



Flúor y arsénico en agua de consumo humano, retos y perspectivas



*Ma. Teresa Alarcón H.
Alejandra Martín D.
Ignacio R. Martín D.*

*Chihuahua Chih., México
Marzo 22 al 23, 2011*



Red Temática del Agua Conacyt



Instituto Mexicano de
Tecnología del Agua

Flúor y arsénico en agua de consumo humano: retos y perspectivas

Coordinadores:

María Teresa Alarcón Herrera
Alejandra Martín Domínguez
Ignacio R. Martín Domínguez

ISBN: 978-607-8272-11-2

**Centro de Investigación en Materiales Avanzados,
2013**



TD370
A321 2012

Fluor y arsénico en agua de consumo humano: retos y perspectivas / María Teresa Alarcón Herrera, coord., Alejandra Martín Domínguez, coord., Ignacio Ramiro Martín Domínguez, coord. ; Marcos López Carrasco, ed.; Jonathan Hernández Montes, Claudia Elena López Domínguez, il.—México: Centro de Investigación en Materiales Avanzados, 2013

viii, 94p., il. Col.
Incluye tabla de contenido

ISBN: 978-607-8272-11-2

1. Arsénico 2. Remediación de suelos 3. Recursos hidráulicos

Editor

Marcos López Carrasco

Primera edición, 2013

© 2013, D.R. **Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C.**
Av. Miguel de Cervantes 120
Complejo Industrial Chihuahua
Chihuahua, México

© 2013, D.R. **María Teresa Alarcón Herrera**
Centro de Investigación en Materiales Avanzados

© 2013, D.R. **Alejandra Martín Domínguez**
Centro de Investigación en Materiales Avanzados

© 2013, D.R. **Ignacio Ramiro Martín Domínguez**
Centro de Investigación en Materiales Avanzados

ISBN: 978-607-8272-11-2

La reproducción total o parcial de esta obra, en cualquier forma que sea, idéntica o modificada. Escrita a máquina o por sistema <<multigraph>>, mimeógrafo, impreso en fotocopia, fotoduplicación o cualquier otra no autorizada por los autores o editor, viola los derechos reservados. Cualquier utilización debe ser previamente solicitada por escrito.

Coordinadores.

MA. TERESA ALARCÓN HERRERA



Es Profesora e Investigadora del Dpto. de Energías Renovables y Protección al Medio Ambiente. Realizó estudios de Ingeniería Química en el Instituto Tecnológico de Durango. Maestría en Ingeniería en la Universidad Autónoma de México y de Doctorado en Ingeniería Ambiental en la Universidad de Windsor, Canadá (1994). Especialidad en Tratamiento de Agua en el Instituto de Ciencias Aplicadas de Toulouse, Francia (1979) y en la Universidad de

Hannover en Alemania (1985).

La Dra. Alarcón Herrera es Investigadora Nivel II, dentro del Sistema Nacional de Investigadores en México. Tiene experiencia profesional de trabajo en la Comisión de Seguridad Nuclear y Salvaguardias y el Instituto de Investigaciones Eléctricas en México. Actualmente forma parte del Comité Técnico Académico de la Red Nacional Temática del Agua (RETAC) del CONACYT, en el área de "calidad del agua y salud". Como investigadora dentro del CIMAV, ha contribuido a la formación de 17 alumnos de Maestría y Doctorado en el programa de posgrado de Ciencia y Tecnología Ambiental. Teniendo bajo su dirección diferentes proyectos de investigación relacionados con la calidad y tratamiento de agua y la remediación de sitios contaminados con metales y metaloides. Es evaluadora de proyectos de investigación, nacionales e internacionales, y de publicaciones internacionales como: *Ecological Engineering, Water, Air, & Soil Pollution, Water Science and Technology, Water supply, Water Research, Journal of Hazardous Materials*, entre otras. Dirige proyectos nacionales e internacionales de investigación, financiados por diversas agencias, entre ellas la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID). Publicó más de 130 trabajos científicos en revistas y congresos nacionales e internacionales.

Líneas de Investigación: Ingeniería Ambiental. Caracterización y análisis de alternativas de tratamiento de agua y suelo contaminados con metales y metaloides. Procesos fisicoquímicos y biológicos a través de la fitorremediación, utilizando humedales construidos.

ALEJANDRA MARTÍN DOMÍNGUEZ



Profesora de la DEPMI Campus Morelos – UNAM e Investigadora en la Subcoordinación de Potabilización del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Obtuvo su título de Ingeniería Industrial Química en el Instituto Tecnológico de Durango, la Maestría en Ciencias en Ingeniería Química en el Instituto Tecnológico de Celaya y una especialización y el Doctorado en Ingeniería de Tratamiento y Descontaminación del Agua en el Instituto Nacional de

Ciencias Aplicadas de Toulouse, Francia. Es coautor de 4 patentes, un modelo de utilidad y un derecho de autor. Una de las patentes es aplicada a escala real en diferentes estados de la República. Tiene 62 publicaciones (artículos arbitrados nacionales e internacionales y memorias en congresos), 9 capítulos en libros y 44 informes técnicos como autor/coautor. Ha participado como expositor y conferencista en 46 eventos. Ha impartido cursos sobre: Fisicoquímica y Procesos Fisicoquímicos Avanzados. Fue autor principal del proyecto que ganó el Premio Universitario LEÓN BIALIK a la Innovación Tecnológica, con el trabajo: “Desinfección de Agua para Consumo Humano en Comunidades Rurales” en el 2001. Recibió en 2008 y 2010 el Reconocimiento Institucional a la Innovación por parte del IMTA. Líneas de investigación: Procesos fisicoquímicos y/o electrocoagulación para la remoción de contaminantes específicos (arsénico, flúor, sílice, cromo) en agua para consumo humano o para el acondicionamiento de agua para la industria.

IGNACIO RAMIRO MARTÍN DOMÍNGUEZ.



Es investigador titular en el Departamento de Energía Renovable y Protección del Ambiente, del Centro de Investigación en Materiales Avanzados, en la ciudad de Chihuahua, México.

Realizó sus estudios de licenciatura y maestría en México y obtuvo el doctorado en termociencias en la Universidad de Windsor, Canadá.

Es Académico Titular de la Academia de Ingeniería y miembro del Sistema Nacional de Investigadores de México.

Su actividad se enfoca a la investigación y desarrollo tecnológico en modelación, simulación y diseño de procesos y sistemas termofluídicos e hidráulicos. Aplicación de la energía solar en procesos de desinfección y destilación de agua.

Contenido

| | |
|--|----|
| Coordinadores..... | iv |
| 1. Neuotoxicidad en niños expuestos a flúor y arsénico..... | 1 |
| 2. Arsénico en Niños Mexicanos Expuestos a Agua Contaminada . | 4 |
| 3. Efectos neurotóxicos asociados con la exposición a arsénico..... | 7 |
| 4. Riesgos a la salud por el exceso de flúor en el agua potable del valle de Juárez, Chihuahua. ¿Hasta cuando se empezará a cumplir la legislación existente? | 10 |
| 5. Origen y Evolución del Arsénico en el Sistema Tabaopa-Aldama-El Cuervo, Chihuahua, México..... | 13 |
| 6. Uso de adsorbentes sintéticos y naturales para la remoción de flúor y arsénico presentes en agua de consumo humano | 16 |
| 8. Aprovechamiento de escoria de hierro como adsorbente de arsénico presente en altas concentraciones en agua..... | 22 |
| 9. Remoción de Arsénico a Través de un Sistema de Tratamiento por Coagulación – Microfiltración, Caso Celaya, Gto..... | 24 |
| 10. Remoción de Arsénico Mediante Membranas de Nanofiltración con Carga Superficial Negativa | 27 |
| 11. Automatización de métodos analíticos para el monitoreo de arsénico | 33 |
| 12. Validación del método analítico utilizando la técnica HPLC/ICP-MS para la separación y cuantificación de las especies de arsénico presentes en muestras de agua potable..... | 37 |
| 13. Tecnologías avanzadas en el tratamiento de aguas: Electrocoagulación en la Remoción de Arsénico en Agua | 41 |
| 14. Caracterización de nanopartículas de óxidos de hierro y su aplicación en la remoción de arsénico del agua subterránea | 44 |
| 15. Análisis del riesgo a la salud por la presencia de flúor en agua de pozos de Ciudad Aldama, Chihuahua | 47 |
| 16. Eficiencia de remoción de arsénico por <i>Eleocharis macrostachya</i> en humedales construidos de flujo subsuperficial | 51 |
| 17. Remoción de Fluoruros del Agua Mediante un Sistema Electroquímico..... | 54 |
| 18. Eliminación de Flúor en Agua Potable..... | 58 |

| | |
|--|----|
| 19. Remoción de Fluoruros en Agua de Consumo Humano por Medio de Adsorción sobre Alúmina Activada..... | 60 |
| 20. Bajar la concentración del arsénico vía recarga de mantos acuíferos..... | 64 |
| 21. Agenda legislativa en materia de contaminación del agua | 66 |
| 22. Cuantificación de Arsénico en Aguas Termales de Importancia Recreacional en el Estado de Chihuahua..... | 70 |
| 23. Optimización del diseño de un sistema de potabilización de agua mediante destilación solar, utilizando simulación en TRNSYS..... | 74 |
| 24. Alternativas para Reducir Arsénico en Agua para Zonas Rurales del Estado de Chihuahua | 78 |
| 25. Hidrogeología y Elementos Traza, en la Cuenca del Río Conchos: Área Jiménez – Camargo, Chihuahua, México. | 82 |
| 26. Determinación de los niveles de exposición a Flúor y Arsénico en agua y en orina del Municipio de Peñón Blanco, Durango | 86 |
| 27. Fluorosis Dental en Tres Comunidades de Chihuahua, México | 89 |
| 28. Adsorción de Fluoruros en Solución Acuosa sobre Carbón de Hueso e Hidroxiapatita..... | 91 |

1. Neuotoxicidad en niños expuestos a flúor y arsénico.

López-Guzmán D., Taximaroa Cardiel A M., Costilla-Salazar R., Martínez-Alfaro M., Cruz-Jiménez G., Rocha-Amador D.

Introducción.

Millones de personas alrededor del mundo están expuestas a flúor (F) y/o arsénico (As) a través del agua de consumo. En México aproximadamente 6 millones de personas están expuestas a ambos contaminantes de los cuales el 35% son niños. Estudios experimentales y epidemiológicos soportan la evidencia de que ambos contaminantes son neurotóxicos. (Li X.L, 1995; Zhao L.B, 1996, Xiang, 2003; Lu Y; 2000, Calderón, 2001, Wasserman, 2004; Rocha-Amador, 2007) sin embargo, debido a las limitaciones de estos trabajos la neurotoxicidad del F y el As aún se mantiene bajo discusión, por lo que el objetivo del proyecto es evaluar el los efectos neurotóxicos por la exposición simultanea a F y As a través del agua de consumo en niños prescolares.

Metodología.

Selección de la población. El presente proyecto se está realizando en colaboración con la Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). La UJED cuenta con antecedentes de F y As en el agua en la ciudad de Durango. Con base a los datos ambientales, se seleccionaron kínderes ubicados en las principales zonas de riesgo y se llevaron a cabo

reuniones con padres de familia en las escuelas con el propósito de explicar los objetivos del proyecto. Los criterios de inclusión fueron niños y niñas de edad 5 a 6 años residentes de la zona de estudio desde el nacimiento. Al día de hoy, se cuenta con la selección de 200 niños sin embargo, todo el trabajo con la población se pretende realizar en el mes de Junio del presente año. El estudio será gratuito, anónimo, voluntario y cumplirá con todos los requisitos del Comité de Bioética de la UJED. A cada uno de los niños seleccionados, se le aplicará un cuestionario para obtener información como edad, peso corporal, ingesta de agua, aspectos socioeconómicos, nutricionales y de salud así como información acerca de otras fuentes de exposición.

Tipo de estudio: Transversal observacional.

Monitoreo ambiental y biológico. Se recolectarán de cada uno de los niños participantes muestras de agua de grifo y garrafón de sus hogares. Se tomarán además muestras de orina en ayunas de los niños seleccionados para el análisis de los contaminantes. Las muestras serán recolectadas en envases de polipropileno previamente enjuagados. Las muestras se mantendrán a 4 °C hasta su análisis de F y As. La cuantificación de F en agua y orina se

realizará de acuerdo al método 3808 del NIOSH a través de un electrodo de ión selectivo. Para el análisis de As en agua y orina se tratarán las muestras por el método de Cox, la determinación de As, se realizará por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con generador de hidruros. Como control de calidad para F y As en orina se empleará el estándar Clin Check Urine control for trace elements del IRIS. Los niveles de F y As en orina se corregirán por creatinina. La creatinina en orina se determinará por espectrofotometría.

Evaluación de la neurotoxicidad. Para evaluar efectos neurotóxicos en los niños por la exposición a F y As se aplicarán las siguientes pruebas:

Prueba de la figura humana de Goodenough. Instrumento para medir el nivel mental del niño así como el coeficiente intelectual de forma colectiva.

Percepción visual de Frostig DTVP-2. Batería diseñada con el propósito de evaluar el grado de madurez de la percepción visual de forma colectiva.

Prueba de Bender-Koppitz. Refleja el nivel de madurez del niño en la percepción viso-motriz, la prueba además puede ser empleada como un test de personalidad.

Figura compleja de Rey-Osterrieth. La prueba evalúa el grado de precisión de la función visoconstructiva y la memoria espacial.

Prueba de ejecución continua (CPT). Prueba que evalúa atención, inhibición de las respuestas o memoria a corto plazo.

Fluidez verbal semántica. La fluidez verbal mide principalmente la velocidad y facilidad de producción verbal.

Se evaluarán además aspectos cognitivos de la madre a través de la prueba *Beta III*. Todas las pruebas se aplicarán por psicólogos

entrenados y capacitados que en un espacio que cubra los requerimientos necesarios (privacidad, poco ruido, iluminación adecuada) en horas y días escolares.

Conclusiones.

Nuestro estudio apoyará la evidencia de que la exposición a F y As a través del agua de consumo pueden causar efectos neurotóxicos.

Referencias.

Calderón J., Machado B., Navarro M. E., Carrizales L., Díaz-Barriga F., (2001), Influence of fluoride on reaction time and organization visuospatial in children. *Epidemiology* Vol. II, S 153.

Li, X.S., Zhi, J. L., y Gao, R. O., (1995), Effects of fluoride exposure on intelligence in children, *Fluoride* Vol. 28 No. 4 189-192.

Lu, Y., Wu, L. N., Wang, X., Lu, W., Liu, S. S., (2002), Effects of high-fluoride water on intelligence in children, *Fluoride* Vol. 33 No.2 74-78.

Rocha-Amador D, Navarro ME, Carrizales L, Morales R, Calderón J. (2007) Decreased intelligence in children and exposure to fluoride and arsenic in drinking water. *Cad SaudePublica*; 23 Suppl 4:S579-87.

Wasserman G.A., Liu X., Parvez F., Ahsan H., Factor-Litvak P., Van Geen A., Slavkovich V., Lalacono, N.J., Cheng Z., Hussain I., Momotaj H., and Graziano J.H., (2004), Water arsenic exposure and children's intellectual function in Araihasar, Bangladesh, *Environmental health Perspective* 112(13), pp. 1329-1333.

Xiang Q., Liang Y., Chen L., Wang C., Chen B., Zhou M., (2003) Effects of fluoride in drinking water on children's intelligence, *Fluoride* Vol. 36 No. 2, pp. 84-94.

Zhao, L. B., Liang, G. H., Zhang, D. N.,

Wu, X. R., (1996), Effects of a high fluoride water supply on childrens intelligent, Fluoride

Vo. 29 No. 4 190-192

2. Arsénico en Niños Mexicanos Expuestos a Agua Contaminada

Monroy-Torres, R; Macias, A.E.; Gallaga, J.C.; Santiago, E.J.; Hernandez, I.

Introducción.

El arsénico es considerado un residuo natural pero peligroso del medio ambiente; es un contaminante del agua que lo recibe por filtración de la tierra y las rocas (1-4). Luego de su metabolismo por reacciones de reducción y metilación, deja un residuo en los tejidos queratinizados como la piel, el cabello y las uñas (1-3). La Norma Oficial Mexicana establece que el agua para consumo humano debe contener un máximo de 0.05 mg de arsénico/L, mientras que la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda un límite máximo de 0.01 mg/L (4, 5). Las dosis acumuladas de 0.10 mg/kg/día se relacionan con signos de intoxicación crónica por arsénico, que se inician a las dos u ocho semanas de exposición. Estos signos son principalmente tegumentarios, como hiperqueratosis en uñas, hiperpigmentación, dermatitis exfoliativa y presencia de líneas de Mess (5,6).

En el año de 2004, el Laboratorio Estatal de Salud Pública determinó niveles de arsénico fuera de norma (>50 mg/L) en agua de algunas poblaciones del Estado de Guanajuato. Diseñamos este estudio para conocer si se está incorporando el arsénico en la población, a través del agua. Decidimos buscar los niveles del metal en el cabello de escolares, como centinelas del problema en la población.

Metodología.

Se realizó un estudio de casos y controles, en cuatro comunidades del estado de Guanajuato, con diferente exposición a agua contaminada con arsénico. Se incluyeron 110 escolares de 7 a 14 años, divididos en 55 casos y 55 controles, de acuerdo con su grado de exposición al arsénico. Para los casos se utilizaron niños de San Agustín, Irapuato, y de Cútaró, Acámbaro, comunidades donde el agua de pozo contiene niveles de arsénico fuera de norma. Para los controles se utilizaron niños de San José Hidalgo, Tarandacuaó y de Chichimequillas, Silao, comunidades con agua de pozo dentro de norma. Se incluyeron niños de educación primaria que tuvieran al menos dos años de residencia en la comunidad. Una vez obtenido el consentimiento informado de los padres, se procedió a la toma de muestras de cabello. Se registró el consumo promedio de agua al día y su origen.

Determinación de arsénico en cabello.

Se procedió a tomar una muestra de cabello seco de aproximadamente 1 g y fueron colocadas en bolsas de polipapel, selladas y foliadas con la fecha y datos de los niños. La muestra de cabello se cortó con tijeras de acero inoxidable en trozos no mayores de 0.5 cm. El proceso de digestión se llevó a cabo de acuerdo con lo descrito en la Norma Oficial Mexicana 117-SSA1- 1994 (7). La

cuantificación de arsénico se realizó por espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros (EAAGH) a una longitud de onda de 193.7 nm, utilizando un estándar certificado de arsénico (AccuStandard® lote B2095027), un espectrofotómetro PE Analyst 100, un generador de hidruros PE MHS-10, argón UAP como gas de arrastre, acetileno grado AA y aire. De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana, se consideró un nivel fuera de norma de arsénico en cabello a una cifra mayor de 0.05 mg/g. El laboratorio donde se realizaron los análisis establece un límite de detección por el aparato <0.06 mg/g. Se establecieron niveles α de 0.05 y β de 0.2.

Resultados.

La edad promedio de los casos fue de 10 ± 1.5 años, contra 10.8 ± 1.7 en los controles. La ingestión de agua promedio fue de 660 mL al día para los casos y de 622 mL para los controles. Respecto a la estancia en la escuela, 2 de los casos refirieron consumir agua del pozo de la comunidad, contra 32 de los controles (Chi=35, $p<0.05$). De hecho, las dos escuelas de los casos contaban con agua de garrafón, mientras que sólo una de los controles disponían de ella. Respecto a la estancia en casa para los casos, 4 (7%) refirieron tomar agua de pozo; estos 4 incluyeron también los 2 que refirieron tomarla en la escuela. Respecto de los controles en casa, 21(38%) tomaban agua de pozo. Los casos de San Agustín, refirieron no ingerir el agua de la llave por detectar un desagradable sabor salado, tomaban exclusivamente agua comercializada en garrafón o les llevaban a la escuela agua de sabor que los padres de familia preparaban con agua de pipa o garrafón.

Para los casos, el rango de arsénico en cabello varió de no detectable a 5.939 mg/kg, con una

media de 1.3 y una mediana de 1.04. Para los controles, todas las determinaciones resultaron menores al límite de detección de la prueba (0.006 mg/kg); de 55 casos sólo en 5 se encontraron valores normales de arsénico en cabello. El análisis categórico entre niveles de arsénico fuera de norma en el agua y niveles fuera de norma en el cabello, mostró diferencia significativa (Chi cuadrada = 91.6, $p<0.001$).

Conclusiones.

Los niveles de arsénico encontrados en la población pediátrica expuesta señalan el riesgo de la exposición que pudiera incluir a toda la comunidad en riesgo. Debemos buscar estrategias no sólo para el tratamiento del agua contaminada sino para el estudio y seguimiento de los niños ya expuestos. Un buen inicio sería buscar correlaciones clínicas en individuos de las comunidades expuestas al arsénico así como estudiar si existe relación entre la intoxicación y el estado nutricional.

Referencias.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1991). Biennial report 1989 and 1990. Atlanta: US Department of Health and Human Services.

Akter, K.F., Owens, G., Davey, D.E., Naidu, R. (2005). Arsenic speciation and toxicity in biological systems. Reviews of environmental contamination and toxicology. 184: 97-149.

Brima EI, Haris PI, Jenkin RO, Polya DA, Gault AG, Harrington CF. (2006) Understanding arsenic metabolism through a comparative study of arsenic levels in the urine, hair and fingernails of healthy volunteers from three unexposed ethnic groups in the United Kingdom. Toxicology and Applied

Pharmacology ; 216: 122-30.

Calderon, J., Navarro, M.E., Jimenez-Capdeville, M.E., Santos-Diaz, M.A., Golden, A., Rodriguez-Leyva, I., Borja-Aburto, V., Diaz-Barriga, F. (2001). Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican Children. *Environmental Research*, 85: 69-76.

Minamoto, K., Mascie-Taylor, C.G., Moji, K., Karim, E., Rahman, M. (2005). Arsenic-contaminated water and extent of acute childhood malnutrition (wasting) in rural Bangladesh. *Environmental Sciences*, 12, 283-92.

Mazumder DN. (2007). Effect of

drinking arsenic contaminated water in children. *Indian Pediatrics*, 44 (12): 925-7.

Mexican Ministry of Health (NOM-117-SSA1-1994). (1994). Public property and services. Test method to determine cadmium, arsenic, lead, tin, iron, copper, zinc, and mercury, in food, drinking water, purified water by spectrophotometry of atomic absorption. Mexico D.F.

Fuente: *Monroy-Torres R, Macias-Hernández AE, Juan Carlos Gallaga-Solórzano, Enrique Javier Santiago-García. Arsenic in Mexican Children exposed to contaminated well water. Ecology of food and Nutrition 2009; 48(1): 59-75.*

3. Efectos neurotóxicos asociados con la exposición a arsénico

Juana E. Cortés M., Camilo Ríos C., César M. Calderón M. Yaneth Rodríguez A. Mireya A. Chávez O., Leticia Montellano P.

Introducción.

Entre los principales problemas ambientales para la salud humana, se encuentran los asociados con la exposición al arsénico (As). Sus efectos carcinogénicos y sistémicos en humanos han sido revisados regularmente por instancias internacionales, cobrando relevancia los efectos sobre sistema nervioso central (SNC), ya que han sido un hallazgo importante en pacientes con arsenicosis en Bengala del Este [Rahman, *et al.*, 2001]. No obstante, a diferencia del Hg y sus compuestos, la evidencia sobre los efectos neuropsicológicos, es muy limitada en humanos y solamente se han identificado algunos estudios de caso en los que se documentan efectos neuroconductuales.

Así, el presente documentotiene como finalidad

- a) presentar información actualizada sobre la neurotoxicidad de este metaloide; b) evaluar la exposición a As total en residentes de seis municipios de la cuenca local del lago de Chapala, Jal., y,
- c) identificar una posible asociación de esta exposición con el desempeño neuropsicológico en 100 voluntarios mayores de 16 años en residentes de los municipios de chapala y Tuxcueca.

Metodología.

Se llevó a cabo una encuesta transversal que consistió en: aplicación de cuestionario basal en 600 voluntarios residentes de los municipios de: Ocotlán, Jamay, Poncitlán, Chapala, Jocotepec y Tuxcueca para evaluar la exposición y estimar la dosis crónica ingerida arsénico a través del consumo agua potable y alimentos. En paralelo, se llevó a cabo la estimación de la concentración de arsénico en agua, sedimentos y pescado del lago de Chapala, alimentos de consumo frecuente, agua potable y suelos. Se seleccionó una submuestra aleatoria de los municipios de Tuxcueca y Chapala, a quienes previo consentimiento informado y firmado, se les solicitó una muestra de orina espontánea para la determinación de As como biomarcador de exposición. Las muestras ambientales y biológicas fueron obtenidas por personal capacitado y certificado, y fueron procesadas en laboratorios acreditados.

Resultados.

Neurotoxicidad

Se identificaron 86 artículos sobre exposición-efectos del arsénico en humanos. Catorce de éstos abordan toxicidad sobre SNC y alteraciones neuroconductuales, de los cuales

siete presentan resultados sobre capacidades cognitivas en niños.

En México, Calderón *et al.* [2001] en San Luis Potosí y Rosado *et al.* [2007] en Torreón, documentaron afectación del desarrollo cognitivo en niños en edad escolar.

De los estudios identificados, es posible plantear que en humanos, independientemente de los síntomas de neuropatía ampliamente documentados, los pacientes expuestos a As presentaron cambios de humor, con depresión, irritabilidad, ansiedad o falta de concentración en las actividades ocupacionales y familiares. Las alteraciones del sueño, dolor de cabeza y efectos neuroconductuales, también se presentaron con mayor frecuencia en el grupo expuesto que en el control de las mismas localidades. La edad es un factor muy importante para los

efectos, en las generaciones jóvenes, las manifestaciones no son siempre obvias lo que resulta en una mala interpretación de las complicaciones de salud futuras [Watanabe, *et al.*, 2003].

Monitoreo ambiental

Solamente en el municipio de Tuxcueca se detectaron concentraciones de As (146 µg/L en promedio) superiores al límite máximo permisible (25 µg/L) establecido en la normativa mexicana para agua potable, constituyendo así una fuente importante de exposición para la población.

En la columna de agua del lago, la concentración de As (12 a 25 µg/l), cumplieron con el Criterios Ecológicos de México (SEDUE, 1990) para protección de la vida acuática (200 µg/l como As⁺³). Tanto en los peces del lago de Chapala como otros alimentos de consumo frecuente se detectaron concentraciones variadas de As, siendo la carpa el alimento que presentó la

mayor concentración (269.5 mg/kg de peso seco). Los suelos presentaron concentraciones variadas, semejantes a las encontradas en sedimentos de lago.

Evaluación de la exposición a arsénico

De acuerdo con la metodología de evaluación de riesgos de la USEPA (1989), la exposición residencial al As a través del agua bebestible, dio lugar a cocientes de peligro superiores al valor nulo (uno) dado que las dosis crónicas diarias (mg/kg-día), en ocasiones fueron superiores a las dosis de referencia (0.0003 mg/kg-día) o al NOAEL (0.0008 mg/kg-día) para el efecto crítico que son lesiones en piel [RAIS, 2009]. La exposición más alta se observó en Tuxcueca, seguida por Chapala y Poncitlán. En Jocotepec y Ocotlán, las ingestas promedio fueron inferiores a estos valores de toxicidad, no obstante, los percentiles 90 y 95 fueron cercanos (Figura 1).

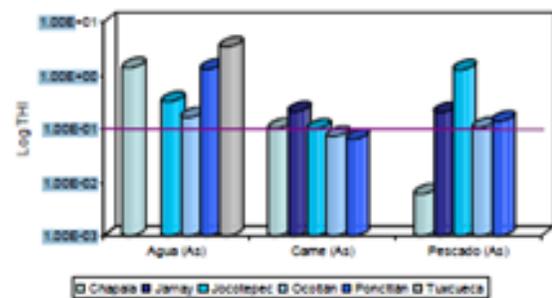


Fig. 1. Cocientes de peligro por exposición a As en agua, carne de res y pescado

La concentración promedio del As urinario (9.13 µg/L), se encontró dentro de los valores determinados en poblaciones no expuestas ocupacionalmente; no obstante, el percentil 90 rebasó el estándar para la población alemana (15 µg/L) y el percentil 75 el valor de 10µg/L [Wilhelm, *et al.*, 2004], asociado con: el municipio de

residencia, agua potable, consumo de pescado y el tabaquismo.

Con respecto a la alteración en el desempeño evaluada con la versión adaptada de la prueba NEUROPSI [Ostrosky *et al.*, 1999], los valores promedio de As total en orina

| Grado de alteración | Ninguno | Moderado | Severo |
|---------------------|---------|----------|--------|
| As urinario | 8.86 | 9.93 | 11.15 |

Tabla 1. Alteración en el desempeño neuropsicológico y concentración de As urinario ($\mu\text{E}/\text{L}$)

fueron superiores en los voluntarios que presentaron algún grado de alteración en el desempeño neurocopsicológico con respecto a los que presentaron desempeño normal (Tabla. 1).

Es importante señalar, que también se identificó exposición a metales pesados a través de diversas vías, por lo que es muy posible que haya efectos sinérgicos o confusión.

Conclusiones

El consumo de agua es una fuente importante de exposición a arsénico que conlleva riesgos neurotóxicos relacionados con la ingesta crónica diaria, pues se superan la dosis de referencia crónica.

Es muy importante señalar, que esta descripción de resultados, no constituye un estudio de causalidad; sin embargo, es suficiente para identificar el peligro de exposición y posibles efectos asociados con el As en los residentes de la cuenca

local, por esto se considera necesario implementar un programa para la comunicación y manejo de riesgos. Se requieren estudios de epidemiología ambiental, diseñados para evaluar neurotoxicidad, en los que se controle un mayor número de covariables a fin de establecer causalidad y en su caso introducir en la población afectada, las medidas de intervención necesarias.

Bibliografía

- Ostrosky, F., Ardila, A. y Sossell, M. (1999) *Evaluación neuropsicológica breve en español*. México
- Rahman, M., Choudhury, U., Mukherjee, S., *et al.* (2001). *Clinical Toxicology* 39(7): 683- 700
- RAIS. 2010. Risk Assessment Information [system.http://rais.ornl.gov/](http://rais.ornl.gov/).
- Watanabe, C., Inaoka, T., Matsui, T., *et al.* (2003). *J. Environ. Sci. Health*. A38: 129-13
- Wilhelm, M., Ewers, U., and Schulz, C. (2004). *mnt. J. Hyg. Environ. Health*. 207: 69-73

4. Riesgos a la salud por el exceso de flúor en el agua potable del valle de Juárez, Chihuahua. ¿Hasta cuando se empezará a cumplir la legislación existente?

