

## XII Simposio Iberoamericano sobre planificación de sistemas de abastecimiento y drenaje

### “CARACTERIZACION DEL AGUA SUBTERRANEA QUE ABASTECE ALGUNOS MUNICIPIOS DE MICHOACAN Y LA REMOCION DE ARSENICO (V) POR ADSORCION SOBRE TiO<sub>2</sub>”

*M. Villicaña Méndez (1), L. García Salinas (2), M. G. Garnica Romo (3), J. A. Rodríguez Castro (4), L. García González (5)*

(1) (2) Facultad de Ingeniería Química, UMSNH, Francisco J. Mújica S/N, Ciudad Universitaria, Col. Felicitas del Río, C.P. 58030. Morelia, Mich. México. E-mail [vimadinmx@yahoo.com.mx](mailto:vimadinmx@yahoo.com.mx), [laura\\_garciasalinas@yahoo.com.mx](mailto:laura_garciasalinas@yahoo.com.mx)

(3) (4) Facultad de Ingeniería Civil, UMSNH E-mail [gromar05@hotmail.com](mailto:gromar05@hotmail.com), [jealroca@yahoo.com.mx](mailto:jealroca@yahoo.com.mx)

(5) Universidad Veracruzana

#### RESUMEN

El trabajo evalúa metales pesados en agua subterránea, remoción de arsenato en soluciones acuosas mediante el dióxido de titanio (TiO<sub>2</sub>) como adsorbente. Muestras de cuatro pozos del municipio, analizadas por espectrometría de absorción atómica, muestran: Fe, Zn, Mg, Ca, K, Na, y un pozo tiene As. El As se removió por absorción sobre TiO<sub>2</sub>. La capacidad de adsorción de arsenato en TiO<sub>2</sub> es alta a pH ácido a pH básico la remoción disminuye. La temperatura tiene efecto en la adsorción de arsenato sobre el TiO<sub>2</sub>, a mayor temperatura, provoca una disminución.

**Palabras clave:** Absorción, Arsénico, dióxido de titanio.

#### ABSTRACT

Work assesses heavy metals in groundwater, arsenate removal in aqueous solutions by the titanium dioxide (TiO<sub>2</sub>) as the adsorbent. Samples from four wells in the municipality, analyzed by atomic absorption spectrometry, show: Fe, Zn, Mg, Ca, K, Na, and one well has As. The As was removed by adsorption on TiO<sub>2</sub>. The adsorption capacity of arsenate in TiO<sub>2</sub> is high at acidic to basic pH removal decreases. The temperature has no effect on the adsorption of arsenate on TiO<sub>2</sub>, at a higher temperature causes a decrease.

**Keywords:** Absorption, arsenic, titanium dioxide.

#### SOBRE EL AUTOR PRINCIPAL

**Autor I** Dra. Maricela Villicaña Méndez. Profesor investigador en la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Principales líneas de Investigación: Materiales Compuestos, Materiales Avanzados. Posgrado: **Especialidad** en Metalurgia y Ciencia de Materiales. **MAESTRIA:** en Metalurgia y Ciencia de Materiales. **DOCTORADO:** en Ingeniería de Materiales. Tesis dirigidas: 12 de licenciatura, 1 de Maestría y 1 de Doctorado. 25 Tesis revisadas. **Ultimos Artículos Publicados: 2004, 2007, 2010, 2011**, Progress & Sustainable Energy, con ISSN: 1944-7450, y factor de impacto de 1.649. **12 Proceedings**, en Congresos Internacionales del 2001-2011: 2001 en Brasil, 2005 en Brasil, 2006 en E.E.U.U., 2006 en Argentina, 2008 en Francia. Además de **32 Artículos in Extenso. 1 PATENTE:** “Proceso para la Obtención de Plata en polvo o en barras a partir de fuentes primarias o secundarias”. GACETA DE LA PROPIEDAD INDUSTRIAL. NOV-08-2002 No. 012067. PATENTE MEXICANA.

## INTRODUCCION

La calidad de los distintos tipos de agua se determina a través de variables físicas, químicas y biológicas, cuantificadas de manera grupal o individual, estos parámetros dan información de la naturaleza de las especies químicas presentes en el agua así como sus propiedades físicas (Samboni *et al.* 2007).

El agua potable se define como aquella que contiene un aspecto agradable, sin sustancias perjudiciales a la salud y se capte en zonas no contaminadas, no debe tener sabor, color, olor ni microorganismos (Páez 2008).

