollar el ICA se siguieron tres pasos. En un primer paso, a cada parámetro se le asignó un peso específico (Wi) de acuerdo con su importancia en la calidad del agua. Este valor de Wi fue asignado en el rango de uno a cuatro (1-4) siendo utilizado en rango ascendente

en nivel de importancia de cada parámetro; es decir, al parámetro más importante se le asignó el número cuatro y al de menor importancia el número uno. Posteriormente, se asignó un valor de Pi, donde el número uno fue para los rangos deseables de calidad y, el número dos, para los parámetros que se encontraban fuera de los rangos deseables o límites establecidos (Rubio-Arias *et al.*, 2014).

El valor de Wi y Pi se pondero de acuerdo la importancia dentro de los factores de contaminación del agua, así como los usos para los cuales se va a destinar este recurso con base en los antecedentes y el conocimiento previo del área y de los usos principales del recurso hídrico.

Para determinar la constante se clasificaron los valores de 0.5, 0.75 y 1.0 y estos se establecen conforme a las condiciones de turbiedad del agua en cada sitio de muestreo. El valor de 1 se asignó a un agua sin turbiedad aparente, el valor de 0.5 corresponde a las aguas muy turbias y; el 0.75 se tomó como un valor intermedio (Rubio-Arias *et al.*, 2014).

Una vez establecidos los valores de Wi y Pi se realizó la cuantificación del ICA utilizando la siguiente ecuación reportada por Rubio-Arias *et al.*, (2012).

$$ICA = \sum \frac{WiPi}{Pi} (K)$$

Donde:

ICA= Índice de calidad del agua; Wi= Peso específico designado a cada variable (1-4); Pi= Valor asignado a cada variable de acuerdo con los resultados previos; es decir, si el resultado se encuentra dentro o fuera del rango deseable (1-2); K= Valor de constante (0.50, 0.75, 1).

Para obtener los rangos de valores, se aplicó la ecuación anterior y los resultados se presentan con un rango máximo de ICA = 48 para el agua de riego agrícola e ICA= 56 para protección de la vida acuática y uso potable, estos se consideran como el rango de condición de calidad excelente y un rango mínimo de <10 y < 15 respectivamente para mala calidad de agua. De acuerdo con estos rangos, se infieren los valores de calidad como excelente, buena, regular y mala como se observa en la tabla de valores (Tabla 2). El peso asignado a cada parámetro referente al agua para riego agrícola se presenta en la Tabla 3, mientras que los valores de los parámetros asignados para la protección de la vida acuática y uso potable se presentan en la Tabla 4.

Tabla 1. Metodología implementada para las diferentes determinaciones.

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciometría	Trujillo-Piña, <i>et al.</i> , 2013
Conductividad Eléctrica	Conductímetro puente Wheastone	Rodríguez-Pozueta, 2016
Calcio y Magnesio	Volumetría titulación con EDTA	González-Pérez, 2016
Sodio y Potasio	Flamometría	Zamora-Martínez <i>et al.</i> , 2016
Carbonatos	Volumetría, titulación de ácido sulfúrico	Severiche-Sierra, <i>et al.</i> , 2013
Bicarbonatos	Volumetría titulación de ácido sulfúrico	APHA, 1995 2320 B
Cloruros	Volumetría titulación con nitrato de plata	González-Pérez, 2016
Sulfatos	Espectrofotómetro Perkin Elmer	Aguilera-Rodríguez <i>et al.</i> , 2010
Metales pesados	ICP Perkin Elmer 5300 Optima	EPA 1983, APHA 1995
Análisis bacteriológico	Placas Petrifilm EC	Método oficial 991 AOAC 2002

Posteriormente con los resultados de la aplicación del ICA tanto para riego agrícola como para la protección de la biota acuática y salud humana, se utilizó el programa Arc Gis v10.3 para realizar mapas de zonificación de calidad del agua con base a los rangos obtenidos mediante el ICA, los datos se interpolaron para los cuarenta sitios y se clasificaron con condición de mala a excelente. Los datos de las variables se sometieron a un análisis estadístico (ANOVA), para determinar si existen diferencias significativas entre las temporadas de muestreo mediante el software SPSS v 25.0.

RESULTADOS

De acuerdo con los datos encontrados el promedio de pH en las muestras de agua analizadas es de 7.84 (Fig.2), esto indica que las aguas son ligeramente alcalinas, estos valores se encuentran dentro del rango permisible (5 a 10 unidades) que establece la NOM-001-SE-MARNAT-1996, en su apartado de protección a la vida acuática, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F = 1.49; p= 0.19). La conductividad eléctrica (CE) presenta un promedio de 870.69 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig.2), esto indica que las aguas muestreadas se clasifican como de salinidad media (Pérez-León, 2011), no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F= 0.211; p= 0.64).

En cuanto a los metales pesados y metaloides se encontraron concentraciones de As, Pb, Cd y Hg en el agua para riego agrícola (Fig.3). Para el metaloide As se encontró una concentración promedio de 0.15 mg L^{-1} , con una mínima de 0.02 y una máxima de 0.37 mg L^{-1} , se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F=45.6; p= 0.013); el LMP para su uso en RA corresponde a 0.1 mg L^{-1} . En el caso del Pb se encontró un valor promedio de 0.35 mg L^{-1} , con una concentración mínima de 0.065 y una máxima de 0.86 mg L^{-1} , no se encontraron diferencias significativas (Anova: F= 0.45; p= 0.78), en este caso el valor de LMP para el uso del agua en RA corresponde a 5 mg L^{-1} .

Tabla 2. Rangos de calidad del agua con base a la aplicación del ICA

Agua para riego agrícola	
Resultado del análisis	Calidad con base al ICA
< 10	Mala
12 a 23	Regular
24 a 35	Buena
36 a 48	Excelente
Agua para protección de la vida acuática	
<15	Mala
16 a 23	Regular
24 a 35	Buena
36 a 56	Excelente

En el caso del Cd se encontró una concentración promedio de 0.13 mg L^{-1} , con una mínima de 0.007 y una máxima de 0.34 mg L^{-1} , se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 36.5; p= 0.015), el LMP para uso en RA es de 0.2 mg L^{-1} . Para el Hg se encontró una concentración promedio de 0.90 mg L^{-1} , con una concentración mínima de 0.39 y una máxima de 2.03 mg L^{-1} , no se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 0.65; p= 0.26); en este caso el LMP para el uso del agua en RA es de 0.2 mg L^{-1} .

Para el caso del NO_3 se encontró una concentración promedio de 22.3 mg L^{-1} (Fig.3), con un mínimo de 8 mg L^{-1} y un máximo de 57 mg L^{-1} , en este caso el LMP corresponde a 30 mg L^{-1} para su uso en RA y a 25 mg L^{-1} para PVA, se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 1.02; p= 0.029). La concentración promedio de NH_3 fue de 1.08 mg L^{-1} con una mínima de 0.1 y una máxima de 7.5 mg L^{-1} , en este caso el LMP para RA es de 0.50 mg L^{-1} , se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 1.07; p= 0.016).

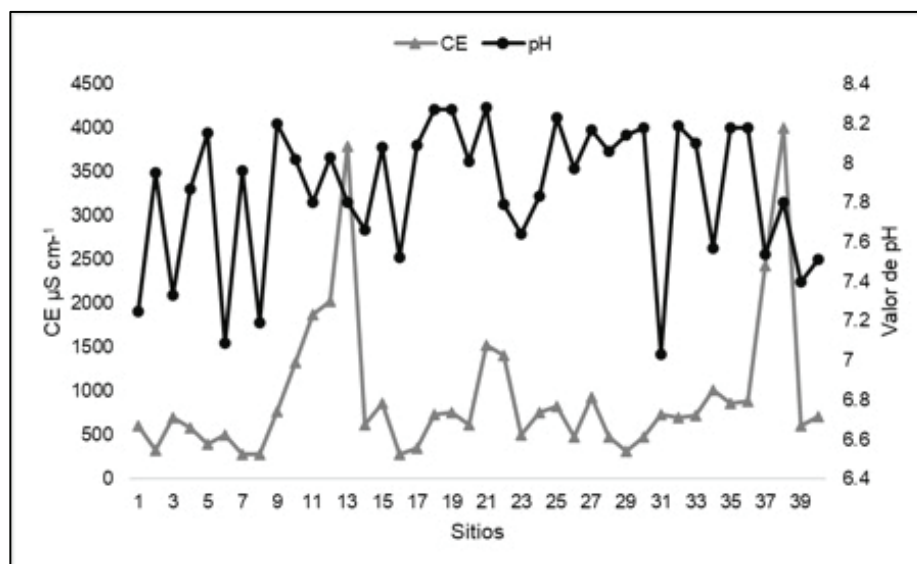


Figura 2. Valores de pH y conductividad eléctrica en los sitios muestreados en la cuenca del Río Ayuquila-Armería (valores promedio y desviación estándar).

