

## ESTUDIO DE LA ADSORCIÓN DE ARSÉNICO EN SUELOS DE LA PROVINCIA DE MISIONES

GRIFFA CARINA<sup>1</sup>, BOGLIONE ROSANA<sup>1</sup>, PANIGATTI MARÍA CECILIA<sup>1</sup>,  
KELLER SUSANA<sup>2</sup> Y ALLEGRINI JORGELINA<sup>1</sup>

1: Grupo Estudios Medioambientales.

2: Laboratorio de Ingeniería Civil.

Facultad Regional Rafaela. Universidad Tecnológica Nacional.

\* Acuña 49. (2300) Rafaela. Prov. de Santa Fe. Argentina.

Email: labquimicautn@gmail.com

**Resumen.** *La reducción del arsénico en aguas de consumo humano representa un reto ambiental a nivel mundial, existiendo una amplia variedad de métodos para su remoción. El objetivo del presente trabajo es determinar la capacidad de adsorción y desorción de un suelo de la provincia de Misiones para disminuir la concentración de arsénico en aguas subterráneas. Se caracterizó el adsorbente y se determinó el tiempo de agitación necesario para alcanzar el equilibrio poniendo en contacto una solución de 1,0 mg As/l y el adsorbente. Se evaluó la adsorción a través de isothermas, trabajando con concentraciones entre 0,05 y 50 mg As/l. La desorción se estudió colocando el suelo de la experiencia anterior, en agua destilada y agitando 24 horas. Inicialmente, se verificó una disminución rápida de la concentración de arsénico, determinándose un tiempo de equilibrio de 24 horas. Trabajando con concentraciones iniciales entre 0,05 y 1,0 mg/l, la adsorción fue completa y no se produjo desorción del metaloide. Utilizando concentraciones más elevadas (1,0 a 50,0 mg/l) se logró en promedio una remoción del 80%, comprobándose una buena aproximación a la isoterma de Langmuir, ( $r^2=0,909$ ), mientras que para Freundlich, se logró  $r^2=0,703$ . El adsorbente estudiado se considera eficiente para la remoción de arsénico.*

**Palabras clave:** Adsorción, Arsénico, Desorción, Isoterma.

### 1. INTRODUCCIÓN

El agua es un constituyente de los ecosistemas naturales, fundamental para el sostenimiento y la reproducción de la vida en el planeta, ya que constituye un factor indispensable para el desarrollo de los procesos biológicos y geoquímicos. Es imprescindible para satisfacer las necesidades básicas de la población y para el desarrollo socioeconómico de los pueblos. Sin embargo, los recursos de aguas subterráneas no son ilimitados y están sujetos a problemas de agotamiento y contaminación cada vez mayores; se degradan o contaminan fácilmente y su recuperación es compleja técnica y económicamente.

Las formaciones geológicas que el agua atraviesa, la velocidad a la que lo hace, la presencia de oxígeno y de materia orgánica son factores que afectan la calidad final del agua de un acuífero. A medida que la misma se desplaza por el medio, los minerales comienzan a disolverse y/o precipitar, lo que puede provocar un deterioro en la calidad del agua si los compuestos resultan nocivos para la salud [1].

Uno de los principales contaminantes que se encuentra en una amplia región del norte y centro de Argentina, es el arsénico (As), el cual puede llegar al agua por vía natural (desintegración y lixiviación de rocas procesos geoquímicos naturales) o por vía antropogénica (minería, plaguicidas, preservantes de madera) [2, 3, 4].

La presencia de As en el agua subterránea utilizada tanto para consumo humano, como animal, es uno de los problemas sanitarios más importantes a nivel mundial. Es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza y de elevada toxicidad para los seres vivos cuando supera ciertos valores límites. Actualmente la Organización Mundial de la Salud (OMS) aconseja en aguas para consumo humano, valores menores de 0,01 mg As/L mientras que el Código Alimentario Argentino (CAA), toma este valor como referencia, pero aun no como exigencia [5, 6].

La llanura chaco-pampeana es una de las áreas más extensas del mundo que se encuentra afectada por la presencia natural de arsénico en el agua subterránea. Es una vasta área en Argentina (por encima de  $1 \times 10^6$  km<sup>2</sup>), que se extiende desde el límite con Paraguay en el norte, hasta la meseta patagónica en el sur y desde las sierras pampeanas en el oeste hasta los ríos Paraná y La Plata en el este [7, 8].