En el interior del acuífero las aguas se extraen mediante el bombeo en pozos (Price 2007). En este trabajo se evaluará la calidad del agua de cuatro pozos, ubicados en algunos municipios de la Ciudad de Morelia, Michoacán, la cual forma parte de la cuenca de Cuitzeo, donde en estudios previos (Alfaro 2002). Se ha observado la presencia natural de ciertos metales pesados entre ellos el Arsénico como contaminantes en el agua.

El arsénico (As), número atómico 33, se presenta en la naturaleza principalmente en forma de sulfuros. Pertenece a los metaloides. Es un elemento muy común en la atmósfera, en rocas y suelos, en la hidrosfera y la biosfera (Lin Z. y Puls R., 2000). Es movilizado al medio ambiente a través de una combinación de procesos: procesos naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), y procesos antropogénicos (actividad minera, uso de combustibles fósiles, de pesticidas, herbicidas, desecantes, conservadores de la madera, etc.) (Squibb K. y Fowler B., 1983). Existen tres alótropos o modificaciones polimórficas del arsénico. La forma "a", cúbica de color amarillo, se obtiene por condensación del vapor a muy bajas temperaturas. La "b", polimórfica negra, es isoestructural con el fósforo negro. Ambas revierten a la forma más estable, la "I", gris o metálica, del arsénico romboédrico, al calentarlas o por exposición a la luz. La forma metálica es un conductor térmico y eléctrico moderado, quebradizo, y de baja ductilidad (Zhang W. y col., 2004).

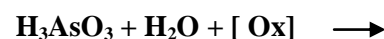
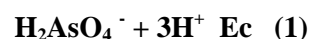
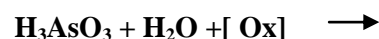
El arsénico existe en cuatro estados de oxidación: -3, 0, +3 y +5. Los compuestos de arsénico más comunes. La toxicidad del arsénico es compleja, depende de la vía de exposición, de la forma química, del estado de valencia y de la concentración a la que se hace la exposición. Así, por ejemplo, las sales inorgánicas trivalentes son más tóxicas que las pentavalentes. La escala de toxicidad del arsénico decrece en el siguiente orden: Arsina ( $\text{H}_3\text{As}$ ) >  $\text{As}^{+3}$  inorgánico (arsenito) >  $\text{As}^{+5}$

orgánico >  $\text{As}^{+5}$  inorgánico (arsenato) >  $\text{As}^{+5}$  orgánico > compuestos arsenicales y arsénico elemental. La exposición continua del arsénico a través del agua para consumo humano ocasiona lesiones cutáneas, tales como pigmentación, escoriaciones oscuras en los pies, gangrena, cáncer de piel, cirrosis, afectación a los glóbulos blancos, abortos espontáneos, pérdida de la audición, inhibición de algunas enzimas, hiperqueratosis plantar y papilar, así como la presencia de carcinomas en la piel (Hering, 1996). En el organismo humano el arsénico elemental ingerido se absorbe lentamente, luego es eliminado por vía urinaria, heces, sudor y epitelio de la piel (descamación). El riñón elimina rápida y completamente el arsenato y arsénico orgánico. En cambio, el intestino absorbe rápidamente los compuestos solubles de arsénico. El tiempo de persistencia del arsénico inorgánico en el ser humano es de 2 a 40 hrs (Caroli y col., 1996).

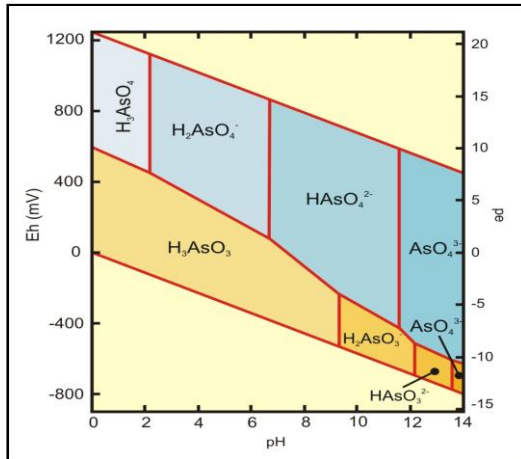
### Arsénico en aguas naturales

La distribución entre el arsenito y arsenato en agua depende del potencial redox y del pH. En agua subterránea el arsénico predomina en la forma As (III), que es más tóxico y móvil en comparación con el arsénico (V) (Wang y col., 2004). El método más común de remoción de arsénico en agua es la coagulación con sales de hierro, seguidos por microfiltración. La oxidación de arsénico (III) a arsénico (V) puede ser lograda por reacciones fotocatalíticas usando dióxido de titanio ( $\text{TiO}_2$ ) y desempeña un papel importante durante la reacción fotocatalítica (DeMarco M. y Sengupta V., 2003).

