

CONTRIBUCIONES SELECTAS EN ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL



Editado por:

Leobardo Manuel Gómez Oliván
Hariz Islas Flores
Patricia Ramírez Romero
Marcela Galar Martínez
Juan Carlos Sánchez Meza
Xochitl Guzmán García
Guadalupe Barrera Escorcía
José Luís Zavala Aguirre
Eloy Gasca Pérez
Octavio Dublán García



AMEQA

Contribuciones Selectas en Ecotoxicología y Química Ambiental

Fotografía de portada: Leopoldo I. Flores. 2021.

Primera edición, 2021.

Publicación arbitrada por el Comité Científico de AMEQA.

© AMEQA

www.ameqa.org

Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental.

Rio Parral 65

Paseos de Churubusco

Iztapalapa

CP09030

Ciudad de México, México

ISBN- 978-607-99510-0-9

Reservados todos los derechos. No se permite la reproducción total o parcial de esta obra, ni su incorporación a un sistema informático, ni su transmisión en cualquier forma o por cualquier medio (electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros) sin autorización previa y por escrito de los titulares del copyright. La infracción de dichos derechos puede constituir un delito contra la propiedad intelectual. Se autoriza la reproducción del contenido de esta obra, siempre y cuando se cite la fuente.

Hecho en México / Made in Mexico

CONTRIBUCIONES SELECTAS EN ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL

Editado por:

Leobardo Manuel Gómez Oliván

Hariz Islas Flores

Patricia Ramírez Romero

Marcela Galar Martínez

Juan Carlos Sánchez Meza

Xochitl Guzmán García

Guadalupe Barrera Escorcía

José Luís Zavala Aguirre

Eloy Gasca Pérez

Octavio Dublán García



AMEQA

ÍNDICE

TOMO 1

Foto de Portada por Leopoldo I. Flores. 2021.

	Página
Prólogo	2
Índice	4
Capítulo 1. EFFECTO DE LAS PRECIPITACIONES ATÍPICAS EN EL CONTENIDO DE NITRÓGENO EN <i>Thalassia testudinum</i> . Dilian Anguas-Cabrera, Karla Camacho-Cruz, Ma. Concepción Ortiz-Hernández, Alberto Sánchez.	7
Capítulo 2. ACUMULACIÓN DE FÓSFORO EN SEDIMENTOS DE LA ZONA LITORAL DEL LAGO TOCHAC, HIDALGO, MÉXICO . Agustín de Jesús Quiroz Flores, María Guadalupe Miranda Arce.	26
Capítulo 3. RESPUESTAS DE LOS OCTOCORALES ANTE LA EUTROFIZACIÓN DE LAS ZONAS MARINO-COSTERAS: REVISIÓN Y SÍNTESIS . Néstor Rey-Villiers, Alberto Sánchez, Patricia González-Díaz.	39
Capítulo 4. OCURRENCIA, DESTINO, DETECCIÓN Y EFECTOS TÓXICOS DE ANTIBIÓTICOS EN AMBIENTES ACUÁTICOS . Edgar David González-González, Leobardo Manuel Gómez-Oliván, Marcela Galar-Martínez, Hariz Islas-Flores, María Dolores Hernández-Navarro.	67
Capítulo 5. IMPACTO ECOTOXICOLÓGICO DEL 17α-ETINILESTRADIOL (EE2) EN AMBIENTES ACUÁTICOS . Alejandro Mejía-García, Leobardo Manuel Gómez Oliván.	92
Capítulo 6. DESTINO, OCURRENCIA Y EFECTOS TÓXICOS DE EDULCORANTES ARTIFICIALES, UN NUEVO TIPO DE CONTAMINANTES EMERGENTES . Livier Mireya Sánchez Aceves, Leobardo Manuel Gómez-Oliván, Hariz Islas-Flores, Marcela Galar-Martínez.	118
Capítulo 7. PLAGUICIDAS Y CÁNCER EN BAJA CALIFORNIA: REVISIÓN SISTEMÁTICA (1950-2016) . María Evarista Arellano García , Olivia Torres Bugarín, Marco Antonio García Zárate, Ana Erika Ruiz Arellano .	151
Capítulo 8. EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DE CONTAMINANTES AMBIENTALES MEDIANTE EL ENSAYO FETAX . Itzayana Pérez-Alvarez, Hariz Islas-Flores, Leobardo Manuel Gomez-Oliván, Germán Chamorro Cevallos.	175
Capítulo 9. DETERMINACIÓN DE LA EXPRESIÓN GÉNICA DE CYP1A EN PECES PLANOS EN EL SURESTE DEL GOLFO DE MÉXICO . Wendy Donaji Nicolás-González, Isajav Rivas-Reyes, Mayra Alejandra Cañizares-Martínez, Mercedes Quintanilla-Mena, Victoria Patiño-Suárez, Marcela Del Río-García, Omar Zapata-Pérez, Carlos Puch-Hau.	206
Capítulo 10. CAMBIOS EPIGENÉTICOS POSIBLEMENTE ASOCIADOS CON LA PRESENCIA DE CONTAMINANTES EN PECES DEL NOROESTE DEL GOLFO DE	230

MÉXICO: NIVELES DE METILACIÓN GLOBAL DEL ADN. Mercedes Quintanilla-Mena, Isajav Rivas-Reyes, Alejandra Cañizares-Martínez, Victoria Patiño-Suárez, Marcela Del Río-García, Carlos Puch-Hau.

Capítulo 11. **GENES BIOMARCADORES DE CONTAMINANTES:** 257

UNA VISIÓN DESDE EL LABORATORIO DE BIOTECNOLOGÍA Y TOXICOLOGÍA MOLECULAR, CINVESTAV, MÉRIDA, MÉXICO. María Victoria Patiño-Suárez, Mayra Alejandra Cañizares-Martínez, Mercedes Quintanilla-Mena, Marcela Del Río-García, Isajav Rivas-Reyes, Omar Zapata-Pérez, Carlos Puch-Hau.

Capítulo 12. **LA CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR HIDROCARBUROS EN** 286

MÉXICO: EFECTOS EN EL AMBIENTE Y LA SALUD HUMANA. Alejandro Islas-García, Arely Vergara-Castañeda, Laura Martino-Roaro, Adriana Benitez Rico, Tomás Chávez-Miyauchi.

Capítulo 13. **BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS DE LA LAGUNA DE SAN JUAN,** 317

ASCENSIÓN, CHIHUAHUA Y SU EVALUACIÓN EN PLANTAS DE *Solanum lycopersicum*. Marisela Yadira Soto-Padilla, Jorge Deciderio Carrillo-Méndez, Edith Flores-Tavizón, Luis Gerardo Bernadac-Villegas, Sergio Saúl-Solís, Miguel Domínguez-Acosta, Felipe Adrián Vázquez Galvez.

Capítulo 14. **ESTADO ACTUAL DE LA CONTAMINACIÓN COSTERA DE** 344

LATINOAMÉRICA POR COMPUESTOS ORGÁNICOS DE ESTAÑO. Russell Giovanni Uc Peraza , Victor Hugo Delgado-Blas ,Gilberto Fillmann.

Capítulo 15. **EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA BIOLÓGICA DE FILTROS A BASE** 373

DE ARCILLA UTILIZADOS EN LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA. Luis Bernadac-Villegas, Alba Corral-Avitia, Leobardo Gómez-Oliván, Dora Solís-Casados, Marisela Soto-Padilla.

Capítulo 16. **VARIABLES NO CONSIDERADAS EN UNA EXTRACCIÓN** 491

CONTINUA Y SU INFLUENCIA EN DIAGNÓSTICOS AMBIENTALES DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS. Carlos M. Morales-Bautista, José del C. Méndez-Moreno, Alejandra E. Espinoza de los Monteros R., Carolina G. Martínez-Chávez

Capítulo 17. **EVALUACIÓN DE LA ESTABILIDAD LISOSOMAL Y NADO** 512

CONTRACORRIENTE EN *MACROBRACHIUM SP.* EXPUESTOS A SEDIMENTOS CONTAMINADOS CON DIÉSEL Y BIODIÉSEL. Alma Diana Arellano Mondragón, Patricia Ramírez Romero, Guadalupe Barrera Escorcía, Xenia Mena Espino.

Capítulo 18. **OCURRENCIA, DESTINO, DETECCIÓN Y EFECTOS TÓXICOS DE** 540

QUINOLONAS EN AMBIENTES ACUÁTICOS. Jonathan Ricardo Rosas-Ramírez, Hariz Islas-Flores, Leobardo Manuel Gómez-Oliván.

Capítulo 19. **EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DEL BIODIÉSEL EN** 573

RENACUAJOS DE RANA TORO *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802). Claudia Verónica De La Cruz Moreno, Guadalupe Barrera Escorcía, Patricia Ramírez Romero , Xenia Mena Espino, Héctor Barrera Villa Zevallos.

Capítulo 20. **DETERMINACIÓN DE UNA CEPA SILVESTRE DE *PLANKTOTHRIX*** 601

***AGARDII* PRODUCTORA DE SAXITOXINA PROCEDENTE DE LA LAGUNA DE ZUMPANGO, ESTADO DE MÉXICO.** Luis A. Rodríguez-Guerrero, Víctor M. Luna-Pabello.