Para el Na se encontró una concentración promedio de 26.11 mg L⁻¹ (Fig.4), con una mínima de 10 y una máxima de 74.4 mg L⁻¹ no se encontraron diferencias significativas (Anova: F=0.24; p= 0.72), el LMP es de 30 mg L⁻¹ para su uso en RA. En el caso de HCO₃ se encontró una concentración promedio de 5.76 mg L⁻¹, con una mínima de 1 y una máxima de 34 mg L⁻¹, no se encontraron diferencias significativas (Anova: F= 0.67; p= 0.93); el LMP corresponde a 30 mg L⁻¹ para su uso en RA.

Para el Cl se encontró una concentración promedio de 24.4 mg L⁻¹ (Fig.4), con una mínima de 5.6 y una máxima de 39 mg L⁻¹, se en-

Tabla 3. Peso específico (wi) y límite máximo para cada parámetro seleccionado uso en riego agrícola

Id	Parámetro	Unidad	Wi	LMP	Referencia
1	As	mg L ⁻¹	4	0.1	NOM-001-SEMARNAT-1996
2	Pb	mg L ⁻¹	4	5	
3	Cd	mg L ⁻¹	4	0.2	
4	Hg	mg L ⁻¹	4	0.01	
5	P	mg L ⁻¹	4	2	
6	NO ₃	mg L ⁻¹	4	30	Ayers y Wescot, 1987
7	NH ₃	mg L ⁻¹	4	0.50	
8	Na	mg L ⁻¹	4	30	
9	HCO ₃	mg L ⁻¹	3	30	
10	Cl	mg L ⁻¹	3	30	SEDUE,1989
11	SO ₄	mg L ⁻¹	3	30	
13	pH	escala	3	8.5	
14	CE	μS cm ⁻¹	2	3000	Richards, 1973

contraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 24.5; p= 0.034); el LMP para uso en RA corresponde a 30 mg L⁻¹. En el caso de SO₄ se encontró una concentración promedio de 21.77 mg L⁻¹, con una mínima de 9.29 mg L⁻¹ y una máxima de 61 mg L⁻¹, se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Anova: F= 32.3; p= 0.012); el LMP para el uso en RA corresponde a 30 mg L⁻¹.

Las concentraciones de metales pesados en macroinvertebrados se presentan en la Fig.5. Para el metaloide As se encontró una concentración promedio de 9.88 mg kg⁻¹, con una concentración mínima de 0.06 y una máxima de 19.93 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F= 0.89; p= 0.56); en este caso el LMP para protección de la vida acuática (PVA) corresponde a 4.7 mg kg⁻¹. Para el caso del Pb se encontraron concentraciones promedio de 1.67 mg kg⁻¹, con una mínima de 0.04 y una máxima de 3.46 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Anova: F= 0.45; p= 0.21); el LMP para este metal en cuanto a la PVA corresponde a 1 mg kg⁻¹.

En lo correspondiente al Cd se encontró una concentración promedio de 0.54 mg kg⁻¹, con una mínima de 0.01 y una máxima de 2.32 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F= 0.89; p= 0.89); para este metal el LMP para PVA corresponde a 0.5 mg kg⁻¹. Para el Cr se encontró una concentración promedio de 3.17 mg kg⁻¹, con mínima de 0.06 y una máxima de 10.28 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Anova: F= 26.4; p= 0.96); el LMP para PVA de este metal corresponde a 0.1 mg kg⁻¹. Para el caso del Hg se encontró una concentración promedio de 11.30 mg kg⁻¹, con una concentración mínima de 2.55 y una máxima de 28.56 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre ambas temporadas (Anova: F= 0.87; p= 0.54); el LMP para PVA corresponde a 1 mg kg⁻¹.

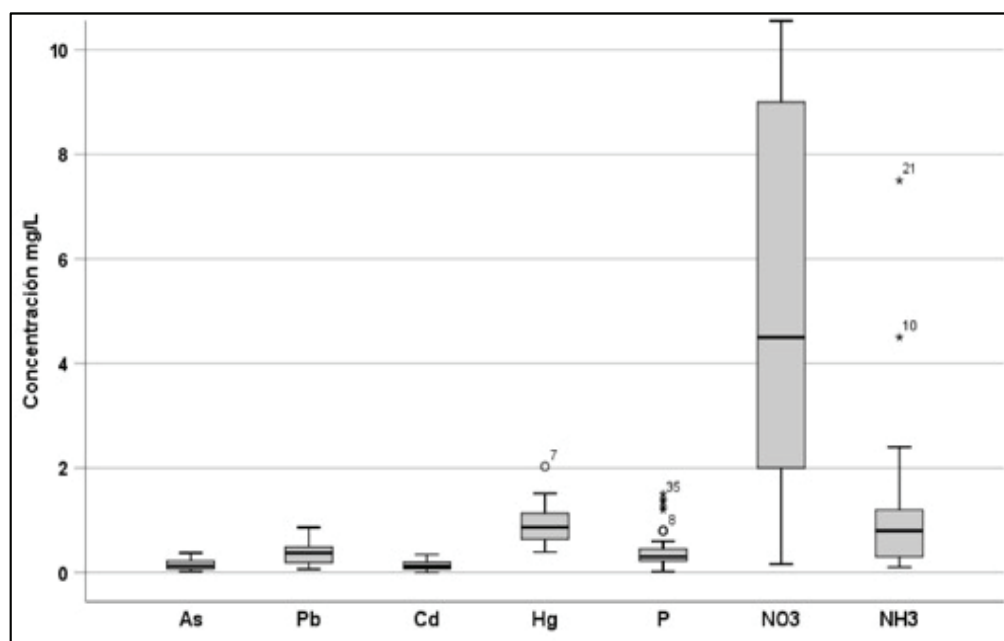


Figura 3. Concentraciones de metales pesados y nutrientes en agua de los sitios muestreados en la cuenca del río Ayuquila-Armeria.

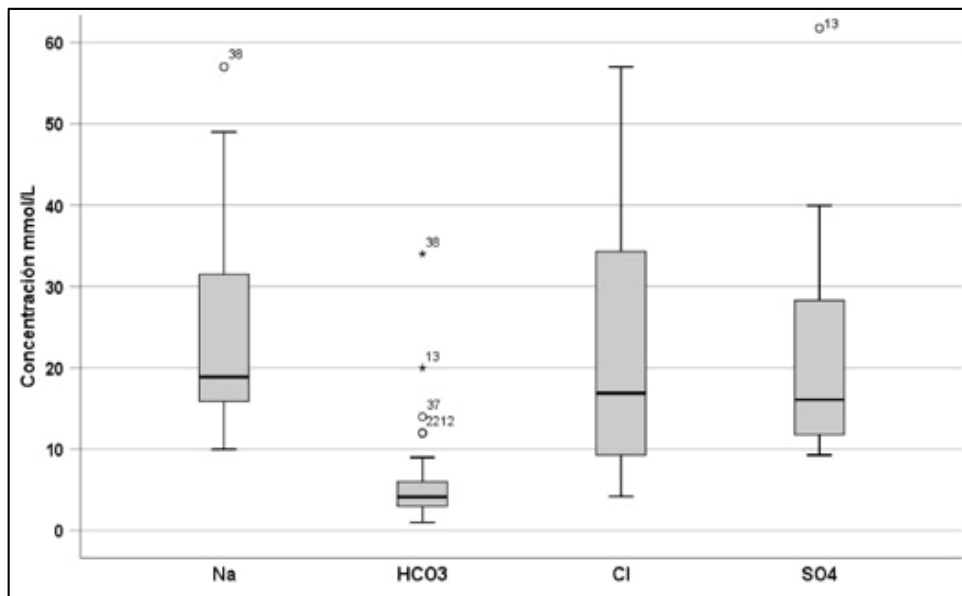


Figura 4. Concentraciones aniones y cationes en el agua de los sitios muestreados en la cuenca del río Ayuquila-Armería (valores promedio y desviación estándar).