La oxidación del arsenito a arsenato se produce según las siguientes 2 reacciones:



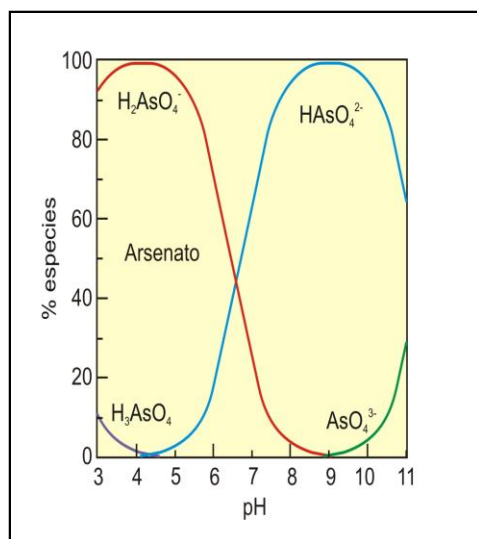
Tanto el arsenato como el arsenito son móviles en el medio acuoso, es el arsenito el estado más biotóxico (Smedley P. y Kinniburgh D., 2002). El estado de oxidación del arsénico y, por tanto, su movilidad están controlados por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y el pH (Fig. 1).



**Figura 1. Diagrama Potencial redox Eh - pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O a 25°C y 1 bar. de presión total**

Brookins, 1988; Yan y col., 2000

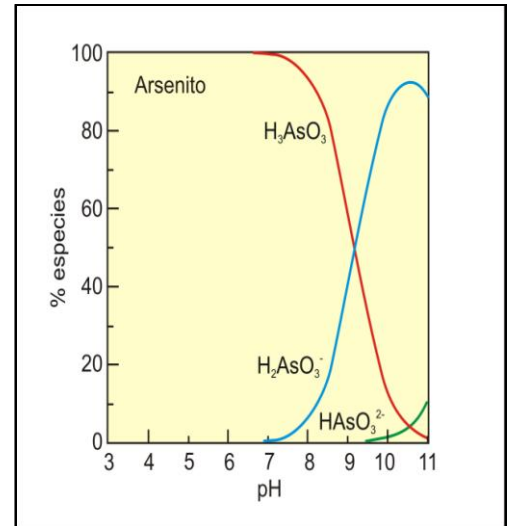
El arsénico es un elemento entre los metaloides pesados y elementos formadores de oxianiones por su sensibilidad a movilizarse en valores de pH típicos de las aguas subterráneas (pH 6.5-8.5). Aproximadamente, y sin tener en cuenta otros factores como: materia orgánica, en condiciones oxidantes el estado As (V) predomina sobre As (III), encontrándose como H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup> a valores de pH bajos (inferiores a 6.9); mientras que a pH más alto, la especie dominante es HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (en condiciones de extrema acidez, la especie dominante será H<sub>3</sub>AsO<sub>4</sub><sup>0</sup>, mientras que en condiciones de extrema basicidad, la especie dominante será AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) (Fig. 2) (Yong R. y Mulligan C., 2004).



**Figura 2. Diagrama de distribución de especies de As (V) como función de pH en solución acuosa**

(Smedley P. y Kinniburgh D. 2002)

En condiciones reductoras a pH inferior a 9.2, predominará la especie neutra de arsenito (Fig. 3) (Brookins,1988; Yong y col., 2000).



**Figura 3. Diagrama de distribución de especies de As (III) como función de pH en solución acuosa**

Brookins, 1988; Yong y col., 2000

En presencia de concentraciones altas de azufre, predominan las especies acuosas de azufre y arsénico. Si se establecen condiciones reductoras y ácidas, precipitarán sulfuros de arsénico (oropimente, As<sub>2</sub>S<sub>3</sub>) (Marhol M.,1982).

La cinética de las reacciones redox es lenta por lo que las relaciones As(V)/As(III) observadas no corresponden con las condiciones redox del medio, reflejando desequilibrio termodinámico (Smedley P. y Kinniburgh D., 2002).

Se analiza la remoción del arsénico (V) en agua a diferentes condiciones de pH, temperatura y concentraciones conocidas de arsenato, mediante el de dióxido de titanio como adsorbente para determinar su eficiencia y tiempo de equilibrio de la reacción. El dióxido de titanio (TiO<sub>2</sub>) tiene una alta capacidad para remover arsénico (V) y el aumento en la temperatura de la solución disminuye su capacidad de adsorción. El arsénico se puede remover por adsorción sobre muchos materiales adsorbentes: Alúmina Activada (Xu y col., 2002; Rau y col., 2003; Singh y Pant, 2004). Osmosis Inversa (Ning R., 2002; Kang y col., 2000). Intercambio iónico (Jekel., 1994). Nanofiltración (Han y col., 2002; Sato y col., 2002; Shih M., 2005). Ablandamiento con cal (Katsoyiannis I. y Zouboulis A., 2004; Pokhrel D. y Viraraghavan T., 2006). Tabla 1.