Capítulo 21. EFFECTO REPROTÓXICO Y TRANSGENERACIONAL DEL HERBICIDA DICAMBA EN EL MODELO BIOLÓGICO <i>Drosophila melanogaster</i>. Mendoza-Ortiz Eva Daniela, Ramos-Morales Patricia.	619
Capítulo 22. <i>Drosophila</i>, ORGANISMO MODELO PARA LA EVALUACIÓN DE DAÑO REPROTOXICO Y TRANSGENERACIONAL. Evangelista-Casimiro Rubi, Ramos-Morales Patricia.	645
Capítulo 23. MORFOLOGÍA Y ALTERACIONES EN CÉLULAS SANGUÍNEAS EN PECES DE TECOLUTLA, VER., MANANTLÁN, JAL. Y VALLE DE BRAVO, EDO DE MÉX. Brian Real-Huescas, José Roberto Jerónimo-Juárez, Misael Hernández-Díaz, Irma Hernández-Calderas, Fernando M. Matadamas-Guzmán, Patricia Ramírez-Romero, Xochitl Guzmán-García.	678
Capítulo 24. EFFECTO REPROTÓXICO Y TRASGENERACIONAL INDUCIDO POR EL ÁCIDO 2,4-DICLOROFENOXIACÉTICO (2,4-D) EN <i>Drosophila melanogaster</i>. Edgar Alberto Ragde Gutiérrez Álvarez, Patricia Ramos Morales.	704
Capítulo 25. EFFECTOS TÓXICOS Y POTENCIAL DE BIORREMOCION DEL COLORANTE AZO "ROJO CONGO" POR DOS MICROALGAS CLOROFÍCEAS. Aldo Azael Chávez Vargas, Miriam Azucena Hernández Zamora, Felipe Fernando Martínez Jerónimo.	727
Capítulo 26. EFFECTO REPROTÓXICO DEL TRICLOSAN EN DOS LÍNEAS DE <i>Drosophila melanogaster</i>. Sergio Daniel Parra Barrera, Adriana Muñoz Hernández, Patricia Ramos Morales.	756
Capítulo 27. ESTRÉS GENOTÓXICO DEL METIL METANO SULFONATO EN HEMBRAS Y MACHOS DE <i>D. MELANOGASTER</i>: UNA RESPUESTA DIFERENCIAL EN BIOMARCADORES REPROTÓXICOS. Estefania Arroyo Jilote, Patricia Ramos Morales.	780
Capítulo 28. ANOMALÍAS MACROSCÓPICAS POR EXPOSICIÓN A METALES PESADOS EN LARVAS DE ANFIBIOS ANUROS. David Ramiro Aguillón Gutiérrez.	810
Capítulo 29. EVALUACIÓN FISCOQUÍMICA, MICROBIOLÓGICA Y TOXICOLÓGICA DE LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL DEL CAUCE DEL RÍO BALSAS, REGION TIERRA CALIENTE DE GUERRERO. Lubybed Escobar Sarabia, Diana Pérez de Jesús, Francisco Zavala Hernández, Maribel Ramírez Orozco.	834
Capítulo 30. CONCENTRACIONES DE METALES EN LA POBLACIÓN DE LA TORTUGA LORA <i>Lepidochelys kempii</i> QUE ANIDA EN EL SANTUARIO PLAYA DE RANCHO NUEVO, TAMAULIPAS, MÉXICO. Alma Delia Nava Montes, Patricia Ramírez Romero.	855

Capítulo 15

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA BIOLÓGICA DE FILTROS A BASE DE ARCILLA UTILIZADOS EN LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA

Luis Bernadac-Villegas^{1,*}

Alba Corral-Avitia²

Leobardo Gómez-Oliván³

Dora Solís-Casados³

Marisela Soto-Padilla¹

¹ Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez Chihuahua.

² Departamento de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez Chihuahua.

³ Laboratorio de Toxicología Ambiental, Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.

* luis.bernadac@uacj.mx

Resumen

El arsénico (As) es un contaminante ampliamente distribuido en diversas regiones del planeta. Las formas más abundantes de este metal en la naturaleza son inorgánicas como el arsenito (AsIII) o el arseniato (AsV), siendo la primera la más tóxica. Los minerales de arcilla natural son bien conocidos y familiares para el hombre desde los inicios de la civilización. Debido a su bajo costo, la abundancia, las altas propiedades de adsorción y el potencial de intercambio iónico, los materiales arcillosos son excelentes candidatos como adsorbentes. El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia biológica de remoción del arsénico mediante filtros de arcilla natural. También se analizó la caracterización física y química de la arcilla natural. Los resultados de DRX mostraron cuarzo y anortita como fases abundantes. El análisis SEM indica una estructura morfológica áspera, consolidada y de baja porosidad. La eficiencia de remoción de arsénico fue del 100% con un promedio de caudal de 2.5-3.5 L/h. La eficiencia biológica de los filtros fue determinada mediante el uso de biomarcadores de estrés oxidativo los cuáles son útiles para la detección temprana de la toxicidad inducida por As en peces.

Palabras clave: Arsénico, Adsorción, Filtros de Arcilla

1. Introducción

La calidad del agua potable se caracteriza por su composición física, química y biológica. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), aproximadamente el 13% de la población mundial (884 millones) vive sin acceso a una fuente de agua potable (OMS, 2008). La industrialización es la principal causa de contaminación de las fuentes de agua subterránea y superficial (Peng FF y DI P, 1994).

El arsénico (As) es un contaminante ampliamente distribuido en diversas regiones del mundo (Flora et al. 2005). La presencia de arsénico (As) en agua de manera natural se ha convertido en un problema mundial en las últimas décadas. Actualmente se ha reportado el incremento de contaminación de As de origen natural en diferentes países como China, Taiwán, India, Bangladesh, Estados Unidos, Canadá, México, Chile, Argentina, Nueva Zelanda, Polonia, Hungría, Croacia, Serbia y Rumania (Wang et al., 2004). Actualmente se han encontrado niveles de arsénico en aguas subterráneas por encima de los límites permisibles definidos para el agua potable en varias áreas de México, incluida la Comarca Lagunera (estado de Durango-Coahuila), Los Azufres (Michoacán), San Antonio (Baja California Sur), Durango (Durango), Hermosillo (Sonora), Zacatecas (Zacatecas), Acámbaro (Guanajuato); Puebla, (Puebla), Cuautla (Morelos), Delicias (Chihuahua) y Zimapán (Hidalgo) (Cebrián et al., 1983; Quinto et al., 1995; Gutiérrez et al., 1996; Armienta et al., 1997; Birkle et al., 1998; Carrillo and Drever, 1998; Wyatt et al., 1998; Simeonova, 1999; Rosas et al., 1999; Alarcón et al., 2001). El arsénico es considerado un oligoelemento tóxico, y está naturalmente presente en el agua en diversos estados de oxidación y especies químicas. Las formas más abundantes de este metal en la naturaleza son inorgánicas como el arsenito (AsIII) o el arsenato (AsV), siendo la primera la más tóxica (Akter et al. 2005). Suele estar presente en agua como AsV afectando directamente a las especies acuáticas. Al ser ingerido por humanos u otros mamíferos en agua o a través de alimentos contaminados, el AsV se metaboliza a AsIII y se conjuga con moléculas orgánicas formando metil arsénico (Thomas et al. 2001). La toxicidad por As en humanos se asocia predominantemente con la exposición a As inorgánico (Tchounwou et al., 2003). Las principales rutas de exposición de las personas al As son la ingesta e inhalación. El As es acumulable en el organismo por exposición crónica y superada por ciertos niveles de concentración. Puede ocasionar afecciones como alteraciones de la piel, lesiones dérmicas, vasculopatías periféricas, además de enfermedades respiratorias; neurológicas, cardiovasculares y diversos tipos de cáncer (pulmón, riñón, hígado, vejiga y de piel). Las personas que ingieren de forma prolongada As inorgánico, a través del agua, pueden presentar hiperqueratosis palmoplantar cuya manifestación principal es la pigmentación de la piel y callosidades localizadas en manos y pie (Wilson, 2001). Los procesos y tecnologías disponibles para la remoción de As del agua son variados y com-

prenden desde tratamientos en plantas potabilizadoras convencionales hasta métodos domiciliarios. Los procesos de remediación que se conocen en la actualidad son: oxidación; precipitación, coagulación y ablandamiento con cal; ósmosis inversa; microfiltración; nanofiltración; adsorción, tratamientos biológicos y fitorremediación; electrodiálisis y electrocinética, entre otros (Arman, 1992; Fetter, 1993; Konstantinos et al., 2006). La adsorción es considerada una técnica de remoción de As relativamente simple, eficiente y de bajo costo, la cual se utiliza principalmente en zonas rurales. Para este tipo de tecnología existe una amplia gama de materiales que se pueden usar tales como: arcillas, materiales biológicos, óxidos metálicos, carbón activado y resinas poliméricas. Sin embargo, la búsqueda de adsorbentes económicos y eficaces para la eliminación de As en agua aún está en estudio (Mohana y Pittman, 2007). En la actualidad existe una amplia gama de materiales adsorbentes para la eliminación de arsénico en agua. Las arcillas naturales, zeolitas y óxidos metálicos se encuentran ampliamente distribuidos en ambientes terrestres. Estos materiales tienen la capacidad de adsorber compuestos catiónicos, aniónicos y neutros por lo que son altamente utilizados para este tipo de tratamiento (Murgesan et al., 2006; Bertocchi et al., 2006; Mohana y Pittman, 2007; Ranjan et al., 2009). Debido a su bajo costo, abundancia, altas propiedades de adsorción y potencial para el intercambio iónico, son excelentes candidatos como adsorbentes (Shichi y Takagi 2000). Una de las tecnologías más prometedoras para el tratamiento del agua son los filtros a base de arcilla (Kallman et al. 2011). Estudios recientes han informado que estos filtros pueden eliminar de manera efectiva los metales, microorganismos y turbidez del agua en un laboratorio (Oyanedel-Craver y Smith 2008; Bielefeldt et al. 2009). El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de remoción del arsénico mediante filtros naturales de arcilla. También se realizó una caracterización fisicoquímica de la arcilla natural.