Los niveles de As en el ambiente son variables, ya que es un elemento con muy alta movilidad y capacidad de transformación que puede sorberse o desorberse de partículas, o cambiar de estado de oxidación al reaccionar con oxígeno u otras moléculas del aire, del agua o del suelo o por acción de microorganismos [9, 10].

La adsorción es considerada como uno de los métodos de tratamiento más eficientes y económicos, especialmente aplicable para zonas rurales. Es un proceso de transferencia de masa donde una sustancia es transportada desde una fase líquida a la superficie de un sólido, quedando retenida por fuerzas físicas o químicas. Como el mismo es un fenómeno de superficie, cuanto mayor es el área específica del medio, mayor será la capacidad de acumular material.

En los últimos años se han realizado muchas investigaciones con el objeto de encontrar adsorbentes con elevada eficiencia y bajo costo para eliminar arsénico de aguas contaminadas. Investigadores como Bentahar, et al. [11], utilizaron diferentes arcillas naturales, como adsorbentes económicos, de amplia disponibilidad y fácil aplicación en el tratamiento de aguas. Estos lograron buenos resultados de remoción de arsénico en aquellos suelos constituidos por moscovita, illita, caolinita, cuarzo y dolomita con porcentajes de óxido de hierro superiores al 5%. Generalmente, la eliminación de As a través de técnicas de adsorción depende de la especiación del mismo. Se ha estudiado la adsorción de especies de arsénico empleando diferentes adsorbentes, encontrándose que el As (III) es más difícil de inmovilizar que el As (V) [12]. Además han demostrado que la cantidad de arsénico adsorbida depende del pH de trabajo y que posee buenos ajustes con modelos no lineales [11, 12].

El objetivo del presente trabajo es determinar la capacidad de adsorción y desorción de un suelo residual extraído de la provincia de Misiones (Adsorbente Misiones: AM) para disminuir la concentración de arsénico en aguas subterráneas.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1. Caracterización del adsorbente

El adsorbente empleado en el estudio corresponde a un suelo residual conocido como laterítico, extraído de la provincia de Misiones, Argentina (AM). Los suelos de la provincia de Misiones, en general residuales, provienen de la meteorización de la roca madre basáltica, cuyo techo rocoso se encuentra a una profundidad variable desde unos centímetros, hasta en algunas ubicaciones a más de 20 metros respecto del horizonte natural. Esta degradación de la roca basáltica culmina en la formación de los llamados “suelos colorados o arcillas rojas” con mantos de espesor también variable [13].

Se analizaron las propiedades físicas del adsorbente a través de los límites de Atterberg donde se determinó el Límite líquido (LL) según Norma VN-E2-65[14], el Límite plástico (LP), el Índice de Plasticidad (IP) según Norma VN-E3-65 [15]. Para establecer la distribución porcentual de las partículas finas de la muestra, se realizó el tamizado por vía húmeda según Norma VN-E1-65 [16].

Se efectuó la caracterización química del mismo, analizándose la composición de los principales elementos involucrados en la remoción de arsénico [17]: hierro total (espectrometría de absorción atómica de llama), manganeso (espectrometría de absorción atómica de llama), arsénico (espectrometría de absorción atómica con inyección de flujo y generación de hidruros) y aluminio (espectrometría de emisión atómica por plasma inductivo). También se efectuaron estudios de Difracción de Rayos X (Difratómetro de Rayos X, Phillips PW 1800) y análisis de pH (método electrométrico), humedad (evaporación y secado en estufa a 105 °C) y sólidos volátiles (calcinación en mufla a 550 °C).

### 2.2. Medición del tiempo de equilibrio

Se utilizó una solución de referencia Merck de 1000 mg As (V)/l para la preparación de las soluciones con distintas concentraciones de arsénico utilizadas en diferentes ensayos batch. Para los mismos se emplearon erlenmeyers de 250 ml y un agitador orbital marca D-Lab (Figura 1).



Figura 1: Agitador orbital empleado para los ensayos.

En una primera etapa, se determinó el tiempo de agitación mínimo necesario para alcanzar el equilibrio poniendo en contacto una solución de 1,0 mg As (V)/l con suelo de Misiones como adsorbente. Para ello, se trabajó agregando 100 ml de la solución en 9 erlenmeyers que

contenían 1 g del adsorbente en estudio. Los mismos fueron colocados en el agitador orbital y se agitaron a 250 rpm durante los siguientes tiempos: 0,5, 1, 2, 3, 6, 8, 12, 24 y 48 horas. Transcurrido cada uno de los tiempos establecidos, se separaron las soluciones del adsorbente centrifugándolas a 2500 rpm durante 15 minutos, determinando arsénico total en el líquido sobrenadante.

