

## ESTUDIO COMPARATIVO DE LA ADSORCIÓN DE ALUMINIO DE DISOLUCIONES ACUOSAS USANDO QUITOSANO Y CASCARILLA DE ARROZ

Ana Álvarez Trejos<sup>1</sup>, Vanessa Blanco González<sup>2\*</sup>, y Martha Benavente Silva<sup>3</sup>.

<sup>1,2,3\*</sup>Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional de Ingeniería

Recibido noviembre 2020; diciembre 2020

### Abstract

This work is concern with the comparative study of adsorption equilibrium and kinetic of aluminum onto chitosan and rice husk, and its application in drinking water samples. This study involved the determination of maximum ion adsorption pH in a pH range of 4 to 7. The results show that the metallic ion adsorption depends on the pH, where the highest aluminum removal was at pH 5 on chitosan and at pH 6 on rice husk. The evaluation of the adsorption equilibrium data showed that, for both adsorbents, there was a better fit to the Freundlich model; and the maximum adsorption capacity for aluminum was 45.26 mg/g on chitosan and 69.76 mg/g on rice husk. The adsorption kinetic experimental data showed a good correlation with the pseudo second order model. As well, the efficacy of both bioadsorbents in the aluminum adsorption from drinking water samples was verified, with removal higher than 95%.

### Resumen

Este trabajo comprende el estudio comparativo del equilibrio y cinética de adsorción de aluminio en quitosano y en cascarilla de arroz, y su aplicación en muestras de aguas potable. El estudio involucró la determinación del pH de máxima adsorción del ion en un intervalo de pH de 4 a 7. Los resultados muestran que la adsorción del ion depende fuertemente del pH, siendo el mayor porcentaje de remoción a pH 5 en quitosano y a pH 6 en cascarilla de arroz. La evaluación de los datos de equilibrio de adsorción mostró que, para ambos adsorbentes, hubo un mejor ajuste al modelo de Freundlich; y la máxima capacidad de adsorción de aluminio fue de 45.26 mg/g en quitosano y de 69.46 mg/g en cascarilla de arroz. Los resultados experimentales de la cinética de adsorción mostraron una buena correlación con el modelo de pseudo segundo orden. Así también, la eficacia de ambos bioadsorbentes en la adsorción de aluminio de muestras de aguas potable fue comprobada, con porcentajes de remoción mayores al 95%.

**Key words:** adsorption isotherm; adsorption kinetic; drinking water; maximum adsorption pH.

**Palabras clave:** agua potable; cinética de adsorción; isoterma de adsorción; pH de máxima adsorción.

## I. INTRODUCCIÓN

En el proceso de la potabilización del agua para el consumo humano se emplean coagulantes con el propósito de neutralizar la carga de los coloides generalmente electronegativos, presentes en el agua, formando un precipitado. En Nicaragua, las sales de aluminio son utilizadas como coagulantes en los sistemas de tratamiento de agua potable.

Diversos trabajos han estudiado el contenido de aluminio en el agua potable (Pour, Takassi y Hamoule, 2014; Othman, Abdullah y Abdul Aziz, 2010), ya que, cuando sobrepasa los niveles permitidos por las normas CAPRE (0.2 mg/L), se alteran las propiedades organolépticas del agua y puede provocar diversas enfermedades, tales como la enfermedad de Alzheimer, hipoalbuminemia y anemia (Özkahraman, 2017).

En una evaluación de la calidad del agua potable en cuatro plantas potabilizadoras de la región Boaco-Chontales, para el período 2003-2007, se encontró que el agua potable producida por las plantas de

---

\* Para correspondencia: [Martha.Benavente@fiq.uni.edu.ni](mailto:Martha.Benavente@fiq.uni.edu.ni)

tratamiento de agua potable de Santo Tomás, Juigalpa, Camoapa y Boaco, los niveles de aluminio sobrepasaban el valor máximo admisible de aluminio, siendo el agua potable de Juigalpa la que contenía la mayor concentración de aluminio (19.3 mg/L) (Moncada y Munguía, 2008).

Una alternativa de bajos costos, alta disponibilidad y amigable con el ambiente para la eliminación de iones metálicos es la bioadsorción, usando materiales biológicos como quitosano y cascarilla de arroz. El quitosano, un polisacárido que se puede obtener a partir de exoesqueletos de crustáceos, moluscos e insectos, ha sido usado, desde hace varios años, en el tratamiento de agua como adsorbente para remover metales pesados (Benavente, 2008). Por otra parte, la cascarilla de arroz, un desecho que actualmente se ha convertido en un subproducto agrícola importante, ha sido reportado como un buen adsorbente para la remoción de metales pesados, fenoles, pesticidas y tintes (Ahmaruzzaman y Gupta, 2011). De acuerdo a Herrera, Hormanza y Gallego (2011), la capacidad de adsorción de la cascarilla de arroz se debe a los compuestos lignocelulósicos que posee, los cuales se caracterizan por tener grupos funcionales ácidos y alcoholes fenilpropílicos en su estructura.