En cuanto a los resultados encontrados mediante la aplicación del índice de integridad biótica (Henne *et al.*, 2002), para inferir la calidad del agua en lo referente a la contaminación orgánica, se encontró que el 80% de los sitios presentan una condición buena, el 15 % una condición regular y solo un 5 % una condición pobre (Fig.6). Mediante el análisis bacteriológico en el agua se encontró que el 45 % de los sitios presenta una condición pobre, mientras que el 55 % se encuentran con una condición buena, pero aun así no presentan niveles recomendables para consumo humano ni para realizar actividades de recreación (Fig.6) (Olivas-Enríquez *et al.*, 2011). En cuanto a los coliformes, el arrastre de residuos por la acción de la lluvia eleva las concentraciones en la mayoría de los sitios. Por ejemplo, en cuanto a la concentración de *E. coli*, en la temporada de lluvias sólo 6 % de los sitios fue de calidad excelente y 27 % de calidad buena, mientras que en la temporada de secas 33 % fue de calidad excelente y otro 33 % de calidad buena.

En lo referente a la aplicación del ICA de los cuarenta sitios, la calidad del agua para uso en riego agrícola presento rangos del ICA de condiciones regulares (35%), buenas (27.5%) y excelentes (37.5 %). En cuanto a la comparación realizada para la calidad del agua para protección de la vida acuática y uso potable, se encontró que ocho sitios (44.4%) presenta condiciones de mala calidad, +ocho sitios (44.4%) presentan buena calidad y solo dos sitios (11.11%) una condición de calidad excelente.

DISCUSIÓN

El parámetro del pH es muy importante ya que controla la movilidad de iones, la precipitación y disolución de minerales, el intercambio iónico, la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes (Sainz *et al.* 2011). Los valores de pH encontrados se consideran alcalinos y no representan riesgo alguno para utilizar el agua en riego agrícola o para protección de la vida acuática (Pérez-Díaz *et al.*, 2018); no obstante,

para utilizar el agua en el riego agrícola se recomiendan valores que oscilen entre 5.5 y 6.5, ya que la mayoría de los iones se encontraran disponibles para la planta (Ortiz-vega *et al.*, 2019). Los valores de pH encontrados coinciden con los reportados en otros estudios realizados en la cuenca del río Ayuquila-Armería (Mancilla-Villa *et al.*, 2017), y en otras regiones del país (Guzmán-Colis *et al.*, 2011) lo que indica que existe poca variación temporal en cuanto al pH.

Realizar mediciones de CE en el agua es muy importante ya que es una variable que tiene relación con las plantas agrícolas, y con el comportamiento ambiental de los metales pesados. La CE tiene un marcado efecto en la adsorción de elementos traza y su incorporación en complejos inorgánicos solubles e insolubles, por ejemplo, Ca^{2+} y Zn^{2+} inhiben la adsorción de Cd (Viera-Torres *et al.* 2014). Niveles superiores a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el agua pueden favorecer la metilación, metales como Hg, Sb, Se, Sn y el metaloide As pueden ser transformados en especies metiladas, como CH_3Hg^+ (Méndez-Ramírez *et al.* 2012).

En este sentido en la zona de estudio se encontraron valores de CE que representan riesgo para la vida acuática, en organismos de agua dulce en los sitios donde se superan los $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$, ya que se verían afectadas algunas de sus funciones vitales como la reproducción en algunas especies de peces, en la zona de estudio se han registrado más de 29 especies de peces de las cuales doce se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y dos son endémicas de México (Meza y Sepúlveda, 2012). En cuanto al aspecto de riego agrícola estos valores representan riesgo en cuanto la utilización del recurso hídrico, ya que los valores de restricción se establecen al superar los $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Can-Chulim *et al.*, 2014). Se ha evidenciado que valores que exceden los $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ presentan efectos negativos sobre la germinación de algunas semillas, como lo es el caso del maíz (*Zea Mays*) donde el porcentaje de germinación de las semillas disminuyo al utilizar aguas con una CE por arriba de los valores antes mencionados (Viloria & Méndez, 2011).

Tabla 4. Peso específico (wi) y límite máximo para cada parámetro seleccionado para inferir calidad del agua referente a la protección de la vida acuática y salud humana.

Id	Parámetro	Unidad	Wi	LMP	Referencia
1	As	mg L ⁻¹	4	0.05	
2	Cd	mg L ⁻¹	4	0.01	EPA, 1986
3	Hg	mg L ⁻¹	4	0.01	
4	Cr	mg L ⁻¹	4	0.05	
5	Pb	mg L ⁻¹	4	0.05	NOM-001-SEMARNAT- 1996
6	As*	mg kg ⁻¹	4	4.7	JECFA, 2012
7	Pb*	mg kg ⁻¹	4	1	
8	Cd*	mg kg ⁻¹	4	0.5	NOM-031-SSA1-1993
9	Cr*	mg kg ⁻¹	4	0.1	JECFA, 2012
10	Hg*	mg kg ⁻¹	4	1	NOM-031-SSA1-1993
11	IIB	rango	4	4	Henne <i>et al.</i> , 2002; Weigel <i>et al.</i> , 2002
12	C. fecales	UFC mL	4	20	Janke <i>et al.</i> , 2006.
13	pH	escala	3	7.5	
14	CE	µS cm ⁻¹	2	1000	NOM-001-SEMARNAT- 1996

* Metales pesados analizados en macroinvertebrados acuáticos.

En cuanto a la información de la distribución de cationes y aniones permite observar con mayor claridad, el predominio de los iones en las muestras de agua en cada sitio de muestreo a lo largo del río Ayuquila-Armería, las descargas de aguas residuales agrícolas, el uso de fertilizantes y el contacto de las rocas con el agua, las cuales de acuerdo con su composición aportan diferentes iones, son las principales causas por las que se presentan diferentes composiciones, en la zona

de estudio la mayoría de los sitios presentan agua bicarbonatada-magnésica (Mancilla-Villa, 2012).

El análisis de agua para uso en riego agrícola (Fig.7) presento rangos del ICA de condiciones regulares a excelentes, catorce sitios (35 %) presentan condiciones regulares, once sitios (27.5 %) presentaron condiciones buenas y quince sitios (37.5 %) se encontraron con una calidad excelente.

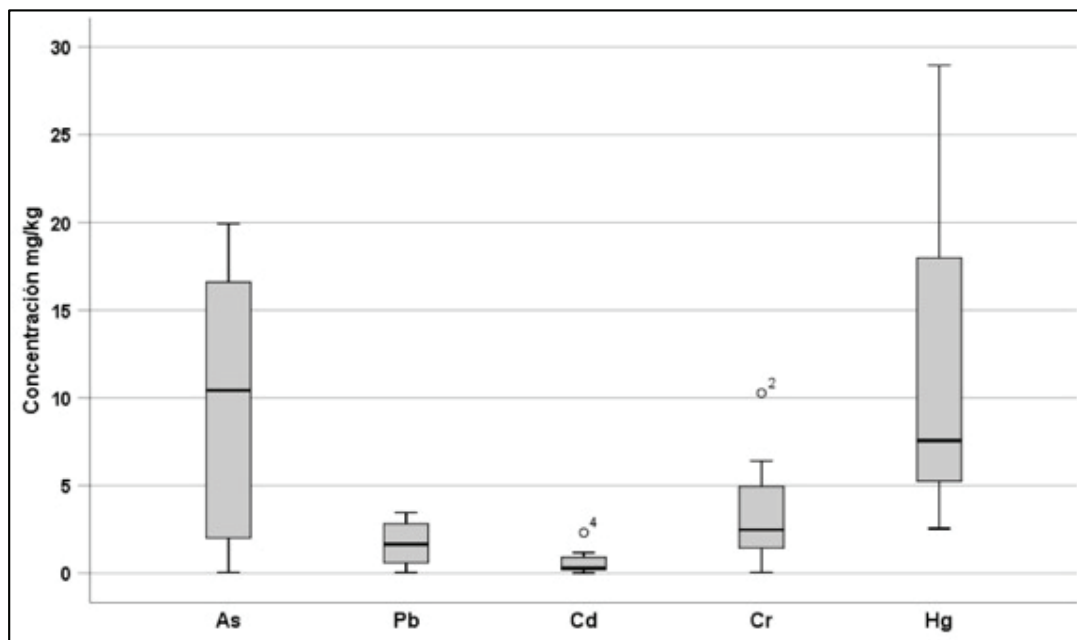


Figura 5. Concentraciones de metales pesados en macroinvertebrados (valores promedio y desviación estándar).

