

# 15TCAm. Cinética de remoción de Arsénico en aguas de consumo utilizando partículas de quitosano con iones férrico

## Kinetics of arsenic removal in drinking water using chitosan particles with ferric ions

C. Lobo<sup>1</sup>; E. Colman Lerner<sup>2</sup>; N. Bertola<sup>1</sup>; N. Zaritzky<sup>1</sup>.

1. Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos (CIDCA - CONICET, UNLP, CIC). 2 Centro de Investigaciones y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA-CONICET-UNLP).
3. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata. zaritzkynoemi@gmail.com

### Resumen

En el presente trabajo se sintetizaron partículas de quitosano incluyendo iones férrico (partículas Q-Fe) para la remoción de Arsénico (As) en aguas. La concentración de As se determinó por Espectroscopia de Absorción Atómica. Se analizó la remoción de As (V) en función de la concentración de partículas Q-Fe, el pH y el tiempo de contacto. Se pudo determinar que las partículas Q-Fe fueron efectivas en la remoción de As(V) para un amplio rango de concentración de adsorbente y pH. Una concentración adecuada de partículas Q-Fe fue de 1 g adsorbente/L, con la cual se obtuvo un porcentaje de remoción de  $92.3 \pm 0.5$  % para una concentración de As(V) inicial de 300  $\mu\text{g/L}$ . Se evaluó la remoción de As (V) en función del pH, el mayor porcentaje de remoción de As(V) fue de 97.9% para pH=5.12 alcanzándose una concentración residual de As inferior a 10  $\mu\text{g/L}$  (límite establecido para aguas de consumo por la Organización Mundial de la Salud). Se analizó la cinética de adsorción de soluciones acuosas conteniendo 126, 300, 600 y 5000  $\mu\text{g/L}$  de As(V) inicial. Se modelaron los resultados obtenidos ajustando una cinética de pseudo-segundo orden. Se observó que en 0.5 h se alcanzaban porcentajes de remoción superiores al 85% para todas las concentraciones analizadas; a las 24 h los porcentajes de remoción resultaron superiores al 95%. Se determinó que las partículas Q-Fe fueron efectivas en la remoción de As en agua subterránea, con un porcentaje de remoción de 80% en 0.5 h.

Por lo tanto, se concluye que las partículas Q-Fe desarrolladas podrían ser empleadas en sistemas continuos para la adsorción de As en agua, con el fin de obtener la reducción a niveles recomendados por la Organización Mundial de la Salud.

Palabras clave: Arsénico, quitosano, adsorción, hierro

### Abstract

In the present work, chitosan particles were synthesized including ferric ions (particles Q-Fe) for the removal of Arsenic (As) in water. The concentration of As was determined by Atomic Absorption Spectroscopy. The removal of As (V) was analyzed according to the concentration of particles Q-Fe, pH and contact time. It was determined that the particles Q-Fe were effective in the removal of As (V) for a wide range of adsorbent concentrations and pH. A suitable concentration of Q-Fe particles was 1 g adsorbent/L, for initial As (V) concentration of 300  $\mu\text{g/L}$  the removal percentage was  $92.3 \pm 0.5$ %. The removal of As (V) was evaluated as a function of pH, the highest percentage of removal of As (V) was 97.9% for pH = 5.12 reaching a residual concentration of As lower than 10  $\mu\text{g/L}$  (limit established for water of consumption by the World Health Organization). Moreover, the adsorption kinetic was analyzed for 126, 300, 600 and 5000  $\mu\text{g/L}$  of initial As (V) concentrations. The results obtained were modeled by fitting a second order kinetics. It was observed that in 0.5 h removal percentages higher than 85% were reached for all the concentrations analyzed; at 24 h the percentages of removal reached 95%. The particles Q-Fe were effective in the removal of As in groundwater, with a removal percentage of 80% in 0.5 h.

Therefore, particles Q-Fe could be used in continuous systems for the adsorption of As in water, in order to reduce As to levels recommended by the World Health Organization.