### 2.3. Isotermas de adsorción

Una vez determinado el tiempo de equilibrio, se continuó con el mismo procedimiento para evaluar la adsorción de arsénico a través de isotermas. Se trabajó con soluciones con concentraciones iniciales ( $C_0$ ) de 0,05; 0,10; 0,20; 0,30; 0,50; 0,70; 1,00; 2,00; 3,00; 5,00; 10,0; 20,0; 35,0 y 50,0 mg As (V)/l, mientras que la masa del adsorbente AM, se mantuvo constante en 1 g durante la experiencia, con un volumen de 100 ml de solución de arsénico. Los recipientes se colocaron en el agitador orbital durante 24 horas a 250 rpm; transcurrido ese tiempo las soluciones fueron centrifugadas durante 15 minutos a 2500 rpm. Se separó la solución sobrenadante y se realizó la medición de arsénico total ( $C_e$ ) en equilibrio.

El arsénico adsorbido ( $q$ ) se calculó por diferencia entre el arsénico agregado inicialmente y el remanente en la solución luego de 24 horas de agitación. Para ello se empleó la fórmula (1).

$$q = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \quad (1)$$

$q$ : cantidad de arsénico adsorbido (mg/g)

$C_0$ : concentración de arsénico inicial en solución (mg/l)

$C_e$ : concentración de arsénico en solución en el equilibrio (mg/l)

$m$ : masa de adsorbente (g)

$V$ : volumen de solución (l)

A partir de los resultados obtenidos, se estudiaron diferentes isotermas de adsorción que se detallan a continuación.

La *isoterma lineal* se calculó de la siguiente manera:

$$q = K_d \cdot C_e \quad (2)$$

Donde:

$K_d$ : es el coeficiente de distribución (l/g)

El modelo de Langmuir se basa en las siguientes hipótesis:

- La superficie es homogénea con un número finito de sitios idénticos.
- No hay interacción entre los sitios adyacentes.
- La adsorción se limita a la formación de una monocapa.

La *isoterma de Langmuir* se ajustó teniendo en cuenta la siguiente ecuación:

$$q = \frac{q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (3)$$

La ecuación lineal correspondiente a (3) es como sigue:

$$\frac{C_e}{q} = \frac{1}{q_m \cdot K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (4)$$

Donde:

$K_L$ : es la constante de Langmuir relacionada a la energía de adsorción (l/mg). Expresa cuan fuerte se encuentra el adsorbato (arsénico) unido a la superficie del adsorbente (AM).

$q_m$ : es la máxima capacidad de adsorción (mg/g)

Los valores de  $K_L$  y  $q_m$  también se calculan a partir de los datos obtenidos experimentalmente. Por otra parte, se estudiaron los datos teniendo en cuenta la *isoterma de Freundlich*. La misma es una ecuación empírica basada en la adsorción sobre superficies heterogéneas y describe la relación entre la cantidad adsorbida (mg/g) y la cantidad en solución (mg/l) [18]. La ecuación (5) corresponde a la forma logarítmica de las isotermas de Freundlich.

$$\text{Log } q_e = \text{Log } K_F + 1/n \text{ log } C_e \quad (5)$$

Donde:

$q_e$ : unidad de masa de adsorbato respecto de la masa del adsorbente en el equilibrio (mg/g)

$K_F$ : constante de Freundlich (mg/g)

$1/n$ : intensidad de adsorción

$C_e$ : concentración en equilibrio (mg/l)

Los valores de  $K_F$  y  $1/n$  también se calculan a partir de los datos obtenidos experimentalmente.

## 2.4. Desorción de Arsénico

Finalmente, se estudió la posibilidad de desorción del metaloide adsorbido sobre el material en estudio. Para ello, se colocaron los suelos AM empleados para el estudio de adsorción, una vez separados por centrifugación ( $C_0$ : 0,05; 0,5; 2; 5; 20; 50 mg As/l), en distintos erlenmeyers con 100 ml de agua bidestilada. Los mismos se agitaron en el agitador orbital durante 24 horas a 250 rpm. Posteriormente se separó la solución del adsorbente centrifugándose a 2500 rpm durante 15 minutos, determinándose la concentración de arsénico desorbido en solución.