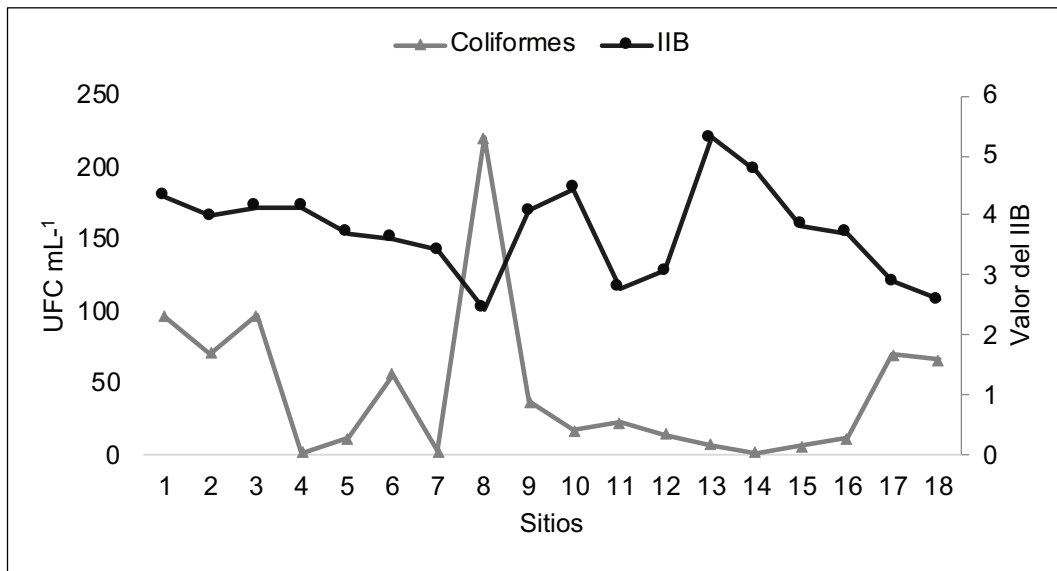


Figura 6. Resultados de la aplicación del índice de integridad biótica con base a macroinvertebrados, valores del análisis bacteriológico en la cuenca del Río Ayuquila-Armería.

En el apartado de los metales y metaloides en el agua y macroinvertebrados, el Hg regularmente no se encuentra en el medio natural, por lo que su presencia significa una contaminación de origen antropogénico (García-Herruzo *et al.*, 2010). Las principales fuentes del Hg corresponden al uso de pesticidas, la minería e industrias en general (Gaioli *et al.*, 2012). En un estudio realizado en la cuenca del río Ocoña en Perú por (Palacios *et al.*, 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 como se ha evidenciado por diferentes autores (Rodríguez-Ortiz *et al.*, 2014; Laino-Guanes *et al.*, 2015).

El plomo es un metal poco móvil, y que tiende a absorberse en la zona no saturada de los ríos; proviene de residuos eléctricos, baterías, pintura, explosivos, reactivos químicos, compuestos para soldadura y gasolina; otras de las fuentes principales son la introducción de aguas residuales e industriales sin tratamiento a los cauces hídricos (Villalba *et al.*, 2013; Rodríguez *et al.*, 2016). En este sentido se infiere que la contaminación por Pb en el agua del río Ayuquila-Armería, tiene como fuente la introducción de aguas residuales sin tratamiento, ya que se ha evidenciado que tanto a nivel nacional como local las plantas tratadoras de aguas residuales municipales no están en funcionamiento, lo que conduce a que estas aguas ingresen y contaminen los cauces hídricos (CONAGUA, 2016).

Por otra parte, se ha evidenciado que el empleo de plaguicidas arsenicales en la agricultura, por ejemplo, el arsenato de calcio y de plomo son una de las fuentes de contaminación de metales y metaloides como el As, Cd, Cr y Pb (Cakman *et al.*, 2010; Alloway, 2012). Otras fuentes antropogénicas son la quema de combustibles fósiles,

procesos electrolíticos de fundición, uso de sus derivados en pigmentos y pinturas, baterías, la utilización de lodos, fertilizantes fosfatados y pesticidas que contengan cadmio (Flores *et al.*, 2013). En la zona de estudio se realizan actividades agrícolas con alta dependencia a insumos químicos (fertilizantes y plaguicidas), actividades mineras, la industria del curtido de pieles, existen basureros clandestinos, industrias del ladrillo que en muchos casos utilizan desechos como llantas usadas para encender los hornos ladrilleros, actividades que corresponden con las descritas en la literatura mencionada.

Fregoso-Zamorano, (2015) 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 (1996) y la SEDUE (1989), mostrando una constante fuente de contaminación para el río de estos dos metales.

Palomera-García, (2012) realizó una investigación en la misma zona de estudio que la presente, donde 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 concluye que las altas concentraciones de metales y metaloides 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, las instalaciones mineras y la agricultura convencional como se ha evidenciado en otros estudios alrededor del mundo (Cakman *et al.*, 2010, Alloway, 2012).

Las concentraciones más altas de metales pesados fueron encontradas en la temporada de secas con excepción del Cd el cual se encontró en la temporada de lluvias, en este sentido se ha evidenciado que la presencia de cadmio en el ambiente está asociado con las actividades mineras, los incendios forestales y las quemadas agrícolas

(Frias-Espiricueta *et al.*, 2010; Reyes *et al.*, 2016) esto último potencialmente podría ser la fuente de cadmio en la temporada de lluvia, ya que el cultivo de caña de azúcar predominante en el valle se quema cada ciclo de corte, posteriormente el arrastre superficial de suelo desde las parcelas agrícolas hasta los cauces hídricos correspondería como fuente de contaminación de cadmio. Aunque en este estudio no fue un objetivo evaluar bioacumulación se puede inferir que este proceso potencialmente podría estar ocurriendo en los cauces fluviales de la cuenca del río Ayuquila-Armería.

En el caso del análisis microbiológico el arrastre de residuos por la acción de la lluvia eleva las concentraciones de coliformes en la mayoría de los sitios, situación que se ve reflejada al encontrarse mayores concentraciones de unidades formadoras de colonias (UFC) en la temporada lluviosa, esto se ha evidenciado en otros estudios (Ramírez *et al.*, 2009; Olguín *et al.*, 2010). Por otra parte, se les suman a las descargas provenientes de granjas porcícolas, de estas se han identificado alrededor de 21 granjas en la zona que contribuyen a la contaminación difusa que llega a los cauces hídricos, las descargas de aguas residuales urbanas, tomando como referencia que en México solo el 70 % de los municipios cuentan con planta de tratamiento de agua residual, y de estas solo el 50 % se encuentre en funcionamiento actualmente (CONAGUA, 2016).