Keywords: Arsenic, chitosan, adsorption, Iron

### 1. Introducción

La contaminación con Arsénico (As) en aguas subterráneas puede ser provocada tanto por procesos naturales geológicos como por actividades

antropogénicas. A nivel mundial existen varios países con presencia de As en aguas subterráneas tales como: Bangladesh, Chile, China, India, México, Estados Unidos y Argentina (Zhang, Qin et al. 2017). En Argentina, este contaminante se encuentra distribuido en diferentes áreas de la Puna y la Llanura Chaco-Pampeana. En agua subterránea el As inorgánico puede presentarse como Arsenito (As(III)) y Arseniato (As(V)), en forma individual o conjunta. As(III) es más tóxico y difícil de remover que As(V), por ello en los tratamientos convencionales para aguas se suele realizar la oxidación de As(III) a As(V). El estado de oxidación del As, y por lo tanto su movilidad, están controlados fundamentalmente por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y el pH. En general, As(V) tiende a predominar frente a As(III) en las aguas superficiales, más oxigenadas que las aguas subterráneas. Sin embargo, en estas últimas no siempre predomina la forma trivalente, pudiéndose encontrar ambos estados de oxidación. En aguas subterráneas de la llanura Chaco-Pampeana de Argentina, debido al predominio de condiciones oxidantes la mayor parte del As se encuentra como As(V) (Sacha y Castro, 2001).

La presencia de As en aguas para consumo humano en Argentina ha ocasionado la existencia del hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), enfermedad que se manifiesta principalmente por alteraciones dermatológicas, evolucionando hacia patologías más graves como distintos tipos de cáncer. Debido a los graves efectos del As en la salud de la población, la Organización Mundial de la Salud ha recomendado un límite máximo permitido de 10 µg/L de As en agua apta para consumo humano (OMS 2011). En la Provincia de Buenos Aires la ley provincial N°11.820 del año 1993 estableció un límite máximo de 50 µg/L para agua de red. Por su parte el Código Alimentario Argentino en el Capítulo XII, Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada Artículos 982 y 983, modificados por Resolución Conjunta de la Secretaría de Políticas, Regulación y Relaciones Sanitarias N° 34/2012 y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos N° 50/2012, estableció un valor máximo de As en agua de bebida de 10 µg/L. En este nuevo escenario de marco regulatorio resulta imprescindible entonces el estudio de tecnologías de remoción de As.

En los recientes años se han analizado varios métodos de remoción de As tales como: precipitación, oxidación-coagulación, membranas de intercambio iónico y adsorción (Mohan and Pittman Jr 2007). La adsorción constituye un método atractivo para la remoción de As en términos de costos, simplicidad de diseño y funcionamiento. Actualmente, el empleo de materiales biológicos como por ejemplo biopolímeros como adsorbentes

para el tratamiento de aguas contaminadas está ganando más atención como un medio simple, eficaz y económico. La quitina (poli-β-(1,4)-N-acetil-D-glucosamina), segundo polisacárido natural más abundante después de la celulosa, es uno de los componentes principales de paredes celulares de hongos y exoesqueleto de crustáceos e insectos. Por desacetilación se transforma en quitosano (poli-β-(1,4)-D-glucosamina-N-acetil-D-glucosamina), un polielectrolito catiónico que exhibe características fisicoquímicas de notable interés. La quitina y quitosano pueden utilizarse como adsorbentes para la eliminación de As en aguas, sin embargo presentan baja capacidad de adsorción (Kwok, Koong et al. 2014). Por ello, la inclusión de metales en el quitosano ha sido propuesta para incrementar la efectividad de remoción de As. Entre los óxidos de hierro que han sido estudiados para la adsorción de As(III) y As(V) se encuentra el óxido férrico hidratado amorfo y cristalino. En general la adsorción de As(V) en óxido férrico se ve más favorecida que la de As(III). Los mecanismos implicados en dicho proceso incluyen: adsorción en superficies de hidróxidos de hierro, atrapamiento del As(V) con hierro como floculante y formación de arseniato férrico (FeAsO<sub>4</sub>). Resulta interesante entonces estudiar la inmovilización de iones metálicos (Fe<sup>+3</sup>) en matrices de quitosano para la adsorción de As(V).

Los objetivos del presente trabajo fueron: a) analizar la remoción de As (V) utilizando partículas de quitosano conteniendo iones férrico en sistemas modelo a diferentes condiciones de pH y concentración de partículas; b) estudiar la reutilización de partículas y modelar matemáticamente los resultados obtenidos; c) aplicar el método desarrollado en aguas de consumo de Pcia. de Buenos Aires.