El principal objetivo de este estudio fue comparar la efectividad del quitosano y de la cascarilla de arroz para la remoción del aluminio de aguas sintéticas y agua potable. Así como, reducir el impacto ambiental negativo de los residuos generados por la industria agrícola y acuícola al utilizarlos como adsorbentes de metales pesados.

## II. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Preparación y caracterización de los bioadsorbentes

Para la obtención del quitosano se usó caparazón de camarón proporcionado por la Empresa NicaFish. Primeramente, se llevó a cabo la extracción de quitina mediante la desproteínización, desmineralización y blanqueo del caparazón. Seguidamente, se obtuvo el quitosano por desacetilación básica de la quitina. El material obtenido fue triturado y tamizado a un tamaño de partícula entre 0.22 y 0.45 mm.

La cascarilla de arroz (denominada Palo 2) fue suministrada por el trillo San Juan, ubicado en San Isidro, Matagalpa. La preparación de la cascarilla de arroz involucró el lavado del material para eliminar la suciedad, secado en un horno a 70°C, trituración y tamizado a un tamaño de partícula de 0.22 a 0.45 mm. Cada uno de los materiales fue caracterizado por Espectroscopia infrarroja (IR), utilizando un Espectrómetro infrarrojo por transformada de Fourier (FT-IR) con accesorio ALPHA T, antes y después de ser sometidos al proceso de adsorción del ion aluminio.

### 2.2 Efecto del pH inicial en el porcentaje de remoción de aluminio

El efecto del pH en el porcentaje de remoción del aluminio en quitosano y cascarilla de arroz fue estudiado en un intervalo de pH de 4 a 7, ya que altos valores de pH producen una reacción de hidrólisis del ion en disolución acuosa, la cual provoca la formación de precipitados de sales básicas de aluminio (Rodríguez-Páez, Villaquirán y Cobo, 2001). El pH inicial de la disolución fue regulado por la adición de soluciones de ácido clorhídrico (HCl) 1.25 M o hidróxido de sodio (NaOH) al 0.3% y 3%.

Para la parte experimental, 1 g del bioadsorbente se puso en contacto con 100 ml de una disolución del ion aluminio de 50 mg/l, ajustada al pH inicial. Posteriormente, la mezcla se agitó durante una 1 hora y a una velocidad de agitación de 250 rpm. Finalmente, la mezcla se filtró y se determinó la concentración de aluminio en la disolución por Espectroscopia de absorción atómica usando un equipo marca GBC, modelo AA 932, con llama. El porcentaje de remoción (%Remoción) de aluminio se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\%Remoción = ((C_i - C_f) / C_i) \times 100 \quad (1)$$

Donde  $C_i$  y  $C_f$  son la concentración inicial y la concentración final del aluminio, respectivamente, en mg/l.

### 2.3 Determinación de las isoterms de adsorción de Aluminio

Soluciones de 50 ml del ion metálico a diferentes concentraciones, en un intervalo de 5 a 500 mg/l, fueron preparadas y ajustadas al pH de máxima de adsorción para cada bioadsorbente. A cada disolución se le agregaron 2 g del bioadsorbente y las muestras se agitaron a 250 rpm por 3 horas. Al finalizar el proceso, las muestras fueron filtradas y se les determinó la concentración del ion aluminio en la disolución. Con los datos experimentales, se calculó la capacidad de adsorción ( $q_e$ ) del aluminio en el bioadsorbentes mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = ((C_i - C_f) \cdot V) / m \quad (2)$$

Donde  $q_e$  es la capacidad de adsorción (en mg/g),  $C_i$  y  $C_f$  son las concentraciones inicial y final, respectivamente, del aluminio en la disolución (en mg/l),  $V$  es el volumen de la disolución (en litros) y  $m$  es la masa del adsorbente (en g).

Los datos experimentales del equilibrio de adsorción fueron ajustados a los modelos linealizados de Freundlich (ecuación 3) y de Langmuir (ecuación 4).

$$\log\{q_e\} = \log\{a_F\} + b_F \cdot \log\{C_{eq}\} \quad (3)$$

$$C_{eq}/q_e = 1/q_{e,max} + C_{eq}/(q_{e,max} \cdot b) \quad (4)$$

Donde  $q_e$  es la capacidad de adsorción, en mg/g,  $C_{eq}$  es la concentración del ion aluminio en el equilibrio (en mg/l),  $a_F$  es la constante de la isoterma de Freundlich, en  $\text{mg}^{1-b_F} \cdot \text{L}^{b_F} / \text{g}$ ,  $b_F$  es el parámetro empírico adimensional de Freundlich,  $q_{e,max}$  es la máxima capacidad de adsorción, en mg/g, y  $b$  es la constante de equilibrio de adsorción de Langmuir, en l/mg.