## 2.5. Medición de arsénico

En todas las experiencias se determinó la concentración de arsénico en el líquido sobrenadante mediante MQuant™ Arsenic Test (rango de medición de 0,01-0,50 mg As/L), comparándolo con la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica con inyección de flujo y generación de hidruros, empleando un equipo Perkin Elmer modelo 3110.

## 3. RESULTADOS

### 3.1. Caracterización del adsorbente

Los resultados obtenidos en los ensayos para determinar las propiedades físicas del adsorbente, a través de los índices de Atterberg, son: Límite líquido (LL) = 45,36%, Límite plástico (LP) = 37,04%, y el Índice de plasticidad (IP) = 8,33%. El tamizado por vía húmeda (Pasa tamiz #200) arrojó 96,5%. Considerando estos resultados y las principales

características granulométricas del suelo, se lo ha clasificado de acuerdo al Sistema Unificado de Clasificación del Suelo (SUCS), como limos de baja plasticidad (ML), pero teniendo en cuenta el alto porcentaje que pasa el tamiz #200, podríamos clasificar al suelo como arcillo limoso y arcillas de baja plasticidad (ML-CL).

En la Tabla 1 se presentan los resultados de la caracterización química del adsorbente AM. Posee un pH levemente ácido, una humedad cercana al 6 % y un contenido de materia orgánica, medida a partir de los sólidos volátiles, cercano al 10 %. Posee una muy baja concentración de arsénico, mientras el contenido de hierro se encuentra en un 11,8 % y aluminio de 0,327 %. Las arcillas rojas provienen de la provincia argentina de Misiones, cuyos suelos son generalmente ricos en aluminio e hierro y frecuentes en regiones tropicales. Se caracterizan por la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, de los cuales el hierro es por lo general movilizado y oxidado por el agua subterránea [19].

Los resultados obtenidos del estudio del adsorbente, a través de la difracción de Rx, identificaron la presencia de sillimanita ( $Al_2SiO_5$ ), de Fe como hematita ( $Fe_2O_3$ ) y de óxidos de silicio ( $SiO_2$ ).

| Parámetros                               | Resultados |
|--|------------|
| pH                                       | 6,06       |
| Humedad (g/100 g muestra seca)           | 5,950      |
| Sólidos Volátiles (g/100 g muestra seca) | 9,710      |
| Arsénico (g As/100 g)                    | 0,002      |
| Hierro Total (g Fe/100 g)                | 11,800     |
| Manganeso (g Mn/100 g)                   | 0,090      |
| Aluminio (g Al/100g)                     | 0,327      |

**Tabla 1.** Caracterización del adsorbente AM empleada en las experiencias.

### 3.2. Medición del tiempo de equilibrio

En la Figura 2 se muestra el efecto del tiempo de agitación empleando el adsorbente AM y una solución de concentración inicial de 1 mg As/l. Se verifica una disminución rápida de la concentración de arsénico en las primeras dos horas de agitación, logrando un 76 % de remoción. A las 24 horas se obtuvo una eliminación del 97 % del arsénico inicial, manteniéndose constante a las 48 horas. Según Aredes et al. (2012), tanto las interacciones arsénico-óxido de hierro como las pruebas de adsorción y lixiviación realizadas, demostraron la idoneidad de usar un suelo laterítico con un alto contenido óxido de hierro para la eliminación de arsénico [20].

De acuerdo a estos datos, para las experiencias siguientes se emplea un tiempo de agitación de 24 horas.

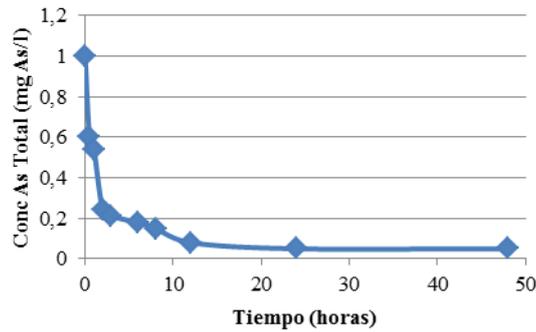


Figura 2: Variación de la concentración de arsénico total en solución en función del tiempo.