## 2. Materiales y métodos

### Síntesis de partículas de Quitosano con iones férrico

Se realizó la síntesis de partículas de quitosano con inclusión de Fe<sup>+3</sup> (Q-Fe) mediante la disolución de quitosano (Sigma Aldrich, PM medio y grado de desacetilación 85%) en 2% p/v en Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O (pH 2.5) 0.01N a 50°C 24 h. Posteriormente, se agregó un volumen de ácido acético tal que la concentración final obtenida fue de 2% v/v; se agitó 4 h a 50°C. Una vez obtenido el hidrogel, se formaron las partículas por goteo mediante bomba peristáltica (Gilson Minipuls 3) en solución de NaOH 0.5M. Las partículas formadas mediante gelificación iónica, se mantuvieron en agitación en la solución NaOH 2 h para lograr la estabilización de la matriz, luego fueron lavadas con agua destilada varias veces hasta pH=7. Finalmente se secaron en

estufa convectiva (Drying Oven Modelo DHG-9123A) a 40°C hasta peso constante.

### Adsorción de As(V) en función la concentración de partículas y del pH

Se determinó el porcentaje de remoción de As(V) (300 µg/L) utilizando 0,2, 0,5, 1, 1,5 y 2 g/L de partículas Q-Fe. Los ensayos fueron realizados en un incubador shaker (Barnstead MaxQ4000) a 25°C y 200 rpm con un tiempo de contacto de 24 h y pH 7.13. Asimismo, se analizó el efecto del pH (entre 4,5 y 9) sobre el porcentaje de remoción de 300 µg/L de As(V) y una concentración de partículas Q-Fe de 1 g/L; el pH fue ajustado mediante la adición de NaOH 0,5 M o HCl 1 M. La cantidad de As(V) (µg) adsorbido por unidad de masa de partículas Q-Fe (g) fue determinado como:

$$q = \frac{C_i - C_t}{m} * V \quad (1)$$

donde q corresponde a la capacidad de adsorción de As(V) a 24 h,  $C_i$  y  $C_t$  son las concentraciones de As (µg/L) iniciales y en el tiempo t (24h), m la masa seca del adsorbente adicionado (g) y V (L) el volumen de la solución.

### Reutilización de partículas Q-Fe para la adsorción de As(V).

Se analizó la remoción de As(V) durante tres ciclos sucesivos en batch empleando una concentración de partículas de 1 g/L. Las condiciones empleadas fueron: duración del ciclo 24 h, pH 5.10 y concentraciones iniciales de As(V) de 60, 126 y 300 µg/L. Los ensayos fueron realizados en un incubador shaker (Barnstead MaxQ4000) a 25°C y 200 rpm.

### Cinética de la remoción de As(V)

Se analizó la cinética de adsorción de un sistema modelo de As(V) con 126, 300, 600 y 5000 µg/L de As inicial, con una concentración de partículas Q-Fe de 1 g/L, pH 5.10 y temperatura 25°C. Para determinar la cantidad de As adsorbido y las velocidades del proceso, los resultados obtenidos fueron modelados mediante cinéticas de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden (Gang, Deng et al. 2010). El modelo cinético de pseudo-primer orden puede ser expresado de forma linealizada como:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (2)$$

donde  $q_e$  y  $q_t$  corresponden a la cantidad de As adsorbido ( $\text{mg}_{\text{As}}/\text{g}_{\text{partícula Q-Fe}}$ ) en el equilibrio y a diferentes intervalos de tiempo, respectivamente;  $k_1$

es la constante de primer orden ( $\text{mg}_{\text{As}}/(\text{g}_{\text{partícula Q-Fe h}})$ ). Los parámetros  $q_e$  y  $k_1$  se estimaron a partir de la ordenada al origen y la pendiente de la curva  $\ln(q_e - q_t)$  en función de t, respectivamente.

La cinética de pseudo-segundo orden puede expresarse de forma linealizada como:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{t}{q_e} + \frac{1}{K_2 q_e^2} \quad (3)$$

donde  $q_e$  y  $q_t$  corresponden a la cantidad de As adsorbido ( $\text{mg}_{\text{As}}/\text{g}_{\text{partícula Q-Fe}}$ ) en el equilibrio y a diferentes intervalos de tiempo, respectivamente;  $k_2$  es la constante de segundo orden ( $\text{mg}_{\text{As}}/(\text{g}_{\text{partícula Q-Fe h}})$ ). En este caso los parámetros  $k_2$  y  $q_e$  se estimaron a partir de la ordenada al origen y la pendiente de la curva  $t/q_t$  en función de t, respectivamente.