2. Materiales y métodos

2.1. Síntesis y caracterización de los filtros de arcilla

Sitio de muestreo. Las muestras de arcilla natural se obtuvieron de Ciudad Juárez, Chihuahua México debido a su extenso desierto árido que permitió el análisis de diferentes muestras de minerales de arcilla.

Preparación de la muestra. La caracterización de las muestras de arcilla natural se determinaron mediante espectroscopia de rayos X por dispersión de energía (EDS) y difracción de rayos X (DRX). Las pruebas EDS se llevaron a cabo en un microscopio electrónico de barrido Jeol JSM-636OLV. Las muestras se secaron en horno a 40 °C durante 24 horas (h) y se almacenaron en un desecador de vacío. Posteriormente, se colocaron 5 granos de muestra sobre un soporte de aluminio y se metalizaron con polvo de oro en un secador de

punto crítico Balzer Union FL 9496 (SCD 030), bajo una presión de 0.1 mbar. El software Noran System Six se utilizó para determinar el porcentaje atómico de cada muestra analizada. Para llevar a cabo el análisis DRX, se pulverizó una muestra de arcilla natural en un recipiente recubierto con carburo de tungsteno. Posteriormente, se usó una muestra de 7 g del material pulverizado mezclado con 1.4 g de cera orgánica para producir comprimidos. Para la determinación de la composición química de la muestra, estos comprimidos se colocaron en un equipo Philips-Panalytical PW 2400. En la etapa inicial del estudio, las muestras se trituraron en un mortero para pasar a través de un tamiz de 0.4 mm y luego se tomaron varias muestras al azar, se molieron y los datos de difracción se recolectaron en las mismas condiciones. Las fases de las arcillas se identificaron utilizando el software X'PertHighscore plus. También se determinó la porosidad total, la densidad y el diámetro promedio de poro.

2.2. Proceso de fabricación de los filtros a base de arcilla

Materiales y equipo. Para la fabricación de los filtros se usó arcilla y aserrín. La arcilla se usa frecuentemente para fabricar ladrillos; sin embargo, los filtros fueron fabricados con solo el 25% de humedad. La arcilla fue molida en seco antes de su uso para que se pudiera mezclar con el aserrín. Este se quemó durante el proceso de cocción y deja pequeños poros detrás en el material cerámico que permite que el agua pase a través de él. El aserrín fue tamizado en una malla estándar tamaño 30 (600 μm) para obtener partículas del tamaño adecuado. El tamaño máximo de poro deseado fue de 1 μm . Para este estudio se construyeron 30 filtros utilizando diferentes proporciones (50-50, 60-40, 70-30, 80-20 y 90,10) de arcilla y aserrín que se depositaron en un mezclador con el 25% adicional de peso/agua y se mezclaron durante 5 min. Los filtros se construyeron en el Laboratorio de Ciencias Ambientales (Universidad Autónoma de Ciudad Juárez) utilizando tubos de PVC de forma cilíndrica de 3 a 5 pulgadas de largo y 2 a 2.5 pulgadas de diámetro. La producción consistió en agregar una muestra de mezcla de arcilla y aserrín a las tuberías de PVC utilizadas como moldes. Finalmente, el molde se retiró con cuidado y los filtros se dejaron secar durante 1 día antes de colocarlos en un horno para sinterizarlos a una velocidad de calentamiento de 4 $^{\circ}\text{C}$ por minuto hasta alcanzar una temperatura de 1100 $^{\circ}\text{C}$ y posteriormente se enfrió. Se eligió un diseño de filtro cilíndrico para simplificar la geometría (en relación con la forma de una maceta) y así facilitar la conductividad hidráulica unidimensional y los experimentos de transporte de contaminantes.

2.3. Análisis de adsorción del arsénico

El análisis de adsorción se llevó a cabo usando el método 200.9 de la EPA (Agencia de Protección Ambiental). Este método proporciona procedimientos para determinar las cantidades de elementos disueltos y recuperables

totales mediante espectrofotometría de absorción atómica por horno de grafito (GFAAS) de varias fuentes de agua. Para este estudio, el análisis de las muestras se realizó en un horno de grafito Perkin Elmer HGA 900 y un inyector automático Perkin Elmer AS 800 (MDL 2.6 µg/L). Un estándar de calibración de As que consiste en 2.0 µg/ml de As₂O₃ en HNO₃ al 2%, usando Pd(NO₃)₂ en NO₃ al 15% y Mg(NO₃)₂ como modificador de matriz para aumentar la sensibilidad del horno de grafito. El blanco utilizado a lo largo del experimento fue una solución de HNO₃ al 2% (Aristar® Ultra). Se utilizó agua desionizada en todas las mediciones experimentales. La absorbancia máxima detectada se utilizó junto con los niveles de calibración para determinar la concentración de As en las muestras.

2.4. Adsorción de arsénico en función del pH

Los análisis en función del pH, tiempo de contacto y concentración se llevaron a cabo con 0.1 g del adsorbente y 50 ml de (100 ppm AsIII). La concentración de arsénico se determinó espectrofotométricamente.

2.5. Determinación de la eficiencia biológica

Un total de 100 carpas comunes (*Cyprinus carpio*) de 10.3 ± 0.53 cm de longitud y 6.4 ± 0.45 g de peso se obtuvieron de las instalaciones de acuicultura en Tiacaque (Estado de México), se transportaron al laboratorio en bolsas de polietileno con agua oxigenada y se colocaron en Tanques de 200 L que contienen agua sin clorar reconstituida: NaHCO₃ (174 mg L⁻¹), MgSO₄ (120 mg L⁻¹), KCl (8 mg L⁻¹) y CaSO₄·2H₂O (120 mg L⁻¹), a 20 ± 2 °C de temperatura, 80-90% de concentración de oxígeno, 17.5 ± 6.3 mg de L⁻¹ de alcalinidad total y 18.7 ± 0.6 mg de L⁻¹ de dureza total, y se aclimataron durante 30 días antes del experimento. Durante la aclimatación, los especímenes fueron alimentados con Pedregal Silver™ y al menos 3/4 del agua del tanque se reemplazó cada 24 h. Se mantuvo un fotoperíodo de luz-oscuridad natural de 12:12 h para realizar la evaluación biológica mediante la medición de diferentes biomarcadores (HPC, LPX, PCC, actividad enzimática de SOD, CAT y GPX) del estrés oxidativo. Dos grupos (control y expuestos) de 10 peces cada uno se colocaron en 4 L con agua reconstituida. Se agregaron 0.05 mg de As (III) L⁻¹ al agua de los grupos expuestos, equivalente al límite máximo permisible establecido en la norma oficial (NOM-127-SSA1-1994) sobre salud ambiental y agua para uso humano y consumo, y los peces fueron expuestos durante 12, 24, 48, 72 y 96 h, sin alimento proporcionado.

2.6. Análisis estadístico

Los datos obtenidos se analizaron mediante análisis de varianza unifactorial (ANOVA) y las diferencias de cada grupo se compararán usando la prueba de Tukey-Kramer para comparaciones múltiples contra un testigo. Las dife-

rencias serán consideradas significativas a una $P < 0.05$. Se utilizó StatPlus: mac v2009 (AnalystSoft, España).

3. Resultados

3.1. Caracterización y diseño de los filtros a base de arcilla

Los resultados del experimento muestran que el filtro de prueba reduce las concentraciones de arsénico por debajo de los estándares de agua potable de la OMS y la EPA. Los resultados de DRX de filtros sinterizados se muestran en la Figura 1. En general, existen dos mecanismos importantes de la adsorción de surfactante catiónico en sólidos: 1) intercambio iónico y 2) interacciones hidrofóbicas. Desde un punto de vista mineralógico, todos los filtros tienen componentes cristalinos similares; En general, la fase más abundante es el cuarzo. La intensidad de las reflexiones, incluida la fase más abundante, no es alta, la forma de los picos y el difractograma indican que la muestra contiene una alta proporción de fases amorfas, inobservable por DRX. Como fases de nueva formación, las muestras también contienen anortita y calcita en varias proporciones.

