

Artículo Científico

Arsénico y flúor en agua subterránea de Chihuahua: origen, enriquecimiento y tratamientos posibles

Arsenic and fluoride in groundwater from Chihuahua: origin,
enrichment, and possible treatments

**Mélida Gutiérrez^{1*}, María Socorro Espino-Valdés², María Teresa Alarcón-Herrera³,
Adán Pinales-Munguía² y Humberto Silva-Hidalgo²**

¹ Missouri State University, Department of Geography, Geology and Planning, Springfield Missouri, USA, 65897

² Universidad Autónoma de Chihuahua, Facultad de Ingeniería, Circuito Universitario, Campus II, 31124 Chihuahua, Chih., México

³ CIMAV- Durango, Calle CIMAV 110, Ejido Arroyo Seco, 34147 Durango, Dgo., México

*Correspondencia: mgutierrez@missouristate.edu (Mélida Gutiérrez)

DOI: <https://doi.org/10.54167/tecnociencia.v15i2.828>

Recibido: 11 de agosto de 2021; **Aceptado:** 17 de septiembre de 2021

Publicado por la Universidad Autónoma de Chihuahua, a través de la Dirección de Investigación y Posgrado.

Resumen

La presencia de arsénico (As) y flúor (F) en agua subterránea es un problema global que afecta a una gran cantidad de personas. Estudios al respecto reportan el contenido de As y F en agua, rocas y sedimentos, así como los factores que causan su enriquecimiento. Otras investigaciones reportan las maneras de maximizar la eficiencia de los diversos tratamientos de agua. La ingesta crónica de agua con niveles altos de As y F causa graves trastornos a la salud. Es entonces necesario encontrar tratamientos efectivos que reduzcan el contenido de estos contaminantes dentro de las condiciones y recursos disponibles. En el presente artículo se hace una síntesis de la información reportada sobre el contenido de As y F en agua subterránea y las condiciones que causan su enriquecimiento. Se compara el caso del estado de Chihuahua con otras zonas que cuentan con geología y clima similares. Se puntualizan tratamientos aplicados para su eliminación del agua de consumo y se discuten procesos de remoción no-convencionales y a escalas de laboratorio que podrían utilizarse con éxito.

Palabras clave: arsénico, fluorosis, acuífero de aluvión, minerales secundarios, ósmosis inversa.

Abstract

Arsenic (As) and fluoride (F) in groundwater represent a global problem since their presence affects a large number of people. Studies addressing this problem commonly report the content of these elements in water, rock, or sediments, their origin, or the conditions responsible for their enrichment. Other studies are dedicated on investigating how to maximize the efficiency of water treatments. Chronic exposure to drinking water with high As and F can cause severe health problems and thus finding effective treatments to reduce their content is important. The present article summarizes the findings about As and F content in groundwater and the conditions that cause their enrichment. The findings obtained for the state of Chihuahua are compared to other areas with similar geology and climate. The paper describes water treatments used by water supply systems and discusses other non-conventional and laboratory-scale removal processes that seem promising.

Keywords: arsenic, fluorosis, alluvial aquifer, secondary minerals, reverse osmosis

Introducción

El arsénico (As) y el flúor (F) son considerados como los contaminantes más importantes a nivel mundial debido al gran número de personas expuestas a niveles tóxicos en agua de consumo (Hug et al., 2020; Podgorski y Berg, 2020; Shaji et al., 2021). La población global expuesta a altas concentraciones de As se estima entre 90 y 220 millones (Podgorski y Berg, 2020) y la de Latinoamérica en 14 millones (Kumar et al., 2019). La enorme cantidad (>200,000) de datos sobre contenido de estos contaminantes en agua subterránea reportados en los últimos años (Podgorski y Berg, 2020) han permitido la construcción de mejores mapas de predicción probabilística a escala global, así como identificar las condiciones geológicas y climáticas responsables de su enriquecimiento, una herramienta sumamente útil para identificar las áreas donde el agua de consumo presenta una amenaza a la salud pública.

México es uno de los países con altos niveles de estos contaminantes, en especial la zona norte del país, así como algunos lugares geotermales de la región central (Armienta y Segovia, 2008; Alarcón-Herrera et al., 2020; Bundschuh et al., 2020, 2021).

En algunas fuentes de agua subterránea del estado de Chihuahua se han detectado concentraciones de As y F por arriba de los límites permisibles para agua potable en México (0.025 mg L⁻¹ As, y 1.5 mg L⁻¹ F) establecidos en la Modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (Mahlknecht et al., 2008; Espino-Valdés et al., 2009; Reyes-Gómez et al., 2013; González-Horta et al., 2015; Alarcón-Herrera et al., 2020). El contenido de As y F puede variar en función de la ubicación del pozo, su profundidad y los gastos de extracción. Dentro de los acuíferos reportados con más alto contenido de As y F destacan el de Jiménez-Camargo, donde González-Horta et al. (2015) detectaron valores de hasta 0.419 mg L⁻¹ de As y 14.4 mg L⁻¹ de F, el de Aldama-San Diego con concentraciones de 0.030 mg L⁻¹ As y 4.6 mg L⁻¹ F y el de Laguna de Hormigas (cuenca cerrada) con 0.394 mg L⁻¹ As y 7.0 mg L⁻¹ F (Gutiérrez et al., 2017). Por otra parte, Barrera (2008) y Rascón (2011) reportaron altas concentraciones de arsénico y flúor en el acuífero Meoqui-Delicias, en el cual destacan particularmente las zonas norte y noroeste del mismo con concentraciones entre 0.009 mg L⁻¹ y 0.316 mg L⁻¹ As y entre 0.91 mg L⁻¹ y 9.4 mg L⁻¹ F. Algunas de las localidades con mayores problemas de calidad en el agua subterránea debido a los elementos mencionados son las ubicadas en los municipios de Julimes, Meoqui y Rosales, dentro de dicho acuífero (Espino-Valdés et al., 2009).

El presente estudio ofrece una síntesis del contenido del As y el F en agua subterránea en el estado de Chihuahua, su posible origen, los factores geológicos, climáticos y humanos que causan su enriquecimiento, así como de los tratamientos que se han implementado para reducir su contenido, incluyendo algunos tratamientos menos convencionales o que se encuentran a nivel laboratorio o planta piloto, y que se reportan como potencialmente efectivos. Se comparan estos resultados con los de otras regiones del mundo con altas concentraciones de As y F y con geología y clima similares.

2. ¿De dónde provienen el As y el F?