Roberto Hurtado Jiménez, Jorge Gardea-Torresdey

Introducción.

El Valle de Juárez (VDJ) es una región que se encuentra ubicada en la frontera norte del estado de Chihuahua colindando con el río Bravo. Las poblaciones que conforman el Valle de Juárez pertenecen a los municipios de Guadalupe, Juárez y Praxedis G. Guerrero.

Las actividades económicas que predominan en el VDJ son la agricultura y la ganadería. El agua para consumo humano se extrae del subsuelo, ya que el agua superficial proveniente del río Bravo se usa en la irrigación de cultivos. En algunas zonas del subsuelo en el VDJ el acuífero de agua dulce que se utiliza para consumo humano está conectado con un reservorio geotérmico, de tal manera que el agua de algunos pozos contiene altos niveles de elementos tóxicos tales como flúor y arsénico.

Los niveles de flúor en el agua extraída por algunos pozos del VDJ exceden los límites máximos permitidos, que desde hace muchos años han sido establecidos por la Secretaría de Salud (SSA), a través de las Normas Oficiales Mexicanas (NOMs)¹, de tal manera que los habitantes de la región, que consumen

cotidianamente agua contaminada con flúor, están expuestos a diversos problemas de salud, siendo los más comunes manchas en los dientes², daños permanentes en el sistema óseo³⁻⁴ (acumulación de flúor, deformaciones, fracturas, etc.), daños cerebrales⁵, diversos tipos de cáncer⁶ y muchas otras. La gravedad de las enfermedades fluoróticas depende de diferentes factores, siendo los más importantes la ingesta diaria y las características nutricionales de la persona.

La ingesta diaria de flúor no solo proviene del agua potable, sino que se ve incrementada por el consumo de sal de mesa fluorada y el uso de pastas dentales fluoradas. Algunos alimentos, tales como mariscos y algunos téis, también contribuyen a la ingesta diaria.

Es importante mencionar que en estudios sobre el impacto del flúor en la salud, realizados en otras poblaciones mexicanas⁷, mostraron que las personas que están más expuestas a la toxicidad del flúor son los niños en edad escolar primaria (6 a 12 años), de tal manera que el objetivo principal de este trabajo es resaltar los riesgos a la salud de este sector de la

población y proponer alguna solución para minimizar los riesgos.

Metodología.

Los riesgos a la salud de los niños se determinaron a partir de la estimación de la dosis de exposición a fluoruros (F^-), utilizando la misma metodología empleada en un trabajo similar en Los Altos de Jalisco.⁷ La fase preliminar del estudio consistió en determinar la concentración de fluoruros en el agua de la llave de tres viviendas particulares habitadas, en cada una de las siguientes poblaciones: Loma Blanca, San Isidro y Jesús Carranza del municipio de Juárez; Guadalupe, Doctor Porfirio Parra y Barreales del municipio de Guadalupe y Praxedis G. Guerrero y El Porvenir del municipio de Praxedis G. Guerrero. El muestreo se realizó en mayo de 2008.

La ecuación básica para estimar la dosis de exposición a fluoruros (DE) es la siguiente:

$$DE_i = \frac{\sum_j C_j V_j}{M_i}$$

donde

DE_i = dosis de exposición de la persona i

(mg/kg/d) M_i = masa corporal de la persona i (kg)

C_j = concentración de F^- en el elemento ingerido j , mg/L ó mg/kg

V_j = cantidad del elemento ingerido j , L/d o kg/d

El numerador de la ecuación corresponde a la ingesta total diaria (mg F^- /d) de la persona i .

Los elementos considerados son: agua de la llave, agua embotellada, sal de mesa, dentífricos, alimentos y bebidas. Las DE se estimaron para niños de 6 años (20 kg) y 12 años (38.6 kg). Los volúmenes o cantidades

consumidas de cada uno de los elementos se obtuvieron de la bibliografía existente.

Los riesgos a la salud por la ingesta de flúor se estimaron al comparar las DE de los habitantes del V DJ con la *Ingesta Adecuada* (AI, siglas en inglés) de F^- y *Nivel máximo de ingesta tolerable* (U L, siglas en inglés) recomendados por el Instituto de Medicina de Estados Unidos (IOM, siglas en inglés).⁸

El IOM define la AI como la cantidad de fluoruros que hay que ingerir para minimizar las caries dentales sin tener efectos secundarios de salud, incluyendo fluorosis dental moderada.

Resultados.

Los resultados obtenidos indican que las concentraciones de fluoruros en las muestras de agua analizadas variaron en el rango de 0.28 a 3.44 mg/L, siendo que la normatividad establece que el límite máximo de fluoruros es de 1.5 mg/L. En las poblaciones donde el agua de la llave es mayor de 0.7 mg/L no se debe consumir sal fluorada.⁹ Dr. Porfirio Parra fue el poblado donde la concentración de fluoruros en el agua de la llave fue la mas alta (3.44 mg/L). Las dosis de exposición obtenidas fueron las siguientes: (a) Niños de 6 años: entre 0.13 y 0.28 mg/kg/d y (b) Niños de 12 años: entre 0.09 y 0.17 mg/kg/d. El Instituto de Medicina de Estados Unidos recomienda que la dosis máxima para niños mayores de 6 meses sea de 0.05 mg/kg/d.

No obstante que una parte importante de la población del VDJ consume agua embotellada, que generalmente cumple con la normatividad relativa a F^- , el problema principal ocurre en las escuelas donde los niños consumen agua de la llave sin ningún tratamiento. Este estudio pone en evidencia los riesgos potenciales a la salud de los niños de varias poblaciones del Valle de Juárez ya que están consumiendo sal

fluorada y usando pastas dentales con flúor, no obstante que la normatividad establece que cuando el agua potable tenga una concentración mayor de 0.7 mg F⁻/L, se debe consumir sal sin flúor y usar pastas dentales sin flúor.

El flúor ocasiona daños cerebrales en niños, los cuales se han identificado midiendo su coeficiente intelectual (IQ, siglas en inglés). En una región de China (Tianjin)⁵ donde la concentración de F⁻ en el agua era de 3.15 mg/L el IQ promedio de 60 niños (de 10 a 12 años) fue de 92.97, sin embargo en una población de características similares donde el agua tenía solo 0.37 mg F⁻/L el IQ promedio de 58 niños de las mismas edades fue de 103.05. Resultados similares se esperarían en niños de algunas poblaciones del VDJ tales como Dr. Porfirio Parra, Barreales y Guadalupe.

Conclusiones.

Fluorosis dental, fluorosis esquelética y daño cerebral son algunas de las enfermedades a las que están expuestos los niños de 6 años, debido a que las dosis de exposición a fluoruros rebasan los límites máximos tolerables. Para reducir el problema, el agua potable de las escuelas debe cumplir con la normatividad y no se debe consumir sal fluorada. En vista de que hasta la fecha no se ha hecho nada por proteger la salud de los niños, una posible solución sería implementar un sistema de agua potable en las escuelas primarias que consistiría en instalar un tanque de almacenamiento y transportar en pipas el agua potable, libre de flúor.

Bibliografía.

Secretaría de Salud. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de

calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, 22 de noviembre de 2000.

Soto-Rojas AE, Ureña-Cirett JL, Martínez-Mier EA. (2004) "A review of the prevalence of dental fluorosis in Mexico". Pan-American Journal of Public Health, vol. 15, núm 1, pp. 9-18.

Reddy, D. R. y S. R. Deme (2004). Skeletal fluorosis. Documento electrónico. [Accesado Febrero 2004]. <http://210.210.19.130/vmu1.2/dmr/dmrdata/cme/fluorosis/Fluorosis.htm>

Alarcón-Herrera, M. T. et al. (2001). "Well water fluoride, dental fluorosis, and one fractures in the Guadiana Valley of Mexico", Fluoride, vol. 34, núm. 2, pp. 139-149.

Lu, Y. et al. (2000). "Effect of high-fluoride water on intelligence in children", Fluoride, vol. 33, núm. 2, pp. 74-78.

Tohyama, E. (1996). "Relationship between fluoride concentration in drinking water and mortality rate from uterine cancer in Okinawa prefecture, Japan", Journal of epidemiology, vol. 6, núm. 4, pp. 184-91.

Hurtado-Jiménez, R. y J. Gardea-Torresdey (2005). "Estimación de la exposición a fluoruros en Los Altos de Jalisco, México", en Salud Publica de México, vol. 47, núm 1, pp. 58-63.

Institute of Medicine. Fluoride. In: Dietary reference intakes for calcium, phosphorus, magnesium, vitamin D, and fluoride. Washington, DC: National Academy Press, 1997:288-313.

Secretaría de Salud. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM 013-SSA2-1994, Para la prevención y control de enfermedades bucales. México, D.F.: Diario Oficial de la Federación, 21 de enero de 1999

5. Origen y Evolución del Arsénico en el Sistema Tabalaopa-Aldama-El Cuervo, Chihuahua, México.

Víctor Manuel Reyes-Gómez¹, María Teresa Alarcón², Daniel Núñez López¹

Introducción.

La preocupación por mitigar los efectos tóxicos del As y el F⁻ en aguas de consumo humano, ha ido en incremento (Alarcón-Herrera, et al., 2001). En Chihuahua, existen varias zonas donde el agua de consumo humano supera los niveles permisibles de As y F (0.010 y 1.5 ppm) marcados por la NOM 127-ISSA-1994 (OchoaReyes et al., 2009). En la zona de estudio, se sugiere que el As de los pozos puede ser de origen natural; otros trabajos señalan que la fuente del As son los aportes de residuos de centros urbanos e industriales (Gutiérrez et al, 2009; Benavides et al, 2008). Para el caso del F⁻, no se encontró información, pero se sabe que en regiones similares, las fuentes principales son también de origen natural (Carrillo-Rivera et al., 2002). Para responder a esta problemática, el objetivo de estudio fue ampliar los conocimientos sobre el origen del As y el F y su evolución en el tiempo.

Materiales y métodos.

El estudio se realizó en el acuífero de Tabalaopa – Aldama – El Cuervo (ATAC), en el estado de Chihuahua (Figura 1). En el 2004, se analizó la concentración del As en 142

muestras de rocas, sedimentos, suelo y agua en pozos (Plasma ICPMS). Se midieron los niveles estáticos y la temperatura del agua en cada pozo durante el 2004. Tres años después, durante el 2007, se realizó un segundo análisis de los contenidos de As y F⁻ en los pozos de agua que rebasaron la Norma en el 2004 y en 4 pozos elegidos al azar, así como los niveles piezométricos y la temperatura de todos ellos.

Resultados.

Los niveles de As en las rocas y sedimentos variaron desde 540 hasta los 2.3 mg/kg (Isolíneas sombreadas, Figura 1). La presencia de F⁻, fue identificada en ocho muestras de las 14 analizadas (F en Figura 1). El movimiento del agua en la zona de estudio, se reflejó en dirección NW-SE a lo largo de los valles. Los niveles más altos de temperatura en agua (Isolíneas en negrillas >30°C) se encontraron en la zona de transición del Valle de Tabalaopa- Aldama hacia el Valle de Aldama – El Cuervo.

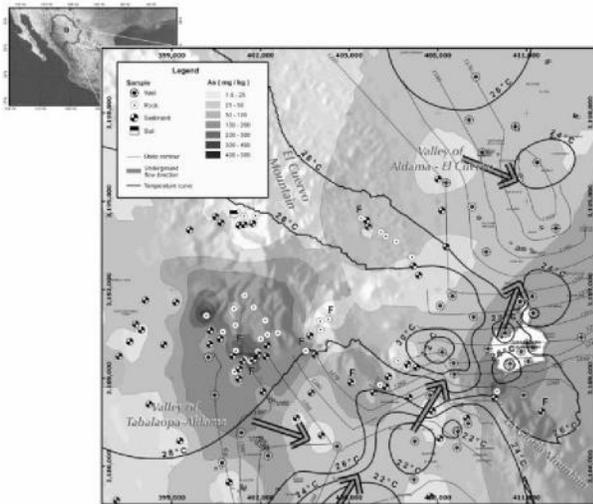


Figura 1. Niveles de As, fase sólida

Para la fase líquida, el estudio del 2004 reveló que fueron nueve pozos los que rebasaron los 0.025 mg/L de As y otros seis presentaron niveles entre 0.020 y 0.024 mg/L, el resto tuvo niveles menores a esos rangos. La calidad del agua de algunos aprovechamientos utilizados para consumo humano reflejó altos riesgos de toxicidad por ingesta, por ejemplo el aprovechamientos T-214-TA, que presentó 0.035 mg/L de As, que se ubica en un albergue infantil con alrededor de 100 niños. Para el año 2007, seis de los pozos analizados mostraron niveles de As por encima de 0.025 mg/L, reafirmando tres años después, casi la misma distribución y niveles de la contaminación del acuífero por ese tóxico. Los cambios en concentración de As al paso de tres años, fueron insignificantes en el 77% de los casos.

Los niveles y la geografía de la concentración de As y F⁻ en agua de pozos se presentan en la Figura 2 (círculos (As) y pentágonos (F⁻)). Se puede apreciar que en 10 de los aprovechamientos los contenidos del F⁻ rebasan los 1.5 mg/L (promedio 2.84 mg/L) y solo tres de ellos permanecen debajo de

los límites permisibles (entre 0.92 y 1.13 mg/L de F⁻)

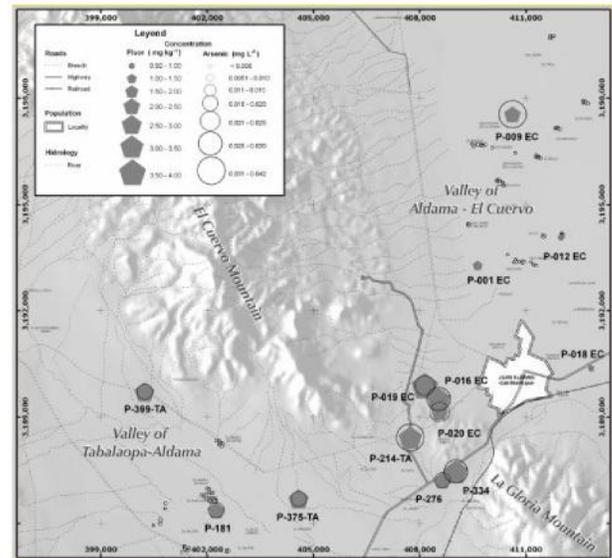


Figura 2. Co-ocurrencia As-F

Hay una distribución de contaminación por F⁻ en la zona de transición del Valle de Tabalaopa hacia Aldama (en las zonas urbanas y conurbadas de la ciudad de Aldama) y la zona sureste de la región, coincidiendo en gran parte con la distribución de los pozos contaminados con As, reflejando una elevada co-existencia. Este comportamiento hidrogeoquímico del acuífero, respalda lo realizado en la primera fase, donde se describe la dinámica del As y el modelo conceptual hidrogeoquímico del sistema (Reyes-Gómez et al., 2010).

Conclusiones.

El material geológico existente (Riolitas, Lutitas y entes de arcillas) y las características geoquímicas y térmicas del agua de pozos, indican que el As y el F⁻ son geogénicos. Existe una co-ocurrencia significativa entre el As y el F⁻. Los cambios de los contenidos de As en el agua de varios pozos, a lo largo de tres años, se mantuvieron casi en el mismo nivel, sugiriendo una estabilidad química en el medio, apoyando la conclusión sobre el origen de los

contaminantes. Sin embargo, las ligeras bajas de As en tres de los aprovechamientos, representan una señal de otras posibles fuentes antropogénicas o naturales.

Referencias bibliográficas.

Alarcón-Herrera MT, Martín-Domínguez IR, TrejoVazquez R, Rodríguez-Dozal S., 2001 Well wáter fluoride, dental fluorosis, and bone fractures in the Gaudiana Valley of Mexico. *Fluoride*, 34(2):139-49.

Benavides A, Moreno M, Sosa M, Puga S, Alcalá J, Quintana C., 2008. Evaluación de la calidad del agua en las principales Lagunas del Estado de Chihuahua. *Rev Lat Rec Nat*, 4(2):84-8.

Carrillo-Rivera JJ,, Cardona A, Edmunds WM., 2002. Use of abstraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to

control high-fluoride concentration in abstracted groundwater: san Luis Potosí basin, Mexico. *Journal of Hydrology*, 261:24-47.

Gutierrez M, Alarcón-Herrera MT, Camacho LM. 2009. Geographical distribution of arsenic in sediments within the Rio Conchos Basin, Mexico. *Environ Geol*, 57:929-35.

Ochoa Reyes J, Vidal Lozano A, Lerma Santana A, Gómez Reza L, Reta Sánchez A, Fernández Escajeda D, et al., 2009. Arsenicismo subagudo y crónico en una población rural. *Dermatología Rev Mex*, 53(2):63-9.

Reyes-Gómez, V.M., Alarcón Herrera M.T., Núñez-López D., Cruz R., 2010. Dinámica del Arsénico en el acuífero de Tabalaopa-AldamaEl Cuervo, Chihuahua, México. *Rev Lat de Rec Nat*, 6(1): 21-31.

6. Uso de adsorbentes sintéticos y naturales para la remoción de flúor y arsénico presentes en agua de consumo humano

Camacho, L.M.; Torres, A.; Saha, D.; Parra R.R.; Deng, S.

Introducción.

El flúor es un contaminante natural del agua potable. Este elemento también es adicionado en pequeñas cantidades al agua de consumo humano para prevenir la caries dental. Cantidades de flúor en exceso pueden causar daños a la dentadura y al esqueleto humano. Diferentes tipos de adsorbentes han sido utilizados para remover el flúor del agua potable. Alúmina activada ha mostrado una alta capacidad de adsorción y eficiencia de remoción.

El arsénico es considerado un contaminante peligroso debido a su alta toxicidad y su habilidad de pasar inadvertido, ya que es inodoro e incoloro. La ingestión crónica de agua contaminada con arsénico es un problema serio porque puede causar problemas respiratorios, renales y cáncer. La adsorción ha demostrado ser un método eficiente para remover arsénico del agua potable contaminada. Las zeolitas naturales son una alternativa debido a su capacidad de adsorción e intercambio iónico y a su disponibilidad.

El objetivo del presente estudio es evaluar el equilibrio en los procesos de adsorción de flúor en alúmina activada y de arsénico en zeolitas naturales modificadas.

Metodología.

El método Yoldas fue usado para sintetizar alúmina activada granular tipo sol-gel. La zeolita natural utilizada fue obtenida del Estado de Nuevo Mexico en USA. Dichas zeolitas fueron filtradas, lavadas y modificadas para obtener una superficie de óxido de manganeso antes de iniciar los experimentos. La composición química y las propiedades de los poros del material producido fueron determinadas con ayuda del electrón microscópico de barrido y del analizador de nitrógeno para adsorción/desorción. Los experimentos de equilibrio fueron llevados a cabo utilizando soluciones estándares de flúor y de arsénico en diferentes concentraciones. Recipientes de plástico conteniendo las soluciones fueron colocados en un agitador automático por 48 horas a 100 rpm. El pH y las variaciones de concentraciones de flúor y arsénico fueron medidos al inicio y al final de los experimentos, utilizando un medidor de pH, un electrodo de flúor y ICP-MS, respectivamente.

Resultados.

Los resultados obtenidos con el método de adsorción/desorción mostraron un área superficial BET de $255.42 \text{ m}^2/\text{g}$ para la alúmina activada tipo sol-gel producida en el laboratorio. Los experimentos de equilibrio de adsorción de flúor fueron llevados a cabo con un pH de 5.5. El material adsorbente mostro una capacidad de adsorción de 24 mg/g . Los modelos de isoterma de Freundlich y Langmuir fueron utilizados para correlacionar el equilibrio de adsorción de flúor y se encontró que el modelo de Freundlich representa bien el proceso de adsorción de flúor, con un coeficiente de correlación de 0.979.

Los resultados de la composición elemental de la zeolita natural utilizada en el presente estudio mostraron una relación de silica y aluminio (Si/Al) de 5.16. Esta relación proporciona la carga negativa dentro de la estructura de la zeolita. Las cargas positivas son proporcionadas por los cationes de sodio y calcio contenidos dentro de la zeolita. El área superficial específica de la zeolita natural y zeolita modificada obtenidas fue de un valor de $11.62 \text{ m}^2/\text{g}$ y $7.74 \text{ m}^2/\text{g}$, respectivamente. Esta reducción en el área superficial después de la modificación es causada por la introducción del óxido de manganeso dentro de la zeolita, el cual ocupa los poros que inicialmente se encontraban disponibles para el intercambio iónico.

Contrario a las observaciones obtenidas con la zeolita natural sin modificar (poca adsorción de arsénico), la adsorción de arsénico en la zeolita modificada fue significativamente mayor en condiciones acidas. Este aumento de adsorción también fue observado en el rango de pH de 4.0 a 9.0. Dentro de este rango de pH el porcentaje de remoción de arsénico alcanzo un 50%, el cual corresponde al doble de remoción con

respecto a la zeolita no modificada. Estos resultados fueron obtenidos sin necesidad de llevar a cabo ningún pretratamiento de la zeolita antes de la modificación.

El comportamiento de equilibrio de arsénico en ambas zeolitas fue analizado con los modelos de isoterma de Langmuir y de Freundlich. Se encontró que el modelo de Langmuir correlaciona bien la adsorción de arsénico en la zeolita natural (coeficiente de correlación = 0.981), mientras que el modelo de Freundlich correlaciona bien la adsorción de arsénico en la zeolita modificada (coeficiente de correlacion = 0.905).

Conclusiones.

La alúmina activada sol-gel y la zeolita modificada mostraron una buena capacidad de remoción de flúor y arsénico, respectivamente. La remoción de flúor es posible en pH neutral y la remoción de arsénico es independiente del pH.

Referencias.

- S. Ayoob, A.K. Gupta, V.T.A. Bhat, Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 38 (2008) 401. M. Amini, K.C. Abbaspour, M. Berg, L. Winkel, J.S. Hug, E. Hoehn, H. Yang, C.A. Johnson. Environ. Sci. Technol. 42 (2008) 3669.

7. Remoción de arsénico en agua para consumo humano comparando la electrocoagulación-microfiltración con la coagulación química-microfiltración

Mundo Avilla, E; Martín Domínguez, A; Calderón Mólgora, C.

INTRODUCCIÓN

Dentro de las tecnologías utilizadas actualmente a nivel internacional para la remoción de arsénico se encuentran: la coagulación química, el ablandamiento con cal, la adsorción sobre alúmina activada, la oxidación química, el intercambio iónico, la electrodiálisis, la osmosis inversa y la nanofiltración [1].

El proceso más comúnmente utilizado es la coagulación química (CQ), el cual requiere de la adición de sulfato de aluminio o hierro como agentes coagulantes, este proceso ofrece altas eficiencias de remoción de arsénico, pero produce una gran cantidad de lodos.

Una alternativa a este proceso es la electrocoagulación (EC), en el que mediante la aplicación de una corriente eléctrica se generan cationes polivalentes por la oxidación de ánodos de sacrificio además de la formación simultánea en el cátodo de iones hidroxilo y gas hidrógeno [2]. En la EC, el ánodo metálico de sacrificio, comúnmente constituido por hierro para la remoción de arsénico, dosifica iones metálicos al agua electroquímicamente.

La EC es un proceso efectivo para desestabilizar además de coloides, moléculas, así como iones contenidos en el agua, removiendo dichas especies mediante la adsorción en la superficie de los hidróxidos metálicos producidos; mientras que los aniones pueden además ser eliminados del agua por interacción química con los cationes metálicos formados durante la disolución de los ánodos, resultando en la formación de compuestos insolubles [3].

En este trabajo se sugiere, después del proceso de CQ o en su caso de EC, el proceso de microfiltración (M F). Para tener una microfiltración directa eficiente se recomienda trabajar con un tamaño de poro de la membrana $\leq 0.2 \mu\text{m}$, de esta manera el arsénico adsorbido por reacciones de complejación superficial en el hidróxido férrico $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$, puede ser eliminado eficientemente en la etapa de MF [4].

Esta tecnología permite eliminar las etapas de floculación (10-30 min) y sedimentación (≥ 30 min), como sería necesario para los procesos de filtración convencional. De esta manera se pretende ahorrar espacio, lo que presenta

ventajas cuando no hay suficiente para un tratamiento convencional.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la efectividad de utilizar un proceso de EC-MF con respecto a un sistema de CQ-MF para la remoción de arsénico en agua para consumo humano.

METODOLOGÍA

La metodología seguida en este trabajo se dividió en dos etapas, una enfocada a evaluar la eficiencia del sistema EC- MF, y la otra al sistema de CQ-MF, con el objetivo de comparar técnica y económicamente los dos sistemas.

En una primera etapa se decidió trabajar con el proceso de CQ-MF, utilizando agua con una concentración de arsénico

de aproximadamente $100 \mu\text{g L}^{-1}$. En este proceso se realizaron pruebas variando la dosis de hierro (en un intervalo de 2-4 mg L^{-1} de Fe^{+3}) y el pH (en un intervalo de 6.6-7.4), cada una con un tiempo de operación de 3 h, para encontrar las condiciones óptimas del sistema. El ajuste de pH se realizó con soluciones de NaOH 0.5 N o HCl 0.1 N. El intervalo de pH se seleccionó con el objetivo de aumentar la fracción de los sitios activos de adsorción de los hidróxidos

obtenidos, lo que según la literatura ocurre a $\text{pH} \leq 7.3$ [4]. En una segunda etapa se llevó a cabo el proceso de ECMF, en donde se trabajó con la dosis óptima de hierro encontrada en el proceso de CQ-MF, utilizando una concentración de arsénico en el agua de aproximadamente $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Se decidió utilizar un diseño factorial 2^2 , tomando como variables a analizar el espaciamiento entre electrodos (en un intervalo de 0.4-0.8 cm) y el Gt de mezcla en el reactor (en un intervalo de 4,000-9,000). Los reactores

de EC son de mezcla hidráulica y a flujo pistón, dentro del cual van colocados los electrodos fabricados de hierro comercial (acero 1045).

Para ambos sistemas se utilizó una membrana de MF la cual presenta una configuración de fibra hueca, con un área efectiva de 0.02 m^2 compuesta por fibras de fluoruro de polivinilideno (PVDF) con tamaño de poro de $0.1 \mu\text{m}$. Los experimentos se realizaron con una tasa de filtración de $45 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

En cada uno de los experimentos se midió el comportamiento de la Presión de Trabajo Máxima (PTM) en el tratamiento del lote de agua, las pruebas finalizaban por el tratamiento del volumen total considerado (en las 3 h de operación), o una vez alcanzada la PTM máxima (20 kPa).

RESULTADOS

En la Figura 1a se presentan los resultados obtenidos de las pruebas de variación de pH y dosis de Fe^{+3} que se realizaron para tratar el agua a través del proceso de CQ-MF. Estos resultados comprueban lo indicado en la literatura, ya que al trabajar con un $\text{pH} \leq 7.2$ se lograron mejores eficiencias de remoción. Utilizando la menor dosis y un pH de 6.6 se logró obtener un remanente de arsénico de $19.6 \mu\text{g L}^{-1}$, sobrepasando los estándares internacionales ($10 \mu\text{g Li}$) pero cumpliendo con la normatividad mexicana ($25 \mu\text{g Li}$). Las dosis de 3 y 4 mg L de Fe^{+3} permitieron remanentes de arsénico de 10 y $4 \mu\text{g L}^{-1}$, que corresponde a remociones de arsénico del 91.2% y 96.6% respectivamente, cumpliendo con los límites marcados por la NOM-127-SSA1-1994 y por la OMS, EPA y UE. .

La Figura 1b muestra los resultados al trabajar con un pH de 7.0 y una dosis de 4 mg L⁻¹ de Fe⁺³ durante un tiempo de operación de 48 h. Como se puede observar, después de las 18 h de operación la membrana presentó su punto de ruptura. En cuanto al arsénico residual, en un tiempo promedio de operación de 26 h se llegó al límite máximo permisible marcado por los

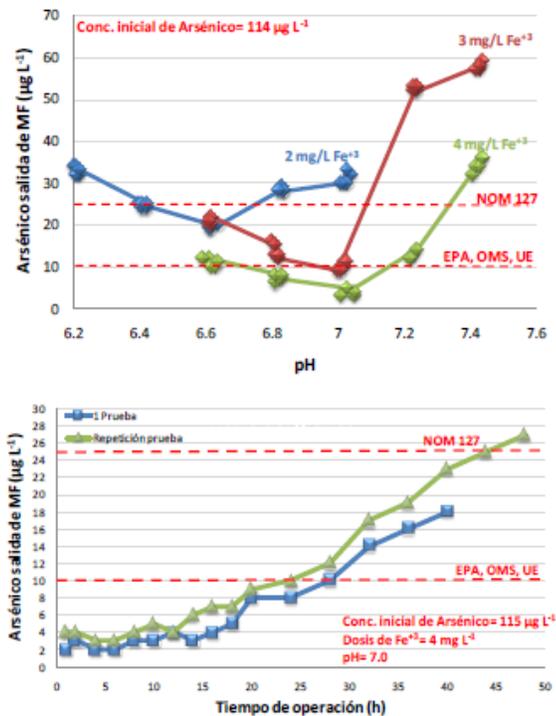


Figura 1. Variación de pH y dosis de Fe⁺³ (a), punto de ruptura de la membrana (b) del proceso de CQ-MF.

Sin embargo, es a las 44 h de operación cuando se alcanza el límite máximo permisible estipulado por la normatividad mexicana. La membrana de MF tuvo un factor de selectividad de 0.07 para las 48 h de operación. Con esto se obtiene que el porcentaje de retención presentado para la remoción de arsénico es del 93% para el proceso de CQ-M F.

Para el análisis del diseño experimental del proceso de EC-MF se utilizó el software Statgraphics. La Figura 2a presenta el diagrama de Pareto en donde se observa que la variable que tiene un efecto significativo sobre el

estándares internacionales.