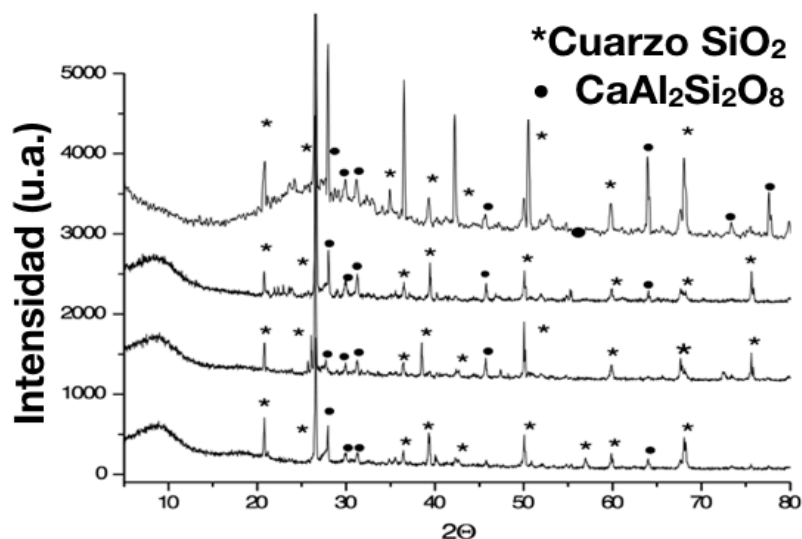


Figura 1. Fases cristalinas obtenidas por DRX de los filtros sinterizados a 1100 °C

La estructura del filtro de arcilla se determinó utilizando un microscopio electrónico de barrido como se muestra en la Figura 2. Todos los filtros mostraron una superficie con una estructura morfológica rugosa y consolidada. Esto podría explicarse porque a una temperatura superior a 750 °C las partícu-

las se aglomeran creando un cuerpo cerámico más denso. Como resultado, la porosidad de los filtros disminuye al aumentar la temperatura de sinterización. Una observación superficial en SEM indica que los filtros no tenían grietas de orificios y que el tamaño máximo de poro observable de la superficie es de aproximadamente 12 μm .

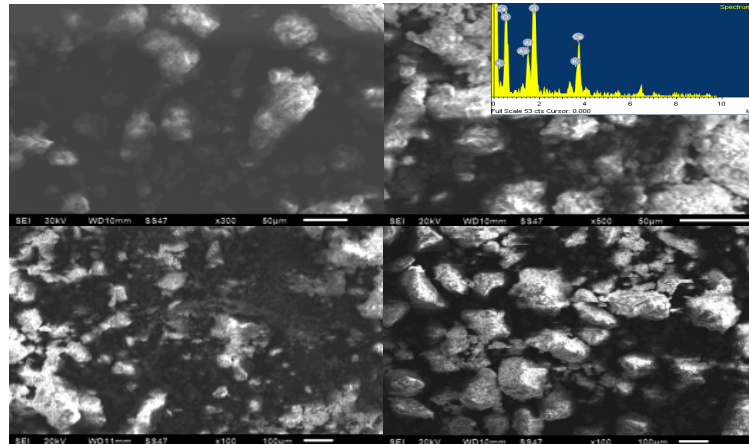


Figura 2. Micrografía de filtros de arcilla naturales sinterizados a 1100 $^{\circ}\text{C}$

Se filtraron un total de 20 L en cada filtro de diferente proporción. La velocidad de flujo más alta observada (3.25 L/h) se obtuvo en la proporción de 90-10 (Figura 3). Es necesario comprender el comportamiento del flujo en escala microscópica para establecer la variabilidad debido a las modificaciones del material y las interacciones de la superficie que tienen lugar durante el flujo a través del filtro.

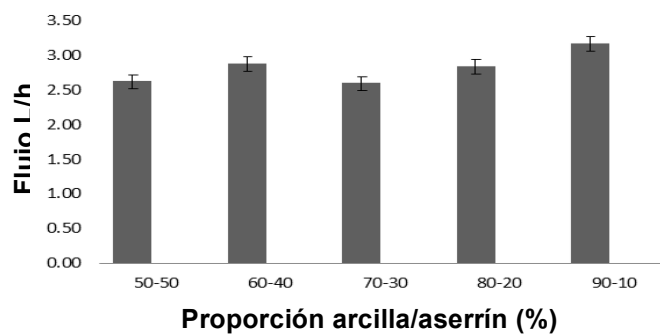


Figura 3. Velocidad de flujo tomada cada 10 L; Proporciones 50-50, 60-40, 70-30, 80-20 y 90-10.

La Figura 4 muestra el rendimiento general de los filtros de arcilla en la eliminación de As (III) en diferentes muestras de agua. Los resultados son el promedio (\pm desviaciones estándar) de 30 ensayos realizados por sitio de muestreo para todos los filtros utilizados. Los experimentos de cinética se realizaron utilizando una concentración inicial de 50 $\mu\text{g/L}$ del metal obteniendo una eficiencia de remoción del 80 % a la primera filtración.

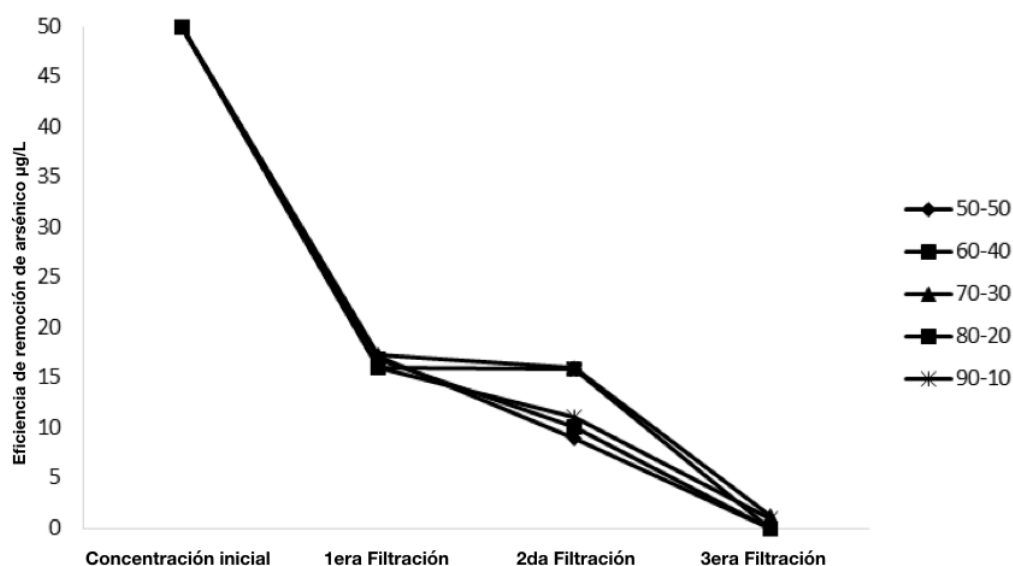


Figura 4 . Eficiencia de remoción de arsénico durante 3 filtraciones de agua y una concentración inicial de 50 $\mu\text{g/L}$.

La Tabla 1 mostró el análisis de la porosidad de los filtros sinterizados a diferentes proporciones de volúmen. Las distribuciones de tamaño de poro aleatorias pueden introducir una variación no uniforme en el comportamiento del flujo de medios porosos. Todos los filtros mostraron una alta porosidad (30-37%) pero una densidad similar.

Tabla 1. Área superficial, porosidad total, densidad y diámetro promedio de poro.

Proporciones	50/50	60/40	70/30	80/20	90/10
Área superficial (m^2/g)	27.3	26.7	22.1	21.8	21.5
Porosidad (%)	26.2	30.2	30.5	32.8	37.7
Densidad (g/cm^3)	2.23	2.36	2.40	2.33	2.47
Diámetro de poro promedio (μm)	2.2	7.6	2.9	3.3	2.5

3.2. Efecto del pH en la adsorción del arsénico (III)

El efecto del pH sobre la cantidad de absorción de arsénico por la arcilla natural se estudió en el rango de pH de 1 a 12, utilizando 0.1 g del adsorbente y 50 ppm en solución de As (III) con un tiempo de contacto de 60 minutos (Figura 5). El porcentaje de As (III) adsorbido aumentó de 64.5% (20.5 mg/g) a 95.7% (38.15 mg/g) en el rango de pH de 1 a 8, y luego disminuyó a 56.88% (30.45 mg/g) a pH 12. Estos resultados muestran que en un medio altamente ácido la adsorción de As (III) no es favorable. Esto se debe a la interacción débil que se produce entre el adsorbente y H_3AsO_3 . Por lo tanto, la única fuerza impulsora entre H_3AsO_3 y el adsorbente es la adsorción física, lo que resulta en una menor adsorción. A valores de pH casi neutros (7 - 9), comienza la disociación lenta de los iones arsenito que producen H_3AsO_3 y alcanza un máximo a pH 8.0. Estos iones arsenito, parcialmente neutros y parcialmente cargados negativamente, son atraídos hacia la superficie cargada positivamente del adsorbente, lo que resulta en una alta absorción de As (III) por el adsorbente en este rango de pH. A pH 10 o superior, las superficies adsorbentes se cargan negativamente. Por lo tanto, la interacción entre el adsorbente y los iones arsenito disminuye lo que conduce a una baja adsorción de As (III) por parte del adsorbente.

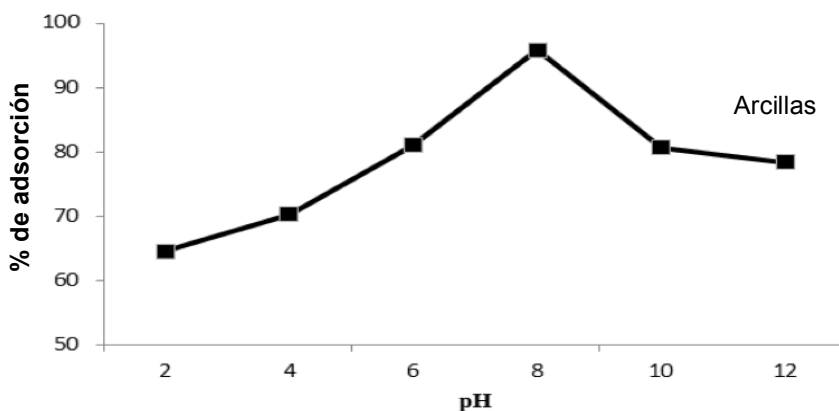


Figura 5. Adsorción del As (III) en función del pH.