### Remoción de As en agua subterránea para consumo de Pcia. De Buenos Aires, Argentina

Se determinó la cinética de remoción de As empleando las partículas Q-Fe en agua subterránea de la Pcia. de Buenos Aires. La concentración de As en la muestra fue de  $31 \pm 1 \mu\text{g/L}$  y el pH 8.09. Además, se analizó a estabilidad de los iones férrico en la matriz en el proceso de adsorción de As en agua subterránea.

### Métodos analíticos

En todos los casos transcurrido el tiempo de contacto con la solución de As las partículas Q-Fe fueron separadas de la solución mediante filtración en membrana de  $0,45 \mu\text{m}$  y se determinó la concentración de As residual.

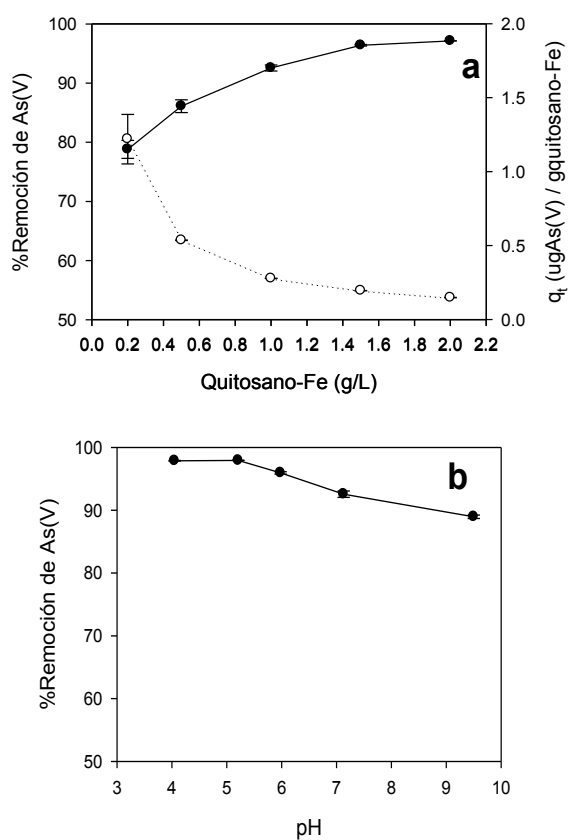
La concentración de As fue determinada mediante Espectroscopía de Absorción Atómica en un equipo Shimadzu AA-7000, con generador de hidruros. La generación del hidruro se obtuvo tratando la muestra que contiene As con una disolución de Borohidruro de sodio ( $\text{NaBH}_4$ ) en medio ácido (HCl). La curva de calibración, obtenida con 2, 10, 20 y 50 µg/L, se realizó a partir de solución stock estándar de As 1000 mg/L (Accustandard).

La concentración de Fe total soluble se determinó por el método FerroVer (Método Hach N° 8008, adaptado de Métodos Estándar).

### 3. Resultados y Discusión

Remoción de As(V) en función de la concentración de adsorbente y el pH

En la Figura 1 se muestran los resultados obtenidos para la remoción de As(V) en función de la concentración de adsorbente y el pH. El porcentaje de remoción de As se incrementó de 78.8% a 97.1% con el incremento de la concentración de partículas Q-Fe de 0.2 a 2 g/L (Figura 1a); esto se debió a una mayor proporción de sitios activos para la adsorción de As. La capacidad de adsorción es decir la cantidad de As adsorbido por masa de adsorbente (ec.1) disminuyó de 1.22 a 0.48  $\text{mg}_{\text{As}}/\text{g}_{\text{quitosano-Fe}}$ , con el incremento de la concentración de partículas de Q-Fe. Considerando un balance entre el porcentaje de remoción de As y la capacidad de adsorción (q), se seleccionó una concentración de adsorbente de 1 g/L para los ensayos posteriores.



**Figura 1.** a. Efecto de la concentración de adsorbente en el porcentaje de remoción (●) y capacidad de adsorción (q; ○) de As(V). Concentración inicial 300  $\mu\text{g/L}$ , pH 7.13, Temp= 25°C, tiempo de contacto 24h. b. Efecto del pH en el porcentaje de remoción de As(V). Concentración inicial 300 $\mu\text{g/L}$ , partículas Q-Fe 1 g/L, Temperatura 25°C, tiempo de contacto 24 h.