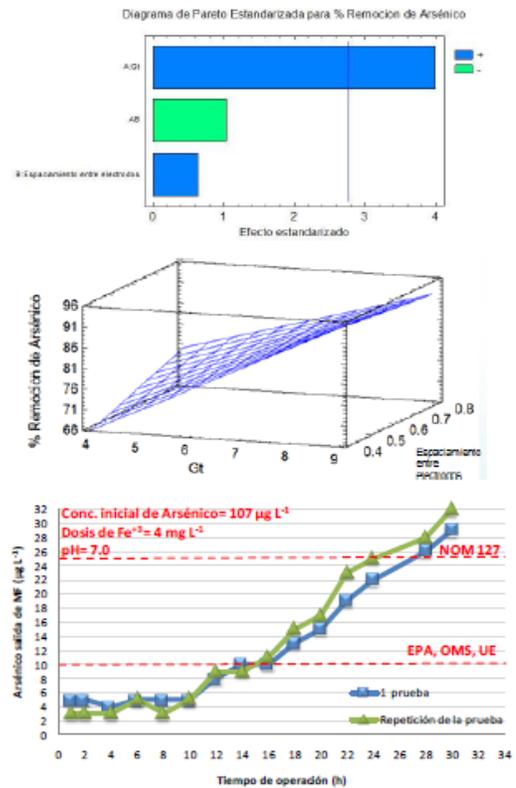


Figura 2. Diagrama de Pareto (a), Gráfico de superficie de respuesta (b) y punto de ruptura de la membrana (c) del proceso de EC-MF.

porcentaje de remoción del arsénico es la variable A, correspondiente al Gt, ya que la barra atraviesa la línea vertical, que representa el 95% de significancia de la prueba. Tanto el espaciamento de electrodos (B) como la interacción AB son despreciables sobre la remoción de arsénico. En las aproximaciones del gráfico de superficie de respuesta (figura 2b) se muestra que la eficiencia de remoción del arsénico aumenta al trabajar con Gt cercanos o mayores a 9000, independientemente del espaciamento entre los electrodos.

La evaluación del punto de ruptura (Figura 2c) de la membrana se realizó con las siguientes condiciones de operación: Gt 9,000, espacio entre electrodos 0.4 cm, durante un tiempo de operación de 30 h.

El punto de ruptura de la membrana se observó transcurrido 16 h de operación. Es en este tiempo cuando la concentración residual de arsénico alcanza el límite máximo permisible establecido por la OMS, EPA y UE de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de arsénico.

Sin embargo, se llega al límite marcado por la normatividad mexicana después de haber transcurrido 24 h de operación. La membrana de MF presentó un factor de selectividad de 0.12 para las 30 h de operación. Con esto se obtiene que el porcentaje de retención presentado para la remoción de arsénico es del 88% para el proceso de EC-MF.

REFERENCIAS

- [1] Cheng R., Liang S., Wang H., Beuhler M. (1994), Enhanced coagulation for arsenic removal, J. AWWA.
- [2] Chen L. and Sheng H. (2004), Treatment of chemical mechanical polishing wastewater by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. Chem. Eng. Sci. p. 235-242.
- [3] Yousuf M., Mollah A., Schennach Robert, Parga José R., Cocke David L. (2001), Electrocoagulation (EC)-Science and Applications. Journal of Hazardous Materials B84 pp 29-41.
- [4] Ghurye G., Clifford D., Tripp A. (2004), Iron coagulation and direct microfiltration to remove arsenic from groundwater. AWWA. Journal. Denver: Apr 2004. Tomo 96, N° 4; pg. 143, 10 pgs.

8. Aprovechamiento de escoria de hierro como adsorbente de arsénico presente en altas concentraciones en agua

Mercado-Borrayo, B.M.; Litter, M.; Schouwenaars, R.; Ramírez Zamora, R.M.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un semimetal tóxico para los seres vivos que se encuentra en el agua debido a la lixiviación de minerales y suelos, así como por factores antropogénicos [1]. En México la presencia de As en agua se explica en gran medida por la explotación minera. El arsénico está regulado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) quien recomienda una concentración máxima de 10 $\mu\text{gAs/L}$ en agua potable [1], por su parte la legislación mexicana establece una concentración máxima permisible de 25 $\mu\text{gAs/L}$ [2], y para reúso agrícola de aguas residuales la Agencia de Protección al Medio Ambiente de Estados Unidos (US EPA por sus siglas en Inglés) establece un intervalo de 0.1 a 2 mg/L [3].

La necesidad de eliminar los daños potenciales ocasionados por el As en agua ha impulsado el desarrollo de diferentes métodos para su remoción, los cuales incluyen intercambio aniónico, precipitación,

coagulación-floculación y adsorción; para este último proceso se tienen diversos materiales de

tipo comercial [4], así como materiales no convencionales, entre los que se encuentran las cenizas volantes [5] y las escorias [6], las cuales se han estudiado menos. Es por ello que el objetivo de esta investigación es utilizar la escoria de hierro como adsorbente en el proceso de remoción del arsénico presente en agua en altas concentraciones.

METODOLOGÍA

La escoria se produjo en un horno de arco eléctrico. A este subproducto se le aplicó un pretratamiento que consistió en una molienda seguida de un tamizado con mallas 100 y 325. Se realizó la cuantificación de los principales elementos presentes, en término de óxidos, por medio de fluorescencia de rayos X (SRS3 000) y se determinó el valor de pH en el punto de carga cero z (pHpzc) con el equipo Zeta-Meter. Para las pruebas de remoción de As se empleó un diseño factorial tipo $N=2^k+2n$ (con un duplicado). Los factores evaluados fueron el pH, la concentración inicial de As y la dosis de escoria. Las pruebas de remoción se efectuaron en reactores *batch* conforme al diseño experimental y se realizaron tanto con soluciones preparadas en el laboratorio, como en agua subterránea proveniente de la Cuenca

de Tucumán, Argentina (pH 8.23 y $[As]_0=0.27$ mg/L). La cuantificación del As se hizo utilizando el método colorimétrico azul de molibdeno.

Resultados.

En cuanto a la caracterización de la escoria, los tres elementos mayoritarios presentes en la escoria, cuantificados en términos de óxidos, se tienen al Fe_2O_3 (41.28%), CaO (22.42%) y SiO₂ (13.80%).

Con lo anterior y basándose en la literatura se establece que los óxidos de hierro [7] y calcio [8] son eficientes adsorbentes de arsénico y, por lo tanto, se infiere que la escoria tiene un gran potencial para la remoción del semimetal presente en altas concentraciones en agua. Asimismo, se establecen los factores a evaluar en el diseño experimental que se presentan en la Tabla 1. Los valores de pH se establecieron tomando en cuenta el valor de pH_{pzc} de 6.5 y las características químicas del As (diagrama de predominio de especies).

9. Remoción de Arsénico a Través de un Sistema de Tratamiento por Coagulación – Microfiltración, Caso Celaya, Gto.

Estrada Orozco, P.A.; Luna Mora, J.M.; Alvarado, E.

INTRODUCCIÓN

La presencia de arsénico en el agua para consumo humano ha preocupado a los sistemas de abastecimiento de agua potable que buscan la manera de darle solución a esta problemática y cumplir con los límites máximos permisibles que nos indica la NOM-1 27-SSA 1-1994, vigente (0.025 mg/l de As), evitando con ello problemas de salud en los usuarios. En Celaya a partir del año 2004 se detectaron concentraciones de arsénico por encima de los límites máximos permisibles en los pozos ubicados en la Colonia La Herradura y Santa Rita, por lo que el Organismo Operador a través de la Dirección Técnica, realizó una serie de estudios para determinar la mejor alternativa de solución. En el presente trabajo se evaluaron tres alternativas de tratamiento para la remoción de Arsénico en el agua potable, de los cuales el método más viable para la ciudad de Celaya es el sistema de tratamiento por Coagulación-Floculación. Se realizaron pruebas de tratabilidad en el laboratorio de la JUMAPA, utilizando como coagulante el FeCl_3 ,

obteniéndose hasta un 92% de remoción de arsénico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un análisis económico de las alternativas de solución planteadas, las cuales fueron: dilución con un pozo cercano a la zona ó implementar un Sistema de Tratamiento de Coagulación– Microfiltración, Osmosis Inversa ó Adsorción con Oxido de Fierro. Se hizo una investigación en el mercado y en la bibliográfica para determinar los costos de inversión, operación y mantenimiento de los sistemas de tratamiento evaluados para una capacidad de 25 lps. Con base a los resultados del análisis económico se determinó que la mejor alternativa de tratamiento es la Coagulación-Microfiltración por lo que se realizaron las pruebas de tratabilidad con el agua del pozo La Herradura. Se tomó una muestra de 19 litros y se le agregó cloro a una concentración de 0.5 mg/l para realizar la oxidación del As^{+3} a As^{+5} . Se ajustó el pH a 6.5. Se realizaron pruebas de jarras en muestras de 1 litro a las cuales se les agregó FeCl_3 , evaluándose cuatro concentraciones (6,8,10 y 12 mg/l), se realizó una mezcla rápida por un minuto a 100 rpm y se dejó reposar por 2 minutos. Pasado este tiempo se filtró la muestra a través de una membrana milipore de 0.45 μm

y se analizó la concentración de As del agua filtrada, en un espectrofotómetro de absorción atómica.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Análisis Económico. La alternativa de solución más económica fue la dilución con un costo de \$ 1.72/ m³, sin embargo una de las grandes desventajas de ésta es que la concentración de arsénico en los pozos ha ido incrementándose con el tiempo, reportándose actualmente valores de 0.140 mg/l. Esta situación conlleva a que esta alternativa sea solo temporal. Por lo anterior se optó como mejor alternativa de solución la implementación de un sistema de tratamiento con Coagulación Microfiltración con un costo de \$2.04/ m³, el cual incluye el costo de inversión de \$ 5,590,187.52 M.N. y de operación y mantenimiento anuales de \$813,163.33 M.N. a precios de 2006.

Pruebas de Tratabilidad. Los porcentajes de remoción que se lograron obtener fueron entre 82 y 92%. La remoción más alta de arsénico se obtuvo con una concentración de FeCl₃ de 8 mg/l. **Implementación del Sistema de Tratamiento.** En marzo de 2008 con el apoyo económico de la Comisión Estatal del Agua, se licitó la “Construcción de la Planta Potabilizadora para la Remoción de Arsénico en la Colonia La Herradura”, y en mayo del mismo año se inició con la construcción de ésta. En el mes de diciembre se realizaron las pruebas de funcionamiento de la Planta y en enero de 2009 inició su operación. La Potabilizadora tiene una capacidad de 25 lps y está trabajando con una eficiencia del 97%, y un 90% de remoción de arsénico, logrando bajar la concentración de 0.13 mg/l a 0.01 mg/l de arsénico. El monto total de la inversión fue de \$7,988,602.48 (siete millones novecientos ochenta y ocho mil seiscientos dos pesos

48!100 M.N.) con costos de operación y mantenimiento de \$0.97 /m³. Con la construcción de esta Potabilizadora se benefició a 6,147 habitantes de las colonias La Herradura, Viñas de la Herradura, Misión de la Esperanza y los Pirules., al contribuir a mejorar su calidad de vida disminuyendo el riesgo de cáncer en la piel, hígado, vejiga, riñón y pulmón, y de las afectaciones en el sistema circulatorio y nervioso, asociados con el consumo de agua con altas concentraciones de arsénico

Además con este sistema de tratamiento se contribuye a preservar el vital líquido en el país al implementar sistemas que permitan tener menores pérdidas que las utilizadas hasta el momento.

BIBLIOGRAFÍA

Kemmer F, McCallion J. Manual del Agua. Tomo III. Ed. McGraw Hill. Octubre 1993. Pag. 38-1 a 43-1.

Lillo Javier. “Peligro geoquímicas: arsénico de origen natural en las aguas”. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Madrid, España. 2005.

Piñón Miramontes M, Pérez Hernández A, Bautista Margulis. “Disminución de Flúor y Arsénico utilizando Sulfato de Aluminio y Polímero Aniónico en Agua Subterránea”. JMÁS

Rivera Huerta ML, Piña Soberanis M. “Tratamiento de agua para remoción de arsénico mediante adsorción sobre zeolita natural acondicionada”. IMTA. 2000.

Romero Rojas JA. Calidad del Agua. Ed. Alfaomega. 2ª. Edición. Junio 1999.

United States Department of the Interior Bureau of Reclamation. “Water Treatment Primer For Communities in need”. Technical Service Center Water Treatment Engineering

and Research Group. September, 2001 U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation. "A guide to Membranes for

municipal water treatment". Research and Laboratory Services División Applied Sciences Brach. September, 1993.

10. Remoción de Arsénico Mediante Membranas de Nanofiltración con Carga Superficial Negativa

Pérez Sicairos, S.; Lin Ho, S.W.; Félix Navarro, R.M.

INTRODUCCIÓN

Las sustancias tóxicas como el arsénico en el agua, representan un reto para las tecnologías de separación de contaminantes, debido a su

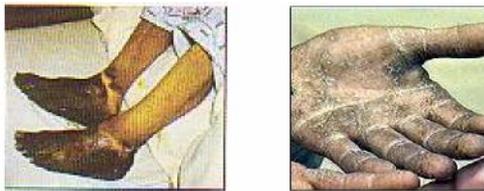


Figura 1. Efectos de la exposición crónica al arsénico

comportamiento químico tan complicado.

Países como Bangladesh, Argentina, España y Chile, entre otros están en la lista de regiones con problemas serios de hidroarsenicismo (provocada por el consumo de agua contaminada con arsénico). Los efectos de envenenamiento, cuando se ingiere en dosis pequeñas aparecen muy lentamente, de hecho pueden transcurrir años para que el envenenamiento pueda llegar a ser evidente.

El consumo de agua con arsénico puede ocasionar la enfermedad de los pies negros, desorden cardiovascular, desorden neurológico y cáncer de la piel.¹ La Figura 1 muestra

algunos de los efectos visibles de la exposición crónica al arsénico, donde se trata de la etapa más crítica; manifestaciones cutáneas y cáncer de piel.

Los compuestos de arsénico presentes en el agua son en su mayoría arseniatos [As(V)]; no obstante, también se encuentra como arsenito [As(III)] que es aún más tóxico. La ingestión de agua potable es una fuente importante de exposición al arsénico. Las concentraciones de arsénico son generalmente más altas en aguas subterráneas, especialmente donde las condiciones geoquímicas propician la disolución del mismo. El arsénico cuando se encuentra presente en agua, generalmente existe en la forma inorgánica. Es un metaloide ampliamente distribuido en el ambiente como componente natural en rocas sedimentarias, rocas volcánicas y en aguas geotérmicas y, en algunos casos, es dispersado durante actividades antropogénicas. En el medio natural, el arsénico se encuentra en compuestos de azufre y óxidos, y se distribuye a través del agua como un proceso milenario de la erosión de las rocas y del suelo.² El agua es uno de los principales medios de transporte de arsénico en el ambiente.

Los estados de oxidación más estables para el As son: (V), (III), (-III) y 0. Cuando se encuentra en agua, los estados de oxidación predominantes son (V) y (III), y se pueden presentar las siguientes especies: AsO_4^{3-} , HAsO_4^{2-} , y H_2AsO_4^- - (para As(V)) y AsO_3^{3-} , As(OH)_3 , y As(OH)_4^- - (para As(III)). Se sabe que el pH determina la especie predominante (arseniato o arsenito); el H_3AsO_3 existe en un intervalo de 0 a 9, y H_3AsO_4 de 0 a 2.5.3. Cuando el agua superficial (ríos y lagos) contiene arsénico, este se encuentra como As(V), debido al oxígeno disuelto; en el caso del agua subterránea y de pozos, la cantidad de oxígeno disuelto es reducida, por lo tanto el arsénico se presenta como As(III). La experiencia ha demostrado que el arsénico trivalente es difícil de remover del agua utilizando los procesos tradicionales. Lo anterior se debe a que el arsénico trivalente se encuentra predominantemente como H_3AsO_3 , el cual no se disocia tan fácilmente.4. En México, el agua subterránea representa una fuente importante de abastecimiento para la sociedad, ya que su utilización abarca la agricultura, la industria y el consumo humano. Se ha detectado la presencia de As en cuerpos de agua utilizados para el abastecimiento de la población en regiones como: la Comarca Lagunera, San Luis Potosí, Guanajuato, Hidalgo, Morelos, Zacatecas y Chihuahua. En estos lugares se alcanzan concentraciones superiores a lo señalado por la NOM-127-SSA1-1994,5, 6, 7 que a partir del año 2005 es de 0.025 mg/L (ppm) de As total. Existen diferentes tecnologías para la remoción de arsénico presente en agua, de manera general se pueden citar las siguientes: precipitación, adsorción, intercambio iónico, barrera reactiva permeable y membranas. Los procesos de separación con membranas son muy eficientes,

pero también costosos. Una membrana puede definirse como una película delgada que separa dos fases y actúa como una barrera selectiva al transporte de materia.8. Las membranas de nanofiltración (NF) generalmente se emplean para eliminar iones polivalentes (calcio y magnesio) en operaciones de ablandamiento. Más recientemente se ha empleado para eliminar o separar la materia orgánica. Durante la separación con estas membranas, los iones monovalentes son rechazados débilmente. Esto explica por qué estas membranas permiten una contrapresión osmótica mucho menor que la experimentada por la ósmosis inversa (OI). En consecuencia, la presión de trabajo utilizada en NF es mucho menor que en OI (normalmente 0.5 a 1.5 MPa). Las membranas de NF son materiales mixtos (compósitos, una membrana de soporte y una membrana selectiva) que se preparan por diferentes técnicas, siendo las más comunes la de inversión de fases (para membrana soporte) y la polimerización interfásica (para capa selectiva). Dependiendo de los materiales utilizados para su fabricación, es posible dotar de carga superficial a la membrana, lo cual hace posible que la separación de sustancias sea por dos mecanismos; el tamaño de poro, y repulsión electrostática (Efecto de Donnan). En este trabajo se evaluó un proceso para remover arsénico en muestras sintéticas de agua, para esto se construyó un sistema de membranas de nanofiltración para estudiar la remoción de As bajo diferentes condiciones de operación. Dicho sistema de membranas permite aplicar un potencial eléctrico externo para estudiar el efecto de esta variable sobre el proceso de separación.

METODOLOGÍA

Se fabricaron cuatro membranas poliméricas de NF vía polimerización interfásial, con diferentes composiciones químicas para seleccionar la que presentara mejores características. La membrana de soporte se fabricó a base de polisulfona. Las membranas se caracterizaron mediante: determinación del valor A, determinación de la densidad de carga superficial, determinación del peso molecular límite (MWCO), microscopia electrónica de barrido (SEM) y microscopia de fuerza atómica (AFM). Los experimentos de remoción de arsénico incluyeron variables como: concentración de As(III) y As(V), pH de la solución, potencial externo aplicado, cantidad y tipo de sales disueltas, y la presión de trabajo aplicada. Las cuatro membranas de NF, denominadas (NF-PS-1, NF-PS-2, NF-PS-3 y NF-PS-4) se fabricaron mediante polimerización interfásial entre una solución acuosa de piperazina y una solución orgánica conteniendo tricloruro de mesoilo (TMC) en hexano, con concentraciones de 0.25, 0.5, 1.0 y 2.0 % en peso.

RESULTADOS

Las características de las membranas, tanto de operación como de estructura, dependen de la composición de la solución de polímeros utilizada para su fabricación. En todos los resultados es evidente el efecto de la composición química de las soluciones utilizadas para fabricar las membranas, específicamente el contenido de TMC, sobre sus características generales. En el caso de la densidad de carga en la superficie, a medida que aumenta el contenido de TMC aumenta la densidad de carga. No obstante, al tener un 2.0 % de TMC, disminuye. En el caso del valor A,

la tendencia es a disminuir a medida que aumenta el TMC, aunque con 2.0 %, aumenta este valor. Sobre el MWCO, la tendencia es la misma que para el valor A, incluyendo la correspondiente al 2.0 % de TMC, donde el MWCO aumentó (>594 Dalton). De acuerdo con la AFM, a medida que aumenta el contenido de TMC, aumenta la rugosidad promedio, pero cuando se tiene un 2.0 % esta disminuye. Las micrografías de SEM muestran una capa densa, soportada sobre una porosa que corresponde al soporte de polisulfona. También se deduce que la cantidad de TMC en la solución polimérica, afecta la capacidad de repulsión sobre las especies. Esto se debe a que el TMC interviene en el proceso de fijación de carga superficial de la membrana. Para este caso, la membrana con 1.0 % de TMC resultó con mejores propiedades para reprimir el paso de los iones negativos. En resumen, el hecho de cambiar el contenido de TMC ayuda a obtener membranas con diferentes propiedades, aunque no existe un comportamiento lineal entre la cantidad de esta sustancia en la membrana y las propiedades de la misma; por ejemplo, a medida que aumenta esta sustancia no necesariamente se incrementa la densidad de carga. Los resultados de la remoción de arsénico indican que en la eficiencia de separación interviene el estado de oxidación del arsénico, teniendo una tendencia general a aumentar la separación para As(V) y una disminución considerable para As(III), bajo las mismas condiciones experimentales. La membrana denominada NF-PS-3, con un contenido de 1.0 % de TMC, presentó mejores propiedades para la separación. Se logró remover hasta un 97.3 % de As(V) y un 51.3 % de As(III) sin aplicar potencial, y hasta 98.6 % para As(V) y 70.4 % para As(III), ambos a 2.0 V. La presencia de sales disueltas afecta los porcentajes de

remoción de As(V); el MgSO₄ reduce la remoción hasta un 92.0 %. Los porcentajes de remoción de arseniatos fueron del 98,9 % (pH=9) y para arsenitos del 80.6 % (pH=10). Esto se debe al grado de disociación para las especies dependiendo del pH, ya que estas membranas son más eficientes para remover sustancias en forma iónica. Sin embargo, la remoción de arsenito cae drásticamente cuando el pH es de 8, (41.5 % de remoción), debido a que cambia a la forma no disociada, es decir, eléctricamente neutra. La aplicación del campo eléctrico externo favorece muy poco a la eficiencia de la membrana en la remoción de arsénico. No obstante, considerando un límite máximo permisible de 25 ppb en México, este pequeño incremento en la eficiencia podría marcar la diferencia entre cumplir o no con dicho parámetro. En las condiciones experimentales se emplearon soluciones de arsénico libres de sales, lo cual minimiza efectos derivados de la presencia de otros iones. En el caso de las soluciones con sales disueltas, el comportamiento de los porcentajes de remoción varía dependiendo del tipo de sal (lo cual tiene que ver con la carga del anión y del catión, lo que interviene en el efecto de apantallamiento, también está relacionado con la disminución de la capacidad de repulsión) y también de la concentración de la misma.

REFERENCIAS

1. Pontius, F. W.; Kenneth, K. G.; Chen, C. J. J. of American Water Works Association 1994, 4, 50-63.
2. Matschullat, J. Arsenic in the Geosphere; A review. The Science of Total Environment. 2000, 249, 297-312.
3. Ferguson, J. F.; Gavis, J. Water Resources Abstracts 1972, 6, 1259-1274.
4. Gupta, S. K.; Chen, K. Y. Journal of Water

- Pollution Control Federation 1978, 82, 1084-1086.
5. Ochoa, A. Alto nivel de Arsénico en niños. Periódico el Universal. San Luis Potosí, 2003, 30 de septiembre.
6. Romero, D. Arsénico, Sodio y Fluoruro contaminan el Agua Subterránea del Estado. Periódico el Sol de Irapuato. Irapuato, Guanajuato, 2004, 24 de Abril.
7. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización.
8. Mallevialle, J.; Odendaal, P.E.; Wiesner, M.R. Tratamiento del agua por procesos de membrana; American Water Works Association Research Foundation, Lyonnaise des Eaux, Water Research Commission of South Africa: McGraw-Hill. New York, 1998; pp17-26

Tabla 1. Factores a evaluar para la remoción de arsénico con la escoria

| Valores codificados | -1 | 0 | 1 |
|---------------------------|------|-------|----|
| pH | 8 | 9 | 10 |
| [As] (mg/L) | 0.3 | 3.15 | 6 |
| Dosis de escoria (g/L) | 0.35 | 3.675 | 7 |

La concentración de As mínima fue establecida conforme a la concentración del agua subterránea de Tucumán y la máxima conforme a la más elevada reportada en literatura para aguas residuales de plantas geotérmicas. Las dosis de escorias fueron seleccionadas también con base en la información reportada en la literatura.

Los factores estadísticamente significativos ($\alpha=0.05$), determinados con base en el análisis de varianza, fueron dosis de adsorbente (A), pH (B), concentración de As (C); y las interacciones AB y AC. Para observar de manera gráfica las significancia de los factores se presenta la gráfica de Pareto (Figura 1).

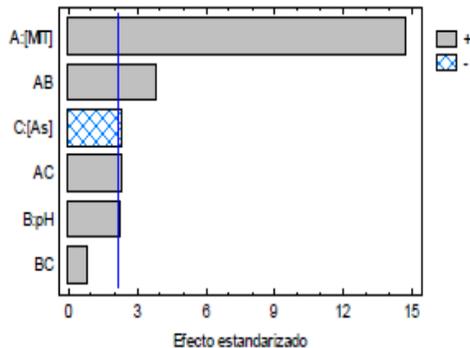


Figura 1. Gráfica de Pareto de la remoción de arsénico empleando la escoria

Las concentraciones residuales de As obtenidas (mínima y máxima) fueron respectivamente de 0.02 y 5.87 mgAs/L. El primer valor menor al límite para agua potable y en ocho de los 10 experimentos realizados, las concentraciones residuales de As se sitúan dentro del intervalo establecido para aguas residuales de reúso agrícola propuestos por la US EPA [3]. Una vez determinadas las mejores condiciones de remoción de As (pH de 10 y 7 g/L de escoria), se realizó la experimentación con el agua subterránea de la Cuenca de Tucumán, para la que con una $[As]_0=0.27$ mg/L, se produjo un efluente con una concentración final de 0.03 mgAs/L, valor muy cercano al marcado para agua potable.

CONCLUSIONES

- Se evaluó la remoción de arsénico, en soluciones preparadas en el laboratorio y en el

agua subterránea de la cuenca de Tucumán, Argentina, utilizando un Adsorbente no comercial denominado escoria.

- Se determinó que los factores pH, dosis del adsorbente y concentración del semimetal, tienen influencia significativa sobre el proceso de remoción de As.

- Para los mejores valores de pH y dosis de escorias aplicados a los dos tipos evaluados de agua $[As]_0=0.27$ mg/L se obtuvieron concentraciones finales establecidos por las normas de agua potable.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Morgada, E., Levy, I., Salomone, V., Farías, S., López G., Litter, M. 2009. Arsenic (V) removal with nanoparticulate zerovalent iron: Effect of UV light and humic acids. *Catalysis Today* 143, 261-268.
- [2] Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".
- [3] US EPA, 2006 Guidelines for Water Reuse, USA.
- [4] Mohan, D., Pittman, C. U. 2007. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents- A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 142, 1-53.
- [5] Wang, J., Wang, T., Burken, J. G., Chusuei, C. C., Ban, H., Ladwing, K., Huang, C. P. 2008. Adsorption of arsenic(V) onto fly ash: A speciation-based approach. *Chemosphere* 72, 381-388.
- [6] Zhang, F-S., Itoh, H., 2005. Iron oxide-loaded slag for arsenic removal from aqueous system. *Chemosphere* 60, 319-325.
- [7] Giménez, J., Pablo J., Martínez, M., Rovira, M., Valderrama, C. 2010. Reactive transport

of arsenic(III) and arsenic(V) on natural hematite: Experimental and modeling. *Journal of Colloid and Interface Science* 348, 293-297.

[8] Mondal, P., Balo, C. M., Mohanty, B. 2007.

Removal of Trivalent arsenic from contaminated water by calcium chloride-Impregnated rice husk carbon. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46, 2250-2557

11. Automatización de métodos analíticos para el monitoreo de arsénico

● Chaparro, L.; Leal, L.

INTRODUCCIÓN

Desde la aparición del análisis por inyección en flujo (FIA) hace ya más de 35 años, se han propuesto diversas técnicas de introducción y pre-tratamiento de muestra [Nielsen y Hansen, 1975]. Las de análisis en flujo multiconmutado se han desarrollado recientemente y han demostrado ser herramientas muy útiles para el manejo y pre-tratamiento de muestras. Entre ellas están el análisis por inyección en flujo multijeringa (MSFIA), el análisis en flujo multiconmutado (MCFIA), el sistema en flujo multibomba y la técnica Lab-on-Valve (LOV) [Cerdà y Pons, 2006]. Se considera que un sistema multiconmutado en el análisis en flujo es una red analítica que comprende varios componentes como son válvulas, bombas peristálticas y de pistón, dispositivos de sincronización, y otros elementos que puedan mejorar las prestaciones de una determinada técnica analítica. Las ventajas de estos sistemas son: miniaturización del montaje implementado, bajo consumo de muestra y reactivos, incremento en la reproducibilidad, bajo costo de operación y flexibilidad para realizar cambios en las prestaciones del método montado. Las desventajas son la disponibilidad comercial limitada de interfases electrónicas y el software para controlar los diversos dispositivos [Morales-Rubio et al., 2009]. El grado de automatización de un sistema en

flujo depende de la multiconmutación. Las técnicas multiconmutadas son más versátiles y sus montajes pueden ser automatizados totalmente para un manejo más sencillo de la muestra. Esta característica ha hecho de las técnicas en flujo multiconmutadas una buena alternativa para el monitoreo de parámetros ambientales [Feres et al., 2008]. El arsénico es reconocido como el contaminante inorgánico en agua potable más problemático a nivel mundial. Mientras que algunos países buscan reducir el límite máximo permisible de arsénico en agua para beber establecido por la ONU ($10 \mu\text{g L}^{-1}$), otras naciones, en particular los países en desarrollo, aún están operando en el rango de $25\text{-}50 \mu\text{g L}^{-1}$, debido en gran medida a la falta de técnicas analíticas sensibles, fiables y de bajo costo. Para la determinación de arsénico se han desarrollado diversas metodologías. Sin embargo, la técnica de generación de hidruros (HG) con detección por espectroscopia atómica ha sido la más utilizada, debido a que reduce las potenciales interferencias al separar al analito de interés de la matriz acuosa de la muestra [Burguera et al., 1997]. Una mirada a las bases de datos muestra que el acoplamiento de la técnica HG ha sido mayoritariamente aplicado a la espectrometría de absorción atómica (AAS). Sin embargo, la hifenación de

los sistemas multiconmutados se ha hecho con la espectrometría de fluorescencia atómica (AFS), ya que ofrece una mayor sensibilidad y un rango lineal más amplio. En este resumen se presentan dos sistemas MSFIA para la determinación y especiación química de arsénico, sus características y ventajas en relación a las técnicas en flujo convencionales.