3.2. Evaluación biológica

Cyprinus carpio se utilizó para determinar la eficiencia biológica de los filtros a base de arcilla antes (A) y después (B) del sistema de filtración de agua.

Los resultados de HPC se muestran en la Figura 6A. Se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) con respecto al grupo de control en todos los tejidos evaluados durante al menos un tiempo de exposición. Se encontraron aumentos significativos en las branquias a las 72 h (124.1%), el hígado a las 12

h (1.62%) y 48 h (162.3%), sangre a las 24, 48, 72 y 96 h (128.5, 127.3, 128.2 y 119.1% respectivamente). El daño en términos de este biomarcador fue más evidente en la sangre. Después de la filtración con agua (figura 6B), se obtuvo una disminución significativa del 218.4% a las 72 h en branquia, al 187.7% a las 48 h en el hígado y al 88% a las 96 h en la sangre.

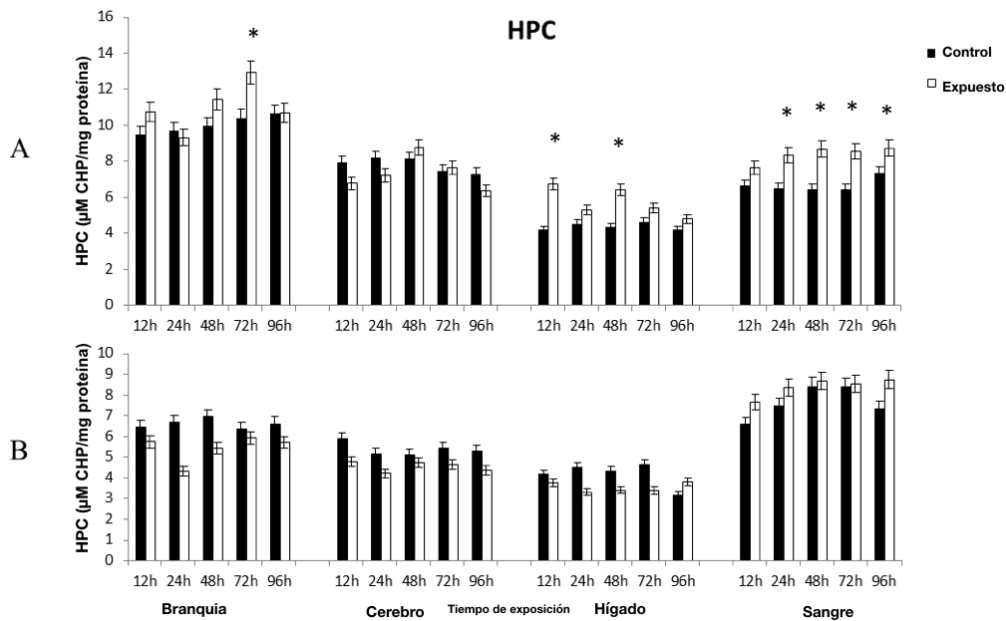


Figura 6 A,B. Contenido de Hidroperóxidos (HPC) antes y después en branquia, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio* expuestos a arsenico por 12, 24, 48, 72 y 96 h. *Diferencias significativas con respecto al grupo control. ANOVA y Bonferroni ($P < 0.05$). Diferencias significativas con respecto a:

12 h; 24 h; 48 h; 72 h; 96 h ($P < 0.05$). N=100 peces.

Los resultados de LPX se muestran en la Figura 7A. Se encontraron aumentos significativos ($P < 0.05$) con respecto a los valores de control en branquia a las 12, 48 y 96 h (125.5, 118.7 y 136.5% respectivamente), cerebro a las 72 h (142.42%) y 96 h (134%). El hígado presentó un comportamiento similar al tejido cerebral y la sangre en todo el tiempo de exposición (131.2, 133.4, 130.9, 133 y 132.1% respectivamente siendo el órgano más dañado. Sin embargo, se observó una reducción significativa en las branquias (72,44%), el cerebro (57%), el hígado (62,5%) y la sangre (57,26%) después de la filtración de agua (Figura 7B).

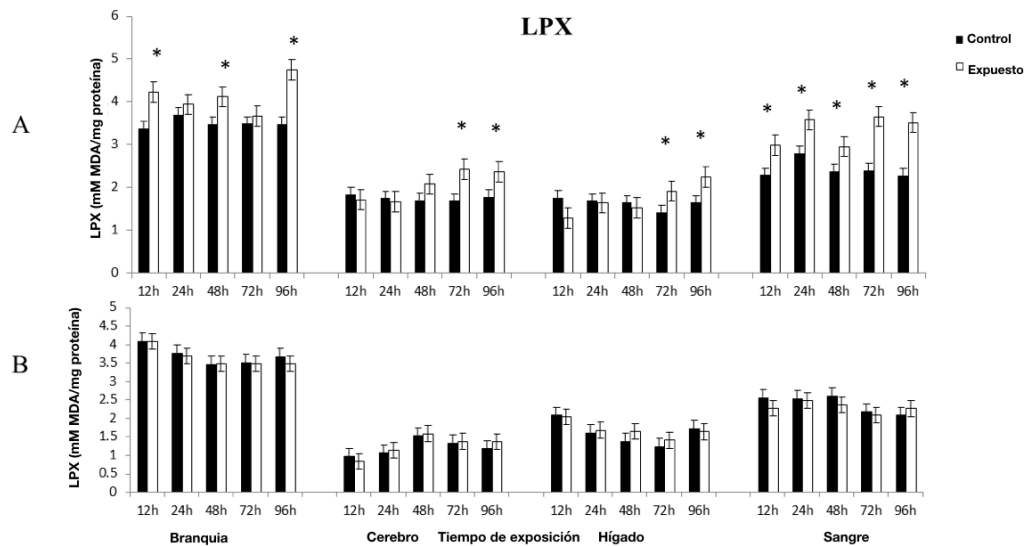


Figura 7 A,B. Grado de Lipoperoxidación (LPX) en branquia, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio* expuestos a arsénico por 12, 24, 48, 72 y 96 h. *Diferencias significativas con respecto al grupo control. ANOVA y Bonferroni ($P < 0.05$). Diferencias significativas con respecto a: 12 h; 24 h; 48 h; 72 h; 96 h ($P < 0.05$). $N = 100$ peces.

La Figura 8A muestra los resultados de PCC; Se observan diferencias significativas con respecto al grupo control ($P < 0.05$). Los incrementos ocurrieron en las branquias a las 12, 24, 48, 72 y 96 h (139, 98.2, 142.3, 145 y 135% respectivamente), el cerebro a las 24 h (98%), 72 h (132.7%) y 96 h (133.4%)., hígado a las 12 h (142,4%) y 24 h (138,8%) y sangre en todos los tiempos excepto a las 48 h (122,3, 125,4, 128,6 y 129,2%, respectivamente). El daño fue mayor en las branquias. Sin embargo, después de la filtración con agua, se observó una disminución significativa del 100% en todos los tejidos (Figura 8B).

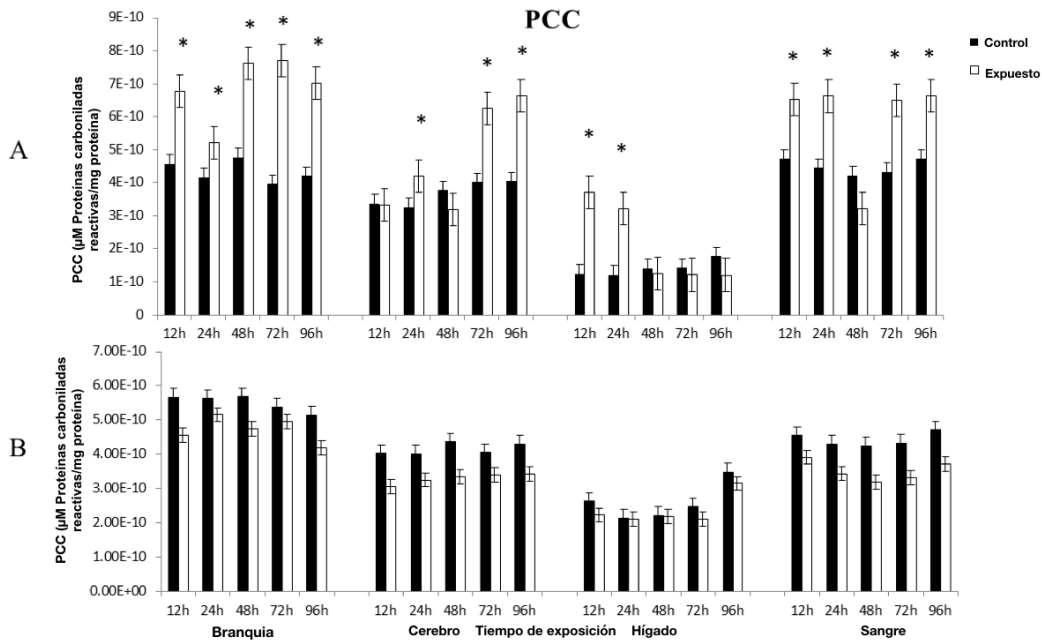


Figura 8 A,B. Contenido de Proteínas Carboniladas (PCC) en branquia, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio* expuestos a arsénico por 12, 24, 48, 72 y 96 h. *Diferencias significativas con respecto al grupo control. ANOVA y Bonferroni ($P < 0.05$). Diferencias significativas con respecto a: 12 h; 24 h; 48 h; 72 h; 96 h ($P < 0.05$). $N = 100$ peces.