Como puede observarse en la Figura 1b para pH entre 5 y 7, los porcentajes de remoción obtenidos fueron superiores al 90% disminuyendo al 85% para pH 9.5. Por lo tanto, en todo el rango de pH estudiado (pH 4-9.5) los porcentajes de remoción obtenidos fueron superiores al 85%. Esto pudo deberse a que en el rango de pH 2 -11 As(V)

predomina como anión  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  y  $\text{HAsO}_4^{2-}$  ( $\text{pK}_{\text{a}1} = 2.3$ ,  $\text{pK}_{\text{a}2} = 6.9$ , y  $\text{pK}_{\text{a}3} = 11.5$ ) (Zhang, Niu et al. 2010); por ello, la adsorción de estas especies fue favorable en todo el rango de pH analizado. Además, las partículas mantuvieron su integridad física independientemente del pH del proceso de adsorción, lo cual permitiría separarlas posteriormente por filtración.

El máximo porcentaje de remoción de As fue de 97.9% para el rango de pH entre 4 y 5.5 (Figura 1b). Esto puede atribuirse, a que en condiciones de acidificación es favorable la protonación de la superficie del adsorbente, con un alto porcentaje de adsorción de arseniato por medio de interacciones electrostáticas con la superficie de las partículas Q-Fe. A pH ácido la concentración residual de As obtenida fue  $6.6 \pm 0.2$  y  $6.3 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$ , para pH 4.02 y 5.12, respectivamente. Estas concentraciones están por debajo del límite de 10  $\mu\text{g/L}$  para aguas de consumo establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011), por lo cual se seleccionó pH 5.10 para los ensayos posteriores.

#### Remoción de As(V) en batch mediante la reutilización de partículas Q-Fe

Se analizó la efectividad de las partículas Q-Fe durante tres ciclos consecutivos de remoción en soluciones acuosas conteniendo 60, 126 y 300  $\mu\text{g/L}$  de As(V) inicial con un pH 5.10. En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos para las tres concentraciones analizadas.

Los porcentajes de remoción para 60  $\mu\text{g/L}$  disminuyeron de 97.6 a 91.7 %, con un valor de concentración de As(V) final en el ciclo 3 de 5  $\mu\text{g/L}$ . En el caso de concentraciones iniciales de 126 y 300  $\mu\text{g/L}$  de As(V) inicial, también se observó una leve disminución en los porcentajes de remoción con el incremento de los ciclos de reutilización. Los valores finales de As(V) en el ciclo 3 fueron 7  $\mu\text{g/L}$  para 126 y 300  $\mu\text{g/L}$  de As(V) inicial (Tabla 1).

Por lo tanto, para las concentraciones analizadas iniciales de 60, 126 y 300 de As (V) y 1 g/L de partículas Q-Fe con tres ciclos de reutilización, los valores finales de As se encuentran debajo del límite establecido para As por la OMS en aguas de consumo (10  $\mu\text{g/L}$ ). En las condiciones del ensayo en sistemas modelo el pH fue de 5.10, por lo cual en estas condiciones de bajo pH es favorable la protonación de la superficie del adsorbente, manteniéndose la adsorción de As por medio de interacciones electrostáticas con la superficie de las partículas Q-Fe.

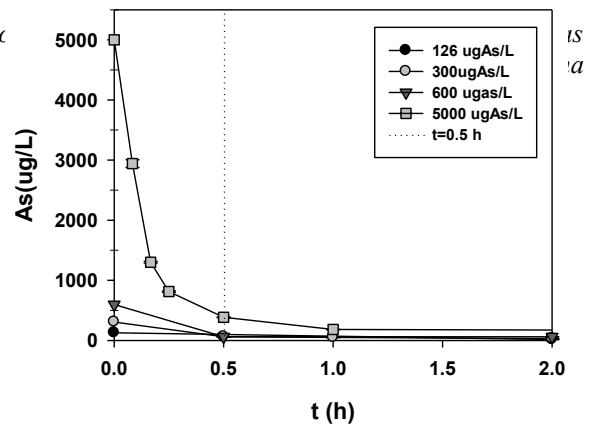
**Tabla 1.** Variación de la concentración de As final mediante la reutilización de partículas Q-Fe durante 3 ciclos de remoción. Concentración de partículas 1g/L, temperatura 25 °C, agitación 200 rpm, tiempo de ciclo 24h.