**Tabla 1. Porcentaje de remoción de diferentes adsorbentes**

| ADSORBENTE                         | DOSIS (g/L) | % de Remoción    |                |
|------------------------------------|-------------|------------------|----------------|
|                                    |             | Arsenito (AsIII) | Arsenato (AsV) |
| Carbón de kimberlita               | 10          | 25               | 40             |
| Carbón de madera                   | 10          | 19               | 37             |
| Cáscara de plátano                 | 10          | 12               | 18             |
| Cenizas de carbón                  | 10          | 20               | 28             |
| Hoja de té                         | 10          | 25               | 42             |
| Seta                               | 10          | 22               | 35             |
| Aserrín                            | 10          | 28               | 36             |
| Cáscara de arroz                   | 10          | 5                | 12             |
| Arena                              | 10          | 15               | 22             |
| Carbón activado                    | 10          | 50               | 65             |
| Bauxita                            | 10          | 58               | 80             |
| Hematita                           | 10          | 40               | 60             |
| TiO <sub>2</sub> en polvo          | 10          | ---              | 85             |
| Laterita                           | 10          | 45               | 70             |
| Arena cubierta con óxido de hierro | 10          | 72               | 90             |
| Alumina activada                   | 10          | 90               | 96             |
| <i>CalSiC</i>                      | 2           | 90               | 98             |
| Oxido férrico granular             | 5           | 92               | 99             |

Saha J. y Dikshit K., 1999

El arsenito predomina cuando las condiciones son reductoras mientras que el arsenato predomina en condiciones suficientemente oxidantes (Smedley P. y Kinniburgh D., 2002; Yong R. y Mulligan C., 2004; Wang S. y Mulligan C., 2004). Bajo las condiciones de pH en las aguas subterráneas, el arsenato está presente como oxianiones cargados negativamente ( $H_2AsO_4^-$ ,  $HAsO_4^-$ ), mientras que el arsenito está presente como especie neutra ( $H_3AsO_3^0$ ) (Figs. 2 y 3). La fuerza de la adsorción de estas especies arsenicales por las superficies de la fase sólida dependerá en parte de las diferencias de carga entre las especies acuosas y la fase sólida, ya que determinan el carácter de las interacciones electrostáticas (Smedley P. y Kinniburgh D., 2002).

## METODOLOGÍA

La cinética de adsorción del arsenato, así como la influencia del pH de la solución en las diferentes pruebas de remoción son descritas. Para determinar la cinética de adsorción de arsenato en TiO<sub>2</sub>, se realizaron experimentos tipo lote, con una solución de Na<sub>2</sub>HAsO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O a diferentes tiempos de contacto.

La solución de 2 ppm de arsenato se agrega en un vaso de precipitados de 500 ml, se pone un agitador magnético y se coloca sobre la parrilla de agitación. Previamente se ha calibrado el pHmetro a 4, 7, 10 con sus respectivas soluciones amortiguadoras. Se mide el pH de la solución de arsenato a 2 ppm antes de agregar el TiO<sub>2</sub> en polvo (Degussa P25). A continuación, se agregan 0.03 gramos de TiO<sub>2</sub> en polvo a la solución de 2 ppm de arsenato, en este momento empiezan los tiempos de contacto.

Para determinar el tiempo de equilibrio, se realizan experimentos tipo lote a diferentes tiempos de contacto, desde 15 segundos hasta 1 hora. Al término de cada tiempo de contacto se toma una alícuota de 10 ml, se filtra la solución con filtros de 0.45 micrometros y se conserva la fase líquida, para establecer las cantidades de arsénico que fueron removidas.

El análisis de arsénico se realizó por medio de un espectrofotómetro de absorción atómica AANALYST 200 Perkin Elmer, por el método de generación de hidruros. Para las pruebas a 5 ppm se procede de la misma manera como se describió anteriormente.

### Influencia del pH de la solución en las pruebas de remoción.

Se realizaron experimentos tipo lote de adsorción de arsénico (V) con el TiO<sub>2</sub> utilizando soluciones de arsenato de sodio de concentración fija, a distintos valores de pH, de 3 hasta 9 ajustándose con soluciones 0.1M de HCl y NaOH. Los valores de pH se establecieron de acuerdo al diagrama de distribución de especies de arsénico en solución acuosa (Fig. 2).