METODOLOGÍA

Se llevaron a cabo varias etapas para cada uno de los dos métodos: montaje de los sistemas, optimización de variables, determinación de parámetros analíticos y validación de las técnicas a desarrollar. La técnica en flujo elegida para estos propósitos fue el análisis por inyección en flujo multijeringa (MSFIA). El principal componente del MSFIA es una bureta multijeringa con cuatro jeringas que están conectadas entre sí por una barra movida con un motor de pasos, permitiendo el movimiento simultáneo de las jeringas. Arriba de cada jeringa hay una válvula solenoide de tres vías, que reduce el consumo de muestra y reactivos, ya que éstos son inyectados al momento preciso de la medición analítica, con la posibilidad de regresarlos a su recipiente si no se requieren, sin que esto afecte a los otros canales. La bureta impulsa la muestra y reactivos hacia el separador gas-líquido, donde se lleva a cabo la reacción de generación del hidruro. Éste es arrastrado por el gas argón a una membrana *Permapure*, que remueve el exceso de humedad de la fase gaseosa, que continúa su camino al detector (AFS). El gas hidrógeno fue utilizado para sostener la flama del atomizador del instrumento AFS. El *manifold* se construyó con tubería de PTFE (0.8 y 1.5 mm d.i.). El control de los instrumentos y la adquisición de datos se hicieron con el software *Autoanalysis*.

RESULTADOS

La Figura 1 muestra un sistema automatizado MSFIA desarrollado para la especiación en línea de arsénico inorgánico [Leal et al., 2006]. El procedimiento se llevó a cabo de la siguiente manera: el hidruro volátil (arsina) es generado inyectando muestra, una disolución de NaBH_4 , HCl y una disolución pre-reductora de yoduro de potasio y ácido ascórbico. Ésta es utilizada para la pre-reducción de As(V) a As(III) en un reactor anudado. En una primera etapa, el As(III) es medido de forma directa. En la segunda etapa se lleva a cabo la conversión de As(V) a As(III) , lo que constituye el arsénico inorgánico total. La concentración de As(V) es calculada como la diferencia entre el total y el As(III) . La determinación de dimetilarsénico (DMA) y arsénico inorgánico también fue implementada a través de un sistema automatizado MSFIA con foto-oxidación en línea (Fig. 2). La metodología desarrollada consistió en el montaje de un sistema *bypass*, en el cual por un paso del mismo se conectó una lámpara UV para la foto-oxidación del DMA en línea con ayuda de un oxidante fuerte ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) y su consecuente detección; la lectura en este paso es de arsénico total. En el segundo paso la muestra y reactivos son enviados directamente al sistema HG-AFS, sin radiación UV, de tal manera que la lectura registrada es de arsénico inorgánico.

Figura 1. Sistema MSFIA-HG-AFS desarrollado para la determinación y especiación de As inorgánico.

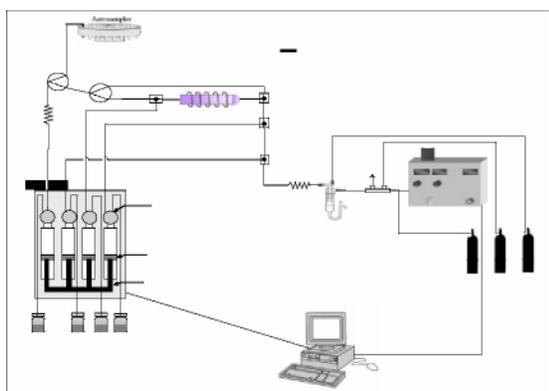


Figura 2. Sistema MSFIA-UV-HG-AFS desarrollado para la determinación y especiación de DMA y As inorgánico.

Los esquemas mostrados ponen de manifiesto la flexibilidad que ofrecen los montajes multiconmutados para hacer modificaciones en el método de análisis que se pretende automatizar.

La Tabla 1 muestra las variables optimizadas y los parámetros analíticos de los sistemas desarrollados y los compara con aquellos obtenidos por una técnica en flujo convencional. Como puede observarse, el consumo de muestra y reactivos es menor con las técnicas multiconmutadas. Los límites de detección son similares a los obtenidos en las técnicas en flujo convencionales, como es el caso del FIA.

Las técnicas desarrolladas permiten la determinación casi simultánea de As(III) y As(V), así como DMA y As inorgánico total. El reactor anudado mejoró la prerreducción de As(V) en línea, evitando el uso de una unidad de calentamiento. Otras técnicas implementadas en flujo y utilizadas para este propósito, como la técnica HG con pH selectivo, requieren de un control estricto del pH y del tiempo de generación del hidruro. En el caso de las técnicas cromatográficas se requiere del mantenimiento de las columnas.

Tabla 1. Parámetros analíticos de los métodos desarrollados y su comparación con el FIA convencional

| Parámetros | FIA | MSFIA-HG-AFS | MSFIA-UV-HG-AFS |
|---|-------|--------------|-----------------|
| Límite de detección ($\mu\text{g L}^{-1}$) | 0.05 | 0.05 | 0.09 |
| Rango lineal ($\mu\text{g L}^{-1}$) | 0.1-8 | 0.1-3 | 0.5-7 |
| Frecuencia de inyección/h | 45 | 47 | 28 |
| Conc. de NaHB_4 (%) (m/v) | 1.2 | 0.2 | 2.2 |
| Conc. de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (%) (m/v) | -- | -- | 3.0 |
| Conc. de KI (%) (m/v) | 1.0 | 10 | -- |
| Conc. de HCl (M) | 3.0 | 6.0 | 4.0 |
| Vol. de NaHB_4 (ml/inj) | 4.7 | 0.35 | 1.0 |
| Vol. de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (ml/inj) | -- | -- | 0.8 |
| Vol. de KI (ml/inj) | 11.3 | 0.35 | -- |
| Vol. de HCl (ml/inj) | 11.3 | 0.7 | 1.0 |
| Volumen de muestra (ml/inj) | 11.5 | 0.7 | 1.6 |
| Tiempo de pre-reducción (s) | -- | 300 | 20 |

CONCLUSIONES

Los métodos propuestos son una buena alternativa para la especiación de As. Ofrecen ventajas tales como alta sensibilidad, alta frecuencia de análisis y bajos límites de detección permitiendo hacer análisis a niveles ultra-traza. Tienen un bajo costo de operación ya que al sistema se inyectan los reactivos y muestras sólo al momento de la determinación analítica, lo que a su vez genera una menor cantidad de residuos. Las técnicas fueron aplicadas con éxito en el análisis de materiales de referencia certificados, así como en diversas matrices ambientales.

Esto hace de los métodos propuestos una alternativa práctica, simple y de bajo costo para la determinación y especiación de arsénico.

BIBLIOGRAFÍA

- Burguera, M. and J.L. Burguera. 1997. Analytical methodology for speciation of arsenic in environmental and biological samples. *Talanta* 44: 1581-1604.
- Cerdá, V. and C. Pons. 2006. Multicommutated flow techniques for developing analytical methods. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 25: 236-242.
- Feres, M.A., P.R. Fortes, E.A.G. Zagatto, J.L.M. Santos, J.L.F.C. Lima. 2008. Multi-commutation in flow analysis: Recent

developments and applications. *Analytica Chimica Acta* 618: 1-17.

Leal, L.O., R. Forteza and V. Cerdá. 2006. Speciation analysis of inorganic arsenic by a multisyringe flow injection system with hydride generation–atomic fluorescence spectrometric detection. *Talanta* 69: 500-508.

Morales-Rubio, A., Freire dos Reis, B., M. de la Guardia. 2009. Multi-commutation in spectrometry. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 28: 903-913.

Nielsen, S. and E. Hansen. 1997. Determination of As(III) and As(V) by flow injection-hydride generation-atomic absorption spectrometry via on-line reduction of As(V) by KI. *Analytica Chimica Acta* 343: 5-17.

12. Validación del método analítico utilizando la técnica HPLC/ICP-MS para la separación y cuantificación de las especies de arsénico presentes en muestras de agua potable.

M. V. Moreno López ¹, C. P. Peregrino Ibarra ¹, H. R. Nájera González ², A. D. Rubio Gómez ¹, S. V. Miranda Navarro ¹.

INTRODUCCIÓN

El arsénico se encuentra distribuido ampliamente en la naturaleza, principalmente en forma de sulfuro. El principal mineral del arsénico es la arsenopirita (FeAsS) otras formas son realgar (As_2S_4), y orpimenta (As_4S_6) (Burguera y Burguera, 1997; Espino-Valdés et. al., 2009). Una serie de actividades naturales (disolución del mineral) y antropogénicas (minería, fundición, fabricación de vidrio, refinerías o fabricación de pesticidas, entre otras) pueden conducir a la concentración de arsénico en entornos específicos, como los cuerpos de agua o el suelo. Los seres humanos están expuestos al arsénico a través de la ingesta de alimentos y agua (Williams et. al., 2009). La mayor amenaza del arsénico para la salud pública proviene del agua de bebida, generalmente como resultado de la ingestión prolongada de agua con bajas concentraciones de arsénico inorgánico. El arsénico ingresa en los acuíferos previos a disolución de minerales y menas que lo contienen, y se encuentra presente en concentraciones elevadas en las aguas subterráneas de algunos lugares (OMS, 2006). Por lo tanto en las áreas

mineralizadas, especialmente las que tienen actividad minera, se incrementa el riesgo de incidencia de este elemento en el agua. Se han detectado elevadas concentraciones de arsénico en el agua subterránea de un gran número de acuíferos de todo el mundo: Argentina, Australia, Chile, Hungría, México, Perú, Tailandia y los Estados Unidos de América. Los mayores valores corresponden a Bangladesh, India, Nepal, Pakistán, Camboya, China, Laos y Vietnam (Espino-Valdés et. al., 2009). En el territorio nacional se han identificado concentraciones de arsénico que rebasan el límite permisible vigente en fuentes de abastecimiento de agua en los estados de Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo y Morelos (Rivera y Piña, 2002). La Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994) establece que el nivel máximo permisible para el arsénico es de $25 \mu\text{g L}^{-1}$, la organización mundial de la salud (OMS) establece un valor máximo de $10 \mu\text{g L}^{-1}$, en el año 2001 la Agencia de Protección Ambiental (EPA) redujo el límite para el arsénico en agua potable de 50 a $10 \mu\text{g L}^{-1}$. En Canadá la

concentración máxima aceptable es de $25 \mu\text{g L}^{-1}$, en Australia es de $7 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que en la Unión Europea se estableció un estándar de arsénico de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (OMS, 2006; ATSDR, 2007; Thirunavukkarasu, 2002; Stone, 2007). En el estado de Chihuahua el agua subterránea es el principal recurso para el abastecimiento público, así como para usos industriales y el riego agrícola. De los acuíferos existentes en el estado algunos presentan condiciones de sobreexplotación. El desequilibrio observado entre la extracción y la recarga de los acuíferos chihuahuenses ha sido acrecentado por los eventos prolongados de sequía que afectan al estado. Tales fenómenos, además de impactar negativamente en el volumen de agua disponible, han venido a afectar también la calidad de los recursos hidrológicos, especialmente de aquellos que se destinan al consumo humano. Piñón y colaboradores (2002) y años después EspinoValdés y colaboradores (2009), realizaron estudios en muestras de aguas subterráneas demostrando que se han presentado niveles elevados de algunas sales entre las que se encuentran compuestos de arsénico y otros constituyentes del agua que pueden ocasionar daños a la salud. El objetivo de este estudio fue determinar los parámetros óptimos de operación para la especiación química de arsénico en muestras de agua de consumo humano de las especies orgánicas arsenobetaina (AB), ácido dimetil arsénico (DMA), ácido monometil arsénico (MMA) y de las especies inorgánicas arsenito (As III) y arsenato (As V).

METODOLOGÍA

Para la preparación de las soluciones estándar y fases móviles se utilizó agua desionizada tipo I ($18 \text{ M}\Omega$). Las soluciones estándar de

calibración se prepararon a partir de los siguientes reactivos: arsenobetaina (AB, Sigma Aldrich), ácido cacodílico sal de sodio (DMA, J.T. Baker), disodio metilarsenato (MMA; Chem Service), soluciones estándar de $1000 \mu\text{g mL}^{-1}$ de arsenito en 2% HCl (As III, High Purity Standards) y arsenato en 2% NaOH + TrBr₂ (As V, High Purity Standards). Previo al análisis de especiación de arsénico, se requiere que las muestras se encuentren a temperatura ambiente y se filtren con filtros Millipore de $0.20 \mu\text{m}$. Para la separación de las especies de arsénico se utilizó el equipo de cromatografía de líquidos de la marca Thermo Scientific, modelo Finnigan Surveyor, con un volumen de inyección de muestra de $20 \mu\text{L}$. Fue necesario preparar dos fases móviles: Fase A conteniendo 10 mM de carbonato de amonio (J.T. Baker) y Fase B conteniendo 20 mM de carbonato de amonio a pH de 8.83-9.35. La columna de cromatografía Hamilton PRP X100 se utilizó para la separación de las especies y se conectó directamente al equipo ICP-MS de la marca Thermo Scientific, modelo XSerie II, para la detección y cuantificación de las especies. El tiempo de análisis por muestra se estableció en 30 minutos.

RESULTADOS

Para la validación del método analítico se utilizó el material de referencia certificado NIST 2669 (Arsenic species in frozen human urine) y muestras de agua adicionadas con las especies de arsénico AB, As (III), DMA, MMA y As (V). Para el cálculo del límite de detección (LD) y límite de cuantificación (LC) de cada una de las especies de arsénico se analizaron seis blancos de muestra por duplicado, encontrando resultados satisfactorios excepto para la especie MMA, debido a la interferencia que se presenta con $^{40}\text{Ar}^{35}\text{Cl}$ (Tabla 1).

Tabla 1 Límites de detección y Límites de cuantificación.

| As | LD | LC | Coefficien |
|---------|-------|-------|------------|
| AB | 0.086 | 0.225 | 0.9991 |
| As(III) | 0.320 | 0.738 | 0.9992 |
| DMA | 0.117 | 0.307 | 0.9999 |
| MMA | 1.900 | 5.026 | 0.9999 |
| As(V) | 0.104 | 0.348 | 0.9994 |

Las curvas de calibración utilizadas para el análisis de especiación de arsénico se prepararon tomando en cuenta los límites de cuantificación establecidos para este método analítico (Tabla 2).

Tabla 2 Curvas de calibración utilizadas para análisis de especiación de arsénico en muestras de agua.

| STD | Especies de arsénico | | | | |
|-----|----------------------|--------|--------|--------|--------|
| | AB | AS III | DMA | MMA | AS V |
| I | 0.518 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| II | 1.038 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| III | 5.188 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| IV | 10.38 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| V | 20.75 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| CC | 0.9999 | 0.9996 | 0.9999 | 0.9996 | 0.9996 |

STD= Estándar CC= Coeficiente de correlación

La exactitud del método se determinó analizando el material de referencia certificado (SRM 2669, arsenic species in frozen human urine), se preparó una alícuota 1:4 con agua desionizada para eliminar los efectos de matriz al momento del análisis. En todos los casos las concentraciones obtenidas se encuentran dentro de la incertidumbre reportada en el certificado para cada especie, sin embargo, la especie MMA no fue posible analizarla debido a que la concentración esperada se encontraba por debajo de los límites de cuantificación de la técnica analítica para esta especie (Tabla 3).

Tabla 3 Resultados cuantitativos del M RC 2669.

| As | As | SRM 2669 |
|---------|--------|-------------|
| AB | 11.228 | 12.4 + 1.9 |
| As(III) | 4.752 | 5.03 + 0.31 |
| DMA | 3.352 | 3.47 + 0.41 |
| As(V) | 5.313 | 6.16 + 0.95 |

Las muestras de agua se adicionaron con 10 µg L⁻¹ de las especies AB, As (III), DMA, MMA y As (V). La tabla 4 muestra los porcentajes de recuperación para cada una de las especies. Se obtuvieron buenas recuperaciones en las muestras adicionadas para todas las especies bajo estudio, considerando el criterio de aceptación de 80-120% establecido por la entidad mexicana de acreditación (EMA), demostrando que la metodología propuesta es adecuada para el análisis de estas especies de arsénico en muestras de agua. Los tiempos de retención para la cuantificación de las especies de arsénico se distribuyeron en 30 minutos y se logró que su comportamiento fuera estable durante el análisis.

Tabla 4 Porcentaje de recuperación en muestras de agua.

| As especies | % recuperación muestras adicionadas |
|-------------|-------------------------------------|
| AB | 101.71 |
| As (III) | 110.21 |
| DMA | 108.79 |
| MMA | 95.70 |
| As (V) | 98.58 |

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la metodología propuesta HPLC/ICP-MS es una técnica analítica sensible, reproducible y exacta para la determinación de niveles traza en muestras de agua de las especies de arsénico AB, As (III), DMA, MMA y As (V).

REFERENCIAS

ATSDR. 2007. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Arsénico (As). Resumen de Salud Pública.

Burguera Marcela, Burguera Josh Luis. 1997. Analytical methodology for speciation of arsenic in environmental and biological samples. *Talanta*. 44. 1581- 1604.

Espino-Valdés M.S., Yaravi Barrera-Prieto, Eduardo Herrera-Peraza. 2009. Presencia de arsénico en la sección norte del acuífero Meoqui-Delicias del estado de Chihuahua, México. *Tecnociencia Chihuahua*. 3(1). 8-18.

NOM-127-SSA1-1994. Norma Oficial Mexicana 'Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización'.

OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. Mitigación de los efectos del arsénico presente en las aguas subterráneas. 1-6.

Piñón M., A. Pérez, R. Bautista. 2002. Disminución de flúor y arsénico utilizando

sulfato de aluminio y polímero aniónico en agua subterránea. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México. 1-6.

Rivera M., Piña M. 2002. Tratamiento de agua para remoción de arsénico mediante adsorción sobre zeolita natural acondicionada. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 1-11.

Stone D., Sherman J., Hofeld E. 2007. Arsenic in Oregon community water systems: Demography matters. *Science of the Total*. 382. 52-58.

Thirunavukkarasu O.S., Viraraghavan T., Subramanian K.S., Tanjore S. 2002. Organic arsenic removal from drinking water. *Urban Water*. 4. 415-421.

Williams Gemma, West Jan M, Koch Iris, Reimer Kenneth J., Snow Elizabeth T. 2009. Arsenic speciation in the freshwater crayfish, *Cherax destructor* Clark. *Science of the Total Environment*. 407. 2650-2658

13. Tecnologías avanzadas en el tratamiento de aguas: Electrocoagulación en la Remoción de Arsénico en Agua

Gortáres-Moroyoqui, P.; Barrera-Contreras, R.; Drogui, P.; Neira-Sáenz, C.; Morales-Cervantes, B.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se han desarrollado nuevas tecnologías para mejorar la eficiencia de remoción de contaminantes en el tratamiento de aguas, las cuales pueden dividirse en dos grandes categorías: a) tecnologías de filtración y b) tecnologías electroquímicas. Tecnologías de filtración: El uso de estas tecnologías tiene una larga historia, sin embargo, aplicaciones fallidas han retrasado su evolución en la industria. La mayoría de este tipo de procesos con membrana no requiere de la adición de agentes químicos para precipitar o flocular los contaminantes en el agua. Algunos ejemplos son la micro, nano, y ultrafiltración, además de osmosis inversa. [1]

Tecnologías electroquímicas: En las últimas décadas, las tecnologías electroquímicas han demostrado ser una opción sustentable para el tratamiento de aguas residuales domésticas y de efluentes contaminados con metales pesados. Estos procesos permiten la remoción de metales con concentraciones de 10 000 hasta 0.01 mg L⁻¹. Las principales ventajas de las tecnologías electroquímicas es que permiten recuperar al metal en su estado más valioso (estado de oxidación cero) y no

generan productos secundarios que después tengan que ser tratados [2].

Dentro de este último grupo, parece prevalecer el uso de la electrocoagulación (EC). Esta es una tecnología de *coagulación in situ* realizada en una disolución anódica y con procesos subsecuentes, y esto mediante el uso de electrodos de hierro o aluminio. La reacción catódica simultánea permite la remoción de contaminantes ya sea por deposición en el cátodo o por flotación [3,4]. Por lo regular, durante el proceso de la EC, el líquido no se enriquece con ningún tipo de anión por lo cual el contenido de sales no aumenta, esto es el caso contrario a lo que sucede en la coagulación química; otra discrepancia es la producción de lodos que son más compactos [5].

El presente estudio tuvo el objetivo de evaluar la efectividad de remoción de arsénico (As) mediante electrocoagulación química y, de esta manera, poder identificarla como una alternativa eficiente de tratamiento para efluentes contaminados con materiales similares.

METODOLOGÍA

Se realizaron tres conjuntos de pruebas para determinar los valores óptimos de operación de

las principales variables de control en la remoción de arsénico (As) en agua sintética. Estas fueron intensidad de corriente (A), tiempo de retención hidráulico (min) y concentración inicial (mg L^{-1}). El primer conjunto de pruebas tuvo como objetivo determinar la intensidad de corriente óptima a utilizarse en el resto de los experimentos del estudio. Así entonces se probaron intensidades de corriente dentro del rango de 0.4 a 2.0 A, con un tiempo de retención de 60 minutos y con agua sintética a una concentración de 20 mg L^{-1} de As. En el segundo conjunto se determinó el tiempo de retención óptimo para la remoción de As en agua sintética con una concentración de 20 mg L^{-1} , y utilizando una intensidad de corriente de 1.0 A, siendo este último valor, el resultante del experimento anterior. Se probaron tiempos de retención de 10, 20, 30, 40, 50 y 60 min, siendo el valor óptimo el de 30 minutos. En la tercera serie de pruebas se evaluó la efectividad de la electrocoagulación a diferentes concentraciones iniciales (1, 5, 10 y 20 mg L^{-1} de As) con una intensidad de corriente de 1.0 A y un tiempo de retención de 30 minutos. Según López-Ríos, las aguas superficiales y subterráneas contaminadas con As por lo regular presentan valores de pH entre 6 y 8 [6], esta es la razón por la cual todos los experimentos fueron realizados con un pH de 7 y con un electrolito de soporte consistente en NaHSO_3 a 1 g L^{-1} . La determinación de las concentraciones del As se realizó con un equipo de ICP – AES (Varian, Vista modelo AX) a una longitud de onda de 220.35 nm. Antes de su análisis, las muestras fueron filtradas con papel Whatman 934AH, con un diámetro de poro de 1.2 micras, y posteriormente se acidificaron con ácido nítrico 4 % v/v para luego conservarlas a una temperatura constante de 4 grados centígrados;

en este experimento, el límite de detección del arsénico fue de 0.004 mg L^{-1} .

RESULTADOS

Se confirmó la eficiencia de la electrocoagulación en la remoción de As en una matriz acuosa, ya que en todos los experimentos se obtuvieron remociones mayores e iguales a 97% [7].

CONCLUSIONES En base a los resultados obtenidos, se considera como una opción viable la utilización de la EC en la remoción de As en el agua, al observarse altas eficiencias en la remoción de dicho elemento.

REFERENCIAS

- [1].- Robert G. Blanck and Francisco M. Paz., Tecnologías de ultrafiltración: una alternativa sustentable para el tratamiento del agua.
- [2].- J. nava, F. Rivera e I. González, Aplicación de una tecnología electroquímica para el tratamiento de las aguas de enjuague de los procesos de cobrizado y niquelado.
- [3]. - Chen, G., 2004. Electrochemical Technologies In Wastewater Treatment. sep. purif. technol. 38, 11±41.
- [4]. - Drogui, P., Asselin, M., Brar, S.K., Benmoussa, H., Blais, J.F., 2007a. Electrochemical Removal Of Pollutants From Agro-industry Wastewaters. sep. purif. technol. 61, 301–310.
- [5]. - Persin, F., Rumeau, M., 1989. Le Traitement Electrochimique Des Eaux Et Des Effluents. TriL]EXTI'XL] TDJ, TD5–56 (in french).
- [6].- Lopez-Rios M, Aarsénico en el agua subterránea de la comarca lagunera, ¿es realmente un problema grave? 2001.

[7]. - M., Negrea A., Lupa L., Ciopec M.,
Negrea P. Comparative Study Of As (iii)
Removal Efficiency From Water By

Electrocoagulation And Conventional
Coagulation. 2006.

14. Caracterización de nanopartículas de óxidos de hierro y su aplicación en la remoción de arsénico del agua subterránea

López Paraguay, M.Z.; Alarcón Herrera, M.T.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) forma parte de la composición geológica de una gran cantidad de acuíferos y usualmente se encuentra en pequeñas cantidades, aunque suficientes para causar daños a la salud. El caso de millones de personas afectadas han sido estudiadas y documentadas en diferentes partes de mundo como Bangladesh (0.25-1600 $\mu\text{g/L}$), India (50-23800 $\mu\text{g/L}$), Taiwán (10-1800 $\mu\text{g/L}$), México (1-160 $\mu\text{g/L}$), USA (2600 $\mu\text{g/L}$) (Lillo, 2000). La Agencia de Protección Ambiental (EPA, 2003) y la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2004) establecen como límite recomendable una concentración de 10 $\mu\text{g/L}$ de As. En México, la concentración permisible en el agua de consumo humano es de 25 $\mu\text{g/L}$ (NOM-127, 1994). Las nanopartículas de óxidos de hierro de origen natural representan una buena alternativa para remover As por su disponibilidad y bajo costo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionó trabajar con un material natural compuesto por diferentes fases de óxidos de hierro, comercializado por QRM S.A. El material original fue sometido a tratamientos mecánicos para obtener un material con

tamaños de partículas nanométrico. Las moliendas se realizaron con un moli no de bolas marca Spex en medio seco y en metanol. La relación de masa bolas/polvo fue de 5:1. Se utilizaron diferentes técnicas de caracterización para determinar la composición de los medios adsorbentes. Las áreas superficiales fueron determinadas con un caracterizador superficial de sólidos por el método BET (Brunauer-Emmett-Teller), en un equipo marca Quantachrome Corporation, modelo 1C. Para obtener información estructural detallada se empleo un difractometro de rayos x marca PANalytical, modelo X'Pert PRO. Para observar la morfología y conocer la composición inorgánica del material se empleo un microscopio de transmisión marca Philips, modelo CM-200. Para llevar a cabo las pruebas experimentales, se preparó una solución de 100 $\mu\text{g/L}$ de As (III), usando arsenito de sodio (NaAsO_2) al 100% de Laboratorios Fisher Scientific. Con el fin de trabajar bajo condiciones reales, esta sal fue diluida en agua de la llave proveniente de pozos de agua subterránea de la ciudad de Chihuahua y que específicamente abastecen al CIMAV. El agua de pozo contenía 27 $\mu\text{g/L}$ de As. Diferentes cantidades de NOH fueron puestas en contacto

con la solución de arsénico preparada empleando un equipo de prueba de jarras. Las dosis de NOH empleadas fueron 1.5, 2, 3 y 4 g/L. El sistema fue agitado de manera constante a 200 rpm durante 2 horas. El sistema coloidal resultante (As+óxidos) se hizo circular a través de una columna empacada con fibra metálica colocada en el eje de un electroimán. La intensidad de campo aplicado fue de 0.2 teslas. El filtrado obtenido fue digerido para luego cuantificar el arsénico remanente, mediante un equipo de absorción atómica con generador de hidruros (modelo Avanta Sigma).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización del adsorbente

El área superficial del material original fue de 3.1m²/g. Las áreas cuantificadas para los diferentes tratamientos mecánicos de observan en la figura 1.

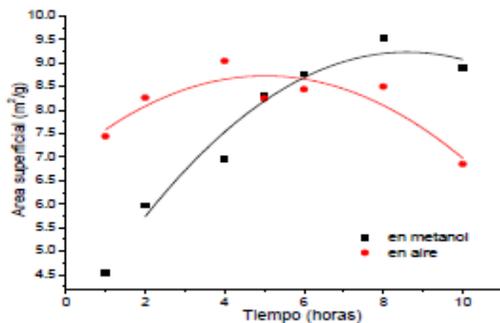


Figura 1: Áreas superficiales de NOH obtenidas después del tratamiento mecánico

De la grafica anterior (Fig.1) se puede deducir que el tiempo óptimo de molienda en seco es 4 horas y para metanol es de 8 horas.

La composición inorgánica del material se determino con el microscopio electrónico de transmisión (TEM) dando los siguientes resultados: 69.20% de Fe, 21.51 % de O, 3.73 % de Ca, 3.78 % de Si, 0.73 % de Mg y 1.05 %

de Al (Fig. 2a). Las micrografías fueron tomadas a magnificaciones de 50 Kx (Fig.2b) y 66 Kx (Fig.2c) correspondiendo a los tratamientos de 8 horas de molienda en aire y en metanol respectivamente. En ambos casos las fotos muestran una superficie con tamaño de grano bastante heterogéneo.

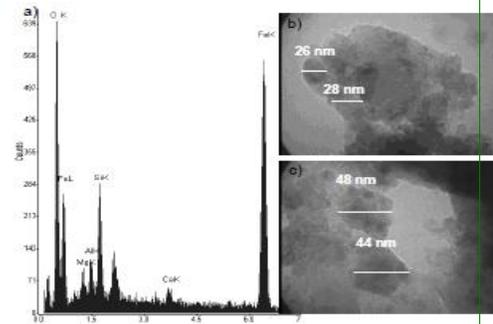


Figure 2: a) EDS (5 kx). b) Micrografías a 50 kx y c) 66 kx

El análisis de rayos X mostró que el material virgen está compuesto por 56.50% de hematita (Fe₂O₃), 25.20% de magnetita (Fe₃O₄), 14.80% de óxido ferroso (FeO) y 3.50 % de hierro metálico (Fe). En la figura 3 se observa que la composición del material tratado no cambia, sin embargo, se observa variación en los anchos e intensidades de los picos. Este ensanchamiento de las líneas estaría indicando la presencia de tamaños de granos nanométricos.