### 3.3. Isotherma de adsorción

En la Figura 3 se presenta el arsénico adsorbido en función de la concentración inicial en solución empleando todas las concentraciones estudiadas, desde 0,05 hasta 50,0 mg As/L. A bajas concentraciones la adsorción fue total, mientras que a mayores concentraciones iniciales la curva se hace asintótica. Linealizando los datos se obtiene un  $r^2 = 0,897$ , teniendo un mejor ajuste con una curva polinómica de segundo grado ( $r^2 = 0,9953$ ). En la Figura 4, teniendo en cuenta solamente las menores concentraciones de trabajo, se puede observar una recta con excelente ajuste ( $r^2 = 1,00$ ). Para dichas concentraciones de arsénico, la curva no se hace asintótica, significando que la capacidad de adsorción de AM es aún mayor, lo que se evidencia en la Figura 3.

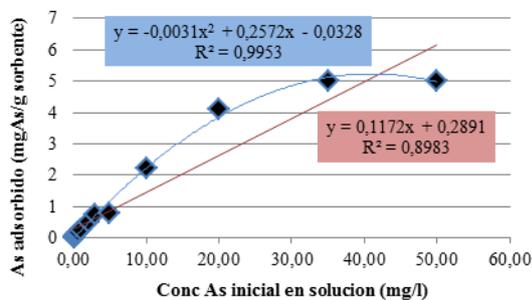


Figura 3: Relación entre el As adsorbido y la concentración inicial en solución trabajando con todas concentraciones

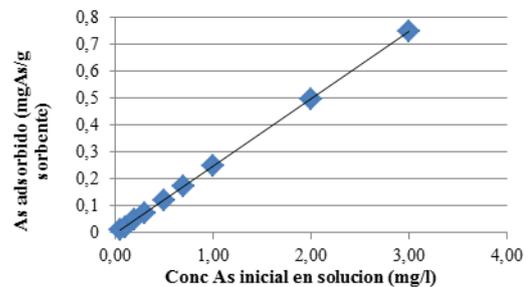


Figura 4: Relación entre el As adsorbido y la concentración inicial en solución trabajando con bajas las concentraciones.

La correlación entre el adsorbato en estudio (arsénico) y la capacidad del adsorbente AM en el tiempo de equilibrio, se presenta a través de modelos de isothermas como se detalló anteriormente. Para investigar las isothermas de adsorción, se ajustaron los datos de equilibrio a los modelos: Lineal (2), de Langmuir (4) y de Freundlich (5).

### 3.3.1. Modelo lineal

La Figura 5 presenta la relación entre el arsénico adsorbido en función del arsénico que se encuentra en la solución de equilibrio (24 horas). Se observa que la cinética de adsorción es rápida, eliminándose la totalidad del metaloide agregado, trabajando con concentraciones iniciales desde 0,05 a 1,00 mg As/l. No se obtiene un buen ajuste ( $r^2 = 0,667$ ), por lo tanto no se puede considerar el modelo de isoterma lineal (2).

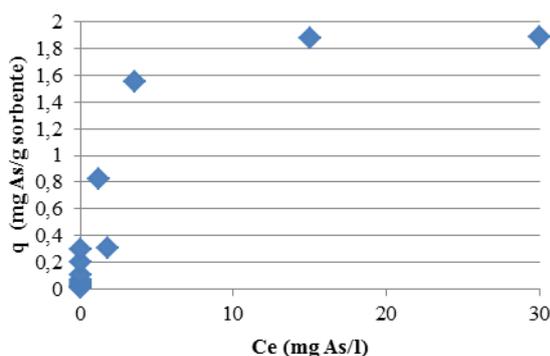


Figura 5: Arsénico adsorbido en el medio soporte en función de la concentración de arsénico en la solución de equilibrio.

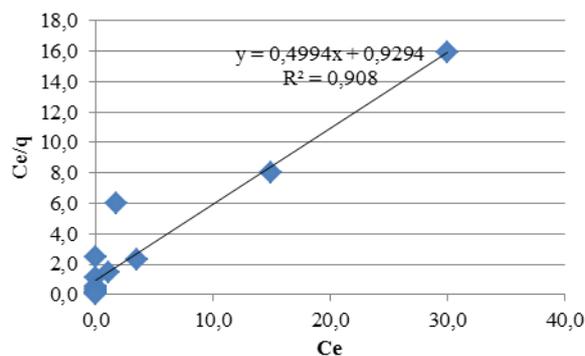


Figura 6: Isoterma de adsorción de Langmuir empleando As (V) como sorbato y el adsorbente en estudio.