Los resultados de la actividad de SOD se muestran en la Figura 9A. Se obtuvo un aumento significativo con respecto al grupo control ($P < 0.05$) en las branquias a las 12 h (129.7%) y a las 24 h (123.88%), cerebro 12 h (126.3%) y a las 48 h (124.5%) y sangre a las 12 h (126,4%) y 24 h (122,8%). Los estudios que determinan el efecto de este biomarcador en peces son limitados, pero la actividad de SOD se ha evaluado en mamíferos como ratas con resultados contrastantes.

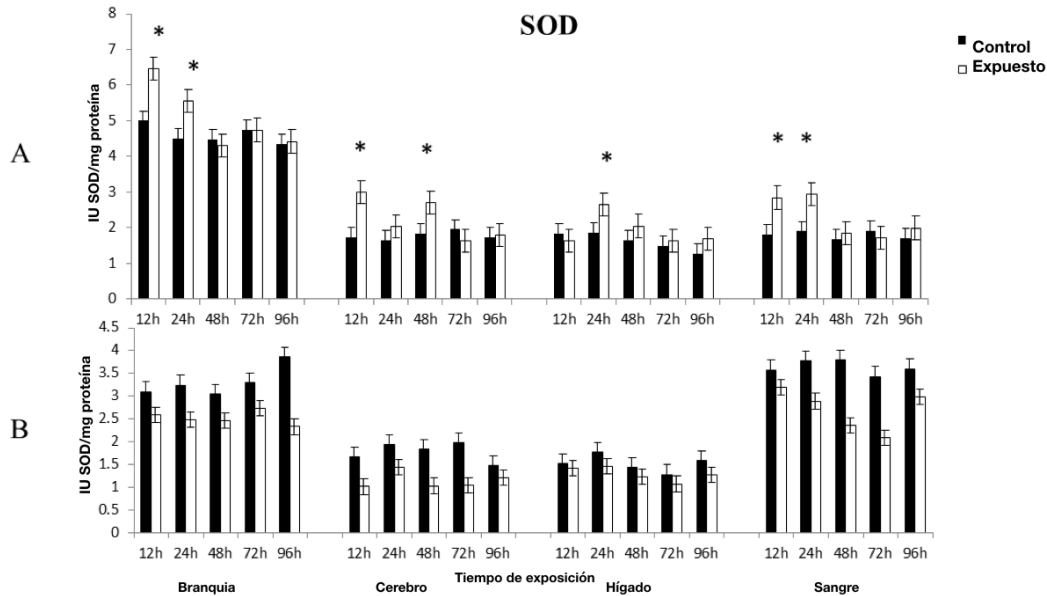


Figura 9 A,B. Actividad de Superóxido Dismutasa (SOD) en branquia, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio* expuestos a arsénico por 12, 24, 48, 72 y 96 h. *Diferencias significativas con respecto al grupo control. ANOVA y Bonferroni ($P < 0.05$). Diferencias significativas con respecto a: 12 h; 24 h; 48 h; 72 h; 96 h ($P < 0.05$). $N = 100$ peces

La Figura 10A muestra los resultados de la actividad CAT. Aumentos significativos con respecto a los valores de control ($P < 0.05$) ocurrieron en las branquias a las 12, 24 y 96 h (128.18, 126.25 y 124.9% respectivamente) mientras que en el cerebro y la sangre solo ocurrieron a las 48 y 24 h respectivamente. Sin embargo, se observó una reducción significativa en las branquias (40%), el cerebro (38%), el hígado (40%) y la sangre (71%) después de la filtración de agua (Figura 10B).

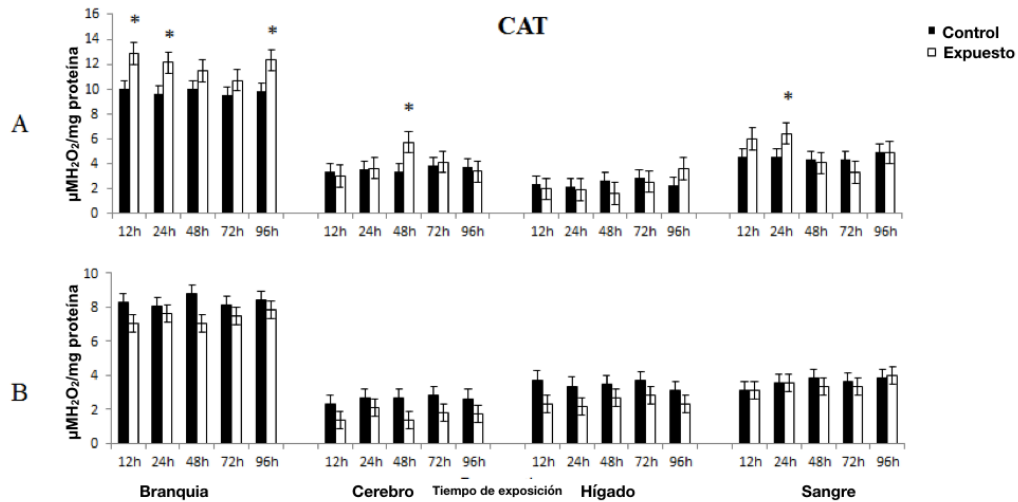


Figura 10 A,B. Actividad de Catalasa (CAT) en branquia, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio* expuestos a arsénico por 12, 24, 48, 72 y 96 h. *Diferencias significativas con respecto al grupo control. ANOVA y Bonferroni ($P < 0.05$). Diferencias significativas con respecto a: a: 12 h; b: 24 h; c: 48 h; d: 72 h; e: 96 h ($P < 0.05$). $N = 100$ peces.

Los resultados de GPX se muestran en la Figura 11A. Reducciones significativas con respecto a los valores de control ($P < 0.05$) ocurrieron en branquias a las 12, 24 y 96 h (130, 122.6 y 129.12% respectivamente), cerebro a las 24 h (122.4%) 48 h (134.7%), mientras que En el hígado solo se observó a las 12 h de exposición. El daño fue más evidente en las branquias. La Figura 11B mostró una reducción significativa del 44% en las branquias, el cerebro y el hígado después de la filtración de agua.

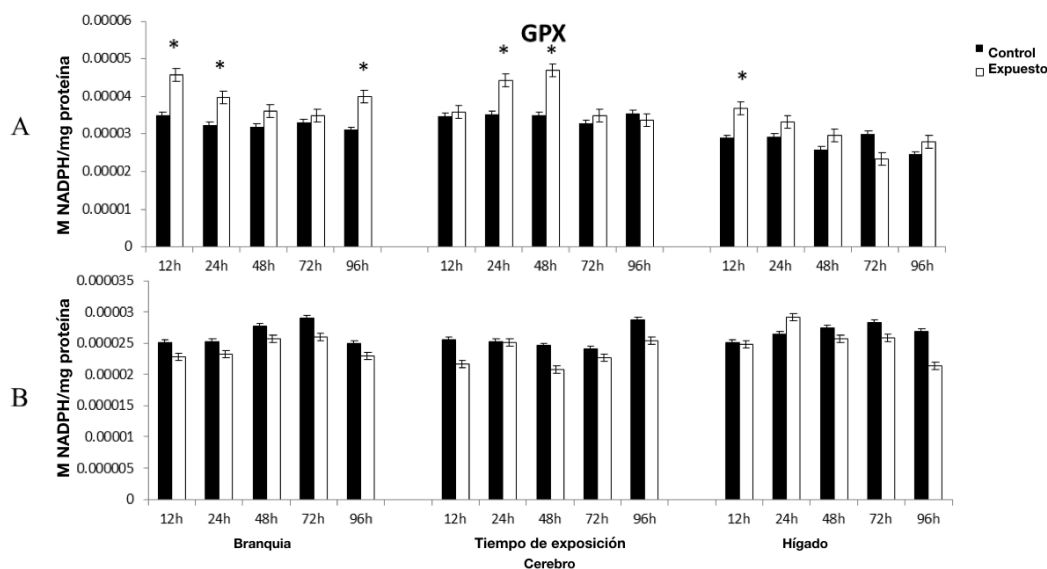


Figura 11 A,B. Actividad de Glutathion Peroxidasa (GPx) en branquia, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio* expuestos a arsénico por 12, 24, 48, 72 y 96 h. *Diferencias significativas con respecto al grupo control. ANOVA y Bonferroni ($P < 0.05$). Diferencias significativas con respecto a: 12 h; 24 h; 48 h; 72 h; 96 h ($P < 0.05$). $N = 100$ peces.