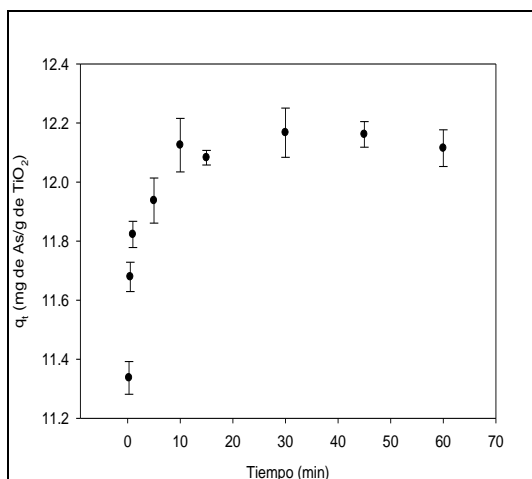
Para obtener las isoterms de adsorción de arsenato, se procedió con experimentos tipo lote a diferentes concentraciones (0.2, 0.5, 0.7, 2, 5, 7, 20, 50 y 70 ppm) a dos valores de pH (4 y 7) respectivamente, así como a 2 variaciones de temperatura (30°C y 50°C) con 0.03 g de TiO<sub>2</sub> como adsorbente. Las soluciones de pH fueron ajustadas adicionándole NaOH y HCl al 1 M. Estas mezclas se analizaran en el equipo de absorción atómica.

## ANÁLISIS DE RESULTADOS

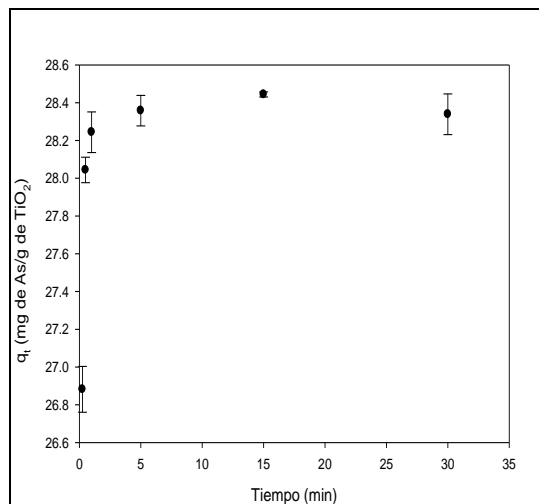
Muestran los resultados obtenidos para las pruebas de cinética de remoción de arsenato en  $\text{TiO}_2$  a diferentes concentraciones, los cuales fueron ajustados a un modelo para establecer el paso controlante en la cinética de adsorción. Posteriormente se evaluó la influencia de pH y la temperatura de la solución. Finalmente se ajustan los datos de equilibrio a modelos de isotermas establecidos en la literatura.

### Pruebas de cinética

Las figuras 4 y 5. Muestran los resultados de los experimentos de cinética de adsorción con arsenato y dióxido de titanio a diferentes concentraciones iniciales de la solución. De acuerdo con estas figuras, las curvas de remoción de arsénico presentan un aumento de remoción, mayor al 80% en los primeros segundos de tiempo de contacto, hasta que alcanzan el equilibrio. Para el caso de la cinética a 2 ppm de concentración inicial puede observarse en la figura 4, que el equilibrio se alcanza a los 45 minutos de tiempo de contacto. Para 5 ppm de concentración inicial, de acuerdo con la figura 5, el equilibrio a esta concentración se alcanza a los 30 minutos de tiempo de contacto; ya que posteriormente no existen cambios significativos en la remoción de As (V).



**Figura 4. Cinética de adsorción de arsenato en  $\text{TiO}_2$ , ( $q_t$  vs  $t$ ) a 2 ppm.**  
Las barras de error corresponden a la desviación estándar.

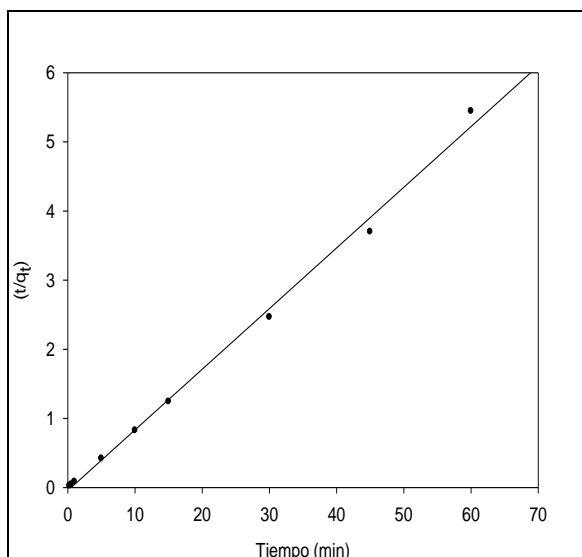


**Figura 5. Cinética de adsorción de arsenato en  $\text{TiO}_2$ , ( $q_t$  vs  $t$ ) a 5 ppm.**  
Las barras de error corresponden a la desviación estándar.