El sitio que registró la mayor concentración de UFC fue el número 8 en la temporada de lluvias. Se infiere que estas concentraciones se

deben a que, en este punto, en el río se vierten las aguas residuales de los municipios de Autlán y El Grullo, así como todo el arrastre de las lluvias del suelo agrícola del valle Autlán – El Grullo. En general las concentraciones aumentan en todos los sitios en la temporada de lluvias, debido a la descarga de aguas negras de áreas urbanas y drenaje agrícola, lo que sugiere una alta y peligrosa contaminación por patógenos intestinales (Robles *et al.*, 2013; Anduro *et al.*, 2017). El caso del Arroyo Manantlán, este es un afluente el cual tiene su nacimiento en la parte alta de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, por ende, este afluente sufre muy poca o nula presión y contaminación urbana, por lo tanto, se considera como un sitio de referencia de buena calidad microbiológica (Santana *et al.*, 1993).

Un estudio realizado en el Río Bravo que determinó la concentración de coliformes totales y *E. coli* (Olivas-Enríquez *et al.*, 2011), se determinó que la presencia indiscutible de enteropatógenos en el agua del río Bravo constituye un riesgo para la salud pública, principalmente para los agricultores que la manejan, y en el riego por la contaminación de los productos agrícolas de consumo humano, así como para las personas que entran en contacto con el agua del río.

El análisis realizado para la calidad del agua en cuanto a la protección de la vida acuática y salud humana se presenta en la (Fig.8), se encontró que ocho sitios (44.4 %) presenta condiciones de calidad mala, de la misma forma otros ocho sitios (44.4 %) presentan condiciones de calidad buena y solo dos sitios (11.11 %) presentan una condición de calidad excelente.

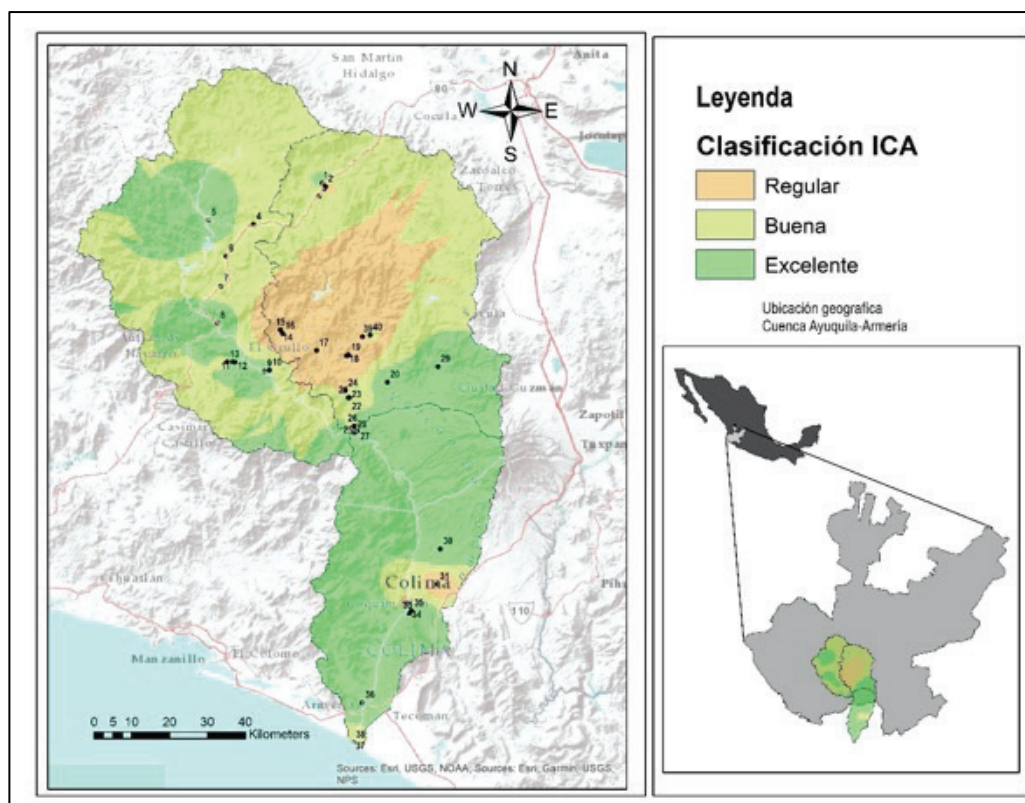


Figura 7. Mapa de distribución potencial con base en la clasificación del ICA para el agua de riego agrícola en la cuenca del río Ayuquila-Armería.

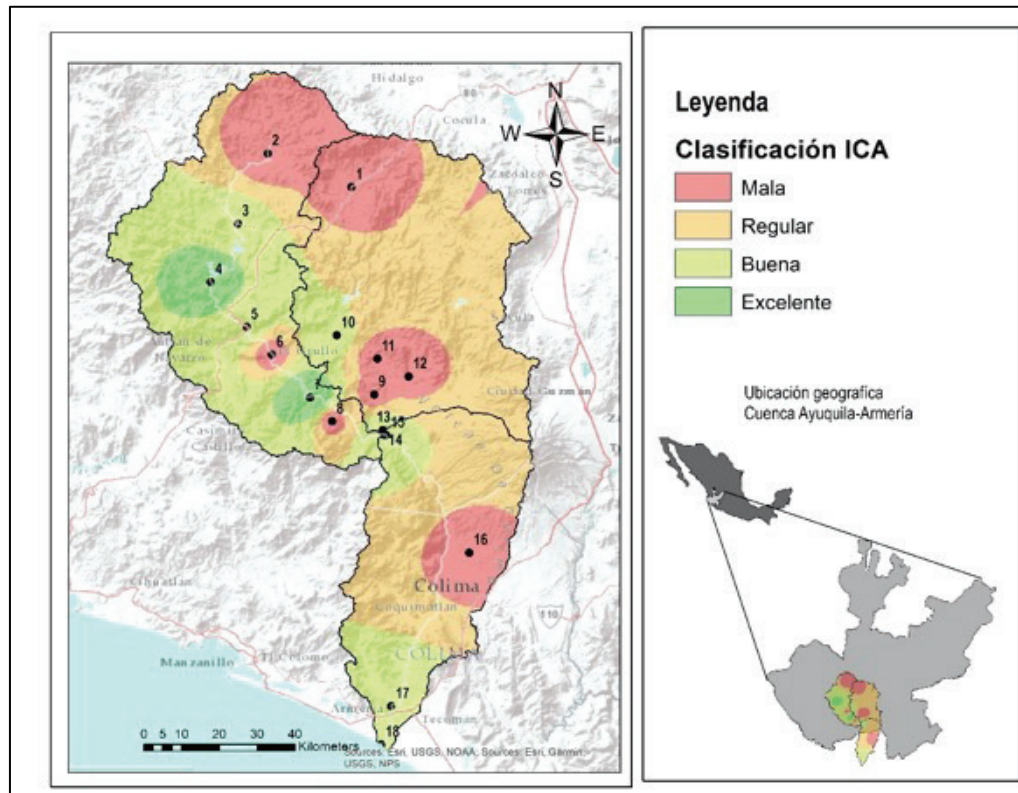


Figura 8. Mapa de distribución potencial con base en la clasificación del ICA para la protección de la vida acuática y uso potable en la cuenca del río Ayuquila-Armería.

CONCLUSIONES

El agua de la cuenca del río Ayuquila-Armería en general presenta condiciones aptas para utilizarse en el riego agrícola, los resultados inferen que no se encuentra ningún sitio que presente mala calidad del recurso hídrico, además mediante la utilización de diferentes parámetros relacionados con la agricultura se puede asegurar que no existe riesgo de pérdida o daño en cultivos por utilizar el agua para irrigación. Para el caso de la calidad del agua en cuanto a la protección de la vida acuática y uso humano, los resultados sugieren que en general la cuenca presenta malas condiciones, aunque existen algunos sitios con calidad excelente, uno es arroyo Manantlán y el otro es Paredones; no se recomienda utilizar el recurso para consumo humano debido al contenido de coliformes fecales encontrados, y en el caso de los sitios con calidad mala, no se recomienda realizar actividades de recreación, se reconocen además los efectos potenciales que la vida acuática podría estar sufriendo debido a la contaminación orgánica y la presencia de metales pesados, potencialmente esto podría causar la disminución de las poblaciones y por lo tanto pérdida de biodiversidad en la cuenca.

