

ADSORCION DE CONTAMINANTES DE EFLUENTES LIQUIDOS CON BIOMASA DE MACROFITAS

Andrea Saralegui⁽¹⁾, Alicia Fernández Cirelli⁽²⁾, Susana Boeykens⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratorio de Química de Sistemas Heterogéneos (LaQuíSiHe), Facultad de Ingeniería, UBA. Paseo Colon 850 5to piso, CABA, Argentina.

e-mail: saraleguiandrea@gmail.com

⁽²⁾ Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Facultad de Veterinaria, UBA. Av. Chorroarín 280 - C1427CWO - Buenos Aires - Argentina

Introducción

Dentro de las nuevas tecnologías para la eliminación de contaminantes de efluentes industriales, los procesos de biosorción tienen un gran potencial, que se caracteriza por el uso de materiales de bajo costo, no tóxicos y biodegradables. El término "biosorción" se utiliza para referirse a la captación de contaminantes que realiza una biomasa (viva o muerta), a través de adsorción físico-química, complejamiento, intercambio iónico o atrapamiento estérico. Hay muchos antecedentes sobre el uso de plantas acuáticas, algas y biomasa microbiana para el tratamiento de aguas residuales, debido a su probada capacidad de absorción o adsorción de nutrientes, metales pesados y diversos contaminantes (Miretzky et al., 2006; Maine et al., 2001; Figueira et al., 2000).

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos en experimentos con un reactor tanque agitado discontinuo con biomasa de macrófitas oriundas de las Pampa Argentina, a fin de utilizar los parámetros obtenidos para el diseño de reactores para el tratamiento y recuperación de efluentes líquidos industriales.

Metodología

Se recogieron las especies de macrófitas que han mostrado buenos resultados para la adsorción de contaminantes en diferentes lugares en la provincia de Buenos Aires (*Pistia stratiotes*, *Azolla. Pinnata*, *Lemna.sp* y *Limnobium*), a continuación se secaron, se molieron y se tamizaron en diferentes tamaños de partículas. Algunas características texturales de las muestras, se obtuvieron a partir de la determinación de las isoterms de adsorción de N₂ (-196 °C), empleando un sortómetro.

Iones boratos, cúpricos y arseniatos fueron elegidos como contaminantes y su presencia se cuantificó antes y durante la experiencia a diferentes tiempos, con técnicas espectrofotométricas (UV – Vis, AA e ICP). Se construyeron curvas cinéticas y de absorción / retención para cada contaminante, controlando el tamaño de partículas de biomasa, grado de agitación de la solución y pH.

Resultados

El volumen total de poros (V_T) se calculó a partir del volumen de N₂ adsorbido a la máxima presión relativa ($p/p_0=0.99$). Se aplicó el procedimiento convencional de Brunauer-Emmett-Teller (BET) a fin de evaluar el área superficial específica (SBET), en el que, conocida la cantidad de gas adsorbido necesario para formar una monocapa y el área que ocupa una de estas moléculas adsorbidas es posible estimar

el área del sólido. En la **tabla 1** se pueden observar los resultados obtenidos. La superficie específica (para un mismo tamaño de partícula) varía con la clase de macrófita.

Tabla 1. Características texturales de las muestras de macrófitas

Macrófita (tamaño de partícula: 1.18-0.5mm)	S_{BET} (m²/g)	V_T (cm³/g)
<i>Pistia stratiotes</i>	0,92	0,0067
<i>Azolla Pinnata</i>	0,95	0,0072
<i>Lemna.sp</i>	0,45	0,0037
<i>Limnobium</i>	0,63	0,0046

En la **tabla 2** se resumen los resultados obtenidos en las distintas experiencias y el porcentaje de remoción del metal en el agua para cada biomasa estudiada.

Tabla 2. Resultados obtenidos de las experiencias de remoción de As, B y Cu por distintas macrófitas.