Varios estudios realizados en México, tanto para la zona norte como para áreas geotermales, concuerdan en que el origen de As y F es primordialmente geogénico (Armienta y Segovia, 2008; Reyes-Gómez *et al.*, 2013; Alarcón-Herrera *et al.*, 2020). Por consiguiente, la fuente de origen de estos elementos está fuertemente ligada a la geología y mineralogía del área. Estudios recientes ponderan la relación entre origen geogénico de As y cuencas de país, depresiones en la corteza terrestre al margen de cadenas montañosas, lo cual explica el enriquecimiento de As en algunas zonas de arsenicismo reconocidas, tales como el norte de India, norte-centro de México, y el Altiplano Andino (Mukherjee *et al.*, 2019; Bundschuh *et al.*, 2020).

El origen geogénico del As y F ha sido reportado por varios investigadores en Latinoamérica (Alarcón-Herrera *et al.*, 2013; Kumar *et al.*, 2019; Bundschuh *et al.*, 2020; Morales-Simfors *et al.*, 2020) y Asia (Cao *et al.*, 2021; Hug *et al.*, 2020; Rahman *et al.*, 2021; Shaji *et al.*, 2021). Es interesante observar que en estos y otros estudios se reportan características similares a la geología del estado de Chihuahua; entre ellas, la presencia de rocas volcánicas ricas en sílice y acuíferos de aluvión de edad geológica reciente.

El origen geogénico se divide en dos tipos: primario y secundario. El origen primario se refiere a la disolución de la roca original, mientras que el secundario, al contaminante retenido en minerales secundarios, los cuales resultan del intemperismo de la roca original. Entre ellos se encuentran los óxidos de hierro y las arcillas, las cuales, junto con materia orgánica, tienen una gran cantidad de sitios de adsorción en su superficie por lo que atraen fuertemente a metales, así como al As y F. Por consiguiente, dichos elementos se adsorben preferentemente en minerales secundarios una vez que éstos se desprenden de la roca original (Scanlon *et al.*, 2009; Banning, 2020).

Muchos de los acuíferos en Chihuahua son de tipo libre y están compuestos de material de aluvión, que llena las cuencas en la zona geológica denominada Sierras y Cuencas y que predomina en las zonas áridas y semiáridas del estado. El material de aluvión es un material granular que se genera de la erosión e intemperismo de las rocas circundantes en un proceso que toma de miles a millones de años (Reyes-Cortés *et al.*, 2014). Dicho material está compuesto de fragmentos de roca y material secundario (Reyes-Gómez *et al.*, 2013). Un esquema simplificado de esto se presenta en la Figura 1. Entre las rocas que afloran en Chihuahua, riolita, ignimbrita, y toba volcánica son las más abundantes, seguidas por lutita, piedra caliza, yeso, conglomerado y basalto (Reyes-Cortés *et al.*, 2014).

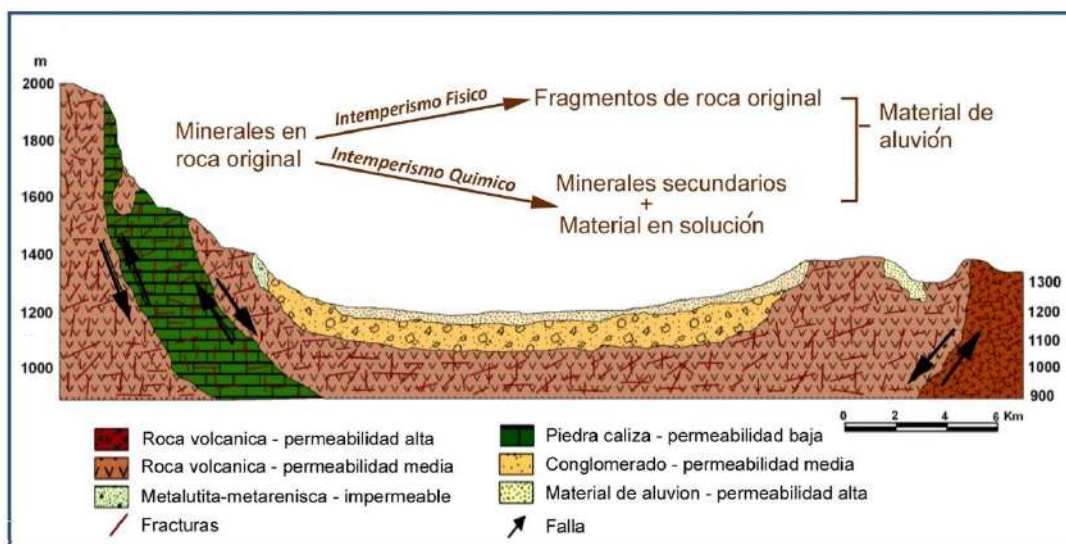


Figura 1. Acuífero Aldama-San Diego y modelo conceptual simplificado de la presencia de As y F en los acuíferos de aluvión en el área de estudio (modificado de CONAGUA, 2015).

Figure 1. Aldama-San Diego aquifer and simplified conceptual model of the presence of As and F in alluvial aquifers in the study area (modified from CONAGUA, 2015).

En el proceso de formación de las rocas, la cristalización por lo general es lenta. Cuando se trata de rocas volcánicas, el enfriamiento rápido del magma ocasiona que los minerales que conforman dichas rocas sean muy pequeños. De hecho, se observan tamaños microscópicos en el caso de la riolita y ausencia de cristalización en el vidrio volcánico en el caso de la ignimbrita. Aún con cristales muy pequeños o ausencia de cristales, los elementos presentes en el magma (como arsénico y flúor) continúan formando parte de la roca, sólo que es más difícil identificarlos. Por tal motivo, en el caso de riolita se requiere el uso de microscopía, así como el empleo de métodos químicos, luego de completa disolución, cuando se trata de ignimbrita. En el caso de análisis químico, éste se dificulta por el alto contenido de sílice y requiere de un método donde la roca se disuelva completamente por fusión, para ser luego analizada por espectrometría por plasma de acoplamiento inductivo (ICP), en el caso de As, y un electrodo selectivo para el caso de F (Nicolli et al., 2010; Wallace et al., 2010). Análisis realizados en vidrio volcánico de un depósito aluvial en Tucumán, Argentina, muestran concentraciones de 6 mg kg⁻¹ As y 722 mg kg⁻¹ F (Nicolli et al., 2010). Los procesos mencionados arriba explican la presencia de As y F en forma dispersa y relativamente homogénea sobre un área extensa, y no necesariamente confinados en vetas conteniendo minerales de fluorita o arsenopirita, las cuales son menos comunes en Chihuahua. En cambio, Coahuila y San Luis Potosí cuentan con depósitos minerales importantes de fluorita (Huspeni et al., 1984; González-Partida et al., 2019).

