

REMOCIÓN DE Pb^{2+} Y Cd^{2+} EN SOLUCIÓN ACUOSA USANDO LA MACRÓFITA ACUÁTICA *Typha latifolia* INERTE

Removal of Pb^{2+} and Cd^{2+} from an aqueous solution using the aquatic inert macrophyte *Typha latifolia*

Cynthia del Carmen CORDOVA-MOLINA*, Marina VEGA-GONZÁLEZ y
María Carolina MUÑOZ-TORRES

Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla, Blvd. Juriquilla 3001,
76230 Querétaro, Querétaro, México

*Autora para correspondencia: cynthiacm0702@gmail.com

(Recibido febrero 2018; aceptado octubre 2018)

Palabras clave: adsorción, quimioadsorción, agua contaminada, bioadsorbente, metales pesados

RESUMEN

El uso de biomasa inerte con la capacidad de retener metales disueltos en un medio acuoso constituye una alternativa para el tratamiento de agua contaminada. El objetivo de este estudio fue evaluar el desempeño de la macrófita *Typha latifolia* inerte como bioadsorbente de Pb^{2+} y Cd^{2+} . Se realizaron dos tipos de experimentos: estáticos en lote y dinámicos en columnas. Para los experimentos estáticos se pusieron en contacto 0.075 g del bioadsorbente con 15 mL de solución de un metal. Las concentraciones iniciales de los metales fueron de 10, 20, 30, 40 y 50 mg/L. Después de 60 min, más del 90 % de plomo y más del 80 % de cadmio fueron removidos por la biomasa a pH de 6. De acuerdo con la isoterma de Langmuir la capacidad máxima de adsorción de plomo fue de 38.61 mg/g y la de cadmio de 7.20 mg/g. El proceso de adsorción se da en la superficie del bioadsorbente, donde se forma una monocapa en la que el grupo carboxílico, presente en el bioadsorbente, puede ser especialmente activo. Para los experimentos dinámicos se prepararon columnas de lecho fijo a una altura de 1.5 cm del bioadsorbente, a través de las cuales se pasó un flujo ascendente de 0.053 mL/min. Las concentraciones iniciales de los metales fueron de 10, 30 y 50 mg/L. La capacidad de adsorción del lecho fue de 40.67 mg/g de plomo y de 12.60 mg/g de cadmio. El tiempo de vida útil del bioadsorbente fue de 378 h cuando se removió Pb^{2+} y de 130 h cuando se removió Cd^{2+} . La *Typha latifolia* demostró ser eficiente para remover Pb^{2+} y Cd^{2+} de soluciones acuosas. Con los datos obtenidos es posible reproducir el proceso a una mayor escala.

Key words: sorption, chemisorption, wastewater, biosorbent, heavy metals

ABSTRACT

The use of inert biomass to remove dissolved metals from water is an alternative to the conventional technologies of wastewater treatments. In the present paper the capacity of the inert macrophyte *Typha latifolia* as a biosorbent for Pb^{2+} and Cd^{2+} from aqueous solutions was investigated. Batch experiments were conducted suspending 0.075 g of biomass in 15 mL of metal solution. After 60 min, more than 90 % of lead and more

than 80 % of cadmium were removed for the biomass at pH 6. The maximum sorption capacity was 38.61 mg/g for lead and 7.20 mg/g for cadmium. Both processes were carried out by a chemical interaction where the carboxylic group of the biomass surface could be especially active. Dynamic experiments were carried out in fixed-bed biomass columns of 1.5 cm in height. A flow-through of 0.053 mL/min was used. Sorption capacity of the bed was 40.67 mg/g for lead and 12.60 mg/g for cadmium. The useful lifetime was 378 h for lead sorption and 130 h for cadmium. *Typha latifolia* proved to be efficient in the removal of Pb^{2+} and Cd^{2+} from aqueous solutions. With the data obtained it is possible to extend the process to a greater scale.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es un problema creciente que requiere atención. Entre los contaminantes más comunes se encuentran los nitratos, fluoruros y fosfatos que provienen de la aplicación de fertilizantes inorgánicos, detergentes o productos químicos cuyos residuos son vertidos a los afluentes naturales. También se pueden encontrar metales pesados que son aportados por fuentes naturales, debido a que forman parte de la composición de la tierra y el suelo, y antrópicas, como las provenientes de diversas industrias. Este tipo de contaminantes ha sido considerado como uno de los de más alto riesgo (Mirghaffari et al. 2015) debido a que no son ni química ni biológicamente degradables y, una vez presentes en el medio ambiente, pueden permanecer ahí por cientos de años. Algunos metales pesados como el mercurio (Hg), cromo (Cr), cadmio (Cd) y plomo (Pb), han sido considerados nocivos para los seres vivos, aunque se encuentren en bajas concentraciones, debido a que tienden a acumularse en la cadena alimenticia (Mirghaffari et al. 2015).

En el caso de México, la contaminación del agua con metales pesados provenientes de los desechos industriales es un problema que aqueja a diversas zonas en el centro y norte del país (Valdés y Cabrera 1999, Ortega-Guerrero 2009, Mancilla-Villa et al. 2012). Para dar tratamiento a estas aguas contaminadas se han usado diversas tecnologías convencionales como la precipitación química, la osmosis inversa, el intercambio iónico, la electrólisis y las membranas de intercambio iónico (Martín-Lara 2008). Aun cuando estas tecnologías brindan un buen rendimiento, su implementación está asociada con altos costos de adquisición, implementación y operación en plantas de tratamientos de agua, además, generan residuos que deben ser dispuestos de forma correcta para no generar nuevos focos de contaminación. Una alternativa a todos estos métodos es el uso de ecotecnologías como la bioadsorción (Pagnanelli et al.