Macrófita	% de remoción		
	As	B	Cu
<i>Pistia strat.</i>	17	11	74
<i>Azolla Pinnata</i>	31	10	97
<i>Lemna.sp</i>	4	40	74
<i>Limnobium</i>	5	21	65

Para el caso del As y el Cu, se observa que la especie que puede ser utilizada con mayor eficiencia es la *Azolla P.*, en cambio para el B, resultó la *Lemna sp.* la más adecuada. Se puede resaltar que el Cu al ser un oligoelemento es generalmente mucho más retenido por cualquier biomasa.

Para la confección de las curvas cinéticas se utilizó el mismo TAD en experiencias con distintos tiempos de agitación, distintas concentraciones iniciales de contaminante y distinto pH. Los datos experimentales se ajustaron satisfactoriamente con el modelo cinético de primer orden de Lagergren, el cual se basa principalmente en la capacidad de adsorción del sólido (Inglezakis & Pouloupoulos, 2006).

Se observó que los cambios de pH (entre 5 y 8) no alteraron los parámetros cinéticos. En cuanto a la velocidad de agitación, la constante de velocidad (K_L) creció con la velocidad de agitación pero la masa adsorbida en el equilibrio (q_e) se mantuvo constante. Los parámetros experimentales obtenidos para las condiciones óptimas: una concentración inicial (C_i) de 10mg/L a pH=6,5 y una velocidad de agitación de 140rpm, se resumen en la **tabla 3**.

Con los valores de q_e obtenidos se graficaron las curvas de adsorción. Los datos ajustaron satisfactoriamente al modelo de Freundlich (ec. 1) que considera monocapa de adsorción y distribución heterogénea de los sitios activos, lo que resulta

coherente con este tipo de biomasa (organismos muertos). En la **tabla 4** se muestran los parámetros correspondientes obtenidos experimentalmente.

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (1)$$

donde:

K_f es la constante de Freundlich, una medida de la capacidad de adsorción.

C_e es la concentración del ion una vez establecido el equilibrio de adsorción.

n es un parámetro adimensional que indica la intensidad de adsorción ($n > 1$, adsorción favorecida).

Tabla 3. Parámetros del modelo cinético de 1^{er} orden de Lagergren para los distintos sistemas estudiados.

(Cond. exp.: $C_i=10$ mg/L, pH=6,5 y $v_{agit}= 140$ rpm).

Sistema	q_e (mg/g _{ad})	K_L (min ⁻¹)
<i>Azolla P./ Cu</i>	30	0,03
<i>Azolla P./ As</i>	4	0,02
<i>Lemna sp./ B</i>	5	0,06

Tabla 4. Parámetros de Freundlich obtenidos de las curvas de adsorción de los sistemas estudiados.

Sistema	n	K_f
<i>Azolla P./ Cu</i>	0,85	1,24
<i>Azolla P./ As</i>	0,94	0,98
<i>Lemna sp./ B</i>	0,90	1,06

Conclusiones

Es interesante observar que los resultados no se correlacionan directamente con la superficie específica de las partículas resaltando así que la selectividad de la retención reside en la naturaleza de la macrófita.

Estos resultados permiten definir los factores de recuperación para estos sistemas que se pueden utilizar para diseñar un reactor tubular adaptable a diversos tipos de fuentes de abastecimiento de agua.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado con el proyecto UBACyT 20020120100201.

Referencias

- Figueira M., Volesky, B., Azarian, K., Ciminilelli, V., "Biosorption Column Performance with a Metal Mixture", *Environ. Sci. Technol.*, 34, 4320-4326 (2000).

- Inglezakis, V., Pouloupoulos, S., Adsorption, Ion Exchange and Catalysis Design of Operations and Environmental Applications, Elsevier (2006).
- Maine, M., Duarte, M., Suñé, N., "Cadmium uptake by floating macrophytes". *Water Res* 35, 2629-2634 (2001).
- Miretzky, P., Saralegui, A., Fernández Cirelli, A., "Simultaneous heavy metals removal mechanism by dead macrophytes". *Chemosphere* 62, 247-254 (2006).