3. Especiación química, toxicidad, y límites permisibles

El arsénico inorgánico presente en el agua con pH entre 7 y 9 se puede encontrar en dos formas; en la forma oxidada el As se encuentra como ion arsenato HAsO₄⁻², donde As tiene una valencia de +5 [As(V)], y en la forma reducida como arsenito H₃AsO₃, donde As tiene una valencia de +3 [As(III)]. Estas formas dependen del estado de óxido/reducción y del pH (Figura 2a), siendo el ion

arsenito, As(III), el más tóxico (Del Razo et al., 1990). Estudios en acuíferos de Chihuahua reportan condiciones de oxidación y pH ligeramente alcalinos en la mayoría de los pozos (Mahlknecht et al., 2008, Reyes-Gómez et al., 2013, González-Horta et al., 2015) y As(V) como la especie química dominante.

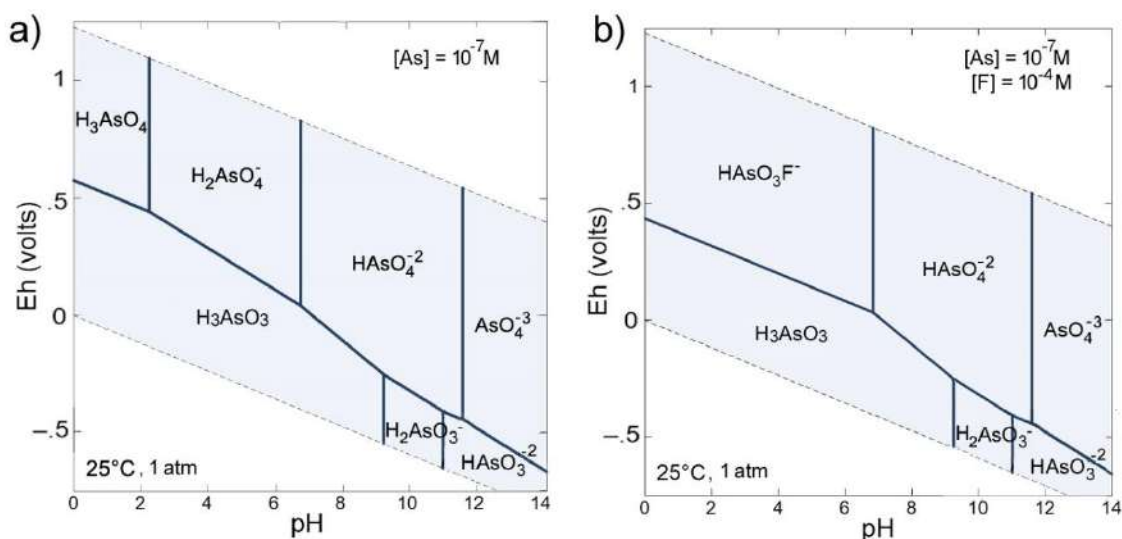


Figura 2. (a) Especiación química de As en un sistema acuoso 10^{-7} M As. Entre pH 4 y 9, As(III) se encuentra como H_3AsO_3 , un compuesto sin carga, mientras que As(V) se encuentra como ion complejo con carga negativa; (b) Especiación química de As (10^{-7} M) en presencia de F (10^{-4} M). Elaboración propia.

Figure 2. (a) Chemical speciation of As in a 10^{-7} M As aqueous system. Between pH 4 and 9, As(III) is found as H_3AsO_3 , an uncharged compound, while As(V) is found as a negatively charged complex ion; (b) Chemical speciation of As (10^{-7} M) in the presence of F (10^{-4} M). Own elaboration.

La forma orgánica, As(0), es considerada la menos tóxica. Esta forma está presente en vegetales como el arroz y alimentos avícolas, entre otros. Dichas plantas, y los animales que se alimentan de ellas, pueden acumular grandes cantidades de As(0) sin representar por ello un peligro para la salud; sin embargo, las condiciones bajo las cuales el As(0) se podría transformar en una forma inorgánica tóxica [As(III) o As(V)] es un tema del que se conoce poco y se recomienda investigar a mayor profundidad (Rehman *et al.*, 2021). En el caso de F, éste está presente primordialmente como ion libre, o fluoruro F^- , y sólo en pH ácidos forma un ion complejo con el As (Figura 2b).

Los límites recomendados y/o permisibles para estos elementos en agua potable se han determinado en base a estudios de toxicidad (Ahmad y Bhattacharya, 2019; Jiménez *et al.*, 2019). Estos límites varían de acuerdo con cada país. El valor límite para As en agua potable recomendado por la Organización Mundial de la Salud (2018) y establecido como límite máximo permisible en muchos países es 0.010 mg L^{-1} . Estudios epidemiológicos confirman que la ingesta de agua con concentración mayor a 0.010 mg L^{-1} As causa efectos nocivos a la salud como lesiones en la piel, principalmente en las palmas de pies y manos, cáncer (pulmón, riñón, hígado), así como afectaciones a los sistemas nervioso, inmunológico y endocrino (Ahmad y Bhattacharya, 2019; Jiménez *et al.*, 2019; Rehman *et al.*, 2021). El arsénico se bioacumula en el ser humano, y puede ser detectado en muestras de cabello, uñas y orina (Monroy-Torres *et al.*, 2009; González-Horta *et al.*, 2015, Jiménez *et al.*, 2019).

Tabla 1. Origen, iones concurrentes, y límites permisibles en México y otros lugares en dos regiones afectadas por arsénico (As): América Latina y Asia. El origen geogénico incluye el material principal primario y material principal secundario; O-Fe representa a los óxidos e hidróxidos de hierro y de manganeso.

Table 1. Origin, concurrent ions, and allowable limits in Mexico and elsewhere in two regions affected by arsenic (As): Latin America and Asia. Geogenic origin includes primary parent material and secondary parent material; O-Fe represents iron and manganese oxides and hydroxides.