#### 2.4 Cinética de adsorción de Aluminio

Para este estudio, 5 g del bioadsorbente se puso en contacto con 1000 ml de una disolución de aluminio de 60 mg/l a una velocidad de agitación constante de 250 rpm y temperatura ambiente por un tiempo de 8 h. A medida que transcurría el proceso de adsorción, se tomaron alícuotas de 10 ml de disolución las cuales fueron analizadas para determinar la concentración del ion metálico. Con los datos experimentales, se calculó la capacidad de adsorción del aluminio en el bioadsorbente a un tiempo  $t$  ( $q_t$ ), utilizando la ecuación (2). Para determinar el mecanismo de la cinética de adsorción, los datos experimentales fueron ajustados a los modelos de pseudo-primer orden (ecuación 5) y de pseudo-segundo orden (ecuación 6).

$$\ln\{q_e - q_t\} = \ln\{q_e\} - k_1 t \quad (5)$$

$$t/q_t = 1/(k_2 q_e^2) + t/q_e \quad (6)$$

Donde  $k_1$  ( $\text{min}^{-1}$ ) es la velocidad de pseudo-primer orden,  $q_e$  y  $q_t$  (mg/g) corresponden a la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio y a un tiempo  $t$ , respectivamente, y  $k_2$  ( $\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{min})$ ) es la constante de velocidad de pseudo-segundo orden.

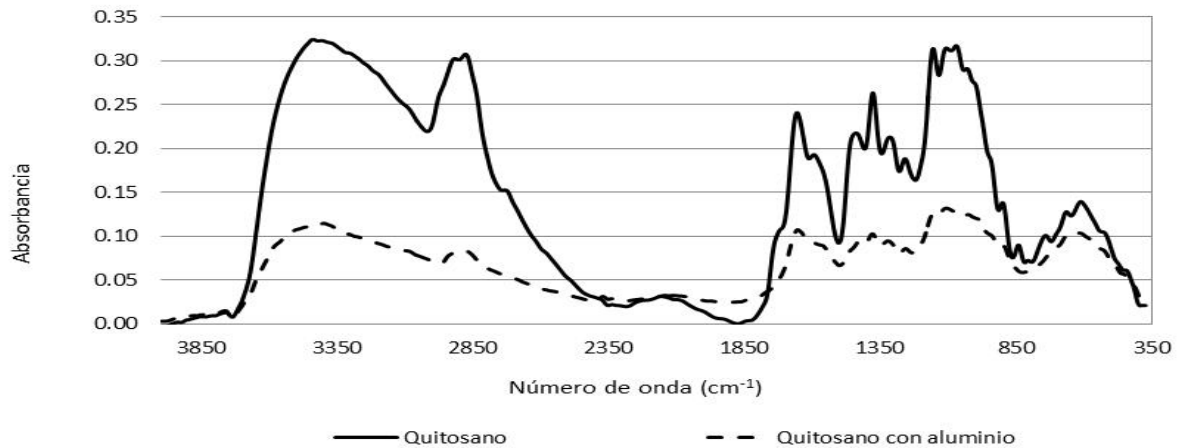
#### 2.5 Aplicación de los bioadsorbentes en agua potable

Para la aplicación de quitosano y cascarilla de arroz en aguas reales, se recolectaron muestras de agua de la Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (ENACAL) – Planta Potabilizadora Isaac Deleo, ubicada en Juigalpa, Chontales. A las muestras se les determinó la concentración de aluminio por Espectroscopia de Absorción Atómica, antes y después de aplicado el bioadsorbente, para calcular el grado de remoción del aluminio presente en las muestras (ecuación 1).

### III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Caracterización de los bioadsorbente por Espectroscopia IR

La Figura 1 muestra los espectros IR del quitosano sin aluminio (línea continua) y con aluminio (línea discontinua). El espectro IR del quitosano sin aluminio exhibe una banda ancha de adsorción a 3446  $\text{cm}^{-1}$  debido al estiramiento del grupo hidroxilo (O–H) y por las vibraciones de tensión de las aminas y amidas primarias, una banda de fuerte intensidad en 2910  $\text{cm}^{-1}$  del grupo C–H, una banda de intensidad fuerte a 1664  $\text{cm}^{-1}$  por las vibraciones de flexión de la amida I (–NH–C=O–) del grupo acetilo y de las aminas primarias (–NH<sub>2</sub>), una banda a 1459  $\text{cm}^{-1}$  por las vibraciones de flexión del grupo –CH<sub>3</sub>, una banda de intensidad media a 1380  $\text{cm}^{-1}$  debido al enlace C–N de la aminas y una banda de adsorción a 1100  $\text{cm}^{-1}$  debido al estiramiento C–O–C del enlace glucosídico.