As inicial 60 µg/L	As final (µg/L)	%Remoción
Ciclo 1	1.5	97.6
Ciclo 2	5	91.2
Ciclo 3	5	91.7
As inicial 126 µg/L	As final (µg/L)	%Remoción
Ciclo 1	4.5	96.5
Ciclo 2	7	94.4
Ciclo 3	7	94.4
As inicial 300 µg/L	As final (µg/L)	%Remoción
Ciclo 1	5.3	98.3
Ciclo 2	8	97.3
Ciclo 3	7	97.7

### Modelado de la cinética de remoción de As(V) en partículas Q-Fe.

El tiempo de contacto requerido para alcanzar el equilibrio es un parámetro importante en el tratamiento de aguas de consumo, por lo tanto se analizó la cinética de adsorción de As(V) para sistemas modelo con 126, 300, 600 y 5000 µg/L de As(V) inicial. El tiempo en el cual se alcanzó el equilibrio fue inferior a 0.5 h (Figura 2), con un porcentaje de remoción superior al 85% para todas las concentraciones analizadas. Posteriormente, la concentración de As disminuyó lentamente hasta obtenerse porcentajes de remoción superiores al 95% en 24 h.

Para determinar la cantidad de As adsorbido y las velocidades del proceso, los resultados obtenidos fueron evaluados aplicando cinéticas de pseudo-primer orden (ec. 2) y pseudo-segundo orden (ec. 3). Los coeficientes calculados se encuentran en la Tabla 2; como puede observarse la cinética de pseudo-segundo orden se ajustó adecuadamente a los datos experimentales. Los valores de  $q_e$  experimentales fueron 0.12, 0.29, 0.58 y 4.71 mg<sub>As</sub>/(g<sub>partícula Q-Fe</sub> h) para 126, 300, 600 y 5000 µg/L de As(V) inicial. Estos valores fueron similares a los calculados a partir de un modelo de cinética de pseudo-segundo orden (Tabla 2). En este caso la cantidad de As adsorbida se incrementó con el aumento de  $C_i$  de As(V) mientras que  $k_2$  disminuyó.



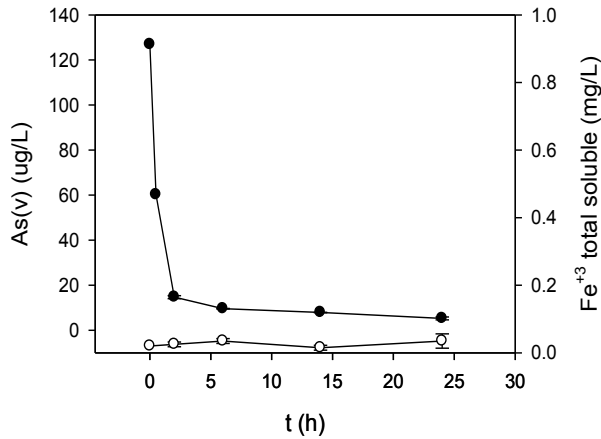
**Figura 2.** Variación de la concentración de As en función del tiempo pH 5.10, concentración de partículas Q-Fe pH5.12, 25°C.

Además, se determinó que la concentración de Fe<sup>+3</sup> residual en el agua, durante el proceso de adsorción de 126 µg/L de As inicial se mantuvo aproximadamente constante en un valor de 0.035±0.01 mgFe/L (Figura 3). Esta concentración se encuentra significativamente debajo del límite de 0.3 mgFe/L, establecido por el Código Alimentario Argentino, Capítulo XII, Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada Artículos 982 y 983 para aguas de consumo. Por lo tanto, se pudo establecer que no hubo migración de los iones férricos desde la matriz durante la remoción de As.