Área de estudio	As y otros iones	Origen: material principal primario, secundario	Límite, mg L ⁻¹ As	F	Referencias
<i>América Latina</i>					
México, zona norte**	As, F, Li, U	Geogénico: riolita, O-Fe Antrópico: extracción de agua subterránea	0.025	1.5	Armienta y Segovia, 2008; Reyes-Gómez <i>et al.</i> , 2013; Navarro <i>et al.</i> , 2017
México, zonas hidrotermales	As, F, U, Li, Na, Mo	Geogénico: roca volcánica, O-Fe; Antrópico: extracción de agua subterránea	0.025	1.5	Knappett <i>et al.</i> , 2020 Morales-Simfors <i>et al.</i> , 2019
Las Pampas, Argentina**	As, F, U, V, B	Geogénico: vidrio volcánico y loess, O-Fe	0.050*	1.5	Bundschuh <i>et al.</i> , 2020 Nicolli <i>et al.</i> , 2010
Perú	As, Cd, Pb	Geogénico: roca volcánica, salmuera. Antrópico: Minería	0.050	1.5	Bundschuh <i>et al.</i> , 2020
Brasil	As	Antrópico: Minería, residuos agrícolas.	0.010	1.5	Bundschuh <i>et al.</i> , 2020
<i>Asia</i>					
Bangladesh (Bengala)	As	Geogénico: arcilla y O-Fe Antrópico: petróleo	0.050	1.5	Hug <i>et al.</i> , 2020 Huq <i>et al.</i> , 2020
Norte de India	As, U	Geogénico: arcilla y O-Fe Antrópico: fertilizantes	0.050	1.5	Kumar <i>et al.</i> , 2020 Shaji <i>et al.</i> , 2021
Norte de China**, Mongolia**	As, F	Geogénico: roca metamórfica y aguas hidrotermales, O-Fe	0.050	1.5	He <i>et al.</i> , 2020

*límite de 0.050 mg L⁻¹ por reducirse a 0.010 mg L⁻¹ en un futuro cercano (Bundschuh *et al.*, 2020);

** zona árida o semiárida

*limit of 0.050 mg L⁻¹ to be reduced to 0.010 mg L⁻¹ in the near future (Bundschuh *et al.*, 2020);

** arid or semi-arid zone

En algunos países, entre ellos Rusia, Bangladesh, India y Pakistán, el límite permisible para agua potable es 0.050 mg L⁻¹ As (Rehman *et al.*, 2021). En América Latina se ha reportado un alto contenido de As en 15 países (Bundschuh *et al.*, 2020). Los límites permitidos son 0.050 mg L⁻¹ As para Argentina y Uruguay, 0.025 mg L⁻¹ As para México, y 0.010 mg L⁻¹ As para Perú, Guatemala y El Salvador (Kumar *et al.*, 2019). Argentina está en proceso de cambiar oficialmente su límite a

0.010 mg L⁻¹ As (Bundschuh et al., 2020). Los estudios generalmente realizan comparaciones usando tanto 0.010 mg L⁻¹ como 0.050 mg L⁻¹ As. Por ejemplo, Podgorski y Berg (2020) utilizan como referencia valores > 0.010 mg L⁻¹ As y > 0.050 mg L⁻¹ As en sus mapas y modelo global de As. Cabe mencionar como dato extraordinario que existen comunidades en Bolivia y Argentina (altiplano) que no presentan efectos tóxicos al consumir agua con alto contenido de arsénico. Aparentemente, sus organismos han desarrollado una resistencia natural a los efectos nocivos de As (Schlebusch et al., 2015; Bundschuh et al., 2020).

En el caso de F, el valor límite de 1.5 mg L⁻¹ F es utilizado en muchos países y se asocia con la concentración a la cual aparece coloración en los dientes, lo que es considerado un efecto de tipo cosmético (fluorosis dental) y no una enfermedad. En contraste, la fluorosis ósea ocurre por ingesta crónica de agua conteniendo concentraciones mayores a 4 mg L⁻¹ F (Edmunds et al., 2013). La fluorosis ósea ocasiona deformidad en los huesos y, eventualmente, afectación a órganos vitales, lo que puede llegar a ser de graves consecuencias. La fluorosis es irreversible. Concentraciones elevadas de F afectan a niños y a madres embarazadas (Edmunds et al., 2013). Los estudios realizados sobre fluorosis generalmente basan sus resultados en los límites de 1.5 mg L⁻¹ F y 4.0 mg L⁻¹ F, o reportan ambos valores (He et al., 2020).

Tabla 2. Contenido de As y F reportado para aguas subterráneas en el estado de Chihuahua. Concentraciones de As y F en mg L⁻¹, NR = no se reporta; < LD menor que el límite de detección.

Table 2. As and F content reported for groundwater in the state of Chihuahua. As and F concentrations in mg L⁻¹, NR = not reported; < LOD less than the detection limit.

Acuífero, Zona	No. muestras	0.025 As	1.5 F	Límite permisible Referencia
Tabalaopa-Aldama, Zona centro	6	0.008 - 0.027	2.9 - 3.7	Gutiérrez <i>et al.</i> , 2017
Aldama-San Diego , Zona centro	22	0.004 - 0.042	1.1 - 4.6	Gutiérrez <i>et al.</i> , 2017
Laguna Hormigas, Zona centro	12	0.001 - 0.394	1.8 - 5.7	Gutiérrez <i>et al.</i> , 2017
Tabalaopa-Aldama, Jiménez- Camargo, Parral-Valle de Verano y otros. Zona centro- sur	445	0.0001 - 0.420	< LD -14.4	González-Horta <i>et al.</i> , 2015
Meoqui-Delicias, Zona centro- sur	61	< LD - 0.277	NR	Espino-Valdés <i>et al.</i> , 2009
El Sauz-Encinillas, Tabalaopa- Aldama, Chihuahua- Sacramento, Aldama-San Diego, Zona centro	45	< LD - 0.344	< LD -9.7	Mahlknecht <i>et al.</i> , 2008
27 comunidades en todo el estado excepto la Sierra Madre Occidental	NR	< LD - 0.100	0.5 - 3.3	Westerhoff <i>et al.</i> , 2004

4. Procesos de remoción de As y F

Los procesos de remoción de As y F, también identificados como tratamientos, tienen como objetivo reducir el contenido de dichos elementos a niveles por debajo de los límites permisibles en la normatividad para el agua de consumo. Los procesos de remoción utilizados son primordialmente de tipo fisicoquímico. Otra alternativa puede ser la dilución con agua de buena calidad. En zonas urbanas, la responsabilidad de atenuar las concentraciones de As y F recae en los organismos encargados de la distribución del agua para consumo humano, los que utilizan generalmente tratamientos eficientes y de alta tecnología, como la ósmosis inversa. En zonas rurales o apartadas de las poblaciones principales, el problema es más difícil de solucionar (Kumar et al., 2019). Algunas opciones a corto plazo en poblaciones rurales incluyen la colección de agua de lluvia para mezclar con agua de pozo contaminada, evitar el uso de agua contaminada en la preparación de alimentos y la aplicación de tratamientos de remoción de As y F a escala familiar (Maity et al., 2021).