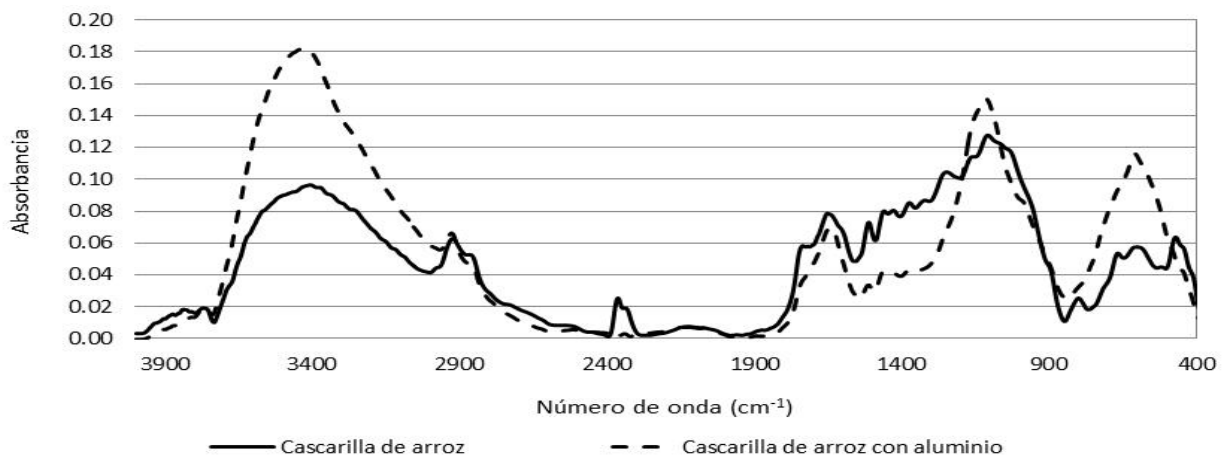


**Figura 1.** Espectros IR por transformada de Fourier del quitosano, sin y con la adsorción del ion aluminio.

Por su parte, el espectro IR del quitosano con aluminio (línea discontinua) presenta las mismas bandas de adsorción de los grupos funcionales característicos del quitosano. No obstante, las bandas a 1664  $\text{cm}^{-1}$  y a 1380  $\text{cm}^{-1}$  muestran depresiones, las cuales pueden deberse a la unión del grupo hidroxilo con el ion aluminio. Similares resultados fueron encontrados por Romero-Sevilla, Sánchez-Cuadra y Benavente (2018), quienes observaron una ligera modificación en la región de 1640–1500  $\text{cm}^{-1}$  asociada al enlace Cr–O, que da origen a una vibración de tensión por la saturación del adsorbente con el ion metálico (García, Falco, Sedran y Cabrera, 2010).

Así también, en la Figura 1 se observa una depresión y un ligero desplazamiento de la banda ancha de adsorción a 3446  $\text{cm}^{-1}$  atribuida a los grupos hidroxilo, lo cual puede ser producto de la formación del complejo Quitosano–Al. Esta observación concuerda con lo reportado por Flores-Alamo, Solache-Ríos, Gómez-Espinosa y García-Gaitán (2015), quienes apreciaron el desplazamiento de las bandas principales características del quitosano debido a la adsorción de Cu y Zn. Así también, el espectro IR quitosano con aluminio muestra una depresión de la banda característica del grupo C–H a 2910  $\text{cm}^{-1}$ , la cual puede atribuirse a una equalización de la intensidad por la formación del complejo quitosano–Al.

Por su parte, la Figura 2 presenta los espectros IR de la cascarilla de arroz sin aluminio (línea continua) y con aluminio (línea discontinua). La comparación espectroscópica de ambos espectros muestra cambios y depresiones en la intensidad de algunas de las principales bandas de adsorción: incremento de la banda a 3450  $\text{cm}^{-1}$  debido a los grupo OH presentes en la cascarilla y por la formación del complejo biomasa–Al–OH, depresión de un pico a 2400  $\text{cm}^{-1}$  asociado a la formación del complejo, y deformaciones en la serie de bandas de 1600 a 400  $\text{cm}^{-1}$ , debido a los enlaces Al–O (García, Falco, Sedran y Cabrera, 2010). Así mismo, ambos espectros muestran una serie de bandas características, entre 1500 y 700  $\text{cm}^{-1}$ , que se atribuyen a la celulosa contenida en la cascarilla de arroz (Herrera, Hormanza y Gallego, 2011).



**Figura 2.** Espectros IR por transformada de Fourier de la cascarilla de arroz sin aluminio y con la adsorción del ion aluminio.

### 3.2 Efecto del pH inicial en el porcentaje de remoción de aluminio

Los gráficos del porcentaje de remoción del aluminio en quitosano y cascarilla de arroz en función del pH se muestran en la Figura 3. Los resultados muestran que el porcentaje más bajo de remoción de Al (III) fue a pH 4 para ambos adsorbentes; siendo el más bajo en la cascarilla de arroz (15.6%) que en quitosano (73.4%).

El bajo porcentaje de remoción en la cascarilla de arroz puede deberse a la presencia de iones  $H^+$  en la disolución que inducen a la protonación de los grupos funcionales ácidos y alcoholes fenilpropílicos (Wade, 2004), y debido a la repulsión electrostática, no permite la interacción con los iones  $Al^{3+}$ , presentes en la forma de  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$  (Badawi, Negm, Abou Kana y Hefni, 2017). En el caso del quitosano, la presencia de los grupos amino protonados ( $NH_4^+$ ) del quitosano y la especie  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$  del aluminio en la disolución acuosa provocan el bajo porcentaje de remoción, ya que la repulsión electrostática entre ellos, no permiten una máxima interacción entre los iones Al (III) y el adsorbente.