Para los sitios que presentan calidad deficiente (1, 2, 6, 8, 9, 11, 12 y 16) se recomienda establecer una serie de acciones y medidas preventivas, como la conservación y restauración de la vegetación ribereña para reducir la entrada de contaminantes a los cauces fluviales, así como medidas correctivas, tales como, implementar humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales, en los municipios que se encuentran dentro de la cuenca, generar un programa de

agricultura sustentable o agroecológica para disminuir la utilización de insumos químicos en la producción agrícola. En cuanto a los sitios que presentan calidad excelente (4 y 7), se recomienda que se continúen las actividades que se llevan a cabo en el presente destinadas a la conservación para evitar la contaminación de los cauces, además se aconseja la exhortación a las autoridades de cuenca, las municipales y estatales o federales a dar seguimiento y generar las soluciones que permitan alternativas de manejo sustentable sobre el recurso hídrico de la cuenca.

REFERENCIAS

- AGUILERA-RODRÍGUEZ, I., R. PÉREZ & A. MARAÑÓN. 2010. Determinación de sulfato por el método turbidimétrico en aguas y aguas residuales. Validación del método. *Revista Cubana de Química* 22 (3): 39-44. DOI:10.29105/qh2.3-156
- AGUILAR IBARRA, A., Y PÉREZ ESPEJO, R. H. 2008. La contaminación agrícola del agua en México: retos y perspectivas. *Problemas del desarrollo*, 39(153), 205-215. DOI: 10.1016/j.rpd.2017.01.005
- ALLOWAY, B. J. 2012. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Environmental pollution* 22 (2): 11-15. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7
- ÁLVAREZ, A., J. RUBIÑOS, E. REYES, F.J. ALARCÓN, J.J. HERNÁNDEZ, E. RAMÍREZ, C. MEJÍA, E. PEDRERO, F. NICOLÁS & E. SALAZAR. 2006. Índice de Calidad del Agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y

- Predicción. *Revista Internacional de Botánica Experimental* 75 (1): 71-83. DOI: 10.4067/s0718-07642008000600004
- ANDURO, J., S. CANTÚ & B. CAMPOS. 2017. Diagnóstico de la calidad sanitaria del agua de pozo en comunidades del sur de Sonora, México. *Revista Salud Pública Nutrición* 16(1):1-8. DOI: 10.29105/respyn16.1-1
- AOAC (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS). 2002. Coliform and *escherichia coli* counts in foods. Association of Official Analytical Chemists. Disponible en línea en: http://edgeanalytical.com/wp-content/uploads/Food_AOAC-991.14.pdf (consultado: 20 de agosto de 2018).
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1995. *Standard methods for examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, EUA, 1035 p.
- AYERS, R.S & D. WESTCOT. 1987. *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. FAO. Roma, Italia, 174 p.
- BOYACIOGLU, H. 2007. Development of a water quality index based on a European classification scheme. *Water SA* 33 (1): 101-106. DOI: 10.4314/wsa.v33i1.47882
- BROWN, R., N. MACCLELLAND, R. DEININGER & R. TOZER. 1970 A water quality index do we dare? *Water and Sewage Works* 11 (1): 339-343. DOI: 10.4236/jep.2019.109070
- BUNGE, V. 2010. El estado de saneamiento en las cuencas de México. In: Cotler, H (ed.). *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización*. Ciudad de México, México, pp. 92-95.
- CAKMAN, D., E. SALJNIKOV, V. MRVIC & J. MIODRAG. 2010. Soil properties and trace elements contents following 40 years of phosphate fertilization. *Journal Environment* 39 (2): 1-7. DOI: 10.2134/jeq2009.0216
- CAN-CHULIM, A., H. M. ORTEGA-ESCOBAR, E. I. SÁNCHEZ-BERNAL & E. CRUZ-CRESPO. 2014. Calidad de agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnologías y Ciencias del Agua* 5(5): 77-96. DOI: 10.15174/au.2019.2117
- CASTRO, M., J. ALMEIDA, J. FERRER & D. DÍAZ. 2014. Índices de calidad del agua: evolución y tendencias a nivel mundial. *Ingeniería Solidaria* 10 (17): 111-124. DOI: 10.16925/in.v9i17.811
- CÁRDENAS-CASTRO, E., LUGO-VARGAS, L., GONZÁLEZ-ACOSTA, J. A., Y TENJO-MORALES, A. I. 2018. Aplicación del índice biótico de familias de macroinvertebrados para la caracterización del agua del Río Teusacá, afluente del Río Bogotá. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 587-597. DOI: 10.31910/rudca.v21.n2.2018.1004
- CETESB. 2006. *Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Anexo V. Brasil. 96 p.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DE AGUA). 2016. *Monitoreo de la calidad del agua, informe técnico*. Subdirección general técnica. Ciudad de México, México. 160 p.
- CONTRERAS-RODRÍGUEZ, F., L. MARTÍNEZ-RIVERA & C. ORTIZ-ARRONA. 2020. Nivel de alteración ecohidrológica en ríos perennes de la cuenca del río Ayuquila-Armería. *Biotecnía* 22 (2): 28-38. DOI: 10.18633/biotecnía.v22i2.1243
- COTLER, H., A. GARRIDO, V. BUNGE & M. CUEVAS. 2010. Las cuencas hidrográficas de México: priorización y toma de decisiones. In: Cotler, H (ed.). *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización*. Instituto Nacional de Ecología/Fundación Gonzalo Río Arronte. Ciudad de México, México, pp. 115-120.
- DINIUS, S. H. 1987. Design of an Index of water quality. *Water Resources Bulletin* 23 (11): 833-843. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x
- 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, EUA. 544 p.
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1986. *Gold book of quality criteria for water*. Environmental Protection Agency. EPA 440/5-86-001. Las Vegas, Nevada, EUA. 477 p.
- FIGUEROA-ZAVALA, B. 2007. Contaminación de origen fecal en el corredor costero Barra de Tonameca-bahía de Puerto Ángel-La Mina, Oaxaca, México. *Ciencia y mar*, 33, 15-28. DOI:10.33326/26176033.2011.13.273
- FLORES, K., V. SOUZA, L. BUCIO, L. GÓMEZ & M. GUTIÉRREZ. 2013. Cadmio: efectos sobre la salud. Respuesta celular y molecular. *Acta Toxicológica Argentina* 21 (1): 33-49. DOI: 10.19137/huellas-2016-2015
- FREGOSO-ZAMORANO, B. E. 2015. Calidad de las aguas de riego de la cuenca del río Ayuquila-Tuxcacuesco-Armería. Tesis de licenciatura. Centro Universitario de la Costa Sur, UDG. Atlán de Navarro, Jalisco, México. 139 p.
- FRIAS-ESPERICUETA, M. G., OSUNA-LÓPEZ, J. I., AGUILAR-JUÁREZ, M., Y VOLTOLINA, D. 2010. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Océánides*, 25(2), 101-110. DOI: 10.37543/oceanides.v25i2.88
- GAIOI, M., D. AMOEDO & D. GONZÁLEZ. 2012. Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *Archivos argentinos de pediatría* 110 (3): 259-264. DOI:10.5546/aap.2012.259
- GARCÍA-HERRUZO, F., A. GARCÍA-RUBIO, C. GÓMEZ, C. VEREDA & J. RODRÍGUEZ. 2010. El mercurio: situación actual, problemas y soluciones. *Ingeniería Química* 480: 84-90. <https://doi.org/10.1081/ese-100104128>
- GONZÁLEZ-PÉREZ, C. 2016. Introducción al Análisis Volumétrico. Química Analítica. Disponible en línea en: http://ocw.usal.es/cienciasexperimentales/quimicaanalitica/contenidos/CONTENIDOS/3.CONCEPTOS_TEORICOS.pdf (consultado: 14 febrero 2019).
- GONZÁLEZ, S. M., RAMÍREZ, Y. P., MEZA, A. M., Y DIAS, L. G. 2012. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 16(2), 135-148. DOI:10.17151/bccm.2016.20.2.4
- GUTIÉRREZ-GARAVIZ, J., H. ZAMORA & S. ANDRADE. 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. DOI: 10.18636/bioneotropical.v4i2.137
- GUZMÁN-COLIS, G., F. THALASSO, E. RAMÍREZ-LÓPEZ, S. RODRÍGUEZ-NARCISO, A. GUERRERO-BARRERA & F. AVELAR-GONZÁLEZ. 2011. Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27(2): 89-102. DOI: 10.20937/rica.53776
- HANKEL, G. E., EMMERICH, D., Y MOLINERI, C. 2018. Macroinvertebrados bentónicos de ríos de zonas áridas del noroeste argentino. *Ecología austral*, 28(2), 435-445. DOI: 10.25260/EA.18.28.2.0.645