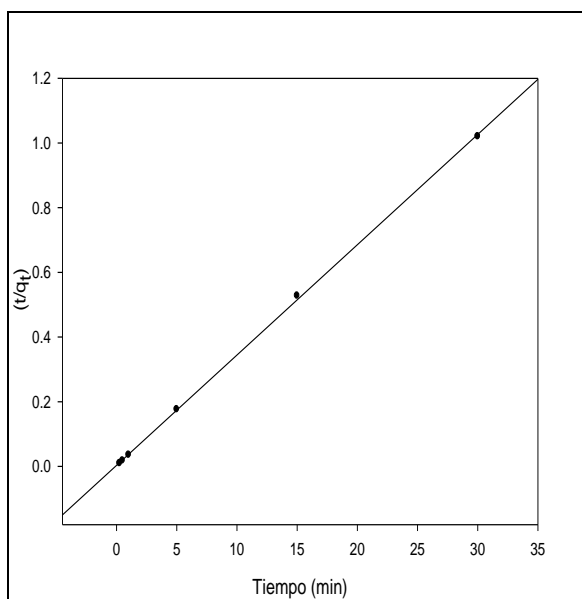
Los datos de cinética para 2 ppm y 5 ppm respectivamente, en los dos casos se obtuvo un coeficiente de correlación no aceptable ( $R = 0.6195$  y  $R = 0.3282$ ). Además, de acuerdo a los primeros datos de tiempo de contacto se puede observar que no muestran ninguna correlación entre los datos experimentales y el modelo de difusión, esto indica que la difusión intraparticular no es el mecanismo limitante en la cinética de adsorción (Ho y col., 2000).

### Modelo de pseudo-segundo orden

Para realizar el ajuste de los datos de cinética a este modelo se usa la ecuación de Elovich. De acuerdo a la correlación obtenida en la regresión lineal se observa que existe una mayor correspondencia entre los datos experimentales y los del modelo de pseudo segundo orden (figs. 6 y 7), por lo que esta ecuación se puede usar para describir la cinética de adsorción de arsenato en  $\text{TiO}_2$  para ambas concentraciones iniciales de la solución.



**Figura 6. Datos de cinética de adsorción de arsenato a 2 ppm, en TiO<sub>2</sub>, ajustados al modelo de pseudo-segundo orden.**



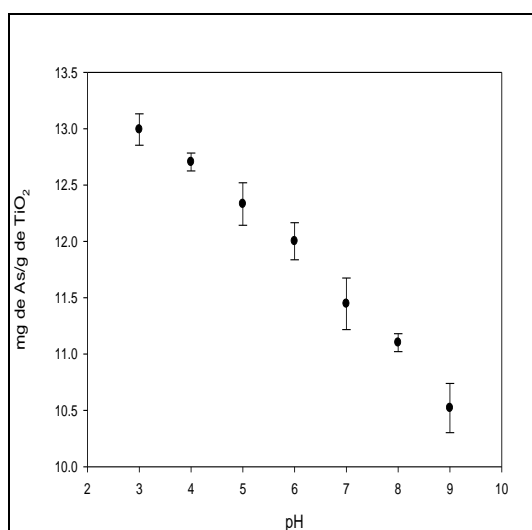
**Figura 7. Datos de cinética de adsorción de arsenato a 5 ppm, ajustados al modelo de pseudo-segundo orden.**

En la tabla 2, se presentan los parámetros obtenidos por regresión lineal de los datos de cinética a 2 ppm y 5 ppm, a los modelos empíricos de Lagergren, pseudo segundo orden y Elovich, así como sus coeficientes de correlación correspondientes.

**Tabla 2. Parámetros de los modelos empíricos de cinética de adsorción de arsenato en TiO<sub>2</sub>.**

| Modelo          | Constantes Cinéticas 2 ppm  | R      | Constantes Cinéticas 5 ppm  | R      |
|-----------------|---|--------|---|--------|
| Lagergren       | $K_L = 0.0304 \text{ min}^{-1}$   | 0.4681 | $K_L = 0.07001 \text{ min}^{-1}$  | 0.3519 |
| Pseudo 2° orden | $K_2 = 0.1788 \text{ g/mg.min}$   | 0.9961 | $K_2 = 0.3139 \text{ g/mg.min}$   | 0.9997 |
| Elovich         | $\alpha = 7.53 \times 10^{37} \text{ mg/gmin}$<br>$\beta = 0.0723 \text{ g/mg}$ | 0.9091 | $\alpha = 2.5258 \times 10^{53} \text{ mg/gmin}$<br>$\beta = 5.1432 \text{ g/mg}$ | 0.536  |