Al incrementar el pH, disminuye la concentración de iones  $H^+$  en la disolución e incrementa el porcentaje de remoción del aluminio en ambos adsorbentes. De acuerdo a Othman, Abdullah, y Abdul Aziz (2010), a pH entre 5 y 7, las especies que predominan de aluminio disuelto son  $[Al(OH)_2]^+$  y  $[Al(OH)_4]^-$ , las cuales puedan interactuar con los sitios no protonados de ambos adsorbentes ya sea por interacción electrostática o por la formación del complejo ion metálico-adsorbente, vía formación de enlaces de coordinación (Badawi, Negm, Abou Kana y Hefni, 2017).

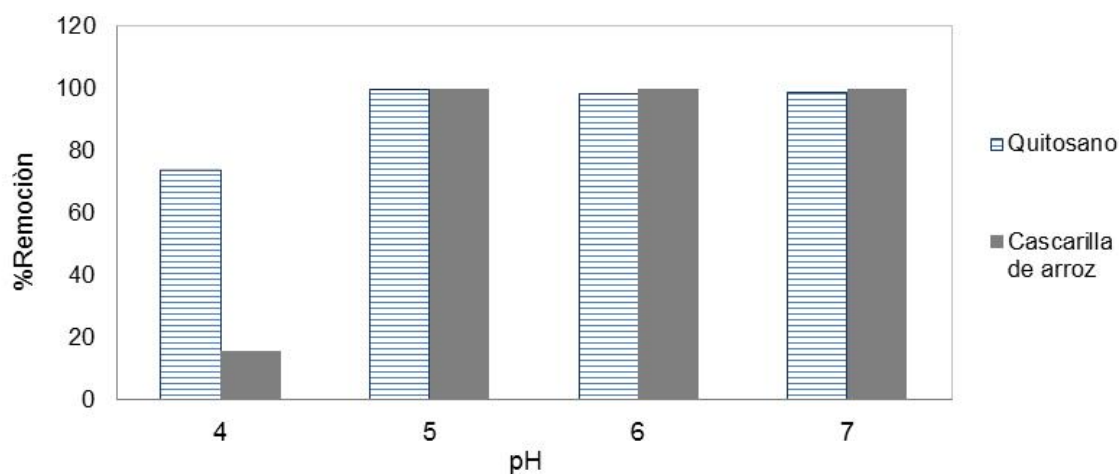
De acuerdo a los gráficos de la Figura 3, los porcentajes más altos de remoción de aluminio ( $> 98\%$ ) se registran a partir de pH 5 para ambos adsorbentes; siendo ligeramente mayor, a pH 5 para el quitosano con un 99.64 %, y a pH 6 para la cascarilla de arroz con un 99.86%.

### 3.3 Determinación de las isotermas de adsorción de Aluminio

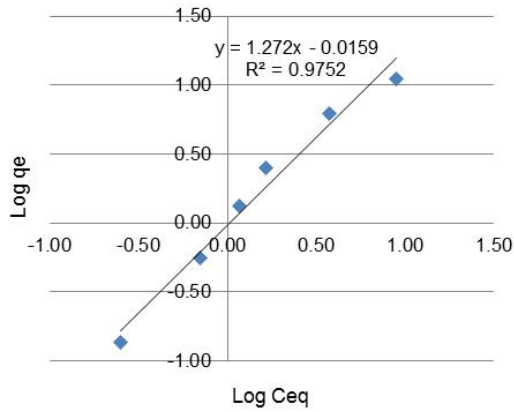
En la Figura 4 se presentan los datos experimentales del equilibrio de adsorción de aluminio en quitosano y cascarilla de arroz ajustados a los modelos linealizados de Freundlich y Langmuir. Estos resultados muestran un buen ajuste de los datos a la isoterma de Freundlich, con un coeficiente de correlación  $R^2$  mayor que 0.97.

Estos resultados indican que el modelo de Freundlich es el que mejor describe la adsorción de aluminio en ambos adsorbentes. Resultados similares fueron obtenidos por Badawi, Negm, Abou kana y Hefni (2017), cuyos datos experimentales de la adsorción de aluminio en quitosano-acido tánico tuvieron un mejor ajuste a la isoterma de Freundlich con un  $R^2$  de 0.99. De acuerdo a van Loon y Duffy (2005), la ecuación de Freundlich considera que no todos los sitios de adsorción son iguales y predice una adsorción multicapa.