**Tabla 2.** Coeficientes cinéticos determinados para la adsorción de As(V) en partículas Q-Fe 1g/L, pH

	As (µg/L) inicial			
	126	300	600	5000
$q_e$ (mg <sub>As(V)</sub> /g <sub>Q-Fe</sub> ) experimental	0.12	0.29	0.58	4.71
<b>Pseudo-primer orden</b>				
$K_1$ (h <sup>-1</sup> )	3.33	2.70	1.85	0.10
$q_e$ (mg <sub>As(V)</sub> /g <sub>Q-Fe</sub> )	0.80	0.79	0.73	0.44
$r^2$	0.66	0.64	0.71	0.66
<b>Pseudo-segundo orden</b>				
$K_2$ (h <sup>-1</sup> )	33.06	21.6	11.04	0.0051
$q_e$ (mg <sub>As(V)</sub> /g <sub>Q-Fe</sub> )	0.12	0.29	0.59	4.76
$r^2$	0.99	0.99	0.99	0.99

5.10, temperatura 25 °C y agitación 200 rpm.



**Figura 3.** Variación de la concentración de As (●) y de hierro total soluble (○) en función del tiempo. As inicial= 126 µg/L, pH 5.10, concentración de partículas Q-Fe= 1 g/L.

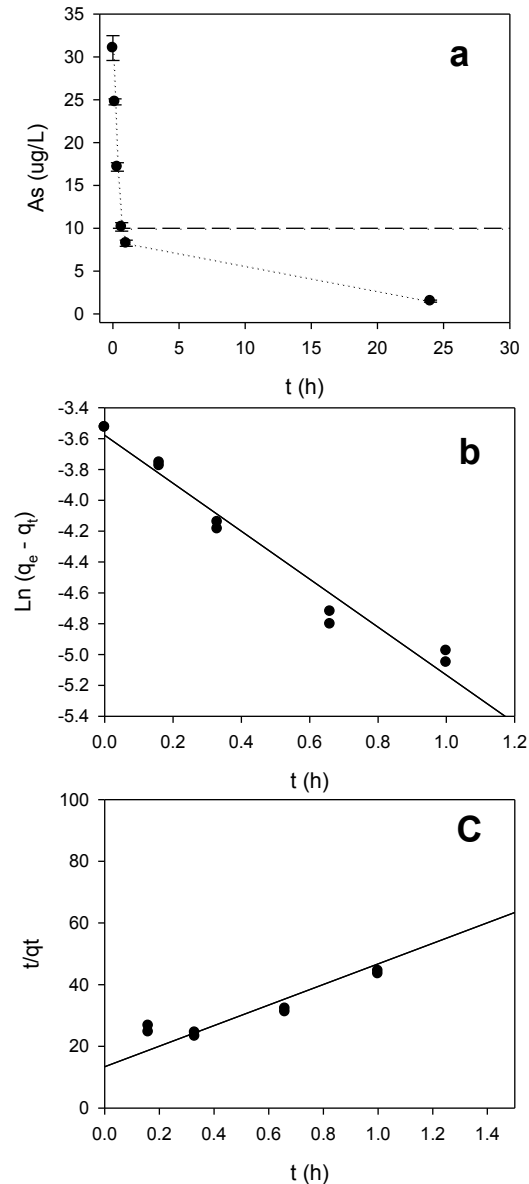
### Remoción de As en agua subterránea para consumo de la Pcia. de Buenos Aires, Argentina

Se analizó la remoción de As en agua proveniente de un pozo de la Pcia. de Bs As, Argentina. El contenido de As inicial fue de  $31 \pm 1 \mu\text{g/L}$ ; esta concentración es inferior al límite establecido por el Código Alimentario Argentino (regulación vigente) sin embargo el valor se encuentra por encima del límite establecido por la OMS ( $10\mu\text{g/L}$ ).

Se analizó la cinética de remoción de As utilizando 1 g/L de partículas Q-Fe. En la Figura 4a se puede observar que después de 1 hora de proceso se logra obtener una concentración de As por debajo del límite establecido por la OMS, alcanzándose a las 24 h una remoción del 95.2 % con una concentración final de As de  $1.42 \pm 0.12 \mu\text{g/L}$ . En dicho proceso de adsorción no se evidenció la migración de los iones férrico al agua dado que este compuesto no fue detectado al finalizar el proceso.

Las cinéticas de pseudo-primer orden y de pseudo-segundo orden se ajustaron satisfactoriamente a los datos experimentales. En la Figura 4b se muestra la linealización de la cinética de pseudo-primer orden (ec. 2) para la adsorción de As. Los valores calculados fueron  $q_e = 0.028 \text{ mg}_{\text{As}}/(\text{g}_{\text{partícula Q-Fe}} \text{ h})$  y  $k_1 = 1.55 \text{ h}^{-1}$  ( $r^2 = 0.97$ ).