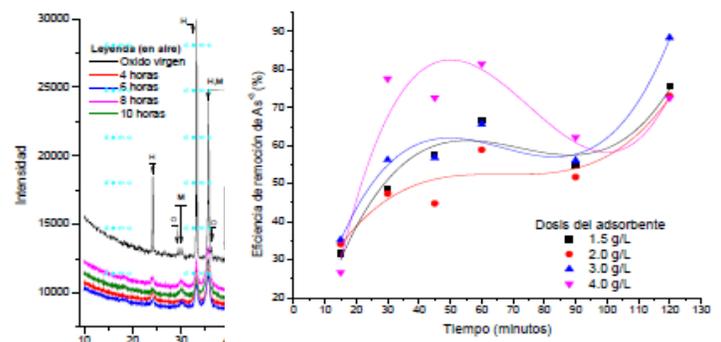


Figure 3: *Difractograma de Rayos X de óxidos de hierro tratados en aire*

4.2 Resultados de pruebas preliminares

En la figura 4 se presentan los porcentajes de remoción de arsénico para diferentes tiempos de retención y diferentes dosis de adsorbente. De la figura se observa que la adsorción de As (III) por NOH aumenta rápidamente en los primeros 30 minutos y es más lento después. El aumento inicial en la tasa de adsorción puede ser atribuida al hecho de que hay una mayor superficie disponible para la adsorción de arsénico. Incrementos adicionales de la dosis de adsorbente representan un aumento mínimo en la eficiencia de remoción. De las curvas se observa que con tiempos menores a una hora y con dosis inferiores a 4 g/L de material se está removiendo más del 80% del arsénico. Estos valores son promisorios, por lo que serán optimizados cambiando diferentes parámetros críticos del proceso como son: dosis de sorbente, tiempos de retención, intensidades de campo magnético.

Figure 4: *Eficiencia de remoción de As(III)*
(Co: 127 µg/L, pH: 8.0, time: 2 h, agitación:
200 rpm, Temp: 26±1°C)

CONCLUSIONES

En el presente estudio se muestran los resultados preliminares de la remoción de arsénico (III) con NOH. La etapa inicial del estudio se enfocó a la obtención de

nanopartículas de óxidos de hierro natural, lo cual incluyó diferentes tratamientos mecánicos y la caracterización por diferentes técnicas de los productos obtenidos. Así mismo se explora la innovadora alternativa de aplicar campos magnéticos para la separación de las nanopartículas del agua. Para ello se empleó columnas empacadas con fibras metálicas y un electroimán que genera campos de hasta 1.0 tesla. Respecto a las eficiencias de remoción obtenidas se observó que con tiempos menores a una hora y con dosis inferiores a 4 g/L de material se está logrando remover más del 80% del arsénico.

6. Futuros trabajos Optimizar el proceso de separación de las nanopartículas del agua empleando campos magnéticos. Optimizar los procesos de remoción de arsénico (III) cambiando diferentes parámetros como tiempos de retención, tamaños de partícula, dosis de adsorbente, entre otros.

REFERENCIAS

- Agencia de Protección Ambiental (EPA). National Primary Drinking Water Standards, EPA 816-F-03-016, 2003.
- Lillo R. J. 2000. Peligros geoquímicos: Arsénico de origen natural en las aguas. Grupo de Estudios en Minería y Medioambiente. Rey Juan Carlos University. Madrid: España.
- Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127- SSA1-1994, Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Organización Mundial de la Salud (OMS), 2004. Guidelines third ed., vol. 1. WHO, Geneva, Switzerland.

15. Análisis del riesgo a la salud por la presencia de flúor en agua de pozos de Ciudad Aldama, Chihuahua

Villalba, L.; Colmenero-Sujo, L.; Estrada-Gutiérrez, G.; Pinales-Munguía, A.; Mireles-García, F.; Dávila-Rangel, I.

Las aguas subterráneas representan un recurso de suma importancia para el desarrollo socio económico de cualquier país. Por lo que es fundamental conservarla y mantenerla libre de contaminación. Sin embargo, la composición geomorfológica en algunas regiones, determina la presencia de manera natural de elementos y compuestos inorgánicos en agua, los cuales son potencialmente nocivos para el consumo humano como es el caso de los fluoruros. En México existen 650 acuíferos, la mayoría de estos se encuentran ubicados en regiones con características geológicas similares que propician la presencia de metales pesados disueltos en el agua, tale es el caso de: Aguascalientes, Coahuila, Chihuahua, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, San Luís Potosí, Sonora y Zacatecas, donde el contenido de flúor y otros elementos sobrepasan los límites máximos permisibles establecidos en la Modificación a la Norma Oficial Mexicana (NOM-SSA1-1994). En Ciudad Aldama, Chihuahua, se han encontrado altos contenidos de fluoruros en agua de consumo, que al ser ingeridos ocasionan

daños serios a la salud. El flúor es un elemento que tienen afinidad química con la hidroxiapatita de los huesos, este se acumula en el esqueleto y puede llegar a causar lesiones semejantes a la osteoporosis (fluorosis ósea), también reacciona con el esmalte de los dientes provocando fluorosis dental caracterizado por la presencia de un daño que va de leve, manchas en los dientes, hasta la destrucción total de estos (Vega, 2004). El cálculo de la dosis de exposición a fluoruros, considera, niños y adultos con un peso corporal de 20 kg y 70 kg, respectivamente. Así como una tasa de ingesta diaria de un litro para niño y dos litros para adulto. La referencia para comparar la dosis es el nivel mínimo de riesgo calculado por la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) que es de 0.05 mg/kg/d para una exposición oral crónica (Trejo y Bonilla, 2001). El objetivo de este trabajo fue determinar las concentraciones de fluoruros del agua que consume la población de la Ciudad de Aldama. Calcular la dosis de exposición de dicho elemento y comparar los resultados con los límites de ingesta fijados por

Agencias de nacionales e internacionales para sustancias tóxicas.

Se recolectaron muestras por duplicado de 25 pozos de los alrededores de Ciudad Aldama para ello se emplearon recipientes de polietileno con capacidad de un litro, se enjuagaron previamente con agua del mismo pozo. Una parte se preservó de acuerdo a las recomendaciones establecidas en los métodos estándares para metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas (NMX-AA-05 1-SCFI-2001). El contenido de fluoruros se analizará en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Chihuahua, mediante Espectrometría de Absorción Atómica con análisis de inyección de flujo por generador de hidruros, Perkin Elmer 3 100.

Cálculo de la dosis de exposición para fluoruros

Para llevar a cabo el cálculo de la dosis con respecto a flúor presente en el agua de pozos de Ciudad Aldama, que superaron la NOM-127-SSA1-1994, se emplearon las concentraciones de las muestras recolectadas de la zona de estudio, así como los valores estándar de peso corporal y consumo de agua (Trejo y Bonilla, 2001).

La ecuación (1) es utilizada para calcular la dosis efectiva anual (UNCEAR, 2000):

$$\text{Dosis} = \frac{C \cdot Ti \cdot FE}{PC} \quad (1)$$

PC

Donde la Dosis de exposición por ingesta de agua (mg/kg/d), C es la concentración del contaminante (mg/L), TI tasa de ingesta de agua (L/d), FE factor de exposición (1 sin unidades a dimensional) y PC peso corporal (kg). Los resultados obtenidos en este trabajo sobre los fluoruros encontrados en el agua de pozos de la Ciudad de Aldama se presentan en la Tabla I. La dosis de exposición que reciben adultos y niños, se calculó en los pozos que superaron los límites máximos permisibles para fluoruros señalados en la NOM-127-SSA1-1994. La Tabla II presenta las dosis de exposición que reciben los pobladores de Ciudad Aldama por la ingesta de agua de dichos pozos.

Tabla I. Concentraciones de fluoruros presentes en agua de pozos de Ciudad Aldama

| Pozos | Adultos | Niños | Pozos | Adultos | Niños |
|---------|---------|-------|-------|---------|-------|
| P-47 | * | * | P-291 | 0.063 | 0.110 |
| P-44 | 0.080 | 0.140 | P-170 | 0.083 | 0.145 |
| SN -3 | 0.063 | 0.110 | P-262 | 0.080 | 0.140 |
| SN-4 | * | * | P-325 | 0.094 | 0.165 |
| P-39 | 0.077 | 0.135 | P-2 | 0.077 | 0.135 |
| P-71 | * | * | SN-8 | * | * |
| P-29 | 0.137 | 0.240 | AUR | * | * |
| SN-5 | * | * | HIPO | * | * |
| EPA S11 | * | * | SN-12 | * | * |
| P-5 | * | * | SN-9 | * | * |
| EPA | * | * | SN-11 | * | * |
| P-1 | * | * | SN-10 | * | * |
| SN-6 | 0.063 | 0.110 | | | |
| SN-7 | * | * | | | |

Tabla II. Dosis de exposición

| Pozos | F- | Pozos | F- |
|---------|------|-------|------|
| P-47 | 0.23 | P-291 | 2.2 |
| P-44 | 2.8 | P-170 | 2.9 |
| SN -3 | 2.2 | P-262 | 2.8 |
| SN-4 | 1.2 | P-325 | 3.3 |
| P-39 | 2.7 | P-2 | 2.7 |
| P-71 | 1.5 | SN-8 | 1.1 |
| P-29 | 4.8 | AURO | ND |
| SN-5 | 0.9 | HIPO | ND |
| EPAS-11 | 1.5 | SN-12 | 0.9 |
| P-5 | 1.1 | SN-9 | 0.04 |
| P-1 | ND | SN-11 | 0.90 |
| SN-6 | 2.2 | SN-10 | 0.90 |
| SN-7 | 0.9 | | |

En cuanto a las concentraciones de fluoruros estas se encontraron en un rango de 0.04 y 4.8 mg/L (Tabla I). En 10 (40%) de los 25 pozos, las concentraciones fueron superiores al límite de 1.5 mg/L, establecido en la NOM-127-SSA1-1994. La dosis de exposición a los fluoruros debido a la ingesta de agua fue calculada (Ecuación 1) para los pozos que superaron dicha norma. Los valores fueron de 0.063 y 0.137 mg/kg/d para adultos, en tanto para niños fueron de 0.110 a 0.240 mg/kg/d (Tabla II). Todas ellas por arriba de la dosis de referencia para los fluoruros de 0.06 mg/kg/d (ATSDR, 1993). Lo que puede ocasionar que los individuos expuestos desarrollen fluorosis dental en sus diferentes niveles de severidad. En México, este padecimiento es un mal endémico que afecta cerca de cinco millones de personas (Hurtado y Gardea, 2005). Sin embargo son los niños quienes se ven más afectados puesto que al ingerir agua de algunos de los pozos, las dosis que reciben está muy próxima o por arriba de 0.12 mg/kg/d del nivel mínimo de riesgo correspondiente al desarrollo de fluorosis esquelética o fracturas óseas (Hernández, et al., 2003), recomendados por la ATSDR, situación que puede agravarse

por las deficiencias nutricionales a las que estén sometidos (Hurtado y Gardea, 2005).

REFERENCIAS.

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry): 1993, *Toxicological Profile for Fluoride, Hydrogen Fluoride and Fluorine (F)*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Hernández V., Bueno J. I., Sánchez A. M., García J., Trejo R., Bonilla A. y Márquez C.: 2003, 'Fluorosis y Caries Dental en Niños de 9 a 11 años del Estado de Aguascalientes, México', *Rev. Com. Amb.* **19**, 197-204.
- Hurtado R. y Gardea J.: 2005, 'Exposición a Fluoruros en Los Altos de Jalisco, México', *Salud Pub. en México* **47**, 58-63.
- NOM-127-SSA1-1994 (Norma Oficial Mexicana): 2000, *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*, Modificación a la Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación. 20 de junio 2000, 39 pp
- NOM NMX-AA-051-SCFI-2001 (Norma Oficial Mexicana): 2001, *Análisis de agua-Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potable, residuales y residuales tratadas-Método de Prueba*, Diario Oficial de la Federación en 13 de agosto de 2001.
- Trejo, R. y Bonilla A: 2001, 'Exposición a Fluoruros del Agua Potable en la Ciudad de Aguascalientes', *Rev. Panam Salud Pública/Pan. Journal Public Health* **10**, 1-2.
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation): 2000, *Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Radiation to the General Assembly*.

Vega S: 2004, 'Riesgo Sanitario Ambiental por la Presencia de Arsénico y Fluoruros en los Acuíferos de México', Reporte Técnico,

Comisión Nacional del Agua. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, 1-7 pp

16. Eficiencia de remoción de arsénico por *Eleocharis macrostachya* en humedales construidos de flujo subsuperficial

Olmos-Marquez, M.A.; Benavides, A.; Alarcón-Herrera, M.T.

INTRODUCCIÓN

El arsénico es un metaloide presente de manera natural en el agua subterránea para consumo humano, con el daño a la salud pública que esto implica. Actualmente, la osmosis inversa es el proceso utilizado para la remoción de arsénico más popular. Una de las grandes limitaciones de este proceso, es la cantidad de rechazo generada por el sistema, algunas veces en el orden del 50%. Esta característica, así como los altos costos de operación del sistema, hacen este prohibitivamente costoso para muchas comunidades, especialmente en zonas rurales; por lo tanto es necesario encontrar otras alternativas para la remoción de arsénico del agua. En estudios previos realizados por otros investigadores, así como nuestro grupo de trabajo, se ha encontrado que los humedales construidos son una opción viable para la remoción de arsénico (Alarcón-Herrera et al., 2007; Núñez-Montoya et al., 2007; Elles et al., 2005). El objetivo del presente estudio fue determinar la eficiencia de *Eleocharis macrsotachya* en la remoción de arsénico en agua usando un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial, así como la aclimatación y tolerancia de la planta a altas concentraciones de arsénico, lo anterior para

verificar su potencial de uso a mayor escala para el tratamiento del agua de rechazo generado por los sistemas de osmosis inversa.

METODOLOGÍA

El experimento se realizo por un periodo de 7.5 meses, en un sistema de tres prototipos de humedales construidos de flujo subsuperficial. El medio de soporte empleado fue una arena limosa. Dos de los prototipos (H1 y H2) fueron plantadas con 27 grupos de plantas de *Eleocharis macrostachya*, con un promedio de 50 individuos por grupo y una separación de 0.10m entre cada grupo. El tercer prototipo fue usado como blanco (H3), únicamente con el medio de soporte, sin plantas. Durante todo el experimento se manejaron seis diferentes concentraciones de arsénico (0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, y 0.5mgL^{-1}) y tres flujos ($60, 137$ y 250Ld^{-1}) en el agua de entrada de los humedales.

MUESTREO Y ANÁLISIS

Durante todo el experimento se recolectaron muestras de agua a la entrada y salida de los humedales. Se realizaron muestreos de suelo y plantas (raíz y tallo) al inicio, mitad y final del experimento, para determinar el contenido de arsénico total. Para el análisis del agua, así

como de las muestras de planta y suelo con bajas concentraciones de arsénico ($<0.1 \text{ mgL}^{-1}$) se utilizó un equipo de adsorción atómica por generación de hidruros, después de una digestión ácida por horno de microondas. Un espectrofotómetro de emisión de plasma (ICP-OES), fue usado para el análisis de muestras con alto contenido de arsénico ($>0.1 \text{ mgL}^{-1}$).

Monitoreo de la aclimatación y tolerancia de E. macrotachya al arsénico.

Para determinar el nivel de tolerancia y reproducción de la planta a las concentraciones de arsénico probadas se realizó un conteo del número de individuos por humedal al inicio y al final del experimento. Así mismo durante las diferentes etapas del experimento se realizaron mediciones de 8-1 individuos previamente identificados, para determinar el crecimiento y aclimatación de las plantas a las diferentes de concentraciones de arsénico sometidas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las eficiencias de remoción de arsénico del sistema estuvieron entre un 82 y 99%, presentando el mejor desempeño cuando se utilizó la concentración de arsénico en el agua de entrada de 0.5 mgL^{-1} y un flujo de 60 LD^{-1} (TRH=3.5 días). Basados en los resultados obtenidos, podemos deducir que tanto la concentración de arsénico a la entrada del sistema, así como el tiempo de retención hidráulico (TRH), tienen una fuerte influencia en la eficiencia de operación del sistema. Se pudo observar que a mayores concentraciones de arsénico en el agua de alimentación de los humedales, así como mayores TRH, se obtienen mayores eficiencias de remoción de arsénico. (Figura 1). La eficiencia de remoción de arsénico promedio del humedal sin plantas (H3) fue de solo el 23% al final del experimento, lo cual muestra la importancia de

las plantas en la remoción de arsénico. El sistema en conjunto fue capaz de remover eficientemente el arsénico del agua y mantener durante todo el experimento concentraciones de arsénico en el agua de salida de los humedales por debajo de 0.025 mgL^{-1} , el cual es el máximo valor permitido en el agua potable en México (NOM-127-SSA-1994). El máximo porcentaje de reproducción presentado por la planta en los humedales fue del 116% y el máximo crecimiento obtenido de 130cm. Las concentraciones de arsénico en la raíz y tallo de la planta al final del experimento fueron de 48 and 13 mg kg^{-1} respectivamente, indicando que la planta retuvo 3.7 veces la cantidad de arsénico retenida por el suelo.

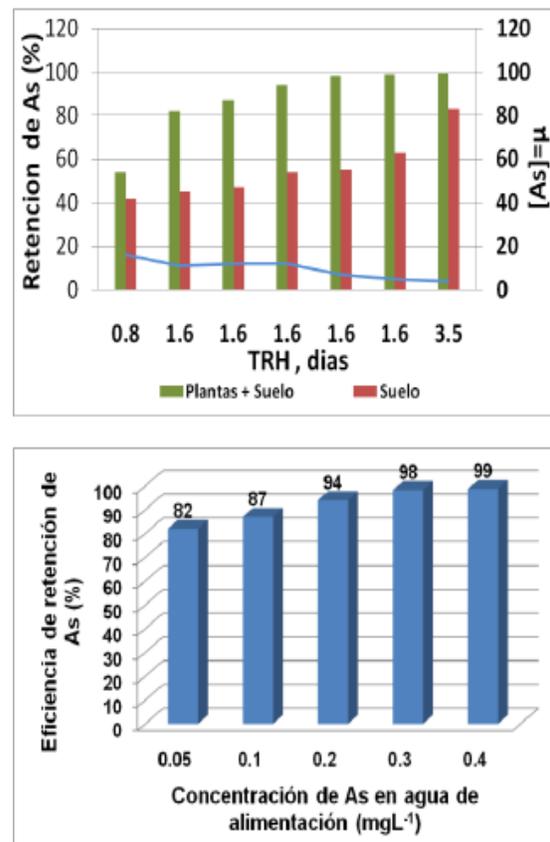


Figura 1.-Influencia de la concentración de arsénico inicial y TRH en la retención de arsénico

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que los humedales construidos tienen un alto potencial para la remoción de arsénico en agua. Por lo cual son una alternativa factible tanto para el tratamiento de agua potable como del agua de rechazo de los sistemas de osmosis inversa.

REFERENCIAS

Alarcon Herrera M.T. , I.R. Martín Dominguez, E.Flores, A. Benavides. Potencial of Arsenic Removal in Constructed Wetlands. Publicaciones Instituti

Geographici Universitatis Tartuensis 104(2007).

Elles M., Poynton Ch., Willms C., Doyle M., Lopez A., Sokkary D., Ferguson B., Blaylock M., 2005, Pilot-scale Demonstration of Phytofiltration for Treatment of arsenic in New Mexico Drinking Water, Watre Research 39, p. 3863-3872.

Núñez Montoya, O. G., Alarcón Herrera, M.T., Melgoza Castillo, A., Rodríguez Almeida, F.A. y Royo Marquez, M.H. 2007, Evaluation of three native species from Chihuahua desert for use in phytoremediation, Terra Latinoamericana, Vol. 25 Num. 1, p. 35-41.

17. Remoción de Fluoruros del Agua Mediante un Sistema Electroquímico

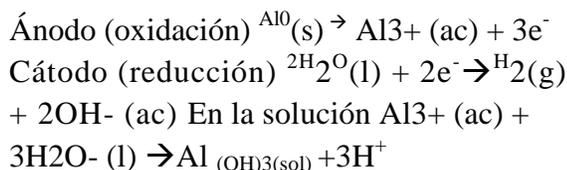
Almazán García, F.; Rivera Huerta, M. de L.; Martín-Domínguez, A.

INTRODUCCIÓN

En México se han asociado diversos efectos perjudiciales a la salud por el consumo de agua extraída de pozos profundos con altas concentraciones de iones fluoruro en Aguascalientes, Chihuahua, Durango, Jalisco, Sonora, Guanajuato, San Luis Potosí y Zacatecas (Hurtado y Gardea, 2004). En estos lugares se rebasa el límite permisible (LP) de 1,5 mg F⁻/L establecido por la NOM-127-SSA1-1994, para agua destinada a consumo humano en nuestro país.

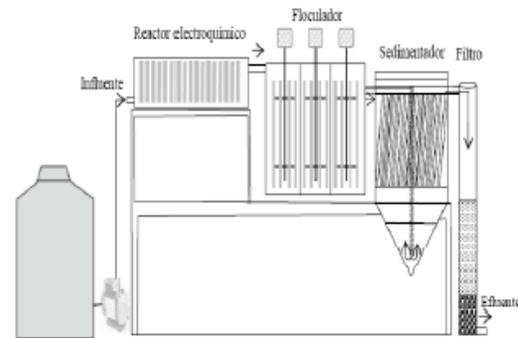
La electrocoagulación (EC) es una variante de la coagulación química. Dicho proceso involucra la generación de un coagulante *in situ* por la oxidación del ánodo al utilizar una corriente eléctrica producida por una fuente de poder, la cual es aplicada a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales; siendo el hierro (Fe²⁺) y el aluminio (Al³⁺) los más utilizados.

Uno de los mecanismos de formación de hidróxidos metálicos propuesto (Hu et al., 2003) cuando se utilizan electrodos de aluminio es:



El aluminio producido forma largas cadenas de polihidróxidos; éstos remueven los

contaminantes presentes en el agua por formación de complejos o atracción electrostática. Los *flocs* producidos de esta forma son menos hidratados; por lo cual, se compactan más fácilmente que los lodos producidos en el proceso de coagulación con



sales o coagulación química (CQ). El propósito de este trabajo fue conocer el desempeño del proceso de EC para remover fluoruros del agua para consumo humano utilizando un reactor a flujo continuo, así como compararlo con el proceso convencional que utiliza sales metálicas.

METODOLOGÍA

En todos los experimentos se utilizó agua de pozo a la que se le adicionaron fluoruros, a partir de una solución madre de fluoruro de potasio (KF), grado ACS. Se trabajó con concentraciones iniciales (Co) de fluoruros comprendidas entre 3 y 4,5 mg/L ya que son valores frecuentemente encontrados en fuentes de abastecimiento de agua.

Para la determinación de fluoruros las muestras fueron analizadas con un electrodo selectivo de ion fluoruro (Thermo Scientific 9609 BNWP).

Como primera etapa se realizaron pruebas de jarras para comparar las eficiencias entre el cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) y el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$). Los resultados sirvieron como referencia para la elección del material de los electrodos del reactor electroquímico, así como para determinar la dosis óptima del coagulante.

El reactor de EC utilizado tiene las siguientes características: flujo pistón, 60 electrodos de aluminio con dimensiones de 4 x 8 x 0,4 cm. Se utilizó un generador de corriente Sorensen modelo D LM 40-15 con control de voltaje de 0 a 40 V y una corriente eléctrica de 0 a 15 A.

Mediante un diseño experimental tipo factorial 2^2 (2 factores evaluados a 2 niveles) con tres puntos centrales se evaluó el efecto de las variables: a) gradiente de velocidad en el mezclado en la etapa de coagulación G ; y b) conductividad eléctrica del agua a tratar CE , sobre la eficiencia de remoción de fluoruros. El mismo diseño se aplicó a ambos procesos: CQ y EC, a tal forma de poder comparar los resultados. Los datos obtenidos fueron analizados mediante el paquete Statgraphics Centurión versión XV.

Para evaluar el efecto del pH del agua en la remoción de fluoruros, se realizaron pruebas a diferentes valores de pH bajo los mismos valores de corriente eléctrica.

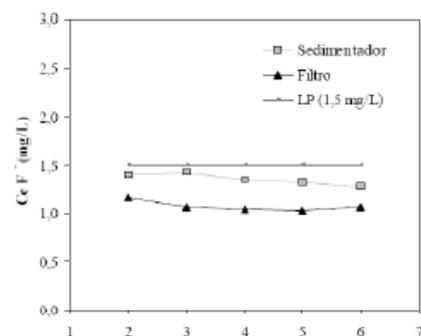
Los ensayos correspondientes al diseño experimental y al efecto del pH se realizaron en pruebas de jarras. Las pruebas que implicaban el estudio con EC se hicieron colectando una muestra del efluente del reactor y llevando a cabo las etapas de floculación y sedimentación en un equipo de prueba de jarras.

Para conocer el comportamiento del proceso a flujo continuo se realizó una corrida experimental con un sistema compuesto por el reactor electroquímico acoplado a un floculador mecánico, un sedimentador de placas inclinadas y un filtro de arena sílica (Figura 1). El caudal de operación fue de 1,0 L/min.

Figura 1. Sistema electroquímico a flujo continuo

RESULTADOS

El sulfato de aluminio tuvo una mejor eficiencia de remoción, por lo que se eligió al aluminio como material para los electrodos del reactor de EC. Se requirió una dosis de 420 mg/L de sulfato de aluminio (34 mg Al/L) para disminuir la concentración de fluoruros de 4.16 a 1,16 mg/L, valor inferior al LP de 1,5 mg F/L según la NOM127-SSA1-1994. La EC comparada con CQ a diferentes condiciones de operación (G y conductividad eléctrica del agua) mostró mayor eficiencia de remoción, con las mismas dosis de coagulante.



Bajo las misma concentración inicial de fluoruros y adicionando 30 mg/L de Al^{3+} aproximadamente, la eficiencia de remoción de fluoruros estuvo entre 56,6 a 72,5% para EC y entre 47,8 a 68,4 % con CQ. En la gráfica de efectos principales (Figura 2) se muestra que al cambiar de nivel el G de un valor bajo (210 s^{-1}) a un alto (1300 s^{-1}), la eficiencia de remoción se modifica considerablemente pasando de un 70 a 56 %. Por

otro lado, la conductividad eléctrica solo varia la eficiencia de remoción de 65 a un 62 % al cambiar de un nivel bajo a un alto (320 a 2000 $\mu\text{S/cm}$).

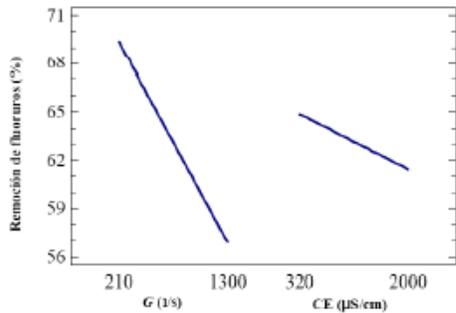


Figura 2

Efectos principales sobre la remoción de fluoruros

La remoción de fluoruros se favoreció a valores de pH ácidos, lo cual coincide con lo mencionado por Qianhai *et al.* (2008). Para un pH de 6,0 se requiere de aproximadamente 23 mg Al^{3+}/L para lograr tener una concentración inferior al LP (1,5 mg F^-/L).

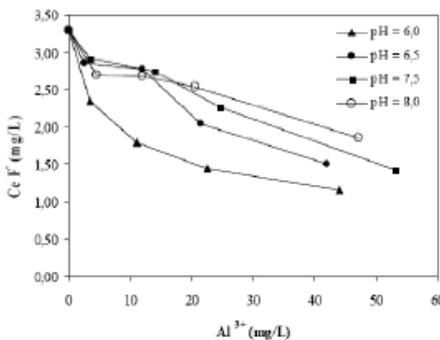


Figura 3. Concentración de fluoruros obtenida bajo diversos valores de pH y en función de la dosis de aluminio adicionada

En la prueba a flujo continuo se utilizaron las condiciones de operación del sistema con las que se obtuvieron los mejores resultados de remoción de fluoruros en la etapa de experimentación previa ($G = 210 \text{ s}^{-1}$ y conductividad eléctrica de $320 \mu\text{S/cm}$). La concentración de F^- en el efluente estuvo por debajo del límite permisible (LP), ver (Figura 4).

El costo del tratamiento electroquímico a flujo continuo para la remoción de fluoruros ($\text{Co} = 3,35 \text{ mg/L}$) fue de $2,88 \text{ \$/m}^3$ (incluye energía eléctrica y reactivos). La Figura 5 muestra que el insumo que tuvo mayor peso específico sobre el costo global fue el de las placas de aluminio que representa un 82,92 %.

Figura 4. Concentración de fluoruros en el efluente del sistema

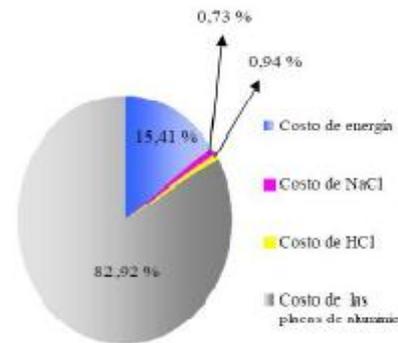


Figura 5. Distribución de los costos de los insumos implicados en el proceso electroquímico

CONCLUSIONES

La eficiencia de remoción de fluoruros es ligeramente mayor aplicando EC que con CQ, para cualquiera de las condiciones de prueba. El factor G tiene efecto estadísticamente significativo sobre la remoción de fluoruros, la cual aumenta cuando el gradiente es más bajo. Se observó que en EC es conveniente trabajar con valores de G bajos (210 s^{-1}) y que los valores de conductividad eléctrica no tienen efecto significativo sobre la remoción. En EC se redujeron concentraciones de fluoruros de $3,35 \text{ mg/L}$ a valores aceptables por la NOM 127 SSA1-1994. El costo de operación estimado en este sistema fue de $\$2,88/\text{m}^3$ de agua tratada, en éste se incluyen energía eléctrica y reactivos utilizados. La relación másica $\text{Al}^{3+}/\text{F}^-$

fue de 14,7 para las concentraciones de fluoruros evaluadas.

REFERENCIAS

Hu, C., Lo, S. y Kuan, W. (2003). Effects of co-existing anions on fluoride removal in electrocoagulation (EC) process using aluminum electrodes. *Water Research* 37, 4513-4523.

Hurtado, R. y Gardea, J. (2004). Estimación de la exposición a fluoruros en los altos de Jalisco México. *Salud Pública de México*. 47, (001), 58-63.