De acuerdo con el tipo de proceso que se lleva a cabo, los tratamientos fisicoquímicos se clasifican en oxidación, precipitación, intercambio iónico, filtración con membranas (ósmosis inversa, nanofiltración, electrodiálisis) y adsorción (Rangel-Montoya et al., 2015; Kumar et al., 2019). Una gran cantidad de estudios se han realizado en los últimos años sobre las diferentes maneras en que cada uno de estos tratamientos puede incrementar su eficiencia y accesibilidad, tanto en sistemas urbanos como en comunidades rurales o de escasos recursos (Kumar et al., 2019; Robledo-Peralta et al., 2021). De acuerdo con Rangel-Montoya et al. (2015), en la consideración del uso de procesos de remoción de los contaminantes, es sumamente importante incluir a los habitantes de la comunidad para que el método seleccionado tenga aceptación. Los resultados se puedan dar a conocer en diferentes niveles, ya sea como reportes de difusión a la comunidad (Scharp et al., 2018), o como comunicación científica y tecnológica en libros, artículos científicos, o colección especial de artículos en una revista (Maity et al., 2021).

Para los sistemas de distribución de agua potable, el método de remoción de As y F más utilizado en México es el de ósmosis inversa (Espino-Valdés, 2019; Olmos-Márquez et al., 2018, 2020). Este tratamiento se basa en la aplicación de una presión alta para que el agua libre de iones disueltos pase a través de membranas semipermeables de poros muy pequeños, logrando así su desmineralización. De acuerdo con Rangel-Montoya et al. (2015) se recomienda una oxidación previa para convertir el As(III) a As(V), ya que As(III) interfiere con el funcionamiento de las membranas. Además de As y F, las membranas retienen otros iones como sulfato, nitrato, sodio y dureza (Espino-Valdés, 2019). De acuerdo con Olmos-Márquez et al. (2020) la ósmosis inversa es un proceso confiable con eficiencias de remoción de iones > 97%; sin embargo, es caro y produce aguas de desecho (rechazo) con una concentración alta de sales, cuya disposición final es problemática ya que frecuentemente requiere de la consideración de un proceso de remoción antes de ser liberada a un cuerpo receptor. Sin embargo, en el caso de la aplicación de este método exclusivamente a volúmenes de agua suficientes para dotación de agua para bebida o preparación de alimentos en comunidades rurales, colonias urbanas, o inclusive a nivel doméstico, los costos de operación son bajos, dado que el volumen de agua tratado es pequeño en comparación con el caudal total de extracción de la fuente de agua original (Espino-Valdés, 2019).

En el estado de Chihuahua, las primeras plantas de ósmosis inversa para suministro de agua potable se instalaron en 1999. A la fecha, existen más de 320 de estos sistemas en comunidades donde el agua excede los límites de As, F y salinidad, las cuales se ubican principalmente en zonas áridas y semiáridas del estado (Espino-Valdés, 2019).

Se han publicado diversos estudios relativos a los procesos de tratamiento que se pueden utilizar para sustituir o usar en combinación con el de ósmosis inversa, los cuales incluyen adsorción en materiales como cáscara de nuez (Ali et al., 2020), cáscara de huevo (Andrade et al., 2021), partículas de hidrogel (Burillo et al., 2021) y destilación solar (Espino-Valdés et al., 2019). Los dos últimos tratamientos se han realizado con éxito en el estado de Chihuahua a nivel de planta piloto. Robledo-Peralta et al. (2021) compararon la remoción concurrente de As y F en tres tratamientos a escala de laboratorio en Durango: electrocoagulación, adsorción en cáscara de cítricos y adsorción en nanopartículas magnéticas. Los tres tratamientos redujeron el contenido de As y F de manera significativa; el mejor de ellos fue el de electrocoagulación, con el que se alcanzó una remoción de 97% de As y 90% de F.

Un proceso estudiado para reducir la toxicidad del arsénico consiste en añadir ácido fólico (folato), vitamina B y cisteína a la dieta (Freeman, 2009). Estos compuestos, en un proceso conocido como metilación, convierten el arsénico inorgánico en ácido monometilarsónico, el que a su vez se convierte en ácido dimetilarsónico; este último es un compuesto menos tóxico que es eliminado por vía urinaria (Freeman, 2009; Rehman et al., 2021).

La metilación de As en agua y suelo también se lleva a cabo por bacterias resistentes a concentraciones altas de As; por ejemplo, Proteobacteria, Nitrospirae y Methanomicrobia, las que convierten As(III) y As(V) a ácido dimetilarsónico. Su presencia en acuíferos sugiere que este proceso podría usarse como un tratamiento de biorremediación para transformar formas tóxicas de As en formas menos tóxicas (Wang et al., 2018). Las bacterias que oxidan el arsénico de As(III) a As(V) también reducen su toxicidad, y a la vez mejoran la efectividad de tratamiento de ósmosis inversa (Rangel Montoya et al., 2015). Estos procesos (oxidación y metilación) se pueden hacer más efectivos por medio de cepas genéticamente modificadas (Rodríguez Martínez et al., 2017). El proceso de oxidación por biorremediación tiene como ventaja que, en contraste con la oxidación química, no se producen compuestos nocivos durante su proceso (Rangel-Montoya et al., 2015). Estos estudios de posible biorremediación se han realizado a nivel laboratorio.

5. Retos y oportunidades para investigación futura

A pesar de la gran cantidad de información que se ha generado sobre la presencia de As y F en algunos acuíferos del norte de México, existen vacíos importantes en el conocimiento de varios aspectos enunciados en las secciones anteriores (aspectos de salud, geológicos, físicos, químicos, etc.) que se requieren para determinar los tratamientos y las estrategias requeridas para asegurar el suministro de agua potable tanto en zonas urbanas como rurales. Estos vacíos son retos para estudios futuros; los más básicos se enumeran a continuación:

- a) Realizar estudios de calidad de agua enfocados a la presencia de arsénico y flúor en diversos acuíferos del estado de Chihuahua que abarquen mayores extensiones territoriales, así como la determinación de las variaciones de calidad con respecto al tiempo. Dichas investigaciones deben contemplar toda la información posible de carácter hidrogeológico, geológico, naturaleza de los suelos, usos del agua, tasas de recarga y extracción, etc. Los resultados deberán derivar en un sistema de información geográfica

- disponible para investigadores y autoridades responsables de la administración de los recursos hidrológicos en la región.
- b) Efectuar estudios epidemiológicos y de toxicidad debido a la presencia sola o combinada de As y F, así como la identificación de zonas de vulnerabilidad en las que se relacionen las concentraciones de dichos elementos con la calidad del agua de abastecimiento en pequeñas poblaciones y por sectores en grandes ciudades afectadas por la presencia de dichos elementos.
 - c) Abundar en la investigación sobre procesos de tratamiento del agua para remoción de arsénico, flúor y otros indeseables en el agua de consumo, especialmente en aquéllos que puedan aplicarse a escala familiar en pequeñas zonas rurales, así como modificaciones que incrementen la eficiencia y reduzcan el costo de operación de los sistemas ya existentes en zonas urbanas. Además, considerar su implementación en lugares identificados como zonas de alto riesgo, en las que no hayan sido instaurados programas de mitigación a dicha problemática.