### 3.3.2. Modelo Langmuir

Para el adsorbente en estudio se puede afirmar que existe una muy buena aproximación a la isoterma de Langmuir ( $r^2 = 0,908$ ), lo que se puede observar al graficar  $Ce/q$  en función de  $Ce$ , para todo el rango de concentraciones (Figura 6). De los datos experimentales se obtuvieron los valores de  $K_L$  y  $q_m$ , considerando por un lado todas las concentraciones de trabajo y por otro sólo las mayores (Tabla 2), ya que a bajos niveles de arsénico se logró la adsorción total. La máxima capacidad de adsorción obtenida ( $q_m$ ) es 2,0 mg As/g, teniendo en cuenta tanto altas como todo el rango de concentraciones de trabajo.

Los valores resultantes de  $q_m$  son superiores a los encontrados por [11], quienes estudiaron diferentes arcillas de Marruecos y obtuvieron resultados entre 0,561 y 1,076 mg As/g. Esta elevada capacidad podría deberse a la presencia de óxidos de hierro en el adsorbente AM. Estudios realizados por Aredes et al., concluyeron que los minerales naturales de óxido de hierro (magnetita, hematita y goethita), así como un suelo laterítico rico en hierro, fueron eficaces en adsorber el arsénico de la solución [20]. El valor de  $q_m$  podrá ser empleado para el diseño de futuras columnas de tratamiento de aguas.

### 3.3.3. Modelo Freundlich

En la Figura 7 se presentan los resultados obtenidos de la isoterma de adsorción tomando en cuenta el modelo de Freundlich. Se puede observar una recta donde el coeficiente de correlación ( $r$ ) de este modelo es significativo, alcanzando un valor de + 0,839, teniendo en cuenta todas las concentraciones estudiadas. Se lograron valores de intensidad de adsorción

(1/n) de 0,32 (para altas concentraciones) y 0,54 (para todas las concentraciones) (Tabla 2). Los valores para 1/n menores a 1 indican un mejor mecanismo de adsorción y de formación relativamente más fuerte entre adsorbato y adsorbente [21]. La capacidad de adsorción obtenida según este modelo es  $K_f=0,65$  mg/g, teniendo en cuenta las mayores concentraciones de trabajo. Se han estudiado diferentes arcillas marroquíes encontrándose valores entre 0,34 y 0,42 para 1/n, pero los obtenidos para  $K_f$  resultaron menores comparados con los de la presente experiencia (0,174 y 0,417) [11].

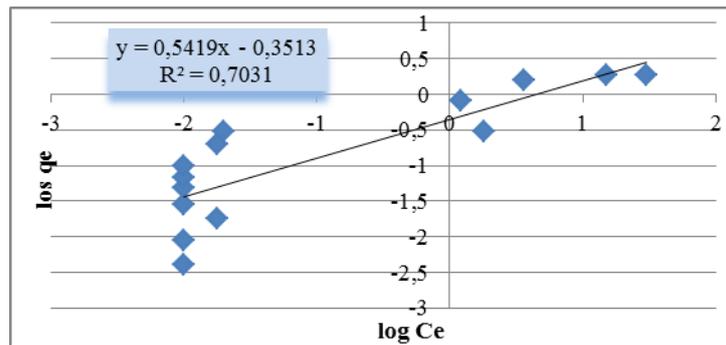


Figura 7: Isoterma de adsorción de Freundlich empleando As (V) como sorbato y el adsorbente AM.

Según los datos que muestra la gráfica de la Isoterma de adsorción de Freundlich, en la Figura 7, se puede observar un bajo ajuste  $r^2 = 0,7031$ , no adaptándose a este modelo.

| Concentraciones                      | Langmuir        |                 |        | Freundlich      |      |        |
|--------------------------------------|-----------------|-----------------|--------|-----------------|------|--------|
|                                      | $K_L$<br>(l/mg) | $q_m$<br>(mg/g) | $R^2$  | $K_f$<br>(mg/g) | 1/n  | $R^2$  |
| Bajas<br>(Iniciales: 0,05-1,0 mg/l)  | Adsorción total |                 | 0,0694 | Adsorción total |      | 0,0154 |
| Altas<br>(Iniciales: 1,0 -50,0 mg/l) | 0,47            | 2,03            | 0,908  | 0,65            | 0,32 | 0,822  |
| Todas<br>(Iniciales: 0,05-50,0 mg/l) | 0,54            | 2,00            | 0,909  | 0,45            | 0,54 | 0,703  |

Tabla 2: Datos obtenidos según isotermas de Langmuir y Freundlich.