Qianhai, Z., Xueming, C., Wei, L. y Guohua, C. (2008). Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water. *Journal of Hazardous Materials* 159, 452-457.

18. Eliminación de Flúor en Agua Potable

Piñón-Miramontes, M.; Payán-Gómez, S.; Pérez-Hernández, A.

RESUMEN

Se utilizó un coagulante (Poly Cat HCF 955) para eliminar la presencia de flúor en agua subterránea procedente de un pozo (No. 1) localizado en la ciudad de Chihuahua, Chihuahua. Las pruebas realizadas, revelan que la concentración de flúor se pueden disminuir hasta un 41% para así cumplir con la normatividad mexicana existente. El porcentaje de remoción del flúor es dependiente a la cantidad de coagulante que se aplique. El costo para tratar 14.4 m³/d, es de alrededor de 0.225 dólares americanos/m³.

Palabras Clave: *Flúor, agua, coagulación*

INTRODUCCIÓN

Es bien conocida la presencia de flúor en las zonas áridas y semiáridas de los estados del norte de México (Chihuahua, Sonora, Baja California, Tamaulipas y Nuevo León). El flúor y el arsénico son contaminantes naturales que se encuentran en el agua subterránea, que provocan enfermedades tales como: fluorosis (causada por el flúor) y arsenicosis (originada, a su vez, por el arsénico). Distintas zonas rurales que utilizan agua subterránea sin ningún tratamiento previo para eliminar la presencia de flúor y arsénico en concentraciones por encima de la norma, están en el riesgo de adquirir enfermedades relacionadas con la presencia de flúor y arsénico en el líquido vital. La geología y demás características físicas

y químicas que se dan en el acuífero influyen determinante mente la concentración de flúor. Asimismo, la porosidad, la acidez, el tipo de material que compone el acuífero, la temperatura, la presencia de otros elementos químicos y la profundidad de donde se está extrayendo el agua son factores a considerar, y que influyen directamente en la concentración del flúor en el agua subterránea (Babu *et al.* 2004; Das *et al.* 2003).

MATERIALES Y MÉTODOS

El agua subterránea que se utilizó en el estudio fue extraída de un pozo de la ciudad de Chihuahua, Chihuahua, México. Se realizaron pruebas de jarras en lotes y se utilizó 1 L de agua en cada jarra, a las que se agregaron diversas concentraciones de coagulante. Para las pruebas de jarras se utilizó un equipo de 6 plazas (Phipps and Bird, Richmond, VA). Distintas concentraciones de coagulante fueron adicionadas a cada prueba, y se mezclaron inicialmente a una velocidad de 40 RPM por un espacio de 15 minutos. Una vez realizado esto, la mezcla se dejó reposar 15 minutos para completar una buena sedimentación del lodo obtenido. El agua tratada fue filtrada, haciéndola pasar por un filtro Whatman No. 2. El coagulante Poly Cat HCF 955 (Cinética Química Co., Monterrey N.L. México) está formulado con alúmina (22%) y cloruro férrico (5 %). Para determinar la concentración de

flúor, se utilizó el método del ion selectivo utilizando un equipo Orion modelo 720A de acuerdo con la técnica del procedimiento S.M. 4500-F que marca el Standards Methods (Clesceri *et al.* 1999).

RESULTADOS

Los resultados de las pruebas de jarras para disminución de flúor en agua subterránea muestran que, a medida que se incrementa la dosificación del coagulante, disminuye la presencia del flúor. La disminución de éste fue dependiente de las concentraciones del coagulante adicionado e independiente del pH del agua estudiada. Acorde con la información obtenida de las pruebas de jarras, se diseñó y construyó un sistema de precipitación química para tratar un caudal de 14.4 m³/d cuyo costo fue de 9100 dólares estadounidenses.

La dosificación del coagulante Poly Cat HCF 955 fue de 250 mg/L para operar correctamente y poder cumplir con la norma mexicana. El costo de operación y mantenimiento del sistema de precipitación química propuesto fue de 0.22 US\$/m³, así también se comparó con otros sistemas de tratamiento como son: alúmina activada el cual tiene un costo de 0.64 US\$/m³ y el de osmosis inversa que tiene un costo de 0.49 US\$/m³. Evidentemente el sistema de precipitación química tiene un costo de operación y mantenimiento menor a los sistemas de tratamiento anteriormente mencionados.

CONCLUSIONES

Los complejos hidroxilados de aluminio aportados por la alúmina presente en el coagulante Poly Cat HCF 955 permiten que sean adsorbidos los iones de flúor en la fase difusa del coagulante (CEPIS 1973).

Los lodos obtenidos del sistema de precipitación química fueron tratados en un lecho de secado de lodos, siendo este la mejor opción económica para cumplir con las descargas de lodos producidos por el sistema. El coagulante Poly Cat HCF 955 fue efectivo en la disminución de flúor en agua subterránea. La dosis del coagulante es importante para determinar la disminución de flúor en el agua subterránea. El sistema de precipitación química es una opción económicamente viable, comparado con los sistemas de alúmina activada y ósmosis inversa, así como también cumple con la legislación mexicana en agua potable.

REFERENCIAS

- Babu P, Gonnade G., Bhai HY, Sinha M (2004) "Fluoride contamination in ground water in Ghatanji Taluka, Yavatmal District, Maharashtra", in *Proceedings of Workshop on Medical Geology IGCP – 454, Geological Survey of India*, Special Publication No. 83.
- Das B, Talukdar J, Sarma S, Gohain B, Dutta RK, Das HB, Das SC (2003) "Fluoride and other inorganic constituents in groundwater of Guwahati, Assam, India", *Current Science*, 85(5): 657-661
- CEPIS (1973) "Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. (Theory, design and control on wáter process clarification)" In: *Destabilización de las partículas coloidales (coagulación)*. 2nd ed. Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria del Ambiente p.37-73.
- Clesceri L, Greenberg A, Eaton A (1998) *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. Washington D.C: AWWA, APHA, WPCF.

19. Remoción de Fluoruros en Agua de Consumo Humano por Medio de Adsorción sobre Alúmina Activada

Medellin-Castillo, N.A.; Leyva-Ramos, R; Martinez-Rosales, J.M.

INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos naturales más abundantes del planeta y es indispensable para el desarrollo de la vida y la actividad industrial. Es un recurso renovable pero no inagotable y es el más utilizado en las actividades humanas. Sin embargo, si está contaminada es nociva ya que puede causar enfermedades al ser humano y deteriorar el medio ambiente. El nivel de fluoruro en agua potable es un factor fisicoquímico muy importante que se debe considerar en la evaluación de la calidad del agua para consumo humano. El consumo de agua con un nivel de fluoruro cercano a 4 mg/L ocasiona problemas de fluorosis dental, y el consumo crónico de agua con altos niveles de fluoruro entre 4 y 15 mg/L provoca fluorosis esquelética que tiene consecuencias más serias. En cambio, si la concentración de fluoruro se encuentra por debajo de 0.5 mg/L, la incidencia de caries dental aumenta considerablemente (Latham 2002). Está bien documentado que en varias regiones en el mundo, el nivel de fluoruro en el agua potable excede los límites máximos permisibles. En México, los informes de incidencia y prevalencia de fluorosis se han incrementado en los últimos años, en especial en las zonas centro y norte del país, principalmente en los estados de

Aguascalientes, Durango, Jalisco, San Luis Potosí, Sonora y Zacatecas. En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 y la NOM-201-SSA1-2002 establecen que el límite máximo permisible de fluoruro en agua potable es de 1.5 mg/L. La concentración de fluoruro en agua de consumo humano se puede reducir por debajo del límite permisible por los métodos siguientes: precipitación química/sedimentación, intercambio iónico sobre resinas poliméricas, adsorción, ósmosis inversa y electrodiálisis. Hoy por hoy, se considera que la alúmina activada es el adsorbente más efectivo y barato para reducir la concentración de fluoruro en agua de consumo humano a niveles por debajo del límite permisible. La alúmina activada se puede preparar por diferentes procesos a partir de sales de aluminio. El objetivo principal del presente trabajo es investigar la adsorción de fluoruro en solución acuosa sobre una alúmina activada preparada a partir de pseudoboehmita. Se determinaran las propiedades fisicoquímicas y de textura de este material y se investigará la estabilidad ácida de la alumina activada. Además, se estudiará el efecto del pH y de la temperatura sobre la capacidad de adsorción.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se utilizó una alúmina activada preparada a partir de una fase precursora pseudoboehmitica. Las propiedades de textura: área específica, volumen de los poros y diámetro promedio de los poros, se determinaron por medio de un equipo de fisorción de N₂, marca Micromeritics, modelo ASAP 2010. La superficie externa de la alúmina activada se analizó por medio de un microscopio electrónico de barrido, marca Philips, modelo XL 30 series, equipado con un sistema de microanálisis EDAX-DX-4 de energía dispersa que permite realizar análisis cualitativo elemental de la superficie. La identificación de las especies cristalinas presentes en la muestra de alúmina activada se efectuó con un difractor de rayos X, marca Rigaku, modelo DMAX 2000. La estabilidad térmica y el porcentaje de humedad de la alúmina activada se determinaron por medio de un Analizador Termogravimétrico (TGA), marca Perkin Elmer, modelo Pyris Diamond TGA/DTA. Los sitios activos de la alúmina activada se determinaron por el método de titulación ácido-base propuesto por Boehm (1994). El PCC para la alúmina activada se determinó por un procedimiento similar al propuesto por Noh y Schwarz (1989). La estabilidad ácida de la alúmina activada se determinó por un procedimiento similar al reportado por Wingenfelder et al. (2005). La concentración de fluoruro en solución acuosa se determinó por un método electrométrico usando un potenciómetro, marca Orion, modelo SA 720, con un electrodo selectivo al ión fluoruro. Los datos experimentales del equilibrio de adsorción de fluoruro se obtuvieron en un adsorbedor de lote. La masa de fluoruro adsorbido se estimó por medio de un balance de masa de fluoruro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de la alúmina activada

Los resultados de la Microscopía Electrónica de Barrido mostraron que la superficie de la alúmina activada es fracturada, rugosa y porosa. También, se observó que algunas partículas tienden a ser esféricas y se encuentran compactadas. El análisis elemental de la composición química de la superficie de las partículas de alúmina activada mostró que la alúmina activada está constituida principalmente por óxido de aluminio (Al₂O₃). El área específica que se obtuvo para la alúmina activada fue de 190 m²/g. El diámetro promedio de poros de la alúmina activada fue de 11 nm. La concentración de sitios ácidos y básicos de la alúmina activada fue de 0.35 y 0.58 meq/g, respectivamente. El PCC de la alúmina activada fue de 7.8 que indica que la superficie de la alúmina activada era ligeramente básica. Este resultado corrobora que la concentración de sitios básicos sea ligeramente mayor que la de los ácidos. El análisis termogravimétrico de la alúmina activada reveló que contiene un 3.94% en peso de humedad. Los resultados del análisis de la estabilidad ácida de la alúmina activada revelaron que la alúmina activada no es estable en soluciones ácidas a pH menores de 4.

Isoterma de adsorción de fluoruro

Los datos experimentales del equilibrio de adsorción de fluoruro sobre alúmina activada se interpretaron por los modelos de las isotermas de Freundlich y Langmuir. Las constantes de estas isotermas se evaluaron empleando un método de mínimos cuadrados que se basó en el algoritmo de optimización de Rosenbrock-Newton y se determinó el % de desviación para cada modelo de isoterma. Los porcentajes de desviación variaron entre 5.9 y 15.9% para la isoterma de Langmuir y entre 2.1 y 10.4% para la isoterma de Freundlich. Se

consideró que la isoterma de Freundlich interpretó mejor los datos del equilibrio de adsorción ya que presentó los menores porcentajes de desviación promedio.

Efecto del pH de la solución

Este efecto se estudió determinando la isoterma de adsorción de fluoruro sobre alúmina activada a pH de la solución de 3, 4, 5, 7 y 11 y los resultados se muestran en la Figura

En esta figura se nota que la capacidad de adsorción presentó un máximo a pH=4, disminuyó al aumentar el pH de 4 a 11 y decreció disminuyendo el pH de 4 a 3. La reducción de la capacidad de adsorción al disminuir el pH de 4 a 3 se debió a la disolución del aluminio presente en la alúmina activada. A una concentración de fluoruro en el equilibrio de 1.5 mg/L, las masas de fluoruro adsorbido a pH de 4, 5, 7 y 11 fueron de 2.68, 1.95, 1.25 y 0.38 mg/g, respectivamente. Comparando estos valores se notó que la capacidad de la alúmina se redujo 1.4, 2.2 y 7.1 veces cuando el pH de la solución se incrementó de 4 a 5, 4 a 7 y 4 a 11, respectivamente. Por lo tanto, la capacidad de la alúmina para adsorber fluoruro fue considerablemente dependiente del pH. El efecto del pH de la solución en la capacidad de adsorción se puede explicar con base en las interacciones entre la superficie de la alúmina activada y los iones fluoruro en solución acuosa. La superficie de la alúmina está cargada positivamente a pH menores del PCC de 7.8 y esto implica que el ion fluoruro es atraído a la

superficie de la alúmina. Contrario a esto, la superficie está cargada

negativamente a pH mayores de 7.8 y entonces, la superficie repele al ion fluoruro.

Efecto de la temperatura de la solución

En la Figura 2 se exhibe el efecto de la temperatura en la isoterma de adsorción de fluoruro sobre alúmina activada a pH de 5 y a las temperaturas de 15, 25 y 35°C. La capacidad de la alúmina para adsorber fluoruro se incrementó 1.5 veces cuando la temperatura se aumentó de 15 a 25 °C. La capacidad de adsorción no varió con la temperatura para concentraciones de fluoruro en el equilibrio menores de 4 mg/L, pero disminuyó para concentraciones mayores de 4 mg/L cuando la temperatura

se incrementó de 25 a 35°C. El incremento de la capacidad de adsorción al aumentar la temperatura de 15 a 25°C se puede explicar suponiendo que al aumentar la temperatura, los iones fluoruro en solución poseían mayor energía y entonces mayor cantidad de iones fluoruro se adsorbieron sobre la alúmina activada ya que tienen la energía suficiente para hacerlo. Sin embargo, al aumentar la temperatura de 25 a 35°C se observó un comportamiento contrario

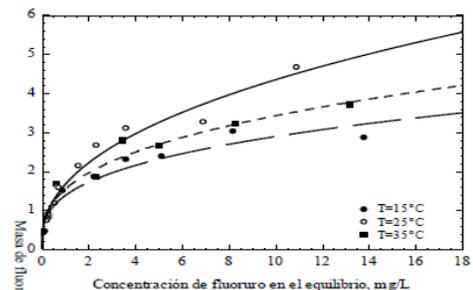
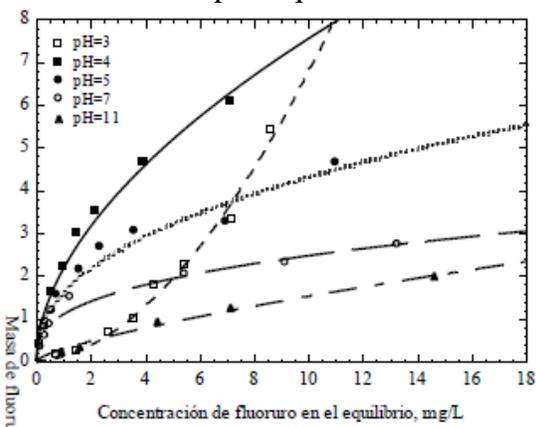


Figura 2. Isotermas de adsorción de fluoruro sobre alúmina activada a diferentes valores de temperatura y pH=5.

La alúmina activada es un material mesoporoso que tiene un punto de carga cero ligeramente básico (PCC=7.8). Esto se debió a que la concentración de sitios básicos es ligeramente mayor que la de los ácidos. La capacidad de la alúmina activada para adsorber fluoruro fue considerablemente dependiente del pH de la solución. No fue posible discernir el efecto de la temperatura sobre la capacidad de adsorción de la alúmina activada ya que ocurrió un comportamiento anómalo.

REFERENCIAS

- Boehm H.P. (1994). "Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons". *Carbon* 32, 759-769.
- Latham M.C. (2002). Colección FAO: Alimentación y Nutrición No. 29, Roma, Italia.
- Noh J. y Schwarz J. (1989). "Estimation of the point zero charge of simple oxides by mass titration". *J. Colloid Interf. Sci.* 30, 157-162.
- Wingenfelder U., Hansen C., Furrer G. y Schulin R. (2005). "Removal of heavy metals from mine waters by natural zeolites". *Environ. Sci. Technol.* 39

20. Bajar la concentración del arsénico vía recarga de mantos acuíferos.

Reyes Chavez, L.

JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los seres vivos nunca dejan de utilizar el agua como elemento fundamental dentro de sus actividades cotidianas. Es por esto que la falta de tan importante líquido nos lleva a pensar la necesidad de buscar soluciones prácticas y económicas, y que en corto plazo se tenga la seguridad de que este vital líquido deje de ser el dolor de cabeza de los Gobernantes en Coahuila. tanto en la parte humana como en la animal y biótica, el problema de los abatimientos de los mantos acuíferos, nos tienen sumamente preocupados.

OBJETO DEL ESTUDIO

El objeto del estudio es delimitar por todos los medios el área de influencia, las áreas de retención, los volúmenes de agua retenida, el tiempo de infiltración del volumen de agua, población, superficie ganadera, superficie agrícola, maíz de temporal, cantidad de ganado, superficie agrícola, frijol de temporal y superficie agrícola de riego.

HIPÓTESIS

Demostrar que el agua retenida en la cuenca alta es la responsable del desequilibrio a la recarga del manto acuífero de la Laguna

Coahuila, lo que ocasiona altas concentraciones de arsénico.

FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

Las grandes avenidas de los años 50 al 2000, y simultáneamente el 2005, dejaron deshechos pueblos enteros. Los niveles de precipitación no han tenido grandes variantes; sin embargo, las retenciones de agua en la cuenca alta incrementaron a tal grado que elimino por completo el abastecimiento de los mantos acuíferos de la Laguna Coahuila y Durango. Al revisar todos los trabajos de investigación (Colegio de Postgraduados Montesillo, Colegio de Postgraduados Chapingo, Unidad de Zonas Áridas Chapingo, Bermejillo y otras), se concluyó que ninguna ofrece antecedentes sobre esta problemática. Por esta razón, se buscó tras todos los manuales para calcular escurrimientos, volúmenes, procesos de infiltración, precipitación y hasta este momento no se encontró nada con relación al problema en particular.

El lugar donde se llevará a cabo la investigación será en la cuenca alta del Rio Aguanaval. De esta manera, hay que determinar o delimitar el área de influencia, localizar sitios de almacenamiento, visitarlos físicamente, determinar el volumen de infiltración y tiempo, determinar área de influencia de cada captación, establecer los beneficios de la captación, establecer volumen

total; así como decidir si se liberará toda el agua almacenada improductiva, y finalmente, concertar con los pobladores las alternativas de intercambio (Praderas de Temporal, Orégano sembrados con tecnología) a cambio de soltar el agua y dejar solamente la que sea necesaria, ofreciendo comprobantes legales y físicos.

La población muestra serán ejidos que detecten áreas de almacenamiento, pequeños propietarios o sociedades de producción rural. Por lo pronto, en el diseño de la investigación se usarán las medidas de tendencia central (media y moda). Para el caso del análisis de variabilidad en los volúmenes de almacenamiento, se utilizarán las medidas de dispersión en esta primera etapa; varianza, desviación típica y coeficiente de variación.

POBLACIÓN MUESTRA Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

Presupuesto

| | |
|--|--------------|
| Elaboración de Encuesta a Productores | \$30,000.00 |
| Gastos menores (levantamiento de encuesta) | \$20,000.00 |
| Visita a las comunidades de Interés | \$500,000.00 |
| Pago de brigada encuestadora | \$200,000.00 |
| Análisis de los datos estadísticos | \$20,000.00 |
| Informe de Resultados | \$10,000.00 |
| Total | \$780,000.00 |

21. Agenda legislativa en materia de contaminación del agua

● **Camargo González, I.; Esquivel Leyva, M. de J.; Mariscal Ureta, K.E.; López Sánchez, F.**

De acuerdo a la convocatoria, la temática girará en torno a la contaminación del agua para consumo humano, y dada su indudable importancia proponemos para este trabajo de investigación un título y contenido adecuado para tal fin. El agua, desde cualquier perspectiva es considerada como un bien jurídico, incluso con características muy importantes que dimensionan su valor como un derecho humano y como un bien motivo de posible tutela con categoría de seguridad nacional.¹

De la misma manera, el marco jurídico competencial en materia no sólo del agua de manera general, sino de su manejo clasificado como potable o apta para consumo humano de manera particular, resulta pertinente, dadas las consecuencias que para la salud tiene el hecho de que este líquido vital resulte contaminado. En nuestro país, dicho marco jurídico competencial lo encontramos en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, la Ley de Aguas Nacionales, la Ley Federal del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y otras de similar importancia.

Este marco jurídico general, resulta a todas luces insuficiente en virtud de que no regula de manera exacta y expresa la situación relativa a la contaminación del agua,

concretamente la destinada al consumo humano. Un ejemplo de ello, es que la Ley de Aguas Nacionales reafirma el principio de que el uso de las aguas se realizaría mediante concesión que otorgara el Ejecutivo Federal a través de la Comisión Nacional Agua, destacando: “Regular

1 En contraste con los teóricos corporativos que promueven soluciones de mercado para la contaminación, las organizaciones populares piden soluciones políticas y ecológicas. Las comunidades que combaten la contaminación de las industrias de alta tecnología han propuesto la Carta de Derechos Ambientales Comunitarios, que incluye derechos a una industria limpia, a seguridad contra exposiciones dañinas, a la prevención, al conocimiento, a la protección y la procuración, a la compensación y al saneamiento. Todos estos derechos son elementos fundamentales de una democracia del agua que proteja el derecho de todos los ciudadanos al agua limpia. Los mercados no pueden garantizar ninguno de esos derechos. <http://vlex.com/vid/56842897>

El uso, distribución, control y preservación de calidad de las aguas nacionales, para lograr el desarrollo sustentable del agua. Mediante el Registro Público de Derechos de Agua,

establecer y regular el mercado del agua a través de las transmisiones de concesiones”. En concesiones otorgadas, se establecen los derechos y las obligaciones que tienen los usuarios relacionados con el uso o aprovechamiento de las aguas nacionales; así como para verter aguas residuales a cauces, ríos, lagos o el mar, requiriendo de permiso donde se señalan valores máximos permisibles de sustancias contaminantes que puede contener la descarga.²

En materia de contaminación y a falta de un adecuado marco normativo en esa materia, la Comisión Nacional Agua en coordinación con el Instituto Nacional de Ecología, ha expedido tres Normas Oficiales Mexicanas (NOM) para la prevención y control de la contaminación del agua:

□ NOM-001-ECOL-1 996, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997 y entrando en vigor al día siguiente de su publicación; establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

□ NOM-002-ECOL-1 996, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de junio de 1998 y entrando en vigor al día siguiente de su publicación; establece los límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

□ NOM-003-ECOL-1 997, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998 y entrando en vigor al día siguiente de su publicación; establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

□ NOM-004-ECOL-2001, publicada en el

Diario Oficial de la Federación el 18 de febrero del

2 Jerárquicamente, ocupa el segundo lugar en importancia para esta materia la Ley de Aguas Nacionales ya que este cuerpo normativo regula la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para su desarrollo integral sustentable. También la importancia de este cuerpo de ley, radica en su naturaleza de Ley reglamentaria del citado artículo 27 constitucional. Por último, y no por ello menos importante, la Ley General del Equilibrio Ecológico y protección al ambiente es la norma jurídica cuyo objeto es regular el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (entre los que indiscutiblemente se encuentra el vital líquido), a partir de las tendencias de deterioro y las potencialidades de aprovechamiento de los mismos.

2002 y entrando en vigor a los 60 días posteriores a su publicación (19 de abril del 2002); establece las especificaciones y límites máximos permisibles que regulen los contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final.

Así como otras de similar importancia, todas relacionadas con la contaminación del agua, ejemplo: NMX-AA-029-SCFI-2001 “Análisis de agua.-Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba.” NMX-AA-034-SCFI-2001 “Análisis de agua.-Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba” y NMXAA-042-1987 “Calidad del agua.-Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *escherichia coli* presuntiva.”

La calidad del agua es una variable fundamental del medio hídrico, tanto en lo que respecta a la caracterización ambiental como desde la perspectiva de la planificación hidrológica. Este término puede responder a varias definiciones, que se han visto reflejadas en la legislación a lo largo del tiempo. De forma tradicional se ha entendido por calidad de un agua el conjunto de características físicas, químicas y biológicas que hacen que el agua sea apropiada para un uso determinado. Esta definición ha dado lugar a diversa normativa, que asegura la calidad suficiente para garantizar determinados usos, pero que no recoge los efectos y consecuencias que la actividad humana tiene sobre las aguas naturales.³

PROPUESTA

La incidencia humana sobre las aguas se ejerce fundamentalmente a través del vertido a sistemas naturales de efluentes residuales. Se hace por tanto necesario establecer los criterios de calidad que han de reunir las aguas residuales antes de ser evacuadas en un sistema receptor. La consideración de los criterios de calidad de los vertidos resulta insuficiente como garantía de conservación de los recursos hídricos, de manera que éstos se mantengan en condiciones tales que aseguren su disponibilidad en un futuro en cantidad y calidad adecuada. Esta garantía viene dada por el mantenimiento de las condiciones ambientales naturales que permitan preservar el equilibrio autorregulador de los ecosistemas acuáticos. De aquí surge la necesidad de definir un nuevo concepto de calidad que se desvincule totalmente de los usos, y que tenga como punto de referencia el propio recurso en sí y no los fines a los que se destina.

Obviamente, las normas oficiales, decretos, reglamentos y otros instrumentos jurídicos, resultan importantes herramientas para el manejo de esta situación, pero sólo tienen el carácter de complementarias, el instrumento jurídico idóneo es la Ley.

Por lo tanto, se hace necesario a manera de conclusión del presente trabajo y como propuesta, ***la integración de una Agenda Legislativa en materia de contaminación del agua para consumo humano.***

La evolución y los avances que ha tenido la normatividad en la materia son sumamente importantes. Sin embargo, como se desprende del apretado análisis que hemos efectuado es necesario impulsar iniciativas de leyes, reformas, modificaciones y adecuaciones a las leyes ya existentes, que no sólo regulen la prevención para evitar la contaminación del agua, sino que también establezcan responsabilidades por los daños que estos actos conllevan. Para llevar a cabo esta idea, es necesario conjuntar una acción ciudadana, aunada a la participación de foros e instituciones como la RETAC-CONACYT, que no solamente apoyen estas propuestas si no que también tengan una amplia difusión. Los municipios del país, han dado un paso adelante, pero carecen de un aparato legislativo por lo que impulsan esta materia a través del único instrumento jurídico de su competencia: El reglamento. Un ejemplo de ello lo constituye el Reglamento para la prevención y control de la contaminación del agua en el municipio de Mérida, que regula entre otras cosas, la posible contaminación del agua para consumo humano, apoyándose en el marco jurídico federal que ya hemos enumerado, así como en las normas

oficiales mexicanas que también hemos señalado. Por lo breve del espacio, resulta difícil definir una propuesta más concreta; sin embargo

prevalece en nosotros el ánimo de llevarla a cabo con la ayuda de este foro.

22. Cuantificación de Arsénico en Aguas Termales de Importancia Recreacional en el Estado de Chihuahua

Moreno López, M.V; González Pico, L.F.; Benavides Montoya, A.; Rubio
Gómez, A.D.; Miranda Navarro, S.V.

INTRODUCCIÓN

El estado de Chihuahua cuenta con diversas regiones de aguas termales que se utilizan principalmente con fines recreativos o como tratamientos curativos. Estas aguas se clasifican según sus propiedades físicas y químicas, por lo que dependiendo de su composición pueden ser cloruradas, sulfatadas y ferruginosas (Pauwels, 1996). Además de los elementos típicos de los que se compone el agua, como son Na, K, Mg y Ca, los cuales se determinan fácilmente, los elementos comúnmente encontrados en las aguas termales son As, S, Sb, B, Tl y Hg (Taran et. al., 2008; McKenzie et.al., 2001).

El arsénico actúa como un tóxico de acción crónica. Se acumula en el organismo de forma irreversible a través de los años. Se absorbe por vía oral, respiratoria y cutánea siendo la liposolubilidad el factor principal que facilita su ingreso al organismo. Se deposita en hígado, riñón, leucocitos, bazo, pulmón, pelo, uñas y en la hemoglobina. La excreción se realiza por medio del riñón, bilis, materia fecal, pelos, uñas y piel. Existen, asimismo, informes que indican un incremento de enfermedades cardiovasculares, diabetes, desórdenes neurológicos y desórdenes hematológicos en los grupos expuestos a concentraciones altas de

arsénico (Guber et. al., 2009). En relación con su letalidad potencial, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, (USEPA), clasifica al As como carcinógeno del grupo A y el Centro de Investigaciones sobre Cáncer lo incluye en el grupo I indicando en ambos casos que el agente (o una mezcla que lo contenga) es carcinógeno para los seres humanos (Cantor y Lubin, 2007). El objetivo de este estudio es determinar el contenido de arsénico presente en las aguas termales de los sitios más visitados en nuestro estado con fines recreativos o como tratamientos curativos y evaluar si cumplen con los valores máximos permitidos por normatividad o representan un riesgo para la salud de las personas que frecuentan estos lugares.

METODOLOGÍA

Los muestreos se realizaron a principios del mes de julio del 2009, la ubicación de los sitios de muestreo se presenta en la figura 1, los cuales se seleccionaron debido a su importancia en el estado de Chihuahua por su uso recreativo. Se tomaron tres muestras de agua en cada punto y muestras de sedimento en San Diego de Alcalá. Se midió en sitio la

conductividad eléctrica, potencial de hidrógeno (pH) y temperatura de las muestras de agua.

Preparación de Muestras

Agua: Se utilizó un digestor de microondas marca CEM modelo MarsX, siguiendo el método SW3015 de la EPA.

Sedimento: Las muestras de sedimento se digirieron en parrilla de calentamiento, pesando 0.5 g de muestra (peso seco) y adicionando 10 ml de HNO₃. Sólo se encontró la presencia de sedimento en San Diego de Alcalá, donde se colectaron muestras por duplicado en dos sitios de este lugar, en los sitios de muestreo Los Manantiales y Ojo Caliente las muestras se tomaron en áreas dentro de los balnearios y no fue posible el acceso a los sitios en donde se encuentra el sedimento.