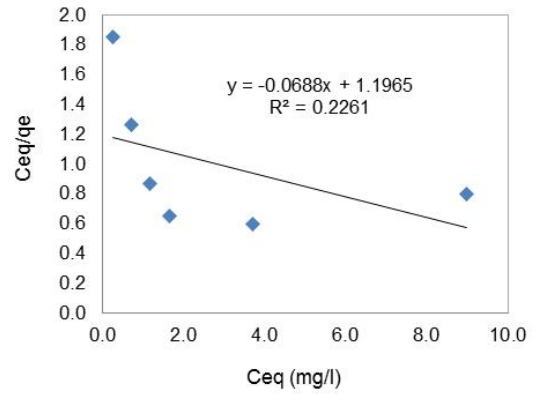
Por otro, el  $R^2$  para el ajuste de los datos experimentales al modelo de Langmuir fue más bajo, lo cual demuestra que si hay interacción entre las moléculas adsorbidas. Para determinar los parámetros de la isoterma de Langmuir (Tabla 1), los datos experimentales del equilibrio de adsorción de Al(III) en quitosano y cascarilla de arroz fueron ajustados al modelo no lineal, utilizando el programa MATLAB. En la Figura 5 se presenta gráficamente el ajuste de los datos.



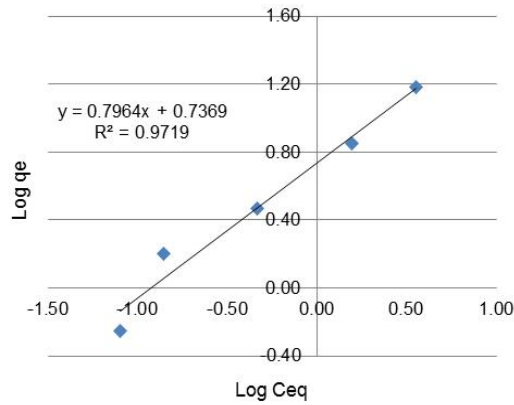
**Figura 3.** Efecto del pH en el porcentaje de remoción de aluminio en quitosano y en cascarilla de arroz.



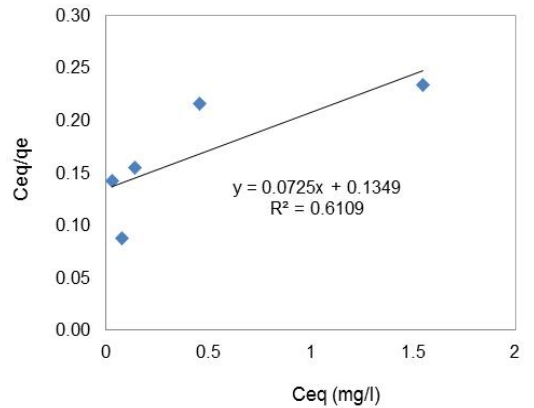
(a) Isotherma de Freundlich de Al (III) en quitosano.



(b) Isotherma de Langmuir de Al (III) en quitosano.

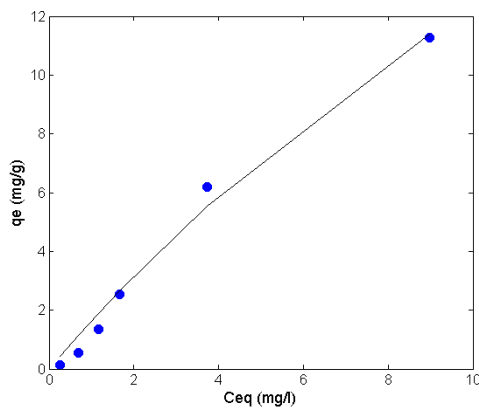


(c) Isotherma de Freundlich de Al (III) en cascarilla de arroz.

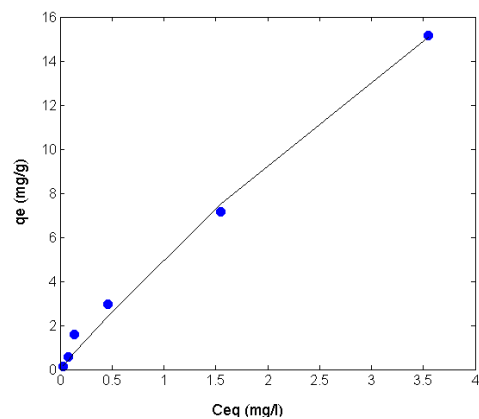


(d) Isotherma de Langmuir de Al (III) en cascarilla de arroz.

**Figura 4.** Isothermas de adsorción de aluminio en quitosano y cascarilla de arroz ajustadas a los modelos linealizados de Freundlich y Langmuir.



(a)



(b)

**Figura 5.** Datos de equilibrio de adsorción de aluminio en (a) quitosano y en (b) cascarilla de arroz ajustadas al modelo no lineal de Langmuir.

Los parámetros obtenidos del modelo de Langmuir indican que la cascarilla de arroz tiene la mayor capacidad de adsorción de aluminio con un  $q_{e,max}$  de 69.76 mg/g (Tabla 1). Por su parte, los parámetros del modelo de Freundlich ( $a_F$  y  $b_F$ ) fueron calculados a partir de la ecuación del gráfico de regresión lineal presentado en la Figura 5.a y 5.c.