4. Discusión

Los filtros de arcilla sinterizados a más de 1000 °C presentan una capacidad sustancial de adsorción. Las arcillas son aluminosilicatos con una estructura cristalina en capas y están sujetas a encogimiento e hinchamiento a medida que el agua es absorbida y eliminada entre las capas. Están compuestos principalmente de sílice, alúmina y agua, con frecuencia con cantidades apreciables de hierro, álcalis y tierras alcalinas. Las dos veces mayores capacidades de adsorción obtenidas con las arcillas naturales contribuyen a la suposición de que se produce quimisorción, ya que el material arcilloso exhibe un área superficial específica BET significativamente menor, lo que es una característica crucial que mejora las propiedades de adsorción de un material. Las capacidades de adsorción obtenidas en este trabajo con sorbentes naturales se han comparado con los resultados obtenidos con sus formas sintéticas. Para la comparación de la sorción de As (III), se han considerado diferentes trabajos: Matis et al. estudió la adsorción de arsénico en una goetita sintética; Manning et al.

quien también trabajó con una goethita sintética; y Dixit y Hering, que realizaron experimentos de sorción de arsénico en goetita y magnetita (ambos sintéticos). Como se puede observar, los resultados obtenidos con los absorbentes naturales y con los sintéticos son similares. Se obtiene una sorción aproximadamente constante de As (III) a pH ácido a neutro, mientras que disminuye a pH alcalino. A nivel celular, los metabolitos de As (III) y As (V) actúan a través de diferentes mecanismos; Como (V) es similar en estructura al fosfato inorgánico y, en consecuencia, compite con este último en la producción de ATP, desacoplando la fosforilación oxidativa a través de la formación de un éster de arsenato inestable que se hidroliza espontáneamente (Thomas et al. 2001). Los mecanismos de toxicidad de As implican numerosas proteínas y enzimas que contienen grupos sulfhidrilo que se modifican mediante As. Los resultados del HPC (Figura 6A) pueden explicarse por el hecho de que As ataca directamente la mitocondria, afecta el transporte de electrones durante la respiración celular e induce una mayor formación de ROS (Yamanaka y Okada 1994), dando lugar al radical hidroxilo (HO^* , que es medido directamente en esta prueba). Durante la LPX, los ácidos grasos poliinsaturados de doble cadena reaccionan con ROS, particularmente con HO^* y RNS como el peroxinitrito (ONOO^-), a través de un mecanismo de reacción en cadena que permite la formación de hidroperóxidos (Filho et al. 2005). Un estudio de Altikat et al. (2014) informa un aumento significativo en los niveles de MDA hepática debido a la acumulación de As en *Cyprinus carpio* expuesto a este metal. Estos resultados son consistentes con Bagnyukova et al. (2007), quienes informaron un aumento de LPX en el hígado de pez dorado *Coryphaena hippurus* expuesto a 200 μM de NaAsO_2 . Bhattacharya y Bhattacharya (2007) observaron un comportamiento similar en el hígado de *Clarias batrachus*, así como en Ventura-Lima et al. (2009) en hígado y branquias de *Cyprinus carpio* después de la exposición a 84 mg L^{-1} y 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente. Todos estos estudios concluyeron que los aumentos de LPX dependían de la concentración y el tiempo, siendo mayores en concentraciones bajas de As ($\mu\text{g L}^{-1}$) y períodos de exposición prolongados (> 48 h) como se observa en la Figura 7A. Los incrementos significativos de PCC como se muestra en la Figura 8A también pueden deberse al hecho de que las ROS eliminan los protones de los grupos metileno en los aminoácidos, formando carbonilos que se unen a las proteínas e inducen daños en los centros nucleofílicos, la oxidación de los grupos sulfhidrilo y la fragmentación de péptidos, que culmina en la pérdida de la función de la proteína (Parvez y Raisuddin 2005). Castro et al. (2009) reportan aumento de PCC en el cerebro de *D. rerio* expuesto a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ durante 96 h. Esta oxidación es inducida por la interacción de ROS ($^*\text{OH}$, O_2^-) con proteínas. Además, As ataca la mitocondria produciendo peroxi-nitritos (formados por el acoplamiento del anión superóxido al óxido nítrico). Vale la pena señalar que los últimos compuestos tienen una alta afinidad por los grupos de proteína sulfhidrilo e inducen au-

mentos en la carbonilación de proteínas (Kotsanis e Ili-opoulou-Georgudaki 1999; Pedlar et al. 2002). SOD es el primer mecanismo de defensa antioxidante y la principal enzima responsable de compensar los efectos de las ROS, en particular el ion superóxido (van der Oost et al. 2003), que se convierte en peróxido de hidrógeno (Figura 9A). La SOD cataliza la desmutación del anión superóxido, evitando la formación de radicales hidroxilo (Wang et al. 2006). Posteriormente, el H_2O_2 es secuestrado y degradado a H_2O por CAT y GPx. Un estudio realizado por Jain et al. (2012) no encontraron cambios significativos en la actividad de SOD en el cerebro, el hígado y la sangre de ratas expuestas a 0.325, 1.3 y 2.5 mg Como kg^{-1} , mientras que Bharti et al. (2012) encontraron una reducción significativa en este biomarcador en ratas hembra expuestas a 100 mg de As (III) L^{-1} . Ambos estudios concluyen que el efecto de As en la actividad de SOD depende de la edad, el sexo y el tiempo. Según Livingstone (2003), los incrementos en la actividad de SOD en peces y otros organismos acuáticos se deben a los altos niveles de anión superóxido inducidos por la exposición a diversos contaminantes ambientales, incluido el As. Según Coban et al. (2007), el radical superóxido también inhibe la actividad de CAT, que tiene un papel importante en la protección de la célula contra ROS. Los aumentos en este biomarcador en las branquias y el cerebro observados en la Figura 10A, son consistentes con Battacharya y Battacharya (2007), quienes reportan un aumento en la actividad de CAT en el hígado de *Clarias batrachus* expuesto a 84 mg L^{-1} durante 48 h. Por otro lado, Ventura-Lima et al. (2009) no encontraron cambios en la actividad CAT en el pez cebrá expuesto a 10 $\mu g L^{-1}$ As (III) durante 48 h. Estos autores concluyen que la actividad antioxidante en respuesta a la toxicidad de As puede variar según el tipo de tejido evaluado. Las reducciones en este biomarcador en nuestro estudio pueden explicarse por la producción de ROS y NOS, que en exceso puede promover una retroalimentación negativa inhibiendo la actividad CAT (Bagnyukova et al. 2006). Los resultados de GPx (Fig. 11A) son consistentes con los de Maiti y Chatterjee (2001), quienes también informan una reducción en la actividad de GPx en ratas después de la exposición a 15.86 mg de AsIII kg^{-1} . El arsénico induce una mayor actividad de GPx en diversos sistemas modelo y participa en la inducción de estrés oxidativo. Estudios anteriores han demostrado que las principales enzimas eliminadoras de H_2O_2 asociadas con la toxicidad de As son GPx y CAT, aunque GPx puede ser más eficaz contra la formación de ROS inducida por As, probablemente debido a su localización citosólica (Wang et al. 2004). Los minerales de arcilla natural han recibido una creciente atención por el control de la contaminación como componentes estándar en el tratamiento de aguas residuales (Kesraoui-Ouki et al. 1994). Las propiedades de intercambio iónico y de adsorción de los minerales de arcilla se han utilizado para la separación selectiva de cationes de la solución acuosa. Las arcillas son aluminosilicatos cristalinos e hidratados de cationes alcalinos y alcalinotérreos, que

tienen estructuras tridimensionales infinitas (Mampton, 1997). Pueden perder y ganar agua de forma reversible e intercambiar cationes constituyentes sin cambios en la estructura.

5. Conclusiones

El análisis químico, SEM-EDS y XRD muestra que la arcilla está constituida principalmente por alúmina y sílice en grandes cantidades y hierro, calcio, óxido de magnesio y otros elementos en pequeñas cantidades. El porcentaje de As (III) adsorbido aumentó de 64.5% (20.5 mg/g) a 95.7% (38.15 mg/g) en el rango de pH de 1 a 8, y luego disminuyó a 56.88% (30.45 mg/g) a pH 12. Exposición a 0.05 mg L⁻¹ indujo estrés oxidativo en branquias, cerebro, hígado y sangre de *Cyprinus carpio*.

6. Conflicto de intereses

Los autores no reportan conflicto de intereses.

Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias al apoyo financiero de la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados de la Universidad Autónoma del Estado de México (SIEA-UAEM, proyecto UAEM 3722/2014 / CID).

7. Referencias

Akter K, Owens FG, Davey DE et al. (2005). Arsenic speciation and toxicity in biological systems. *Rev Environ Contam Toxicol* 184:97-149

Alarcón-Herrera MT, Montenegro FI et al. (2001). Contenido de arsénico en el agua potable del valle del Guadiana, México. *Ing. Hidr. en México XVI(4)*, 63- 70

Altikat S, Uysal K, Kuru H et al. (2014). The effect of arsenic on some antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in various tissues of mirror carp (*Cyprinus carpio carpio*). *Environ Sci Pollut Res*. doi: 10.1007/s11356-014-2896-6

Arman, A. A Review of Remediation Technologies in the USA. Environmental Geotechnology, Balklema. 1992; pp. 385 – 389.