- HENNE, L.J., D.W. SCHNEIDER & L.M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2002. Rapid assessment of organic pollution in a west-central Mexican river using a family-level biotic index. *Environmental Manage* 45 (5): 613-632. DOI: 10.1080/0964056022000013039
- HERNÁNDEZ-JUÁREZ, R. A., L.M. MARTÍNEZ-RIVERA, L. PEÑUELA-ARÉVALO & S. RIVERA-REYES. 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. DOI: 10.22198/rys2019/31/1093
- JANKE, R., R. MOSCOU & M. POWELL. 2006. Citizen science water quality testing series, PK-13 W-6 total coliform and E. coli bacteria. Kansas State University Agricultural Experimental Station and Cooperative Extension Service. Disponible en línea en: https://www.butler.k-state.edu/agriculture/water_quality/docs_citizens_science/6%20Total%20Coliform%20and%20E%20coli%20Bacteria.pdf (consultado: 19 de agosto de 2018)
- JECFA (EVALUACIÓN DE LOS RIESGOS ASOCIADOS CON LAS SUSTANCIAS QUÍMICAS). 2012. Expert Committee on Food Additives. Disponible en línea en: <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific>. (consultado: 20 de agosto de 2018).
- LAINO-GUANES, R. M., BELLO-MENDOZA, R., GONZÁLEZ-ESPINOSA, M., RAMÍREZ-MARCIAL, N., JIMÉNEZ-OTÁROLA, F., Y MUSÁLEM-CASTILLEJOS, K. 2015. Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 61-74. DOI: 10.29104/phi-aqualac/2017-v9-2-04
- MANCILLA-VILLA, O. R., B. E. FREGOSO-ZAMORANO, E. J. HUESO-GUERRERO, R. D. GUEVARA-GUTIÉRREZ, C. PALOMERA-GARCÍA & J. L. OLGUÍN-LÓPEZ. 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. DOI: 10.4067/s0718-34292017005000303
- MANCILLA-VILLA, O.R. 2012. Índices de salinidad y calidad de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. Tesis Doctoral, Colegio de Postgraduados, COLPOS Montecillo, Edo. de México. 243 p.
- MÉNDEZ-RAMÍREZ, M & M. ARMIENTA-HERNÁNDEZ. 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. DOI: 10.22201/cgeo.20072902e.2019.2.927
- MERRIT, R., S. FENOGLIO & K. CUMMINS. 2016. Promoting a functional macroinvertebrate approach in the biomonitoring of Italian lotic systems. *Journal of Limnology* 16: 1-10. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1502
- MEZA, S. & S. SEPÚLVEDA. 2012. Efecto de la conductividad eléctrica y nivel del agua sobre la reproducción de la trucha xenocara (*Ancistrus triradiatus*, Eigenmann 1918) bajo condiciones experimentales. *Veterinaria Zootecnia* 6(1): 37-46. DOI:10.17268/sci.agropecu.2011.04.03
- MEZA-RODRÍGUEZ, D., L. M. MARTÍNEZ-RIVERA, N. MERCADO-SILVA, D. GARCÍA DE JALÓN-LASTRA, M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO-DEL RÍO, M. MARCHAMELO-SACRISTÁN & C. DE LA MORA-OROZCO. 2017. Régimen natural de caudales del río Ayuquila-Armería en el occidente de México. *Terra Latinoamericana* 35: 203-217. DOI: 10.28940/terra.v35i3.224
- MORA-BUENO, D., L. SÁNCHEZ-PEÑA, L. M. DEL RAZO, C. GONZÁLEZ-ARIAS, I. MEDINA-DÍAZ, M. ROBLEDO-MARENCO & A. ROJAS-GARCÍA. 2012. Presencia de arsénico y coliformes en agua potable del municipio de Tecuala, Nayarit, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28 (2): 127-135. DOI: 10.35429/jusd.2020.18.6.18.27
- OLGUÍN, E., R. GONZÁLEZ-PORTELA, G. SÁNCHEZ, G. ZAMORA & T. OWEN. 2010. Contaminación de ríos urbanos: El caso de la subcuenca del río Sordo en Xalapa, Veracruz, México. *Revista Latinoamericana Biotecnología* 1(2):178-190. DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-06
- OLIVAS-ENRÍQUEZ, E., J. FLORES-MARGEZ, P. SERRANO-ALAMILLO, E. SOTO-MEJÍA, J. IGLESIAS-MEJÍA, E. SALAZAR-SOSA & M. FORTIS-HERNÁNDEZ. 2011. Indicadores fecales y patógenos en agua descargada al Río Bravo. *Terra Latinoamericana* 29(4): 449-457. DOI: 10.28940/terra.v40i0.949
- OROPEZA-CORTÉS, M., J. URCIAGA & G. PONCE. 2016. Importancia económica y social de los servicios de los ecosistemas: Una revisión de la agenda de investigación. *Revista global de negocios* 3 (2): 103-113. [https://doi.org/10.29105/rinn13.25-Ortiz-Vega, M. I., Á. Can-Chulim, C. A. Romero-Bañuelos, E. Cruz-Crespo & A. Madueño-Molina. 2019. Calidad del agua para uso agrícola del río Mololoa, México. *Terra Latinoamericana* 37: 185-195. DOI:10.28940/terra.v37i2.406](https://doi.org/10.29105/rinn13.25-Ortiz-Vega, M. I., Á. Can-Chulim, C. A. Romero-Bañuelos, E. Cruz-Crespo & A. Madueño-Molina. 2019. Calidad del agua para uso agrícola del río Mololoa, México. Terra Latinoamericana 37: 185-195. DOI:10.28940/terra.v37i2.406)
- PALACIOS, S., P. ALFONSO, P. YAÑEZ & P. HIGUERAS. 2013. Evaluación de la contaminación de mercurio en la cuenca del río Ocoña, Perú. *Minería y Geología* 1: 241-248. DOI: 10.1896/054.055.0111
- PALOMERA-GARCÍA, C. 2012. Effects of land-use activities in the Ayuquila Rivers fauna. Tesis de Doctorado, Departament of Biological Sciences, Simon Fraser University. Vancouver, Canada.189 p.
- PÉREZ-DÍAZ, J., H. ORTEGA-ESCOBAR, C. RAMÍREZ-AYALA, H. FLORES-MAGDALENO, E. SÁNCHEZ-BERNAL, Á. CAN-CHULIM & Ó. MANCILLA-VILLA. 2018. Nitrate, phosphate and boron content in wastewater for crop irrigation in Mezquital Valley, Hidalgo. *Nova scientia* 10 (21): 97-119. DOI: 10.21640/ns.v10i21.1478
- PÉREZ-LÁZARO, R. 2015. La nueva cultura del agua, el camino hacia una gestión sostenible. Causas e impactos de la crisis global del agua. *Cuadernos Hegoa* 68: 1-68. DOI: 10.4995/ia.1995.2659
- PÉREZ-LEÓN, J. M. 2011. *Manual para determinar la calidad de agua para riego agrícola*. Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Agrícolas. Xalapa de Enríquez, Veracruz, 20-35 pp.
- PUCCI, G., J. ACUÑA & H. PUCCI. 2013. Contaminación microbiológica por enterobacterias y coliformes totales de la playa de Stela Maris, Comodoro Rivadavia, Argentina, derivada de los efluentes cloacales. *Sanidad y Ambiente* 13 (5): 1102-1107. DOI: 10.4067/s0718-19572009000100005
- QUINTERO, A. G., VÉLEZ, O. L. P., GONZÁLEZ, R. C., MORALES, J. C., Y GAVRILOV, I. N. 2007. La contaminación del agua superficial en la cuenca del río Texcoco, México. *Agrociencia*, 41(4), 385-393.
- RAMÍREZ, E., E. ROBLES, G. SAINZ & R. AYALA. 2009. Calidad microbiológica del acuífero de Zacatepec, Morelos, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 25(4): 247-255. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-02-03
- REDONDO, M. & M. ARIAS. 2011. Comparación de métodos para el análisis de coliformes totales y fecales en muestras de agua mediante la técnica de Número Más Probable (NMP). *UNED Research Journal* 3(2): 41-43. DOI: 10.22458/urj.v3i2.151
- REYES, Y., VERGARA, I., TORRES, O., LAGOS, M. D., Y JIMÉNEZ, E. E. G. 2016. Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+ D*, 16(2), 66-77. DOI: 10.19053/1900771x.v16.n2.2016.5447
- RICHARDS, L. A. 1973. *Suelos Salinos y Sódicos*. Manual de Agricultura No. 60. Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América. Washington, EUA, 172 p.