6. Conclusiones

Se revisaron artículos y reportes con información sobre el contenido de arsénico y fluoruro en agua subterránea en algunas áreas donde se han reportado niveles de estos contaminantes superiores a los que marcan como límites las normas para el agua de consumo o potable. La revisión de información se refiere en especial al estado de Chihuahua, anexando información sobre otras regiones del mundo con geología y clima similar. Se encontraron otras áreas, entre ellas las Pampas en Argentina y el norte de China, con condiciones similares al estado de Chihuahua en cuanto a concurrencia de arsénico y fluoruro, así como el hecho de que los sitios se caracterizan por ser acuíferos libres constituidos por material granular (aluvión) geológicamente reciente, y un material primario procedente primordialmente de roca volcánica (riolita y vidrio volcánico), así como también de roca sedimentaria y metamórfica. Para dichos acuíferos también se reportan contenidos importantes de minerales secundarios (óxidos e hidróxidos de hierro, arcillas). En estos minerales secundarios se adsorben preferentemente tanto el As como el F, los cuales pueden permanecer adsorbidos por largo tiempo hasta que se desprenden al disolverse, o bajo algún cambio drástico de condiciones químicas, siendo ésta la forma en la que se integran al agua subterránea.

Debido a los problemas de salud que pueden ocasionar estos elementos o sus compuestos, es preciso reducir su concentración ya sea por dilución con agua no contaminada, algún tratamiento fisicoquímico, o una combinación de ambos. El tratamiento convencional para sistemas de distribución de agua potable es el de ósmosis inversa; sin embargo, otras opciones están siendo investigadas para hacer este proceso más eficiente o mediante tratamientos alternos. Se reportan avances en estudios a escala laboratorio en métodos fisicoquímicos, como electrocoagulación, y métodos biológicos usando cepas de bacterias que reducen la toxicidad del arsénico.

En zonas apartadas o rurales que no están conectadas a la red de distribución del agua, el problema requiere ser abordado como un mínimo con tratamientos a escala familiar y fáciles de operar. Estos tratamientos todavía no son una práctica común en el estado de Chihuahua, pero hay algunos avances en estudios a nivel de planta piloto para mejorar la calidad del agua en estas áreas; por ejemplo, por medio de un destilador solar.

Conflicto de interés

Los autores declaran que no hay conflictos de interés.

Referencias

- Ahmad, A., P. Bhattacharya. 2019. Arsenic in drinking water: is 10 µg/L a safe limit? *Curr. Pollut. Rep.* 5, 1–3. <https://doi.org/10.1007/s40726-019-0102-7>
- Alarcón-Herrera, M.T., D.A. Martín-Alarcón, M. Gutiérrez, L. Reynoso-Cuevas, A. Martín-Domínguez, M.A. Olmos Márquez, J. Bundschuh. 2020. Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: Geographical data visualization. *Sci. Total Environ.* 698, 1234168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>
- Alarcón-Herrera, M.T., J. Bundschuh, B. Nath, H. B. Nicolli, M. Gutiérrez, et al. 2013. Co-occurrence of arsenic and fluoride in groundwater of semi-arid regions in Latin America: Genesis, mobility and remediation. *J. Hazard. Environ.* 262, 960-969. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.08.005>
- Ali, S., M. Rizwan, M.B. Shakoor, A. Jilani, R. Anjum. 2020. High sorption efficiency for As(III) and As(V) from aqueous solutions using novel almond shell biochar, *Chemosphere*, 243, 125330. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125330>
- Andrade, I.C., I.C. Filardi Vasquez, J.C. Teodoro, M.B. Bueno Guerra, J.S. da Silva Carneiro, et al. 2021. Fast and effective arsenic removal from aqueous solutions by a novel low-cost eggshell byproduct. *Sci. Total Environ.* 783, 147022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147022>
- Armienta, M.A., N. Segovia. 2008. Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environ. Geochem. Health* 30, 345-353. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9167-8>
- Banning, A. 2020. Geogenic arsenic and uranium in Germany: Large-scale distribution control in sediments and groundwater, *J. Hazard. Mat.* 405(4):124186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124186>
- Barrera, Y. 2008. Estudio hidrogeoquímico y de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Meoqui-Delicias del estado de Chihuahua. Tesis de Maestría en Hidrología Subterránea. Universidad Autónoma de Chihuahua.
- Bundschuh, J., M.A. Armienta, N. Morales-Simfors, M.A. Alam, D.L. López, V. Delgado-Quezada, S. Dietrich, J. Schneider, J. Tapia, O. Sracek, et al. 2020. Arsenic in Latin America: new findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 51(16), 1727–1865. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527>
- Burillo, J.C., L. Ballinas, G. Burillo, E. Guerrero-Le, D. Lardizabal-Gutiérrez, H. Silva Hidalgo. 2021. Chitosan hidrogel synthesis to remove arsenic and fluoride ions from groundwater. *J Hazard. Mat.* 417, 126070. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126070>
- Cao, H., X. Xianjun, Y. Wang, Y. Deng. 2021. The interactive natural drivers of global geogenic arsenic contamination of groundwater. *J. Hydrol.* 597:126214. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126214>
- CONAGUA, 2015. Determinación de la disponibilidad de agua en el Acuífero 0836 Aldama-San Diego, Estado de Chihuahua, México: Conagua. 26 pp. http://www.conagua.gob.mx/conagua07/aguasubterranea/pdf/dr_0836.pdf
- Del Razo, L.M., M.A. Arellano, M.E. Cebrian. 1990. The oxidation states of arsenic in well water from a chronic arsenicism area of northern Mexico. *Environ. Pollut.* 64, 143-153. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90111-o](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90111-o)
- Edmunds, W.M., P. L. Smedley, O. Selinus. 2013. Fluoride in natural waters. In *Essentials of Medical Geology*, 2nd Edition, B. Alloway, J.A. Centeno, R.B. Finkelman, R. Fuge, U. Lindh, P.L. Smedley (Eds.) Springer New York (pp. 311-336). http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5_13
- Espino-Valdés, M.S., Y. Barrera-Prieto, E. Herrera-Peraza. 2009. Presencia del arsénico en la sección norte del acuífero Meoqui-Delicias, del estado de Chihuahua, México. *Tecnociencia Chihuahua* 3:8–18. <https://vocero.uach.mx/index.php/tecnociencia/article/view/739/863>
- Espino-Valdés, M.S. 2019. Calidad del agua subterránea en el estado de Chihuahua: retos y logros en la búsqueda de soluciones sustentables para el agua de consumo, En *Problemáticas del agua y medidas*