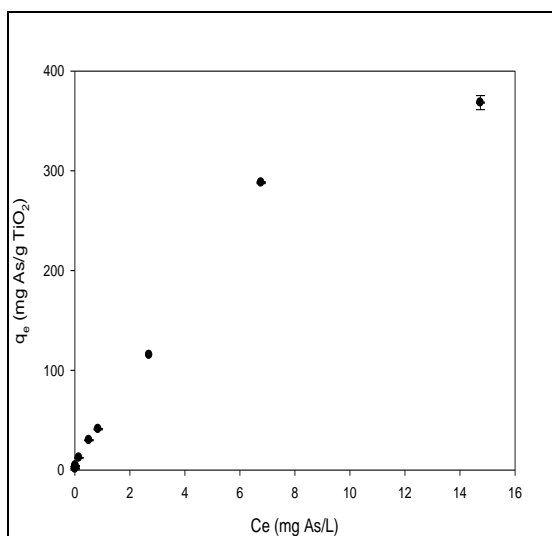
El modelo que describe el proceso de adsorción es el de pseudo segundo orden; ya que, este modelo comúnmente se utiliza para describir la cinética de remoción de metales pesados (Ho y col., 2000), también se fundamenta en la quimisorción, la cual se basa en la existencia de fuerzas covalentes en el proceso de adsorción y estos efectos son casi irreversibles. Debido a que el pH de la solución puede modificar la carga superficial de un adsorbente. En la figura 8, muestra la remoción de arsenato mediante TiO<sub>2</sub> a una concentración de 2 mg/L en un intervalo de pH 3 a 9. Se puede observar que a intervalos menores de pH hay una mayor adsorción de arsenato y conforme el pH se va incrementando la adsorción de arsenato en TiO<sub>2</sub> va disminuyendo.



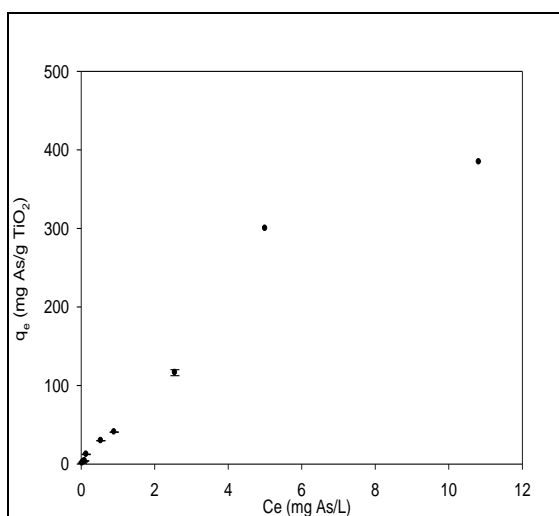
**Figura 8. Peso de arsenato adsorbido en TiO<sub>2</sub> como una función del pH de la solución.**

Las barras de error corresponden a la desviación estándar

Las isotermas de arsenato se presentan en las figuras 9 y 10, para pH 4 y pH 7, respectivamente.



**Figura 9 Capacidad de adsorción de arsenato ( $q_e$ ), en  $TiO_2$  como una función de la concentración al equilibrio en la solución ( $C_e$ ) a pH 4.**



**Figura 10. Capacidad de adsorción de arsenato ( $q_e$ ), en  $TiO_2$  como una función de la concentración al equilibrio en la solución ( $C_e$ ) a pH 7.**

Se observa en la figura 10, conforme la concentración de la solución de arsenato va aumentando hay una cantidad mayor de arsenato adsorbido en  $TiO_2$  a pH 4, obteniendo la máxima remoción de  $q_e = 368.38$  mg As/g  $TiO_2$ . De igual forma, se presenta la misma tendencia en la grafica de la Figura 4.10 a pH 7, la mayor remoción de arsenato es  $q_e = 384.5$  mg As/g  $TiO_2$ . Esta mayor

cantidad puede atribuirse a las especies químicas que se forman en este rango ya que hay aproximadamente 50% de cada especie condicionante en el proceso.