Según Aredes et al. (2012), los suelos lateríticos, adsorbentes portadores de hierro, demostraron ser materiales factibles de ser utilizados para la eliminación de arsénico del agua [20]. Como ya se mencionó anteriormente, el suelo de Misiones se caracteriza por la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro, entre otros, por lo tanto AM podría ser un adsorbente adecuado para la remoción de arsénico en aguas subterráneas de la provincia de Santa Fe, con concentraciones entre 0,05 y 1,5 mg As/l [22].

### 3.4. Desorción de Arsénico

En las Figuras 8 y 9, se presentan los datos obtenidos en el estudio de desorción de arsénico a partir del adsorbente empleado previamente para adsorción.

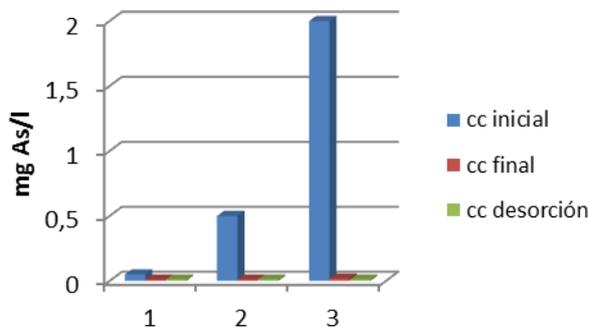


Figura 8: Comparación de arsénico inicial, en solución de equilibrio y desorbido a bajas concentraciones iniciales de trabajo.

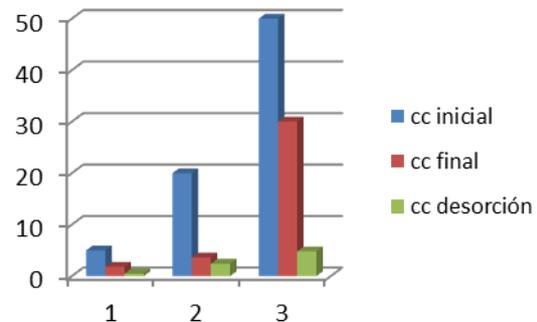


Figura 9: Comparación de arsénico inicial, en solución de equilibrio y desorbido a altas concentraciones iniciales de trabajo.

Se trabajó con aquellos sistemas que tenían con 0,05; 0,5; 2; 5; 20; 50 mg As/l como concentración inicial. Para las tres concentraciones menores no se detectó presencia de arsénico luego de 24 horas de agitación del adsorbente con agua destilada. En éstas no se había alcanzado la adsorción máxima ( $q_m$ ) determinada experimentalmente y el arsénico adsorbido no logró desorberse, siendo alentadores estos resultados para su aplicación en tratamientos de agua. En el caso de las concentraciones mayores se obtuvieron desorciones luego de 24 horas de agitación, lográndose una desorción del 15 % del arsénico previamente adsorbido para  $C_0$  de 5 y 20 mg/L, mientras que para 50 mg/l se desorbió un 24 %. Se puede concluir que una fracción importante del arsénico adsorbido no se desorbe en forma rápida y depende de la cantidad adsorbida previamente y de la capacidad del adsorbente, entre otros factores.

#### 4. CONCLUSIONES

- El presente estudio mostró que el adsorbente AM utilizado en las experiencias realizadas posee una alta capacidad de adsorción de arsénico, por lo que se podría considerar como un potencial adsorbente eficiente y económico para la eliminación del metaloide de aguas subterráneas.
- Se ha comprobado que la adsorción de arsénico en AM es rápida, llegando a un equilibrio a las 24 horas. El aumento del tiempo de contacto de una solución con arsénico y el adsorbente conduce a una elevada la remoción de dicho elemento llegando a porcentajes del 97 %.
- Utilizando concentraciones entre 1,0 y 50,0 mg As/l, se logró en promedio una remoción del 80 % del metaloide en las soluciones en estudio.
- Los resultados de adsorción y desorción obtenidos son importantes tanto para el estudio de la capacidad del suelo AM para tomar y retener arsénico como para el diseño

de experiencias posteriores.