- sustentables en estados desérticos de México, caso Chihuahua, Dévora Isiordia G. E. y Cervantes Rendón E. (Eds.) Publicaciones Instituto Tecnológico de Sonora, Hermosillo, Son. México (pp. 63-70). <https://bit.ly/3L7blBb>
- Espino-Valdés, M.S., C. Hernández-Herrera, A. Pinales-Munguia, M. L. Ballinas-Casarrubias. 2019. Utilización de un sistema de destilación solar para remoción de arsénico y flúor en agua subterránea destinada al consumo humano. *Rev. Ing. Bioméd. Biotecnol.* 3-8: 14-22. <http://dx.doi.org/10.35429/IBEB.2019.8.3.14.22>
- Freeman, K. 2009. Nutrientes protectores contra la toxicidad del arsénico. *Salud Públ. Mex.* 51, (4), 354-355. <https://bit.ly/3M66lpn>
- González-Horta, C., L. Ballinas-Casarrubias, L., B. Sánchez-Ramírez, M.C. Ishida, A. Barrera-Hernández, D. Gutiérrez-Torres, O.L. Zacarías, R.J. Saunders, Z. Drobná, M.A. Méndez, et al. 2015. A concurrent exposure to arsenic and fluoride from drinking water in Chihuahua, Mexico. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12, 4587-4601. <https://doi.org/10.3390/ijerph120504587>
- González-Partida, E., A. Camprubí, A. Carrillo-Chávez, E H. Díaz-Carreño, L.E. González-Ruiz et al. 2019. Giant fluorite mineralization in central Mexico by means of exceptionally low salinity fluids: an unusual style among MVT deposits. *Minerals*, 9, 35. <https://doi.org/10.3390/min9010035>
- Gutiérrez, M., V.M. Reyes-Gómez, D. Nuñez-Lopez, M.T. Alarcón-Herrera. 2017. Monitoreo hidrológico y de calidad de agua en tres acuíferos del centro del estado de Chihuahua, En: *Cuenca del Rio Conchos: Una mirada desde las ciencias ante el cambio climático*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, pp. 205-223. ISBN 978-607-9368-90-0. <https://bit.ly/3PeiRFp>
- He, X., P. Li, Y. Ji, Y. Wang, Z. Su, V. Elumalai. 2020. Groundwater arsenic and fluoride and associated arsenicosis and fluorosis in China: occurrence, distribution and management. *Exposure and Health* 12, 355-368. <http://doi.org/10.1007/s12403-020-00347-8>
- Hug, S. J., L.H.E. Winkel, A. Voegelin, M. Berg, A. C. Johnson. 2020. Arsenic and other geogenic contaminants in groundwater – a global challenge. *Chimia*, 74, 7/8. <https://doi.org/10.2533/chimia.2020.524>
- Huq, M.E., S. Fahad, Z. Shao, M. S. Sarven, I. A. Khan, M. Alam, M. Saeed, H. Ullah, M. Adnan, S. Saud, et al. 2020. Arsenic in a groundwater environment in Bangladesh: Occurrence and mobilization. *J. Environ. Managem.* 262: 110318 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110318>
- Huspeni, J.R., S. E. Kesler, J. Ruiz, Z. Tuta, J. F Sutter, L.M. Jones. 1984. Petrology and geochemistry of rhyolites associated with tin mineralization in northern Mexico, *Econom. Geol.*, 79, 87-105. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.79.1.87>
- Jiménez-Córdova, M. I., L. C. Sánchez-Peña, A. Barrera-Hernández, C. González-Horta, O. Barbier, L. M. Del Razo. 2019. Fluoride is associated with altered metabolism of arsenic in an adult Mexican population. *Sci. Total. Environ.* 684, 621-628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.356>
- Knappett, P.S.K., Y. Li, I. Loza, H. Hernández, M. Avilés, D. Haaf, S. Majumder, Y. Huang, B. Lynch, V. Piña, et al. 2020. Rising arsenic concentrations from dewatering a geothermally influenced aquifer in central Mexico. *Water Res.*, 185:116257. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116257>
- Kumar, R., M. Paterl, P. Singh, J. Bundschuh, C.U. Pittman Jr., L. Trakal, D. Mohan. 2019. Emerging technologies for arsenic removal from drinking water in rural and peri-urban areas: Methods, experience from, and options for Latin America. *Sci. Total Environ.* 694, 133427. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.233>
- Mahlknecht, J., A. Horst, G. Hernández Limón, R. Aravena. 2008. Groundwater geochemistry of the Chihuahua City region in the Rio Conchos Basin (northern Mexico) and implications for water resources management. *Hydrol. Processes*, 22:4736-4751. <https://doi.org/10.1002/hyp.7084>
- Maity, J.P., Vithanage M., Kumar M., Ghosh A., Mohan D., Ahmad A., Bhattacharya P. 2021. Seven 21st century challenges of arsenic-fluoride contamination and remediation, *Groundwater Sustain. Develop.*, 12, 100538. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100538>
- Monroy-Torres, R., A.E. Macias, J.C. Gallaga-Solorzano, E.J. Santiago-García, I. Hernández. 2009. Arsenic in Mexican children exposed to contaminated well water. *Ecol. Food and Nutr.* 48:59-75, 2009. <https://doi.org/10.1080/03670240802575519>
- Morales-Simfors, N., J. Bundschuh, I. Herath, C. Inguaggiato, A.T. Caselli, J. Tapia, F. Erlington, A. Choquehuayta, M.A. Armienta, M. Ormachea, et al. 2020. Arsenic in Latin America: a critical overview on