Análisis Químicos. El análisis químico de las muestras se realizó en el espectrofotómetro de absorción atómica de la marca GBC, modelo Avanta Σ, utilizando como sistema de introducción de muestra un generador de hidruros de la marca GBC, modelo HG 3000. Las disoluciones estándar de calibración se prepararon por diluciones sucesivas del material de referencia certificado de 1000 ± 3 mg/L de arsénico de la marca High Purity.



Figura 1.- Ubicación de los sitios de muestreo.

RESULTADOS

Los valores de pH encontrados en las muestras de agua se encuentran dentro del límite máximo permisible para embalses naturales y artificiales (NOM-001-ECOL-1996). Respecto a los datos encontrados de conductividad eléctrica estos son característicos de este tipo de sitios, sin embargo se observa que en Ojo Caliente se presentan una mayor cantidad de sales disueltas. Los valores de temperatura encontramos que coinciden con los reportados por Cidu y Bahaj (2000) entre 31-52 °C (Tabla 1). El arsénico es uno de los elementos considerados dentro de la normatividad mexicana NOM-001-ECOL1996, la cual establece como límite máximo permisible para descarga de agua residual en ríos de uso público urbano y en humedales naturales una concentración de 100 µg/L en promedio mensual y 200 µg/L en promedio diario, lo cual indica que la concentración de arsénico en los sitios estudiados se encuentra en el límite máximo permisible por esta normatividad, presentándose la mayor concentración (170.337 µg/L) en San Diego de Alcalá, seguido por Ojo caliente (164.324 µg/L), estos valores coinciden con los encontrados por Galindo y colaboradores (2005) en un estudio realizado en aguas termales de Tucumán, Argentina. En el caso de las muestras de sedimento de San Diego de Alcalá se encontraron concentraciones de arsénico que nos indican una severa contaminación por arsénico, por lo que es muy importante darle seguimiento a estudios en los cuales se propongan alternativas de remediación a esta situación (tabla 2). Por otro lado es necesario realizar estudios de especiación de arsénico ya que la principal especie encontrada en estudios realizados en

aguas termales en Naples, Italia por Valentino y colaboradores (2003) fue arsenito (As^{III}), siendo esta la especie más tóxica de este elemento.

Tabla 1. Valores promedio de conductividad eléctrica, temperatura y pH de las muestras de agua.

Temperatura pH

| | (°C) | | |
|----------------------------|------|------|------|
| Ojo Caliente | 3390 | 38.1 | 6.65 |
| Los Manantiales | 1503 | 43.0 | 7.76 |
| San Diego de Alcalá | 1604 | 43.2 | 7.42 |

Tabla 2. Concentración de arsénico

presente en las muestras de agua y sedimento.

| Sitio de muestreo | Conductividad Eléctrica ($\mu S/cm$) | Concentración de Arsénico ($\mu g/L$) | |
|-----------------------------------|--|---|-----------------|
| | | Ojo Caliente | Los Manantiales |
| San Diego de Alcalá | | 164.324 | 170.337 |
| San Diego de Alcalá (Sedimento 1) | | 106.641 | 6213.750 |
| San Diego de Alcalá (Sedimento 2) | | | 4377.600 |

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio nos indican que la concentración de arsénico en el agua de los sitios analizados se encuentra en el límite máximo permitido por la normatividad mexicana para aguas de uso público urbano en embalses naturales y artificiales. Respecto a los resultados de sedimento se concluye que es necesario tener un mayor control en los sitios de aguas termales utilizados principalmente para fines curativos, ya que en estos la piel de las personas está completamente en contacto y por tiempos prolongados con el sedimento. Es evidente en esta investigación que el arsénico

se concentra en el sedimento de los cuerpos de aguas termales alcanzando concentraciones tan altas que es sumamente nocivo para el ser humano, por lo que se recomienda realizar un monitoreo continuo de estos sitios, principalmente en el verano, ya que es en esta época cuando son visitados por un gran número de personas.

REFERENCIAS

Cantor K.P., J.H. Lubin. 2007. Arsenic, internal cancers, and issues in inference from studies of low-levels exposures in human populations. *Toxicol Appl Pharmacol.* 222. 252-257.

Cidu R., Saadia B. 2000. Geochemistry of thermal waters from Morocco. *Geothermics.* Vol. 29. 407-430.

Galindo G., J. L. Fernández, M.A. Parada, D. G. Torrente. 2005. El arsénico en las aguas termales del sur de la cuenca del Río Salí, Tucumán, Argentina. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea. ISBN: 987-05-0058-7. 63-72.

Guber M.S., L. Tefaha, N. Arias, N. Sandoval, R. Toledo, M. Fernández, C. Bellomio, M. Martínez, A. Soria de González. 2009. Contenido de arsénico en el agua de consumo en Leales y Graneros (Provincia de Tucumán-Argentina). *Acta Bioquím Clín Latinoam.* 43 (2). 201-207.

McKenzie E., K. Brown, S. Cady, K. Campbell. 2001. Trace metal chemistry and silicification of microorganisms in geothermal sinter, Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Geothermics.* Vol. 30. 483-502.

NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes Nacionales.

Pauwels H., C. Fouillac. (1997). The isotopic and chemical composition of CO₂-rich thermal waters in the Mont-Dore region (Massif-Central, France). *Applied Geochemistry*, Vol. 12, 411-427.

Taran Y., D. Rouwet, S. Inguaggiato, A. Aiuppa. 2008. Major and trace element geochemistry of neutral and acidic thermal springs at El Chichón volcano, Mexico-

Implications for monitoring of the volcanic activity-. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. Vol. 178. 224–236.

Valentino G.M., D. Stanzione. 2003. Source processes of the thermal waters from the Phlegraean Fields (Naples, Italy) by means of the study of selected minor and trace elements distribution. *Chemical Geology*. Vol. 194. 245-274

23. Optimización del diseño de un sistema de potabilización de agua mediante destilación solar, utilizando simulación en TRNSYS.

Juárez-Trujillo, A.; Martín-Domínguez, I.R.; Alarcón-Herrera, M. T.

RESUMEN

En éste trabajo se presentan resultados de la simulación y análisis paramétrico del funcionamiento de un sistema de destilación solar de agua. El sistema está dotado de colectores solares y un tanque de almacenamiento térmico, consta también de dos intercambiadores de calor, un evaporador de torre empacada y un condensador a base de tubos de calor. Mediante la simulación en TRNSYS se identificaron las condiciones de operación importantes para el diseño óptimo. La temperatura alcanzada por el aceite térmico en el termo tanque es dependiente del tipo de colectores solares utilizados en el sistema. La utilización de colectores solares de tubos evacuados permite alcanzar temperaturas mayores, así como la utilización del control de flujo permiten mantener la temperatura del agua en un rango deseado obteniendo la máxima cantidad de destilado posible. El análisis paramétrico permitió determinar el efecto que tiene el sistema al variar el número de colectores solares, el volumen de termotanque y flujos de agua de alimentación con respecto a la producción de destilado, en kilogramos de agua destilada por metro cuadrado de

colectores utilizados. Con ello se determinan las características del diseño óptimo del sistema de destilación propuesto. Con estos aspectos se tiene una importante eficiencia global del sistema, proveyendo con ello una alternativa competitiva para la purificación de agua en zonas desérticas.

INTRODUCCIÓN

El agua es el elemento esencial para todas las formas de vida, incluida la humana, pero tal y como se encuentra en la naturaleza por lo general no puede ser utilizada sin riesgo para el consumo humano, y requiere ser tratada para eliminar las sustancias y organismos que pueden ser dañinos para la salud [Bouchekeima, 2003].

Un método muy útil para la potabilización del agua es la destilación. El proceso de destilación es altamente eficaz en remover contaminantes presentes en el agua, ya que al cambiar del estado líquido al gaseoso, se lleva a cabo una total separación entre las moléculas de agua y las impurezas [Bermudez, *et al.*, 2008]. No obstante es importante señalar que el proceso de destilación requiere la utilización de grandes cantidades de energía térmica, necesaria para ocasionar el cambio de

fase en el agua. En la actualidad el principal suministro de energía para estos procesos se obtiene a partir de la combustión de combustibles fósiles, derivados del petróleo. Sin embargo, esto tiene fuertes consecuencias ambientales por la contaminación e incremento de los gases con efecto de invernadero que provoca, además de que las fuentes de energía fósil están por agotarse. Una alternativa energética sustentable es la utilización de energías renovables, que adicionalmente no contribuyen al incremento del CO₂ en la atmósfera. Tal es el caso de la energía solar, que además es más abundante en donde más se requiere contar con agua potable [Jiang, 2010; Peidong, *et al.*, 2009]. Por lo tanto, la potabilización de agua por destilación mediante el uso de energía solar térmica es una opción viable técnicamente, que no contribuye al aumento en la concentración de gases de invernadero en la atmósfera terrestre, y que puede ser económicamente viable y de amplia aplicación si se diseñan adecuadamente los sistemas requeridos para su implementación [Bermudez, *et al.*, 2008].

METODOLOGÍA

Se presenta un sistema para la destilación solar de agua, en el cual cada proceso ocurre en un dispositivo diseñado específicamente para tal fin. Se muestra como el sistema se modeló utilizando el paquete TRNSYS y se analizan los resultados obtenidos mediante simulación.

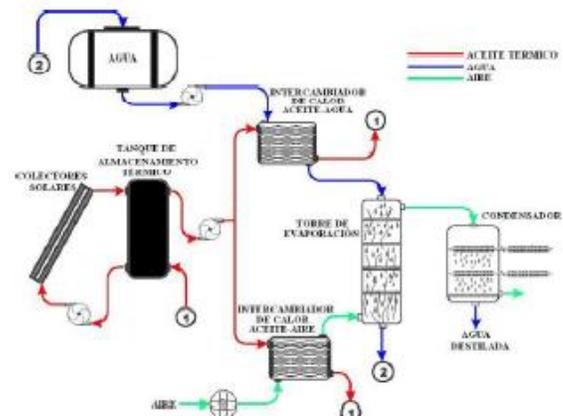


Figura 1. Sistema de destilación

Como se muestra en la figura 1, el sistema propuesto consta de un campo de colectores solares, un termo tanque de almacenamiento térmico, dos intercambiadores de calor para el calentamiento del agua y el aire, un evaporador y un condensador. Mediante el uso de colectores solares de tubos evacuados se calienta el aceite térmico, y la energía es almacenada en un termo tanque estratificado térmicamente. La energía almacenada en el termo tanque se utiliza para calentar la corriente de agua y aire que entran a la torre de evaporación mediante los intercambiadores de calor. Un control de flujo mantiene la temperatura del agua lo más alta posible sin que llegue a su punto de ebullición. La torre de evaporación trabaja a contra flujo, entrando agua por la parte superior y aire por la parte inferior, en este sistema se tiene intercambio de calor y masa por contacto directo, humedeciendo el aire que posteriormente entrara al condensador para separar el agua destilada. Se modeló el sistema descrito en la plataforma de simulación TRNSYS. Utilizando las condiciones climáticas de la ciudad de Chihuahua, México, se realizó un estudio paramétrico del sistema para determinar el efecto de utilizar 2 y 6 colectores solares, volúmenes de termo tanque de 0.5, 0.8, 1, 1.2 y 1.5 m³, y flujos de agua de 1 a 150 kg/h. Se simula el comportamiento del sistema a lo largo

de un año de operación continua, contabilizando la cantidad de condensado que se logra producir durante ese periodo de tiempo. El objetivo del análisis es determinar cómo varía la producción de destilado, en kilogramos de agua destilada por metro cuadrado de colectores utilizados. Con ello se determinan las características del diseño óptimo del sistema de destilación propuesto.

RESULTADOS

Analizando los resultados obtenidos mediante simulación, se observa que el tipo de colectores solares, el almacenamiento térmico y los flujos de agua y aire son los parámetros más importantes en el sistema de destilación. La energía almacenada en el termo tanque es dependiente de la cantidad de energía solar disponible y de la capacidad de los colectores solares en transformar la radiación del sol en energía térmica. Empleado un control de flujo de aceite caliente, se logra mantener controlada la temperatura del agua de alimentación a la torre de destilación en 90°C. Con ello la tasa de producción de destilado se mantiene constante en el más alto valor de posible, como se muestra en la figura 2.



Figura 2. Temperatura del aceite, del agua y cantidad de destilado en un día de operación

Los resultados del análisis paramétrico muestran que, para un sistema dotado con 2 colectores solares la máxima producción de destilado se obtiene cuando se hacen fluir 20 kg/h de agua por la columna de evaporación;

en este caso el tamaño de termo tanque no tiene efecto significativo en la producción del destilado, como se puede ver en la figura 3.

Al aumentar el número de colectores solares utilizados en el sistema, se observa que es necesario aumentar también la tasa de flujo de agua de alimentación a la columna de evaporación, para conseguir la mayor producción de destilado. El efecto del tamaño de termo-tanque tiene ya un efecto significativo en la producción. En este caso para un sistema dotado de 6 colectores solares, la máxima producción de destilado se tiene con una un flujo de alimentación de agua a la torre de 50 kg/h y un termo-tanque de 1.5 m³, como se puede ver en la figura 4. En las figuras 3 y 4, se aprecia como al aumentar el flujo de agua que se alimenta a la columna de evaporación, la tasa de producción de destilado disminuye significativamente, lo que deja claro que existe una tasa de flujo óptima para cada diferente diseño del sistema de destilación.

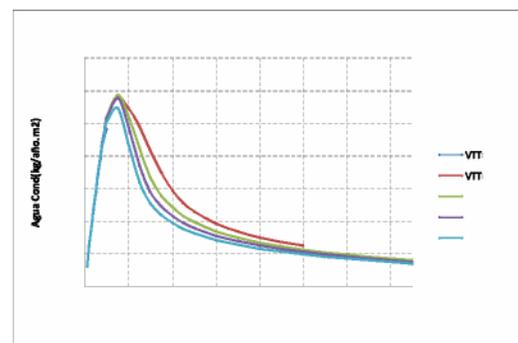


Figura 3. Producción de destilado por metro cuadrado de colección solar para 2 colectores.

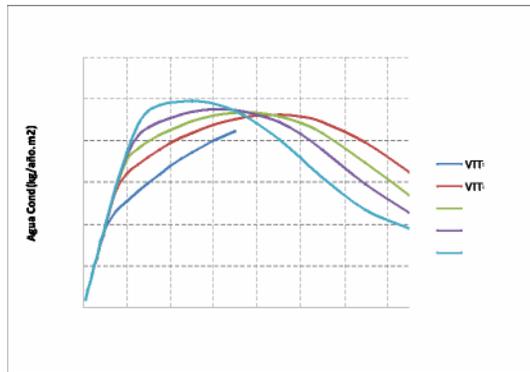


Figura 4. Producción de destilado por metro cuadrado de colección solar para 6 colectores.

CONCLUSIONES

Se muestra objetivamente que la simulación numérica permite conocer el comportamiento detallado de cualquier sistema térmico, y en base a ese conocimiento es posible tomar decisiones de diseño que permitan optimizar el funcionamiento del mismo. El proceso de diseño de sistemas térmicos, el comportamiento de la sustancia de trabajo debe ser el objetivo principal de atención, y los dispositivos físicos se deben de seleccionar y dimensionar para que permitan a la sustancia de trabajo comportarse como se desea. El uso de la

energía solar ofrece una perspectiva prometedora para la cobertura de las necesidades fundamentales de agua potable en regiones remotas, donde la conexión a la red eléctrica no es factible y donde la escasez de agua potable es grave.

REFERENCIAS

- Bermudez C., Thomson M., Infield D., (2008). Renewable energy powered desalination in Baja California Sur, Mexico. *Desalination*, v.220, Issues 1-3, pp.431-440.
- Bouchekima B., (2003). A small solar desalination plant for the production of drinking water in remote arid areas of southern Algeria. *Desalination*, v.159, Issue 2, pp.197-204.
- Jiang H., (2010). Promotional policy for renewable energy development in Taiwán, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.14, Issue 3, pp.1079-1087.
- Peidong Z., Yanli Y., Jin S., Yonghung Z., Lisheng W., Xinrong L., (2009). Opportunities and challenges for renewable energy policy in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.13, pp.439-449.

24. Alternativas para Reducir Arsénico en Agua para Zonas Rurales del Estado de Chihuahua

Villalba, M. de L.; Colmenero Sujo, L.; Estrada, G.; Royo Ochoa, M.; Pinales Munguía, A.; García Fierro, A.

La regulación y control de los contaminantes en el agua suministrada para el consumo humano en zonas semidesérticas como es el estado de Chihuahua constituye uno de los retos más importantes. En el año de 1996 se estudiaron las características de las aguas subterráneas en dos zonas del sur del estado de Chihuahua; la zona de Delicias-Meoqui y la zona de Jiménez-Camargo. Este estudio determinó la existencia de una falla natural de arsénico, localizada entre las capas geológicas del subsuelo con dirección NO-SE y con una longitud de 200 Km.

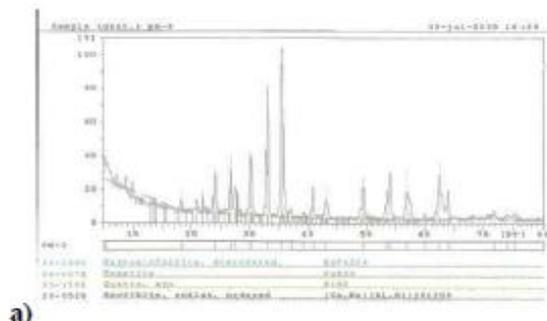
En Chihuahua existen comunidades rurales como Orinda, Municipio de Rosales, localizada a 40 min de la ciudad capital donde su fuente de abastecimiento de agua potable presenta concentraciones de arsénico por arriba de los límites permisibles de 0.025 mg/l, según la Normatividad Mexicana.

El objetivo de este trabajo es el desarrollo de alternativas simples y de bajo costo que permitan remover a nivel domiciliario, el arsénico natural presente en las aguas subterráneas que son usadas para consumo en poblaciones rurales con recursos económicos bajos, del estado de Chihuahua. Para lograr tal objetivo se realizaron dos tipos de pruebas. La

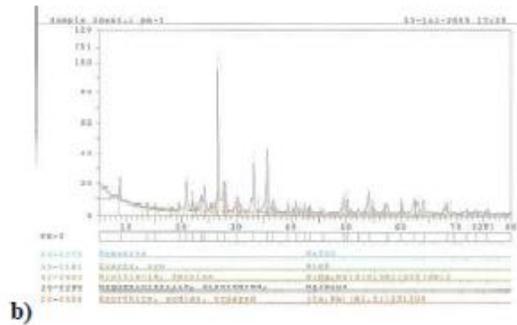
primera consistió en el empleo directo de arenas naturales (La Haciendita y Desierto de Samalayuca). La segunda en el empleo de la arena La Haciendita con adición de FeCl₃ directa en agua.

Filtros Arenas Naturales

Se tomaron 100 kg de cada arena (La Haciendita y Desierto de Samalayuca). Se etiquetaron y trasladaron al laboratorio de materiales de la Facultad de Ingeniería de la UACH. Ambas arenas se cribaron (malla 50), y lavaron directamente con agua destilada para retirar la materia orgánica contenida. Se secaron al ambiente. La mineralogía de ambas arenas se determinó mediante un Siemens D 500-X-Ray-Diffractometer perteneciente al Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV). Los espectros generados mostraron la presencia de Fe₂O₃ y MgFe₂O₄ en las dos arenas (ver figura 1).



a)



a) Arena Haciendita

b) Arena Desierto de Samalayuca

Figura 1. Espectros de Difracción de rayos X.

Se construyeron dos columnas con tubos transparentes de 9 cm. diámetro y 90 cm. de largo. La columna A se empaco con 5 cm. de grava (malla 20) y 80 cm de arena (5 kg.) de La Haciendita en tanto que en la columna B se utilizó arena del Desierto de Samalayuca, ambas previamente cribada y lavada, esto se realizo por duplicado. Se tomó aguas de pozo de poblaciones rurales que rebasan los límites máximos permisibles indicados por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Se selecciono el pozo denominado POZO 1, el cual presento mayor concentración de arsénico. Este se localiza en la comunidad de Orinda, Municipio de Rosales, ubicado a 80 Km de la ciudad de Chihuahua. Este pozo abastece de agua potable aproximadamente a 100 personas entre niños, adultos y ancianos. Algunas de estas personas muestran visibles problemas de salud relacionados con la ingesta de arsénico. Se recoletaron 60 litros de agua (POZO 1) en recipientes de polietileno de 20 litros, conforme a la norma ASTM, 1999. Se determino el pH, temperatura y conductividad, las cuales fueron: pH = 7.69, Temp = 23.5°C y conductividad = 506 µs. La muestra recolectada se vertió en un tanque de almacenamiento. Se tomo una alícuota de 130 ml. para medir el contenido de

arsénico inicial. Las columnas A y B se alimentaron por goteo constante mediante gravedad, tomándose una alícuota puntual de 130 ml. cada 3 horas. Las determinaciones del elemento de arsénico antes y después del proceso de filtrado se llevaron a cabo mediante la técnica de absorción atómica conforme la Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001 para el análisis de agua-determinación de metales por absorción atómica en agua naturales, potable residuales y residuales tratadasmétodo de prueba. Las determinaciones de arsénico se realizaron en el laboratorio de Sanitaria en la Facultad de Ingeniería, mediante un espectrómetro de absorción atómica con análisis de inyección de flujo por generador de hidruros, Perkin Elmer 3100. Los estándar empleados fueron 0.002, 0.005, 0.1 y 0.2 mg/l proveniente de solución 1000 µg/ml de arsénico J.T. Baker 500 ml. Se realizó inter-comparación con el laboratorio de Análisis Químicos de la Facultad de Ciencias Químicas, UACH.

Filtro arena La Haciendita y adición de FeCl3 directa al agua .

Se agrego FeCl3 directamente al agua (1 mg de FeCl3/20 litros de agua) del Pozo 1, esta prueba se llevo a cabo en 60 litros de agua. Se usó una columna con arena La Haciendita. Esta se alimentó por goteo constante mediante gravedad. Tomándose una alícuota puntual de 130 ml. cada 3 horas. Las determinaciones de arsénico antes y después del proceso de filtrado se llevo a cabo mediante la misma técnica de absorción atómica empleada en la sección de los filtros de arenas naturales.

RESULTADOS

La remoción de arsénico que se llevo a cabo en las columnas A y B dependió directamente de las interacciones moleculares del sistema

arsénico/agua/arcilla donde se establecieron enlaces que permitieron que las superficies activas acomplejen al arsénico presente en el agua por reacciones químicas intermoleculares entre el arsénico y la superficie activa. La adsorción de arsénico se ve favorecida por el contacto entre las dos fases a lo largo de las columnas por intercambio de ligantes, enlace de hidrogeno e interacciones eléctricas en la superficie (electrostática y polarización). El promedio de la remoción de arsénico de la arena Haciendita fue 60.12% en tanto que el de la arena del Desierto de Samalayuca fue 58.79%. La diferencia del porcentaje de remoción entre ambas arenas es relativamente baja y se atribuye al contenido mayor de Fe_2O_3 y $MgFe_2O_4$ en arena La Haciendita, ya que el elemento fierro es primordial para la remoción. Es importante mencionar que el porcentaje de remoción de arsénico en ambas columnas se presento desde el primer paso por las columnas y se mantuvo constante durante el periodo de duración del experimento de 33 horas continuas. La remoción de arsénico que presentaron estas arenas fue mayor que el reportado por Medina y Esparza (1998) que utilizaron diferentes materiales como arcilla/sulfato de aluminio, arcilla/cloruro férrico y combinación de arcillas, coagulantes y cloro, obteniendo porcentajes de remoción de 29.5 a 38.2, 52.3 a 63.2 y 65.0 a 92.0% respectivamente. En cuanto al porcentaje de remoción obtenido con la adicción de $FeCl_3$ directamente al agua y haciéndola pasar por el material filtrante La Haciendita fue de 83.60%, este valor fue mayor a las que presentaron las arenas naturales, reduciendo la concentración de arsénico a los límites máximos permisibles de $10 \mu g/l$ indicados por la Norma Oficial Mexicana. En tanto al tratamiento con $FeCl_3$ directamente en agua y arena La Haciendita presento menor porcentaje de remoción que la

combinación de arcillas, coagulantes y cloro propuesto por Medina y Esparza con remoción del 92%. Sin embargo es importante mencionar que lo más trascendental de esta alternativa es lo económico y la facilidad para aplicarse a nivel domiciliario.

CONCLUSIONES

Los porcentajes de remoción de arsénico de las arenas naturales La Haciendita y Desierto de Samalayuca son ineficientes ya que no alcanzan a reducir el contenido de arsénico a los niveles que indica la Norma Oficial Mexicana Nom-127-SSA1-1994. En cuanto a la combinación de $FeCl_3$ directamente en agua y arena La Haciendita como material filtrante reducen la concentración de este elemento por debajo del límite máximo permisible de $10 \mu g/l$. Esta última alternativa resulta relevante, por ser una opción viable de bajo costo y fácil de aplicar en los domicilios rurales para disminuir la concentración de arsénico en agua y con ello los efectos que ocasiona ingerir este veneno. Se recomienda una vez saturada la arena se emplee ésta en construcción.

REFERENCIAS

- Castro M. 2005. *Remoción de arsénico en agua de bebida y biorremediación del suelo*. Organización Panamericana de la Salud. HDT-CEPIS No. 96. pp. 1-12.
- Cebrian, ME., Albores, A., Aquilar, M., Blakely, E. 1983. *Chronic arsenic poisoning in the North of Mexico*. *Human Toxicology* 1983:2:121-133.
- Dermatas D. y Meng X. 2004. *Removal of As, Cr and Cd by absorptive filtration*. *Global Nest : The Int J*. Vol. 6 No. 1 pp. 73-80
- Esparza M.L y Medina M.W. 1998. *Abatimiento de Arsénico en agua subterránea para zonas rurales*. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

- Hartley W. Edwards R. Lepp N.W. 2004. *Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short and long term leaching test.* Environmental Pollution. Volumen 131. pp. 495-504
- Nimick, D.A. 1994. *Arsenic transport in surface and ground water in the Madison and Upper Missouri River Valleys, Montana.* EOS pp.247
- [Ryk-01] Ryker, S.J. 2001. *Mapping arsenic in groundwater: A real need, but a hard problem.* Geotimes New magazine of the Earth Sciences 46(11):34-36
- Sunbaek B. Korfiatis G.P. Xioaguard M. 2005. *Removal of arsenic from water by Zero-valent iron.* Journal of Hazardous Materials. pp. 61-67.
- Van Geen, A., Zheng, Y., Vesteeq, R., Stute, M., Horneman, A., Dhar, R., Steckler, M., Gelman, A., Ahsan, H., Graziano, J.H., Hussain, I., y Ahmed, K.M. 2003. *Spatial Variability of Arsenic in 6000 Tube Wells in a 25 km sup 2 Area of Bangladesh.* Water Resources Research 39(5):1 140. doi:10.1029/2002WR001617.
- Vega, S.G. 2005. *Riesgo Sanitario ambiental por la presencia de arsénico y fluoruros en los acuíferos de México.* Comisión Nacional del Agua. Gerencia de Sanitaria y Calidad del Agua.

25. Hidrogeología y Elementos Traza, en la Cuenca del Río Conchos: Área Jiménez – Camargo, Chihuahua, México.

Royo-Ochoa, M.; Chávez-Aguirre, R.; Morton-Bermea, O.; Hernández-Álvarez, E.; Pinales-Munguía, A.; Villalba, M de L.; Espino-Valdés, M. del S.; De la Garza-Aguilar, R.; Colmenero-Sujo, L.H.; Royo-León, M.; Urrutia-Fucugauchi, M.; Alva-Valdivia, L. M.; GonzálezRangel, J.A.

INTRODUCCIÓN

La Facultad de Ingeniería U.A.CH. y el Instituto de Geofísica, U.N.A.M., a través de un convenio de intercambio académico desarrollan estudios interdisciplinarios que se vienen realizando en el estado de Chihuahua; estos forman parte de un proyecto de investigación a largo plazo, que permitirá comprender mejor el entorno geológico y geohidrológico de la zona, conceptualizado dentro de un marco tectónico regional. El acuífero de Jiménez - Camargo, que se ubica al sur de la ciudad de Camargo, Chih., ha sido explotado con mayor intensidad desde hace más de cincuenta años, con propósitos agrícolas, pecuarios y de abastecimiento de agua potable en las localidades de la región; en cuanto al aspecto de abastecimiento, en años recientes, este ha preocupado a los organismos federales y estatales (CNA y JCAS), por la calidad del agua, pues durante la ejecución de análisis químicos de las aguas, se han detectado en ocasiones valores altos de algunos elementos traza en algunos pozos destinados a este objeto.

MATERIALES Y MÉTODOS

La realización de este estudio, ha comprendido varias etapas, que se describen a continuación:

- 1.- Recopilación de Información. La información hidrogeológica que fue obtenida, proviene principalmente de informes inéditos de pozos del área, proporcionados por la Comisión Nacional del Agua; así como de informes que sobre estudios geohidrológicos fueron realizados, para la mencionada Comisión.
- 2.- Revisión Bibliográfica. Una vez que se obtuvo la información, fue sujeta de análisis, con el propósito de lograr información básica para la realización de este proyecto. También dentro de esta actividad fueron revisados artículos de varios autores, referentes a la geohidrología, así como textos relativos a estos tópicos. Dentro de esta etapa también se revisó información climatológica, como: Boletines meteorológicos y cartas referentes a fenómenos atmosféricos.
- 3.- Trabajo de Campo. Se realizó un censo de aprovechamientos (pozos y norias) en la región, realizando durante ese período mediciones piezométricas. También se llevaron a cabo recorridos

geológicos., con el objeto de familiarizar al autor, con la estratigrafía del área. Durante el estudio se realizaron recorridos en los cuales se recabó información geohidrológica, y se tomaron veintiocho muestras distribuidas en el acuífero, utilizando parámetros de distancia obtenidos con métodos geoestadísticos (RoyoOchoa, M., 1994), en pozos de uso agrícola y pecuario.