- ROBLES, E., E. RAMÍREZ, A. DURÁN, M. MARTÍNEZ & M. GONZÁLEZ. 2013. Calidad bacteriológica y fisicoquímica del agua del acuífero Tepalcingoaxochiapan, Morelos, México. *Avances en Ciencias e Ingeniería* 4 (1): 19-28. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-15-3-8>
- RODRÍGUEZ, R. A., L. CUÉLLAR & C. MALDONADO. 2016. Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigación Biomédica* 35(3):251-271. DOI: 10.1590/s0036-36342003000800008
- RODRÍGUEZ-AGUILAR, B. A., L. M. MARTÍNEZ-RIVERA, A. PEREGRINA-LUCANO, C. I. ORTIZ-ARRONA & O. G. CÁRDENAS-HERNÁNDEZ. 2019. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoamericana* 37: 151-161. DOI: 10.28940/terra.v37i2.462
- RODRÍGUEZ-POZUETA, M. A. 2016. Puente de Wheatstone. Universidad de Cantabria. Departamento de Ingeniería eléctrica y energética. Cantabria, España. Disponible en línea en: <http://personales.unican.es/rodrigma/PDFs/Puente%20de%20Wheatstone.pdf>. (consultado el 22 de septiembre de 2018).
- ROJAS, L., N. ALBERRO & D. FRIAS. 2010. El Índice de calidad de agua como herramienta para la gestión de los recursos hídricos. *Medio ambiente y desarrollo* 10 (18): 1-5. DOI: 10.18356/4b596a7a-es
- RUBIO, H. O., R. C. ORTIZ, R. M. QUINTANA, R. A. SAUCEDO, J. M. OCHOA & N. M. REY. 2014. Índice de calidad de agua (ICA) en la presa la boquilla en Chihuahua, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1(2): 139-150. DOI: 10.33064/iycluua2017701823
- RUBIO-ARIAS, H., M. CONTRERAS-CARAVEO, R. M. QUINTANA, R. A. SAUCEDO-TERAN & A. PINALES-MUNGUÍA. 2012. An overall water (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico. *International Journal of Environmental Resources and Public Health* 9 (5): 1687-1698. DOI: 10.3390/ijerph9051687
- RODRÍGUEZ ORTIZ, J. C., ALCALÁ JAUREGUI, J. A., HERNÁNDEZ MONTAÑO, A., RODRÍGUEZ FUENTES, H., RUIZ ESPINOZA, F. H., GARCÍA HERNÁNDEZ, J. L., y DÍAZ FLORES, P. E. 2014. Elementos traza en fertilizantes y abonos utilizados en agricultura orgánica y convencional. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 5(4), 695-701. DOI: 10.29312/remexca.v5i4.931
- SAINZ, R. H., R. H. ECHEVERRÍA & H. ANGELINI. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones Pampeana y Extrapampeana Argentina. *Ciencia del suelo* 29 (1): 29-37. DOI: 10.4067/s0718-27912009000300005
- SANTANA, E., S. NAVARRO, L.M. MARTÍNEZ, A. AGUIRRE, P. FIGUEROA & C. AGUILAR. 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. DOI: 10.21829/abm79.2007.1040
- 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. Ciudad de México, México. 20 p.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA). 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, en aguas y bienes nacionales, Ciudad de México, México, 35 p.
- SEVERICHE-SIERRA, C., M. CASTILLO & R. ACEVEDO. 2013. Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas. Disponible en línea en: <https://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/index.htm> (consultado el 22 de septiembre de 2018).
- SIERRA, C. A. 2011. *Calidad del agua, evaluación y diagnóstico*. Universidad de Medellín. Medellín, Colombia, 456 p.
- SSA 1995. Norma Oficial Mexicana NOM-110SSA1-1994. Bienes y Servicios. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico. Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación. 16 de octubre de 1995.
- SECRETARÍA DE SALUD. 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Secretaría de Salud. Ciudad de México, México, 35 p.
- TANKIEWICZ, M., J. FENIK & M. BIZIUK. 2010. Determination of organophosphorus and organonitrogen pesticides in water samples. *Trends in Analytical Chemistry* 29: 1050-1063. DOI: 10.1016/j.trac.2010.05.008
- TERNEUS, E., K. HERNÁNDEZ & M. RACINES. 2012. Evaluación ecológica del río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza-Ecuador. *Revista de Ciencias* 16: 31-45. DOI: 10.25100/rc.v16i0.501
- TOBÓN, F., L. LÓPEZ & R. PANIAGUA. 2010. Contaminación del agua por plaguicidas en un área de Antioquia. *Revista de salud pública* 12 (2): 300-307. DOI: 10.1590/s0124-00642010000200013
- TORRES, P., C. CRUZ, P. PATIÑO, J. ESCOBAR & A. PÉREZ. 2010. Aplicación de índices de calidad de agua - ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e investigación* 30 (3): 86-95. DOI: 10.22490/25394088.578
- TRUJILLO-PIÑA, A. L., P. VEGA SÁNCHEZ & L. BARAJAS BERMÚDEZ. 2013. *Potenciometría: Usos y Aplicaciones*. Universidad Autónoma de Coahuila. Disponible en línea en: http://www.posgradoeinvestigacion.uaedec.mx/CienciaCierta/CC38/4.html#.WA_SHejhB1t (consultado el 22 de septiembre de 2018).
- VIERA-TORRES, M., M. MORA, L. AYMACAÑA, D. CARRERA-VILLACRES & O. GUTIÉRREZ. 2014. Caracterización fisicoquímica del suelo del botadero de Portoviejo y análisis de la distribución espacial de cromo (VI), níquel, bromo y hierro. *Investigación Y Desarrollo* 1(2): 10-19. DOI: 10.29166/revfig.v1i2.1608
- VILLALBA, A., J. DEL CASTILLO, A. GÓMEZ, A. PÉREZ, G. NUBES & A. SALCIDO. 2013. Contaminación del agua y suelo en el ecosistema río Agua Prieta, Sonora, México. *Biotechnia* 15 (1): 3-11. DOI: 10.18633/bt.v15i1.129
- VILORIA, H. & J. R. MÉNDEZ-NATERA. 2011. Relación entre la conductividad eléctrica, pH del agua de remojo, germinación de semillas y crecimiento de plántulas de maíz (*Zea mays* L.) bajo dos condiciones experimentales. *Scientia Agropecuaria* 2 (4): 213-228. DOI:10.17268/sci.agropecu.2011.04.03
- WEIGEL, B. M., L. J. HENNE & L. M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal Benthological Society* 21 (1): 686-700. DOI: 10.2307/1468439
- ZAMORA-MARTÍNEZ, O., J. MONTAÑO, V. GALINDO, C. SIEBE & B. PRADO. 2016. Determinación simultánea de cationes mayoritarios en muestras de agua residual por medio de cromatografía de iones con detección conductimétrica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 32 (2): 293-301. DOI: 10.20937/rica.2016.32.03.04