- the geochemistry of arsenic originating from geothermal features and volcanic emissions for solving its environmental consequences. *Sci. Total Environ.* 716, 135564. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135564>
- Mukherjee, A., S. Gupta, P. Coomar, A.E. Fryar, S. Guillot, S. Verma, P. Bhattacharya, J. Bundschuh, L. Charlet. 2019. Plate tectonics influence on geogenic arsenic cycling: From primary sources to global groundwater enrichment. *Sci. Total Environ.* 683, 793–807. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.255>
- Navarro, O., J. González, H.E. Júnez-Ferreira, C.F. Bautista, A. Cardona., 2017. Correlation of arsenic and fluoride in the groundwater for human consumption in a semiarid region of Mexico. *Procedia Eng.* 186, 333–340. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.proeng.2017.03.259>
- Nicolli, H. B., J. Bundschuh, J.W. Garcia., M. Carlos, C.M. Falcon, J. S. Jean. 2010. Sources and controls for the mobility of arsenic in oxidizing groundwaters from loess-type sediments in arid/semi-arid dry climates: Evidence from the Chaco-Pampean plain (Argentina), *Water Res.*, 44, 5589-5604. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.029>
- Olmos-Márquez, M.A., J.M. Ochoa-Rivero, M.T. Alarcón-Herrera, E. Santellano-Estrada, J.H. Vega-Mares, M.C. Valles-Aragón. 2020. Performance of a pilot subsurface flow treatment wetland system, used for arsenic removal from reverse osmosis concentrate, in the municipality of Julimes, Chihuahua, Mexico. *Ing. Univ.*, 24. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.iedad24.ppsf>
- Olmos-Márquez, M.A., C.G. Sáenz-Urbe, J.M. Ochoa-Rivero, A. Pinedo-Álvarez, M.T. Alarcón-Herrera. 2018. Mitigation actions performed to the remediation of groundwater contamination by arsenic in drinking water sources in Chihuahua, Mexico, In: *Environmental Arsenic in a Changing World*, Zhu, Guo, Bhattacharya, Ahmad Bundschuh & Naidu, eds. (pp. 567-568).
- Organización Mundial de la Salud, 2018. Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda [Guidelines for drinking-water quality: 4th edition incorporating first addendum]. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272403>
- Podgorski, J., M. Berg. 2020. Global threat of arsenic in groundwater. *Science*, 368, 845–850 <https://doi.org/10.1126/science.aba1510>
- Rahman, A., N.C. Mondal, F. Fauzia. 2021. Arsenic enrichment and its natural background in groundwater at the proximity of active floodplains of Ganga River, northern India. *Chemosphere* 265, 129096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129096>
- Rascón, B. 2011. Estudio hidrogeoquímico y de vulnerabilidad a la contaminación de la porción Sur del acuífero Meoqui-Delicias, del Estado de Chihuahua. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Chihuahua
- Rehman, M.U., R. Khan, A. Khan, W. Qamar, A. Arafah, A. Ahmad, A. Ahmad, R. Akther, J. Rinklebe, P. Ahmad. 2021. Fate of arsenic in living systems: implications for sustainable and safe food chains. *J. Hazard. Mat.* 417, 126050. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126050>
- Reyes Cortés, I.A., M. Reyes Cortés, A. Oviedo García. 2014. Geología, en: *La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado*. Conabio. México, pp. 26-39.
- Reyes-Gómez, V.M., M.T. Alarcón-Herrera, M. Gutiérrez, D. Núñez López. 2013. Fluoride and arsenic in an alluvial aquifer system in Chihuahua, Mexico: contaminant levels, potential sources, and co-occurrence. *Water Air Soil Pollut.* 224(2): 1433. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-013-1433-4>
- Rangel-Montoya, E.A., L.E. Montañez-Hernández, M.P. Luévanos Escareño, N. Balagurusamy. 2015. Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana* 33: 103-118. <https://bit.ly/3MaszGW>
- Robledo-Peralta, A., M. López-Guzmán, C.G. Morales Amaya, L. Reynoso-Cuevas. 2021. Arsenic and fluoride in groundwater, prevalence and alternative removal approach. *Processes*, 6,1191. <https://doi.org/10.3390/pr9071191>
- Rodríguez Martínez, H.L., M. Peña Manjarrez, A.V. Gutiérrez Reyes, C.L. González Trevizo, S. L. Montes Fonseca, G.G. López Avalos. 2017. Biorremediación de arsénico mediada por microorganismos genéticamente modificados. *Terra Latinoamericana* 35: 353-361. <https://bit.ly/3sxgUtO>
- Scanlon, B. R., J.P. Nicot, R.C. Reedy, D. Kurtzman, A. Mukherjee, D.K. Nordstrom. 2009. Elevated naturally occurring arsenic in a semiarid oxidizing system, Southern High Plains aquifer, Texas, USA. *Appl. Geochem.* 24, 2061- 2071. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.08.004>

- Scharp, C., H. Sargsyan, F. Polo. 2018. UNICEF Policy Brief: Mitigating Arsenic in Drinking Water, pp. 1–6. UNICEF Report, June 2018. <https://uni.cf/3w78iwa>
- Schlebusch, C.M., L.M. Gattepaille, K. Engström, M. Vahter, M. Jakobsson, K. Broberg. 2015. Human adaptation to arsenic-rich environments. *Mol. Biol. Evol.* 32(6):1544–1555. <https://doi.org/10.1093/molbev/msv046>
- Shaji, E., M. Santosh, K.V. Sarath, P. Prakash, V. Deepchand, B.V. Divya. 2021. Arsenic contamination of groundwater: A global synopsis with focus on the Indian Peninsula. *Geosci. Front.* 101079. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.08.015>
- Wallace, A. R. 2010. Fluorine, fluorite, and fluorspar in central Colorado: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5113, 61 p.
- Wang, Y. P. Li, Z. Jiang, H. Lio, D. Wei, H. Wang, Y. Wang. 2018. Diversity and abundance of arsenic methylating microorganisms in high arsenic groundwater from Hetao Plain of Inner Mongolia, China. *Ecotoxicol.* 27:1047-1057. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1958-9>
- Westerhoff P., M. Esparza Soto, P. Caballero Mata, W.T. Parry, W.P. Johnson. 2004. Drinking water quality in the US-Mexico border region. Project Number W-03-19, Final Report. Arizona State University, USA. <https://bit.ly/3yyAzxi>

2021 TECNOCENCIA CHIHUAHUA.

Esta obra está bajo la Licencia Creative Commons Atribución No Comercial 4.0 Internacional.



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>