## CONCLUSIONES

Se evaluó la remoción de arsenato en  $TiO_2$  y de acuerdo a los resultados obtenidos se puede concluir que este adsorbente es altamente eficiente en este proceso de adsorción. El tiempo de equilibrio para este sistema sugiere que a mayor concentración se alcanza el equilibrio a menor tiempo de contacto. De acuerdo con el modelo de difusión intraparticular, se considera que éste no es un paso que limite la cinética de adsorción de arsenato en  $TiO_2$ . El mecanismo dominante en la cinética de adsorción de arsenato en  $TiO_2$  es la quimisorción, ya que el modelo que describe mejor el proceso es el modelo de pseudo segundo orden. La capacidad de adsorción de arsenato en  $TiO_2$  es alta en soluciones ácidas y conforme el pH va cambiando a pH básico la cantidad de remoción va disminuyendo. La temperatura tiene un efecto significativo en la capacidad de adsorción de arsenato sobre la superficie del  $TiO_2$ , ya que un aumento en este parámetro provoca una disminución de dicha capacidad.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alfaro, R., Segovia, N., Peña, P., López, M.B.E., Armienta, M.A., Rangel, J. y Seidel, J.L. (2002). "Radon behavior in springs and wells around Cuitzeo Lake, Lerma River basin". *Geofísica Internacional*, 41(4): 439-445.
- Brookins F.G., (1998). *Eh-pH Diagrams for Geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin.
- Caroli F., Petrucci F. y Violante N., (1996). *Element speciation in Bioinorganic chemistry*, edited by Sergio Caroli, Chemical Analysis Series, Vol. 135, pp 445-463.
- De Marco M.J., SenGupta V.S. y Holl W.H. (2003). "Arsenic removal using a polymeric/inorganic hybrid sorbent". *Water Research* 37,164-176.
- Han B., Runnels T., Zimbron J., Wickamasinghe R. (2002). "Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration. *Desalination. Water Research* 145,293-298.
- Ho Y.S y McKay G. (1999). "Pseudo-second order model for sorption processes". *Process Biochemistry*. 34, 45-465.

- Jekel M.R. (1994). Removal of arsenic in drinking water treatment. Arsenic in the environment. Part I: cycling and characterization. Wiley, New York, No. 119.
- Kang M., Kawasaki M., Tamanda S., Kamei T. y Margara Y. (2000) "Effect of pH on the removal of arsenic and antimony using reverse osmosis membranes". Desalination 131, pp 293-298.
- Katsoyiannis I.A. y Zouboulis A.I. (2004). "Application of biological processes for the removal of arsenic from groundwaters". Water Research 38, pp 17-26.
- Lin Z. y Puls R.W (2000). "Adsorption, desorption and oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process". Environment. Geologic. 39(7), pp 753-759.
- Marhol M. (1982). Ion exchangers in analytical chemistry their properties and use in Inorganic. Chemistry, Elsevier, Amsterdam, Oxford y Nueva York, 14. pp 111.
- Ning R.Y.(2002) "Arsenic removal by reverse osmosis". Desalination 143, pp 237-241.
- Pokhrel D. y Viraraghavan T. (2006) "Arsenic removal from an aqueous solution by a modified fungal biomass". Water Research 40, pp 549-552.
- Páez S.A., (2008). "Evaluación de la concentración de As y calidad del agua subterránea en función de su manejo en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán" Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Michoacán de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México pp 74.
- Price M. (2007). Agua subterránea. Limusa, Ciudad de México, pp 330.
- Rau I., Gonzalo A. y Valiente M. (2003) "Arsenic (V) adsorption by immobilized iron mediation. Modeling of the adsorption process and influence of interfering anions". React Func Polym 54, 85-94.
- Samboni R.N., Carvajal E.Y., Escobar J.,(2007) A review of Physical-Chemical parameters as water quality and Contamination indicators Universidad Nacional de Colombia 27 (003) 127-181.
- Sato Y., Kang M., Kamei T. y Margara Y. (2002) "Performance of nanofiltration for arsenic removal". Water Research 38, pp 3197-3204.
- Shih M.C. (2005) "An overview of arsenic removal by pressure- driven membrane process". Desalination 172, 85-97.
- Singh T.S. y Pant K.K. (2004) "Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As (III) on activated alumina". Purification Technology 36,139-147.
- Smedley P.L y Kinniburgh D.G. (2002) "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters". Application Geochem. 17, 517-568.
- Squibb K.S. y Fowler B.A. (1983). The toxicity of arsenic and its compounds. In: Fowler BA (Ed) Biological and environmental effects of arsenic. Elsevier, Amsterdam, pp 239-269.
- Wang S. y Mulligan C.N. (2004). "Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behaviour and distribution". Water treatment technologies 169,224-231.
- Xu YH., Nakajima T. y Ohki A. (2002) "Adsorption and removal of arsenic (V) from drinking water by aluminium loaded Shrirazu-zeolite". J. Hazard Water B92, 275-278.
- Zhang W., Singh p., Paling E. y Delides S. (2004). Arsenic removal from contaminated water by natural iron. Elsevier 17, 517-524