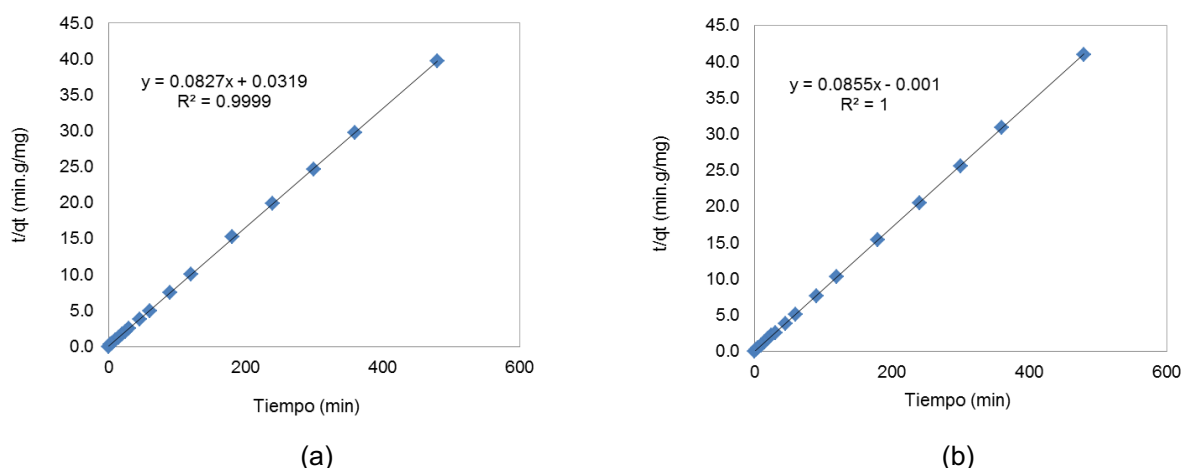
De acuerdo a Badawi, Negm, Abou kana y Hefni (2017), altos valores del parámetro empírico adimensional de Freundlich  $b_F (> 1)$  indica que hay homogeneidad entre los sitios activos y los iones metálicos adsorbidos en la superficie del adsorbente; lo cual indica, de acuerdo a los resultados obtenidos, que la adsorción de los iones aluminio en los sitios activos fue más homogénea en el quitosano que en la cascarilla de arroz.

**Tabla 1.** Parámetros de las isotermas de Langmuir y Freundlich para la adsorción de aluminio en quitosano y cascarilla de arroz.

Adsorbente	Isoterma de Langmuir		Isoterma de Freundlich	
	$q_{e,max}$ (mg/g)	$b$ (l/mg)	$a_F$ ( $mg^{1-b_F} \cdot L^{b_F}/g$ )	$b_F$
Quitosano	45.26	0.0374	0.964	1.272
Cascarilla de Arroz	69.76	0.0777	5.456	0.796

### 3.4 Cinética de adsorción de Aluminio

Para identificar el mecanismo controlante en la velocidad de adsorción de aluminio en quitosano y en cáscara de arroz, los datos experimentales fueron ajustados a los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden. Los resultados mostraron que el modelo de pseudo-segundo orden era el que mejor se ajustaba a los datos experimentales con un coeficiente de correlación  $R^2$  mayor que 0.99 (Figura 6). Estos resultados indican que el paso controlante en el proceso de adsorción del aluminio en ambos bioadsorbentes es la adsorción del ion aluminio en los sitios activos del adsorbente y no la transferencia de masa (Badawi, Negm, Abou kana y Hefni, 2017).



**Figura 6.** Forma linealizada de la ecuación de pseudo segundo orden de la cinética de adsorción de aluminio en (a) quitosano y (b) cascarilla de arroz.

Los parámetros de la ecuación de pseudo-segundo orden: la capacidad de adsorción en el equilibrio ( $q_e$ ) y la constante de velocidad de pseudo-segundo orden ( $k_2$ ), calculados a partir de la ecuación del gráfico de regresión lineal presentado en la Figura 6.a y 6.b, se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Parámetros cinéticos de la adsorción de aluminio en quitosano y cascarilla de arroz.

Adsorbente	Pseudo Primer Orden	Pseudo Segundo Orden		
	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	q <sub>e</sub> (mg/g)	k <sub>2</sub> (g/mg.min)
Quitosano	0.179	0.999	12.09	0.214
Cascarilla de arroz	0.103	1.000	11.70	7.310

### 3.5 Aplicación de los bioadsorbentes en agua de consumo

Para este estudio se utilizaron muestras extraídas de tres puntos de muestreo: (i) entrada de una torre con agua cruda proveniente de Puerto Díaz, Lago Cocibolca, (ii) etapa de filtración, después que se le agrega sulfato de aluminio, y (iii) después del proceso de desinfección (agua del grifo). En la Tabla 3 se muestran los parámetros físico-químicos que se realizaron a las diferentes muestras.

**Tabla 3.** Parámetros físico-químicas de muestras de agua extraída de la planta potabilizadora Isaac Deleo (ENACAL) y agua del grifo.