4.- Trabajo de Gabinete. Básicamente en esta etapa, se procesó la información compilada y la de campo. Se elaboraron planos para situar los valores de transmisividad obtenidos, así como para los valores de elevación del nivel estático. También en esta etapa se formó el plano geológico y se interpretaron secciones geológicas verticales, apoyadas en información geofísica sísmica (oral) proporcionada por PEMEX, así como en geofísica eléctrica de Consultores en Agua Subterránea, S.A. (1987) También durante este periodo de trabajo se diseñó una red de muestreo basada en parámetros geoestadísticos.

5.- Análisis químicos. Se llevaron a cabo en el Instituto de Geofísica U.N.A.M. en el LUGIS con el ICP-MS, por trece elementos traza: V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, Tl y Pb.

6.- Análisis de resultados y redacción. Finalmente, al concluir las anteriores etapas, dentro de la metodología aplicada se procedió a la redacción del escrito, en la cual se incluyen la información y conclusiones obtenidas.

7.-

RESULTADOS

En el área de estudio afloran rocas que van en edad desde el Mesozoico hasta el Reciente. El acuífero se aloja en las unidades más jóvenes (Cuaternario), que están conformadas por materiales detríticos, de origen aluvial; estos sedimentos se depositaron en un valle tectónico (fosa) originada durante la etapa extensional del Terciario. Volcanismo de composición basáltica se manifiesta a finales del Terciario y quizá en el Cuaternario, encontrándose al parecer interestratificado con los sedimentos clásticos de relleno. El acuífero se aloja en un medio poroso granular, que desde el punto de vista de su conductividad hidráulica es heterogéneo y anisotrópico; es un acuífero libre, cuyo flujo subterráneo tiene una dirección predominante hacia el norte ; los valores de transmisividad en el acuífero oscilan entre 3.46 m²/día y 1987.2 m²/día.. La recarga principal del sistema acuífero se da por la infiltración de aguas proveniente de corrientes superficiales, preferentemente por los ríos Florido, Valle de Allende y Parral (afluentes del río Conchos), también debe ser considerable la que aporta el campo basáltico que se ubica en la parte central del área; las principales descargas se dan por la extracción que se realiza por los más de 1100 pozos y las aproximadamente 350 norias. El acuífero se encuentra sobreexplotado, y su abatimiento varía entre los 0.50m. y 2.5 m por año. Durante el estudio se tomaron veintiocho muestras distribuidas en el acuífero, utilizando parámetros de distancia obtenidos con métodos geoestadísticos, en pozos de uso agrícola y pecuario, las cuales fueron analizadas en el ICP-MS del LUGIS (IGEOF UNAM) por trece elementos traza: V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, Tl y Pb. Con los resultados y otra información geoquímica

compilada, se pretende establecer un modelo hidrogeológico sobre su origen.

DISCUSIÓN

El acuífero se aloja en un medio poroso granular, que desde el punto de vista de su conductividad hidráulica es heterogéneo y anisotrópico ; es un acuífero libre, cuyo flujo subterráneo tiene una dirección predominante hacia el norte ; los valores de transmisividad en el acuífero oscilan entre 3.46 m²/día y 1987.2 m²/día.. La recarga principal del sistema acuífero se da por la infiltración de aguas proveniente de corrientes superficiales, preferentemente por los ríos Florido, Valle de Allende y Parral, también puede ser considerable la que aporta el campo basáltico que se ubica en la parte central del área; las principales descargas se dan por la extracción que se realiza por los más de 1100 pozos y las aproximadamente 350 norias. El estado en el que se encuentra el acuífero es el de sobreexplotación, y su abatimiento oscila entre los 0.50 m. y 2.5 m por año. De los trece elementos analizados: V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, Tl y Pb. , en los 28 pozos muestreados, los resultados obtenidos permiten dividirlos en cuanto a su abundancia, en dos poblaciones, por un lado los que tienen valores más altos en los pozos de número bajo (aproximadamente del 1 al 12), Pb, Tl, Sn, Cd, Zn y Ni; y por el otro aquellos que tienen valores más altos en los pozos de número mayor (aproximadamente del 13 al 28), Mo, Cu, As, Co, Cr, V y Mn. Los pozos de número bajo se agrupan en la parte sur-centro del área, y en la zona de Búfalo. Los pozos de número alto se hallan ubicados preferencialmente, desde el SE de Jiménez hasta el norte del área estudiada, en el entorno de Camargo, siguiendo toscamente el trayecto del Río Conchos. En base a las tablas de

resultados se elaboraron dos diagramas de correlación, uno de As Vs. T°C, y el otro de V Vs. As. El primero muestra una correlación entre los valores más elevados en ambos casos. Los valores más bajos de As correspondiendo a los ~18° C, y los más altos al rango de ~24° C a los ~27° C. En el diagrama de correlación entre el V el As, en términos generales, la correlación entre ambos elemento es muy buena, al parecer se acompañan constantemente, y además muestran que en el crecimiento de valores los dos participan en conjunto.

CONCLUSIONES

- 1.- En el área de estudio afloran rocas que van en edad desde el Mesozoico hasta el Reciente.
- 2.- El acuífero se aloja en las unidades más jóvenes (Cuaternario), que están conformadas por materiales detríticos, de origen aluvial.
- 3.- Los sedimentos que forman el acuífero se depositaron en un valle tectónico (fosa) originada durante la Orogenia Laramídica.
- 4.- Los datos de profundidad del NE provienen de las mediciones realizadas en 81 pozos y determina que las profundidades del NE oscilan entre las 4.41 m. y los 114.62 m.
- 5.- Las profundidades medidas permitieron obtener 64 datos de elevación del nivel estático en m.s.n.m., lo que permitió conocer que la variación en altitud de esta variable, para el acuífero va de 1420 m.s.n.m. (parte sur del área), hasta 1220 m.s.n.m. (parte norte del área de estudio).
- 6.- Los valores de transmisividad en el acuífero oscilan entre 3.46 m²/día y 1987.2 m²/día.
- 7.- El acuífero de el Valle de Jiménez - Camargo se aloja en un medio poroso granular, es heterogéneo y anisotrópico.

8.- Es un acuífero libre, cuyo flujo subterráneo tiene una dirección predominante hacia el norte (en términos generales).

9.- La recarga principal del sistema acuífero se da por la infiltración de aguas proveniente de corrientes superficiales, preferentemente por los ríos Florido y Valle de Allende. También debe ser considerable la que aporta el campo basáltico que se ubica en la parte central del área.

10.- Las principales descargas se dan por la extracción que se realiza por los más de 1100 pozos y las aproximadamente 350 norias.

11.- El acuífero se encuentra sobreexplotado, y su abatimiento varía entre los 0.50 m. y 2.5 m por año.

12.- Con la información obtenida en el campo y los resultados de laboratorio, se formaron tablas

y se graficaron diagramas de correlación y de comparación cualitativa, que aunados a otra información geohidrológica y la geoquímica compiladas, han permitido establecer ciertas tendencias relativas al comportamiento de los metales pesados identificados y un posible modelo hidrogeológico sobre su origen.

REFERENCIAS

Consultores en Agua Subterranea, S.A., 1987, Actualización del Estudio Geohidrológico en las Zonas de Jiménez, Chih.

Royo-Ochoa, M., 1994, Análisis Geoestadísticos de Parámetros Hidrogeológico, Tesis de Maestría, Fac. Ing. UACH, pp.60.

26. Determinación de los niveles de exposición a Flúor y Arsénico en agua y en orina del Municipio de Peñón Blanco, Durango

López-Guzmán, O.D.; Terrones-Gurrola, R.; Ortiz-Pérez, M.D.; García-Vázquez, G.; Vértiz-Herández, A.A.

INTRODUCCIÓN

Actualmente se ha reconocido que el Flúor (F) y el Arsénico (As) son contaminantes que se encuentran presentes en el agua de bebida, han ocasionado daños a la salud a nivel mundial y su ingesta es una fuente de exposición muy importante para algunas poblaciones, por lo que se han convertido en un problema grave de salud pública ya que rebasan los límites máximos permisibles señalado por la OMS (0.7 mg/L y 0.010 mg/L, respectivamente) y en nuestro país a través de la NOM-127-SSA1-1994 (1.5 mg/L y 0.025 mg/L, respectivamente)¹. En México, la presencia de dichos contaminantes se debe a que se encuentra dentro del cinturón volcánico, con suelos ricos en F y As que contaminan los mantos freáticos, problema que se presenta en los acuíferos de Durango y otros estados^{2,3}. Se tienen reportes donde demuestran que a una ingesta prolongada de dosis elevadas de F ocasiona una intoxicación derivada en fluorosis afectando principalmente la dentadura, tejidos óseos, tejido nervioso, daño renal y desorden digestivo principalmente⁴. Con respecto al As

causa efectos carcinogénicos (cáncer de vejiga, pulmón, hígado y riñón) así como efectos no carcinogénicos (cirrosis, queratosis hiperpigmentación, desarrollo de hígado graso, gastritis, esofagitis, etc.)⁵. Dentro de estos últimos, uno de los efectos que ha sido estudiado es la asociación del As con el riesgo de desarrollar *Diabetes Mellitus* Tipo2 (DM2)⁶. El presente trabajo se realizó en la comunidad de Peñón Blanco, Dgo., ubicado al noreste de la capital; con la finalidad de cuantificar los niveles de exposición al F y As en agua y en orina de una población que ingiere y cocina con agua de grifo.

METODOLOGÍA

Se estandarizó el método potenciométrico con electrodo ion selectivo para la cuantificación de F en orina de 48 voluntarios, 37 muestras de agua de grifo y agua embotellada proveniente de dos purificadoras (n=6) que operan en dicho poblado. Para las determinaciones de As se estandarizó el método analítico para la cuantificación en agua y en orina por espectrometría de fluorescencia atómica con generación de hidruros. Se obtuvieron 35 muestras de agua de grifo, 6 de agua

embotellada (2 purificadoras) y 52 de orina. A los voluntarios se les aplicó una encuesta donde se obtuvieron datos antropométricos (edad, sexo, peso, talla, etc.) y hábitos en el consumo de agua.

RESULTADOS

Las concentraciones promedio de F (2.17 mg/L) encontradas en las muestras de agua de grifo del poblado, fueron 3.1 veces mayor a lo permitido por la OMS, aunado a lo permitido por la NOM127-SSA1-1994 sobrepasa 1.4 veces. Se encontró que la población que estaba expuesta a estas concentraciones excretaba en la orina un promedio de concentración de F de 2.60 mg/L. Con respecto al agua proveniente de la Purificadora 1 se encontró que la concentración de F estaba dentro las especificaciones de la NOM-127-SSA1- 1994 para agua embotellada (0.5 mg/L), sin embargo la Purificadora 2 arrojó concentraciones 4.6 veces mayor (2.30 mg/L). La alta exposición de esta población al F concuerda con estudios anteriores que indican que el Estado de Durango sufre de una contaminación grave por F en el agua de bebida². El 80% de la población de estudio declaró ingerir o cocinar con agua del grifo localizado en su vivienda, el otro 20% declaró utilizar agua de alguna de las purificadoras antes mencionadas. Debido a que la exposición a F es elevado, la población tiene una mayor probabilidad de desarrollar cualquiera de las patologías asociadas al F en exposición crónica, caracterizada principalmente por fluorosis dental y esquelética⁴.

Con respecto a las concentraciones promedio de As en agua de grifo fueron de 0.08 ± 0.01 mg/L, siendo éste 8 veces mayor al límite permisible por la OMS y 3.2 por la NOM-127-SSA1-1994, es decir, el 100% de las muestras se encontraron por arriba del valor de

la OMS y el 94% por la NOM-127- SSA1-1994. En cuanto al agua embotellada, el resultado de la Purificadora 1 fue de 0.0002 ± 0.0001 mg/L (n=6) y de la Purificadora 2 fue de 0.07 ± 0.01 mg/L (n=6), observándose que la primera cumple con la NOM-127-SSA1-1994 y la segunda mostró resultados muy similares a los de agua de grifo. El nivel promedio en orina de la población fue de 0.03 ± 0.004 mg As/g creatinina (0.0002-0.04 mg As/g creatinina), que al calcular el riesgo de padecer DM2⁶ (0.007 mg As/g creatinina) fue de 4.7. Esto indica que la población tiene una probabilidad de riesgo promedio de padecer dicha enfermedad del 119% (0.7-396%).

CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que la población de Peñón Blanco, Durango, está expuesta a altas concentraciones de F y As en agua de bebida por lo que es de suma importancia que la población conozca la magnitud del riesgo que representa el consumo de ésta y sus consecuencias. A pesar de que una parte de la población ingiere agua embotellada, cabe destacar que no todas las purificadoras cumplen con los parámetros establecidos por la Secretaría de Salud, en cuanto a concentraciones de F y As se refiere. Es importante entonces, establecer lineamientos o programas que ayuden a la población a cambiar sus hábitos de ingesta de agua de grifo a embotellada. Debido a que no toda el agua embotellada a la que tienen acceso cumple con las normas establecidas por la Secretaría de Salud y la OMS, es importante también establecer cuáles son las purificadoras que cumplen con los criterios de aceptación, así como dar a conocer los nombres de estas purificadoras y así la población pueda reducir el consumo de dicho elemento y evitar las patologías asociadas a esta contaminación.

REFERENCIAS

1. OMS, (2004), Guidelines for drinking water quality: recommendations, Third edition Vol. 1, World Health Organization, Geneva.
2. Trejo-Vazquez R. Alarcón-Herrera M.T., Martínez-López Y., Romero-Navar P., Moysen J.S. (1997). Niveles de fluoruros en el agua de los pozos de la ciudad de Durango. Ing. Hidráulica en México. Vol. XII, Núm. 3, pp 551-57.
3. Diaz-Barriga F., Navarro-Quezada A., Grijalva M. I., Grimaldo M., Loyola-Rodríguez J. F., Ortíz-Pérez M. D. (1997). Endemic Fluorosis in Mexico. Fluoride, 30:233-239.
4. Rodríguez-Dozal S., Alarcón-Herrera M. T., Cifuentes E., Barraza A., Loyola J.P. (2005). Dental fluorosis in rural communities of Chihuahua, Mexico. Fluoride, 38(2): 143-150.
5. ATSDR (2009). *Case Study in Environmental Medicine - Arsenic Toxicity Case Study: How Does Arsenic Induce Pathogenic Change?* Agency for Toxic Substances and Disease Register U.S., Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.
6. Navas-Ancien, A., Silbergeld, E.K., Pastor-Barriuso, R., Guallar, E. (2008) "Arsenic Exposure and Prevalence of type 2 Diabetes in US Adults". American Medical Association JAMA, No. 300, Vol. 7, pp 814- 822.

27. Fluorosis Dental en Tres Comunidades de Chihuahua, México

Rodríguez Dozal, S.; Alarcón Herrera, M.T.; Cifuentes E; Barraza Villarrreal, A.; Loyola Rodríguez, J.P.; Sanin, L.H.

INTRODUCCIÓN

En zonas áridas en particular, la población ha cavado pozos cada vez más profundos para cubrir las necesidades básicas de abastecimiento de agua potable; y por ende, la presencia de altas concentraciones de flúor en el agua de consumo. Las personas que crónicamente ingieren agua con fluoruro, aun en concentraciones relativamente bajas (1 a 2 ppm), pueden presentar fluorosis dental, caracterizada por la hipomineralización y porosidad superficial en el esmalte dental (Fejeskov *et al*). En México existe una extensa zona de fluorosis endémica en la región del centro y norte del país. Díaz-Barriga *et al* estiman que 5 millones de personas están afectadas por el alto contenido de fluoruro en el agua subterránea. Según datos proporcionados por las autoridades locales (Junta Central de Aguas), el promedio de fluoruro en algunos pozos alcanza los 5.18 ± 2.33 ppm (Meoqui); 1.61 ± 0.54 ppm (Delicias) y 3.20 ± 0.57 ppm (Julimes).

OBJETIVO

Determinar la prevalencia de fluorosis dental en la población de tres comunidades del norte de México (Julimes, Delicias y Meoqui) y asociar la misma con niveles de fluoruro en el agua de bebida.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizó una encuesta transversal (Marzo-Junio 2002) en 251 individuos de 6- 60 años, residentes de comunidades de los tres municipios arriba mencionados. El área de estudio fue dividida en 4 zonas de acuerdo al contenido de flúor en el agua. El método de muestreo de agua de pozos fue por conveniencia (ref.). La encuesta se llevó a cabo a través de entrevistas estructuradas y exámenes dentales, para evaluar el grado de fluorosis.

Los criterios de inclusión fueron:

Consentimiento de informado, residencia permanente en el lugar del estudio y edad (> 5 y < 60 años). La concentración de fluoruro en el agua fue la variable independiente, mientras que la fluorosis dental fue la variable dependiente, evaluándose de la siguiente manera: grados 1-4 (fluorosis) contra grados 0 - 0.5 (ausencia de fluorosis); grados 3-4 (moderada-severa) contra grados 1-2 (muy leve-leve). Los datos se analizaron por medio de regresión logística, utilizando para ello el paquete estadístico STATA 6.0

RESULTADOS

Las concentraciones de fluoruro en las muestras de agua de la llave variaron entre 0.7-8.6 ppm (media = 3.77 ± 2.47 ppm), con un porcentaje de error relativo de 11.4%. Como lo muestra la Grafica 1, la prevalencia de fluorosis dental en

los grados 1-4 fue de 81.7%. En la tabla 1 se observa que los individuos que viven en zonas con altas concentraciones de F tuvieron un mayor riesgo de fluorosis dental. Los residentes de la zona IV tuvieron 50% más probabilidad de presentar fluorosis dental que los residentes en la zona I. Al realizar el análisis crudo de fluorosis moderada severa se observó que la probabilidad de desarrollar este grado de fluorosis es 30% más probable cuando la concentración de F en el agua aumento 1mg/L. También se observó que los individuos que consumen menos del 75% del calcio requerido en su dieta tuvieron 90% más probabilidad de sufrir fluorosis dental que aquellos que tienen una ingesta adecuada de calcio. La figura 2 ilustra la asociación entre la concentración de fluoruro en el agua y la fluorosis dental moderada-severa (OR=1.3 IC 1.1 - 1.4) ajustando por consumo de calcio e ingesta de agua.

CONCLUSIONES

La prevalencia de fluorosis dental encontrada en este estudio, considerando los grados 1 a 4 como fluorosis, nos indica que la gran parte de la población se ve afectada por este problema. Además se observó que cuando aumentan los niveles de concentración de fluoruro en el agua el grado de fluorosis dental se eleva. En nuestro estudio aquellos individuos que cumplieron con la ingestión de calcio recomendada tuvieron menos riesgo de presentar fluorosis dental. Es evidente que existe un gran problema de salud pública en esta región y por este motivo se recomienda comenzar a tomar las medidas necesarias para que la población no continúe siendo expuesta a este contaminante, estas pueden ser disminuir los límites permisibles de fluoruro en el agua potable y campañas de sensibilización en la población y tomadores de decisiones.

28. Adsorción de Fluoruros en Solución Acuosa sobre Carbón de Hueso e Hidroxiapatita

Leyva-Ramos, R.; Medellín-Castillo, N.A.; Mendoza-Barrón, J.; Guerrero-Coronado, R.M.

INTRODUCCIÓN

El carbón de hueso ha sido utilizado ampliamente como adsorbente en la descolorización del azúcar de caña en los procesos de refinación durante muchos años y recientemente, se ha investigado la adsorción de metales pesados presentes en soluciones acuosas sobre carbón de hueso. En la literatura, se pueden consultar varios trabajos sobre la remoción de fluoruro por medio de carbón de hueso. Sin embargo, en la mayoría de estos trabajos no se estudió el efecto de las variables de operación sobre la capacidad de adsorción del carbón de hueso, reversibilidad del equilibrio de adsorción, competición del ion fluoruro con otros iones, cinética de adsorción y los mecanismos de adsorción de fluoruro (Abe y cols., 2004).

El mayor constituyente de los huesos y dientes de animales es la hidroxiapatita $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ que pertenece al grupo de las apatitas, las cuales son el componente principal de las rocas alcalinas y ha sido considerada como un adsorbente potencial en el tratamiento de agua debido a su gran eficiencia para retener metales pesados tales como Cd, Zn y Co, y por su baja solubilidad en un intervalo de pH entre 6 y 9.

Pocos trabajos se han reportado sobre el equilibrio de adsorción de fluoruro en solución acuosa sobre carbón de hueso (Fan y cols. 2003; Abe y cols., 2004; Medellín-Castillo y cols., 2007).

Por lo anterior, el objetivo de este estudio es caracterizar el carbón de hueso e hidroxiapatita y determinar la importancia de la hidroxiapatita en el proceso de adsorción de fluoruro sobre el carbón de hueso. Asimismo, elucidar los mecanismos que ocurren en la adsorción de fluoruro en solución acuosa sobre carbón de hueso.

MATERIALES Y MÉTODOS

El carbón de hueso utilizado es comercialmente conocido como Fija Flúor. Se produce a partir de la calcinación de huesos principalmente de ganado vacuno y es fabricado por la compañía APELSA de Guadalajara, México. El carbón de hueso proporcionado por el proveedor se tamizó a un diámetro de partícula promedio de 0.79 mm y se lavó varias veces con agua desionizada. Posteriormente, se secó en un horno a 110°C durante 24 horas y se almacenó en recipientes de polipropileno. La hidroxiapatita utilizada en este estudio es de grado analítico y es fabricada por Sigma-Aldrich

con número CAS 1306-06-5. Los sitios activos del carbón de hueso y de la hidroxiapatita se determinaron por el método de titulación ácido-base propuesto por Boehm (1994). La carga superficial se evaluó empleando un método de titulación potenciométrica propuesto por Kuzin y Loskutov (1996). Las propiedades de textura del carbón de hueso y la hidroxiapatita (área específica, volumen de los poros y el diámetro promedio de los poros) se determinaron por medio de un equipo de fisisorción, Micromeritics, modelo ASAP 2010. La superficie del carbón de hueso y de la hidroxiapatita se analizó por medio de un microscopio electrónico de barrido, Philips, modelo XL 30 series, equipado con un sistema de microanálisis EDAX-DX-4 de energía dispersa, para efectuar un análisis cualitativo elemental de la superficie. La identificación de las especies cristalinas presentes en las muestras de carbón de hueso e hidroxiapatita se efectuó con un difractor de rayos X, Rigaku, modelo DMAX 2000. La densidad del sólido de cada uno de los adsorbentes se evaluó por el método del desplazamiento de helio en un picnómetro, Micromeritics, modelo Accupic 1330. También, se realizó un análisis elemental del carbón de hueso en un Analizador Elemental, Carlo Erba Instruments, modelo EAGER 200. La concentración de fluoruro en solución acuosa se determinó por un método electrométrico que se basa en la medición de la actividad del fluoruro mediante el uso de un electrodo selectivo al ión fluoruro. Los datos experimentales del equilibrio de adsorción de fluoruro sobre carbón de hueso o hidroxiapatita se obtuvieron en un adsorbedor de lote que consta de un recipiente de polietileno de 500 mL. La masa de fluoruro adsorbida se calculó por medio de un balance de masa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades fisicoquímicas del carbón de hueso e hidroxiapatita

Los resultados del análisis de fisisorción revelaron que el área específica del carbón de hueso es mayor que la de la hidroxiapatita sintética. Los valores del área específica fueron de 104 y 62.9 m²/g para el carbón de hueso e hidroxiapatita, respectivamente. El aumento en el área específica del carbón de hueso con respecto de la hidroxiapatita se debe esencialmente al contenido de carbón. El diámetro promedio de los poros del carbón de hueso e hidroxiapatita fue de 11.1 y 16.4 nm y confirma que una gran parte de las estructuras porosas de estos adsorbentes está constituida principalmente por mesoporos. Los resultados del análisis elemental del carbón de hueso revelaron que el carbón de hueso contiene 0.95, 0.52 y 6.31% en peso de nitrógeno, hidrógeno y carbón, respectivamente. La concentración de fósforo en el carbón de hueso se determinó por espectroscopia de emisión de plasma y se encontró que el contenido de fósforo es del 15% en peso. Si se considera que esta cantidad de fósforo pertenece únicamente a la hidroxiapatita, entonces el porcentaje en peso de hidroxiapatita en el carbón de hueso es de 84.8%. Los valores de la densidad del sólido fueron de 2.82 y 3.12 g/cm³ para el carbón de hueso e hidroxiapatita, respectivamente. Estos valores se encuentran ligeramente por debajo de los valores de densidades de sólidos comunes del grupo de minerales de las apatitas que están en el intervalo de 3.15 a 3.20 g/cm³. Las concentraciones de sitios ácidos y básicos del carbón de hueso son 0.30 y 0.62 meq/g, respectivamente. Las concentraciones de los sitios ácidos y básicos de la hidroxiapatita son 1.10 y 0.78 meq/g, respectivamente. Las diferencias entre las concentraciones de los sitios ácidos y básicos del carbón de hueso e

hidroxiapatita, se puede atribuir al contenido de hidroxiapatita y carbón en el carbón de hueso, además del tipo de hueso utilizado durante la fabricación. La concentración de sitios básicos de la hidroxiapatita es mayor que la del carbón de hueso, esto indica que los sitios básicos en el carbón de hueso se deben a la hidroxiapatita presente en el carbón de hueso. El PCC del carbón de hueso es de 8.0, lo que indica que es un adsorbente básico y que la concentración de sitios básicos es mayor que la de sitios ácidos. El PCC de la hidroxiapatita es de 7.0. La diferencia entre el PCC del carbón de hueso y el de la hidroxiapatita se atribuyó al contenido de carbón en el carbón de hueso. El análisis por difracción de rayos X reveló que el carbón de hueso está constituido por hidroxiapatita y algunas otras impurezas tales como calcita (CaCO_3). Al comparar los difractogramas del carbón de hueso e hidroxiapatita los picos característicos de ambos materiales coinciden, pero sus intensidades relativas difieren levemente. Esto corrobora que el carbón de hueso está constituido principalmente por hidroxiapatita.

Importancia de la hidroxiapatita en la capacidad de adsorción del carbón de hueso

En la Figura 1 se muestran las isotermas de adsorción de fluoruro sobre carbón de hueso e hidroxiapatita a $\text{pH}=5.0$ y 7.0 .

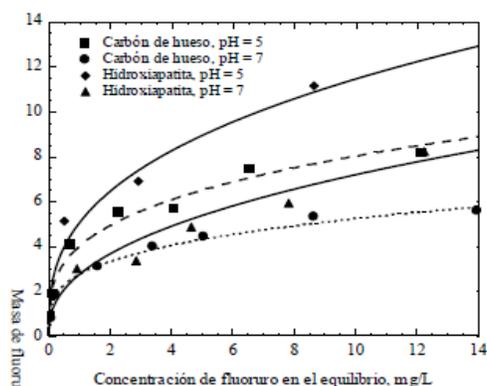


Figura 1. Isotermas de adsorción de fluoruro en solución sobre carbón de hueso e hidroxiapatita a $T=25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y pH de 5.0 y 7.0 .

En general, se puede observar que la capacidad de la hidroxiapatita para adsorber fluoruro para cualquier concentración en el equilibrio es mayor que la del carbón de hueso. Para una concentración de fluoruro en el equilibrio de 1.5 mg/L , la razón entre la masa de fluoruro adsorbido sobre el carbón de hueso y la hidroxiapatita, $q_{\text{CH}}/q_{\text{HAP}}$ es de 0.77 y 0.95 a $\text{pH}=5.0$ y 7.0 , respectivamente, y para una concentración de fluoruro en el equilibrio de 4.0 mg/L es de 0.73 y 0.81 a pH de 5.0 y 7.0 , respectivamente. Las cocientes de las masas de fluoruro adsorbido sobre ambos adsorbentes son muy cercanas a la fracción en peso de hidroxiapatita en el carbón de hueso, que es de 0.848 . Esto revela que la capacidad del carbón de hueso para adsorber fluoruro depende principalmente de la hidroxiapatita presente en el carbón de hueso.

CONCLUSIONES

En este trabajo se estudió el equilibrio de adsorción de fluoruro en solución acuosa sobre carbón de hueso e hidroxiapatita. La determinación de los sitios activos del carbón de hueso y de la hidroxiapatita reveló que la concentración de los sitios básicos, que es donde principalmente ocurre la adsorción de fluoruro, es mayor en la hidroxiapatita que en el carbón de hueso y se debe al contenido de 84.8% en peso de hidroxiapatita en el carbón de hueso.

Además, se demostró que la hidroxiapatita tiene un papel primordial y se demostró que la capacidad del carbón de hueso para adsorber fluoruro se debe a la hidroxiapatita contenida en el carbón de hueso y no los otros constituyentes del carbón de hueso.

El mecanismo de adsorción de fluoruro sobre carbón de hueso se debe principalmente a una adsorción del fluoruro en los sitios básicos de la hidroxiapatita y no en los sitios básicos del

carbón contenido en el carbón de hueso. Además, la adsorción de fluoruro sobre el carbón de hueso ocurre por quimisorción y atracción electrostática.

REFERENCIAS

Abe, I., Iwasaki, S., Tokimoto, T., Kawasaki, N., Nakamura, T. y Tanada, S. (2004) Adsorption of fluoride ions onto carbonaceous materials. *J. Colloid Interf. Sci.* 275, 35-39.

Boehm, H.P. (1994) Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other

carbons. *Carbon.* 32, 759-769. Fan, X., Parker, D.J. y Smith, M.D. (2003) Adsorption kinetics of fluoride on low cost materials. *Wat. Res.* 37, 4929-4937.

Kuzin, I.A. y Loskutov, A.I. (1996). *J. Appl. Chem, USSR*, 39(1), 85.

Medellin-Castillo, N.A., Leyva-Ramos, R., Ocampo-Perez, R., Garcia de la Cruz, R.F., Aragon-Piña, A., Martinez-Rosales, J.M., Guerrero-Coronado, R.M. y Fuentes-Rubio, L. (2007) Adsorption of fluoride from water Solution on Bone Char. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46, 9205-9212.

© ***FLUOR Y ARSÉNICO EN AGUA DE CONSUMO
HUMANO: RETOS Y PERSPECTIVAS.***

La edición consta de 250 ejemplares. Centro de Investigación en Materiales Avanzados/ Centro de Información. Fue editado para su distribución en formato electrónico en el Centro de Investigación en Materiales Avanzados, Miguel de Cervantes No. 120, Complejo Industrial Chihuahua. Chihuahua, México. Se terminó de editar en el mes de abril de 2013.