Armienta MA, Rodriguez R et al. (1997). Arsenic Contamination of Groundwater at Zimapán, México. Hydrogeology J. 5, 39-46

Bagnyukova TV, Luzhna LI, Pogribny IP et al. (2007). Oxidative stress and antioxidant defenses in goldfish liver in response to short-term exposure to arsenite. Environ Mol Mutagen 48:658-665

Bagnyukova TV, Chahrak OI, Lushchak VI (2006). Coordinated response of goldfish antioxidant defenses to environmental stress. Aquat Toxicol 78:325-331

Bertocchi AF, Ghiani M, Peretti R, Zucca A. J. Hazard Mater. 2006; 134; 112.

Bhattacharya A, Bhattacharya S (2007). Induction of oxidative stress by arsenic in *Clarias batrachus*: involvement of peroxisomes. Ecotox Environ Saf 68:178-187

Bharti VK, Srivastava RS, Sharma B et al. (2012). Buffalo (*Bubalus bubalis*) epiphyseal proteins counteract arsenic induced oxidative stress in brain, heart, and liver of female rats. Biol Trace Elem Res 146:224-229. doi:10.1007/s12011-011-9245-0

Birkle P, Merkel B, Torres-Rodríguez V and González-Partida E (1998). Efectos ambientales por la descarga de salmueras en el campo geotérmico de Los Azufres, México, Resúmenes, 1ª. Reunión Nacional de Ciencias de la Tierra, México. D.F., 21-25 septiembre 1998, p. 127

Bielefeldt AR (2009). Water Treatment, Industrial. Encyclopedia of Microbiology, 3rd edition. M. Schaechter, editor, et al. Academic Press.

Caroli, F, Torre LA, et al. (1996). Element speciation in bioinorganic chemistry. Chemical analysis series. Volúmen 135. pp 445-463.

Carrillo, A. and Drever JI (1998). Adsorption of arsenic by natural aquifer material in the San Antonio-El Triunfo mining area, Baja California, México. Environ. Geol. 35, 251 – 257.

Castro M, Ventura-Lima J, Salomao-Freitas DP et al. (2009). Behavioral and neurotoxic effects of arsenic exposure in zebrafish (*Danio rerio*, Teleostei: Cyprinidae). *Comp Biochem Physiol C-Toxicol Pharmacol* 150:337-342

Cebrian ME, Albores A, Aguilar M, Blakely E (1983). Chronic arsenic poisoning in the north of Mexico. *Hum Exp Toxicol* 2(1): 121-33.

Coban A, Ciftci M, Ozdemir H et al. (2007). Purification and characterization of catalase enzymes from chicken liver and sheep erythrocytes. *Asian J Chem* 19:3941-3953

Dixit S and Hering J G (2003). Comparison of arsenic(V) and arsenic(III) sorption onto iron oxide minerals: Implications for arsenic mobility. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4182-4189

Fetter CW. *Contaminant Hydrogeology*. Second Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River. 1993; 500 p.

Filho WD, Torres MA, Zaniboni-Filho E et al. (2005). Effect of different oxygen tensions on weight gain, feed conversion, and antioxidant status in piapara, *Leporinus elongatus* (Valenciennes 1847). *Aquaculture* 244:349-357

Flora SJS, Bhadauria S, Pant SC et al. (2005). Arsenic induced blood and brain oxidative stress and its response to some thiol chelators in rats. *Life Sci* 77:2324-2337

Gutiérrez PA, Rodríguez RE et al. (1996). Eliminación del arsénico en agua potable de pozos. *Actas INAGEQ* 2, 319-322

Guggenheim S and Martin RT (1995). Definition of Clay and Clay Mineral: Joint Report of the Aipea and CMS Nomenclature Committees. *Clay Minerals*; September 1995 v. 30; no. 3; p. 257-259

Jain A, Flora G, Bhargava R et al. (2012). Influence of age on arsenic-induced oxidative stress in rat. *Biol Trace Elem Res* 149:382-390. doi:10.1007/s12011-012-9432-7

Kallman, E., V. Oyanedel-Craver and J. A. Smith (2011). "Ceramic filters impregnated with silver nanoparticles for point-of-use water treatment in rural Guatemala." *Journal of Environmental Engineering* 137(6): 407-415

Kesraoui-Ouki S, Cheeseman CR, Perry R (1994). Natural zeolite utilization in pollution control: a review of application to metal's effluents, J. Chem. Technol. Biotechnol. 59. 121–126

Konstantino CM, Dibyendu S and Rupali D. Evaluating a drinking-water waste by-product as a novel sorbent for arsenic. 2006; Chemosphere 64, pp. 730–741

Kotsanis N, Iliopoulou-Georgudaki J (1999). Arsenic induced liver hyperplasia and kidney fibrosis in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* by microinjection technique: a sensitive animal bioassay for environmental metal-toxicity. Bull Environ Contam Toxicol 52:169-178

Livingstone DR (2003). Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. Rev Med Vet 154:427-430

Maiti S, Chatterjee AK (2001). Effects on levels of glutathione and some related enzymes in tissues after an acute arsenic exposure in rats and their relationship to dietary protein deficiency. Arch Toxicol 75:531-537

Mampton FA (1997). Mineralogy and Geology of Natural Zeolites, Southern Printing Company, Blacksburg, VA.

Manning BA, Goldberg S (1997). Adsorption and stability of arsenic(III) at the clay mineral–water interface, Environ. Sci. Technol. 31 (7). 2005–2011

Matis KA, Zouboulis AI et al. (1999). Sorption of As(V) by goethite particles and study of their flocculation, Water Air Soil Pollut. 111. 297–316

Mohan Dinesh, Pittman Jr, Charles U. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents – A critical review. Journal of Hazardous Materials. 2007; 142, pp. 1 – 53.

Murugesan GS, Sathishkumar M, Swaminathan K. Arsenic removal from groundwater by pretreated waste tea fungal biomass. Bioresour. Technol. 2006; 97: 483–487.

Oyanedel-Craver V and Smith JA (2008). "Sustainable colloidal-silver-impregnated ceramic filter for point-of-use water treatment." Environmental Science and Technology 42(3): 927-933

Parvez S, Raisuddin S (2005). Protein carbonyls: novel biomarkers of exposure to oxidative stress-inducing pesticides in freshwater fish *Channa punctata* (Bloch). *Environ Toxicol Pharmacol* 20:112-117

Pedlar RM, Ptashynski M, Evans R et al. (2002). Toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquat Toxicol* 57:167-89

Peng FF and DI P (1994). Removal of arsenic from aqueous solution by adsorbing colloid flotation with hydrogen peroxide addition. *Ind. Eng. Chem. Res.* 33. 922-928

Quinto A, Santoyo E et al. (1995). Estudio geoquímico-ambiental de los efluentes naturales producidos en la zona geotérmica de Acozulco, Puebla. *Ing. Hidr. en México* X(3), 21-27

Ranjan D, Talat M, Hasan SH. *J. Hazard Mater.* 2009; 166; 1050.

Rosas I, Belmont R et al. (1999). Distribution of Arsenic Levels in Dairy Farms at Comarca Lagunera, Mexico. *Water, Air, Soil Poll.* 112, 133-149

Shichi T, Takagi K (2000). Clay minerals as photochemical reaction fields. *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.*, 1: 113-130

Simeonova, PV (1999). Estudio piloto para remoción del arsénico, Estado de Hidalgo. *Revista Ingeniería Hidráulica en México*, 14:65-77. México

Sobsey MD, Stauber CE et al. (2008) Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. *Environ Sci Technol.* 42 (12):4261–4267.

Tchounwou PB, Patlolla AK, Centeno JA. Carcinogenic and systemic health effects associated with arsenic exposure—a critical review. 2003. *Toxicol Pathol* 31(6):575–588.

Thomas DJ, Styblo M, Lin S (2001). The cellular metabolism and systemic toxicity of arsenic. *Toxicol Appl Pharmacol* 176:127-144

van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NP (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ Toxicol Pharmacol* 13:57-149

Ventura-Lima J, Fattorini D, Regoli F et al. (2009). Effects of different inorganic arsenic species in *Cyprinus carpio* (Cyprinidae) tissues after short-time exposure: Bioaccumulation, biotransformation and biological responses. *Environ Pollut* 157:3479-3484

Wang L, Xu ZR, Jia XY et al. (2006). Effects of arsenic (AsIII) on lipid peroxidation, glutathione content and antioxidant enzymes in growing pigs. *Asian-Australas J Anim Sci* 19:727-733

Wang YC, Chaung R-H, Tung L-C (2004). Comparison of the cytotoxicity induced by different exposure to sodium arsenite in two fish cell lines. *Aquat Toxicol* 69:67-79

Wilson R. Summary of the acute and chronic effects of arsenic and the extent of the catastrophe.2001; http://phys4.harvard.edu/~wilson/arsenic_project_introduction.html

World Health Organization 2008. Drinking water: Equity, safety and sustainability. Available in: http://www.wssinfo.org/fileadmin/user_upload/resources/report_wash_low.pdf

Yamanaka K, Okada S (1994). Induction of lung-specific DNA-damage by metabolically methylated arsenics via the production of free-radicals. *Environ Health Perspect* 102:37-40

ISBN: 978-607-99510-0-9



Contribuciones Selectas en Ecotoxicología y Química Ambiental se terminó de editar en agosto de 2021, por la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental, A.C. (AMEQA). La coordinación editorial estuvo a cargo de Leobardo Gómez Olivan. Diseño de portada: Hariz Islas Flores/ Leopoldo I. Flores.