Parámetro	Agua Cruda	Agua filtrada	Agua del grifo	Unidades
pH	7.2	7.2	7.2	–
Temperatura	30.2	30.4	30.0	°C
Concentración de aluminio (mg/l)	< 0.01	< 0.01	< 0.01	mg/l

De acuerdo a los resultados, el contenido de aluminio en las muestras es menor que 0.01 mg/l. No obstante, para comprobar la eficacia de los bioadsorbentes y la interferencia de otros iones en el proceso de adsorción de aluminio, se tomó 50 ml de la muestra del agua filtrada y se le agregó una disolución estándar de aluminio hasta obtener una concentración de 20 mg/l en la muestra.

Los resultados, después del proceso de adsorción, mostraron que con el quitosano se obtuvo un porcentaje de remoción de 95.38% y con la cascarilla de arroz fue de un 97.47%. Estos resultados indican que el adsorbente cascarilla de arroz es más efectivo en la remoción de Al (III). Así también, demuestran que el porcentaje de remoción de aluminio en ambos bioadsorbentes fue menor en las muestras de agua potable que en las soluciones sintéticas. Esto puede ser debido a la presencia de otros iones metálicos en las aguas naturales que compiten con los iones aluminio por los sitios de adsorción.

## IV. CONCLUSIONES

El estudio comparativo de la adsorción de aluminio en quitosano y en cascarilla de arroz mostró que el pH de la disolución afecta el porcentaje de remoción del ion, siendo éste más alto a pH mayor que 5. El equilibrio de adsorción del aluminio en ambos bioadsorbentes se ajusta al modelo de la isoterma de Freundlich y según el modelo de Langmuir, la cascarilla de arroz tiene mayor capacidad de adsorción de aluminio que el quitosano. La cinética de adsorción del aluminio en quitosano y en cascarilla de arroz se ajusta al modelo de pseudo segundo orden. Tanto el quitosano como la cascarilla de arroz son efectivos para la remoción de aluminio de agua potable con altos porcentajes de remoción.

## V. REFERENCIAS

- Ahmaruzzaman, M., Gupta, V. K. (2011). "Rice Husk and its ash as Low-Cost Adsorbents in Water and Wastewater Treatment". *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50, pp. 13589–13613.
- Badawi, M. A., Negm, N. A., Abou Kana, M. T., Hefni, H. H. (2017). "Adsorption of aluminum and lead from wastewater by chitosan-tannic acid modified biopolymers: isotherms, kinetics, thermodynamics and process mechanism". *International Journal of Biological Macromolecules* 99, 465–476.



- Benavente, M. (2008). "Adsorption of Metallic Ions onto Chitosan: Equilibrium and Kinetic Studies". Licentiate Thesis in Chemical Engineering, Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm, Sweden.
- Flores-Alamo, N., Solache-Ríos, M. J., Gómez-Espinosa R. M., García-Gaitán, B. (2015). "Estudio de adsorción competitiva de cobre y zinc en solución acuosa utilizando Q/PVA/EGDE". *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 14(3), 801–811.
- García, G., Falco, M., Sedran, U., Cabrera, S. (2010). "Alúminas mesoporosas obtenidas por la ruta de los atranos para su aplicación como matrices en craqueo catalítico". *Revista Boliviana de Química*, 27(1), 41–49.
- Herrera, G., Hormanza, A., Gallego, D. (2011). "Cascarilla de arroz: material alternativo y de bajo costo para el tratamiento de aguas contaminadas con cromo (VI)". *Gestión Ambiental.*, 14 (1), 73–84.
- Moncada, J., Munguía, E. (2008). "Evaluación de la calidad del agua potable en cuatro plantas potabilizadoras de la región Boaco – Chontales para el período de tiempo 2003 2007". Facultad de Ingeniería Química, UNI, Managua, Nicaragua.
- Othman, M. N., Abdullah, M. P., Abdul Aziz, Y. F. (2010). "Removal of aluminium from drinking water". *Sains Malaysiana*, 39(1), 51–55.
- Özkahraman, B. (2017). "Synthesis of Ion – Imprinted Bioadsorbents Based on Chitosan and its Usage in Al (III) Removal". Hitit University, Corum, Turkey.
- Pour, G., Takassi, M., Hamoule T. (2014). "Aluminium in drinking water: An overview". Faculty of Engineering, University of Regina, Regina, Canada.
- Rodríguez-Páez, J. E., Villaquirán, C., Cobo, J. (2001). "Estudio de la formación de los complejos intermedios durante la síntesis de alúmina". *Materials Research*, 4(4), 255–264.
- Romero-Sevilla, M., Sánchez-Cuadra, S., Benavente Silva, M. "Aplicación de quitosano modificado en el tratamiento de aguas residuales de tenerías". *Nexo Revista Científica*, 31(2), 104-119. doi: 10.5377/nexo.v31i2.6834. (2018).
- Wade, Jr. L. G. (2004). *Química Orgánica*. Pearson, Prentice Hall, 5ta. Edición.
- van Loon, G. W., Duffy, S. J. "Environmental Chemistry". Second Edition. Oxford University Press INc., New York, pp. 318 (2005).