## 5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Glatstein, D. A.; Carro Pérez, M. E.; Francisca, F. M. “Diseño de barreras “inteligentes” para la remediación de aguas subterráneas”. Congreso Argentino de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica. Mendoza, Argentina. 465-471(2010).
- [2] Bissen M., Frimmel F.H. “Arsenic - a review - Part 1: Occurrence, toxicity, speciation, mobility”. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, **31**(1), 9-18. (2003).
- [3] De Gregori I., Fuentes E., Rojas M., Pinochet H. y Potin-Gautier M. “Monitoring of copper, arsenic and antimony levels in agricultural soils impacted and non-impacted by mining activities, from three regions in Chile”. *J. Environ. Monit.*, **5**(2): 287-295. (2003).
- [4] Cáceres D.D., Pino P., Montesinos N., Atalah E., Amigo H., Loomis D. “Exposure to inorganic arsenic in drinking water and total urinary arsenic concentration in a Chilean population”. *Environ. Res.*, **98** (2), 151-159. (2005)
- [5] OMS Guidelines for drinking-water quality, fourth edition World Health Organization (2011).  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2011/dwq\\_guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/)
- [6] Código Alimentario Argentino Capítulo XII Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada Agua Potable Artículo 982 - (Resolución Conjunta SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007).
- [7] Smedley, P. L.; Kinniburgh D.G., Macdonald, D.M.J., Barros, A.J. y Tullio, J.O.: Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Appl. Geochem.* **17**(3), 259-284. (2002)
- [8] Nicolli, H.B.; Bundschuh, J.; Blanco, M.C.; Tujchneider, O.; Panarello, H.; Dapeña, C.; Rusansky, J. “Arsenic and associated trace-elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: Results from 100 years of research”. *Sci. Total Environ.* **490**, 36–56 (2012).
- [9] Smedley, P. L. y Kinniburgh D.G. “A review of the source behavior and distribution of arsenic in natural waters”. *Applied Geochemistry* **17**. 517-568 (2002).
- [10] Mandal, B.; Suzuki K. “Arsenic round the world: a review”. *Talanta* **58**:201-235. (2002)
- [11] Bentahar, Y, C. Hurel, K. Draoui, S. Khairoun y N. Marmier. Adsorptive properties of Moroccan clays for the removal of arsenic(V) from aqueous solution. *Applied Clay Science* **119**, 385–39 (2016).
- [12] Mar, K.K., Karnawati, D., Sarto, Putra, D.P.E., Igarashi, T. y Tabelin, C.B. “Comparison or Arsenic Adsorption on Lignite, Bentonite, Shale, and Iron Sand from Indonesia”. *Procedia Early Planetary Science* **6**, 242-250 (2013).
- [13] Bressan D., Reinert H. y Avato M. “Investigaciones sobre la capacidad de anclajes en suelos misioneros”. III Jornadas de Investigación en Ingeniería del NEA y Países Limítrofes. Resistencia. Chaco, ISBN: 978-950-42-0157-1, 10-16 (2014).
- [14] Norma VN-E2-65 Norma de Ensayo Vialidad Nacional. Límite líquido.
- [15] Norma VN-E3-65 Norma de Ensayo Vialidad Nacional. Límite plástico, índice de plasticidad.

- [16] Norma VN-E1-65. Norma de Ensayo Vialidad Nacional. Tamizado de suelos por vía húmeda.
- [17] Meichtry, J.M.; De Seta, E.G.; López, A. R.; Reina, F.D.; Bressan, S.A.; Domingo, E. J.; Tojo, N. R.; Bianchi, M. P.; Lan, L.E. y Mugrabi, F.I. "Abatimiento de Arsénico en aguas y disposición final segura". Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina, Tomo II. 159-170. (2013).
- [18] Limousin, G.; Gaudet, J. P.; Charlet, L.; Szenknect, S. Barthes, V. y Krimissa, M. "Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and medurement". Applied Geochemistry, **22**, pp 249-275 (2007).
- [19] Francisca F. y Carro Pérez M. "Remoción de arsénico en agua mediante procesos de coagulación-floculación". Rev. Int. Contam. Ambie. **30** (2) 177-190, (2014).
- [20] Aredes S., Klein B. y Pawlik M. "The removal of arsenic from water using natural iron oxide minerals" Journal of Cleaner Production 208-213, (2012).
- [21] Patil S. J.; Brole A. G.; Natarajan G.S. "Scavenging of Ni(II) metal ions adsorption on PAC and babhul bark". J. Environ. Sci. Eng. **48**, 208-208 (2006).
- [22] Boglione R., Panigatti M. C., Griffa C., Macaño H. y Pepino Minetti R. "Composición de Arsénico en muestras subterráneas en la Provincia de Santa Fe". III Congreso PRODECA, Proyecto Integrador para la determinación de la Calidad del Agua, La Rioja, ISBN 978-950-42-0163-2, 475-482 (2015).