En la Figura 4c se encuentra el ajuste al modelo de cinética de pseudo-segundo orden (ec. 3), los parámetros obtenidos fueron:  $q_e = 0.03 \text{ mg}_{\text{As}}/(\text{g}_{\text{partícula Q-Fe}} \text{ h})$  y  $k_1 = 9.1 \text{ h}^{-1}$  ( $r^2 = 0.99$ ). En ambos modelos el valor calculado de  $q_e$  fue similar al obtenido experimentalmente ( $q_e = 0.03 \pm 0.0001 \text{ mg}_{\text{As}}/(\text{g}_{\text{partícula Q-Fe}} \text{ h})$ ), obteniéndose un mejor ajuste con el modelo de pseudo-segundo orden ( $r^2 = 0.99$ ).



**Figura 4 a.** Variación de la concentración de As en función del tiempo para agua subterránea pH 8.09, concentración de partículas Q-Fe 1 g/L. **b.** Modelado de cinética de pseudo-primer orden ( $r^2=0.97$ ). **c.** Modelado de cinética de pseudo-segundo orden ( $r^2=0.99$ ).

### 4. Conclusiones

Se sintetizaron partículas estables de quitosano conteniendo iones férrico (Q-Fe). Se analizó la remoción de As en partículas Q-Fe y se observó que la presencia de  $\text{Fe}^{3+}$  incrementó los porcentajes de remoción. Se pudo determinar que las partículas Q-Fe fueron efectivas en la remoción de As(V) para un amplio rango de concentración de adsorbente y de pH. Una concentración adecuada de partículas Q-Fe

para la adsorción de As(V) fue 1 g/L de adsorbente. En todo el rango de pH estudiado (4-9.5) con una concentración de adsorbente de 1g/L, los porcentajes de remoción alcanzados fueron mayores al 85%. El mayor porcentaje de remoción de As(V) fue de 97.9% para pH 5.12 alcanzándose un valor inferior a 10 µg/L (límite establecido para aguas de consumo por la OMS).

Se modeló la cinética de adsorción para soluciones acuosas conteniendo 126, 300, 600 y 5000 µg/L de As inicial, ajustando adecuadamente una cinética de pseudo-segundo orden. Se observó que para todas las concentraciones iniciales de As en 0.5 h se alcanzó el equilibrio con porcentajes de remoción superiores al 85%.

Además, se determinó que las partículas Q-Fe fueron efectivas en la remoción de As en agua subterránea, con un porcentaje de remoción de 80% en 0.5 h. La cinética de adsorción para agua subterránea se ajustó también a una cinética de pseudo-segundo orden.

Por lo tanto, se concluye que las partículas Q-Fe desarrolladas podrían ser empleadas en sistemas continuos para la adsorción de As en agua, con el fin de obtener la reducción a niveles recomendados por la Organización Mundial de la Salud.

## 5. Referencias

Gang, D. D., B. Deng, et al. (2010). "*As(III) removal using an iron-impregnated chitosan sorbent.*" Journal of Hazardous Materials 182(1-3): 156-161.

Kwok, K. C. M., L. F. Koong, et al. (2014). "*Mechanism of arsenic removal using chitosan and nanochitosan.*" Journal of Colloid and Interface Science 416: 1-10.

Mohan, D. and C. U. Pittman Jr (2007). "*Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents— A critical review.*" Journal of Hazardous Materials 142(1-2): 1-53.

OMS (2011). "*Guidelines for drinking water quality.*" World Health Organization 1(4): 5.

Sancha, A.M. and M.L. Castro, *Arsenic in Latin America: occurrence, exposure, health effects and remediation. Arsenic exposure and health effects IV.* Elsevier, Amsterdam, 2001. 1: p. 87-96.

Zhang, L., X. Qin, et al. (2017). "*Review of arsenic geochemical characteristics and its significance on arsenic pollution studies in karst groundwater,*

*Southwest China.*" Applied Geochemistry 77(Supplement C): 80-88.

Zhang, S., H. Niu, et al. (2010). "*Arsenite and arsenate adsorption on coprecipitated bimetal oxide magnetic nanomaterials: MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> and CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>.*" Chemical Engineering Journal 158(3): 599-607.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCYT), el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) y la Fundación Bunge y Born, Argentina.