2003), que se define como el proceso de remoción de metales disueltos en una solución acuosa a través de su enlace pasivo a biomasa no viva (Davis et al. 2003). La aplicación de esta tecnología representa un costo menor y es amigable con el ambiente, ya que minimiza la generación de residuos tóxicos, no requiere nutrientes adicionales y puede regenerarse con la posibilidad de recuperar el metal removido (Vargas et al. 2002). Este tipo de biomasa puede provenir de fuentes diversas como los desechos de la industria alimentaria (Alluri et al. 2007), cáscara de naranja (Chatterjee y Schiewer 2014), residuos industriales como celulosa (Corvo et al. 2014) y residuos de la producción de vino (Villaescusa et al. 2004). En México se han realizado algunos estudios empleando mucílago de nopal (Miretzky et al. 2008) y plantas macrófitas como *Eleocharis acicularis* (Miretzky et al. 2010), *Eichhornia crassipes* (Miretzky y Muñoz 2011) y *Typha latifolia* (Martínez et al. 2013), obteniéndose buenos resultados en la adsorción de elementos metálicos como Zn^{2+} y Cd^{2+} . El objetivo del presente estudio fue evaluar la capacidad de la macrófita acuática *Typha latifolia* en estado inerte para remover los metales Cd^{2+} y Pb^{2+} de soluciones acuosas en condiciones controladas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Biomasa

La macrófita acuática *Typha latifolia* fue recolectada de una parcela ubicada en el km 12.5 de la carretera Galecio Narcia Ignacio, cerca del aeropuerto internacional Ángel Albino Corzo, municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. Se recolectó la planta completa, incluyendo la raíz. La macrófita se lavó tres veces, primero con agua corriente, después con agua destilada y finalmente con agua desionizada. Posteriormente se secó en una estufa a 60 °C hasta llegar a peso constante. La muestra se trituró en un molino de café, se tamizó por malla 100 (apertura de

149 µm) y se homogeneizó. La biomasa obtenida se usó para todos los experimentos. Para la elaboración de todo el estudio se utilizó material de vidrio y de polipropileno de alta densidad, debidamente lavado de acuerdo con el procedimiento recomendado por Muñoz-Torres (2007). Se realizaron dos tipos de experimentos: estáticos en lote y dinámicos en columnas.

Experimentos estáticos en lote

Los experimentos estáticos consistieron en poner en contacto 0.075 g (± 0.002) de biomasa con 15 mL de una solución acuosa que contenía uno de los metales. La mezcla se agitó a 150 rpm durante 60 min. Posteriormente, la biomasa se separó de la solución usando papel filtro Whatman núm. 42 (apertura de 2.5 mm, que es el máximo tamaño de partícula permitido para no afectar el equipo de absorción atómica empleado), para luego determinar la concentración final del metal en solución. Las soluciones acuosas de cada uno de los metales se prepararon a partir de estándares certificados de Perkin-Elmer de 1000 mg/L a las concentraciones de 10, 20, 30, 40 y 50 mg/L. Se usó agua desionizada y se ajustó el pH con NaOH y HNO₃ grado reactivo.

La eficiencia del proceso de adsorción se calculó de acuerdo con el porcentaje de remoción (%Remoción) del metal según la ecuación 1, donde C_o es la concentración inicial del metal en solución y C_e es su concentración final cuando el equilibrio se ha alcanzado, una vez que la remoción se ha efectuado:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_o - C_e}{C_o} * 100 \quad (1)$$

Los datos de adsorción al equilibrio obtenidos para ambos metales se modelaron de acuerdo con la isoterma de Langmuir en su forma lineal (Miretzky y Muñoz 2011) (ecuación 2):

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max} * b} \quad (2)$$

donde C_e es la concentración del metal en la solución al equilibrio (mM), q_e es la concentración del metal en la biomasa al equilibrio (mmol/g), q_{max} es la capacidad de adsorción máxima del adsorbato (mmol/g), la cual representa el número de sitios de adsorción en el adsorbente, y b es la constante de Langmuir (L/mmol) y está relacionada con la fuerza de unión entre el metal y el adsorbente.

Experimentos dinámicos en columnas

Los experimentos en columnas complementan la información obtenida en los experimentos en lote y

son más parecidos a la configuración actual de los procesos de adsorción a mayor escala. Las columnas fueron preparadas empacando 0.10 g de biomasa en pipetas Pasteur hasta alcanzar una altura de lecho de 1.5 cm. A través de las columnas se hizo pasar un flujo volumétrico ascendente de 0.0537 mL/min de una solución metálica a las concentraciones de 10, 30 y 50 mg/L con un pH de 6 (influyente). La solución a la salida de la columna (efluente) fue recolectada a diferentes tiempos y filtrada con membranas Milipore HAWP4700 (apertura de 0.45 µm) para, posteriormente, determinar su concentración metálica.

Espectrofotometría de absorción atómica de flama

Las concentraciones de Pb²⁺ y Cd²⁺ se cuantificaron por espectrofotometría de absorción atómica de flama (AA) con un equipo Perkin Elmer Analyst 300, usando un flujo de aire comprimido y acetileno, con rejillas de 0.7 y 5 mA. El ion Pb²⁺ se analizó por el método EPA 7420 a una λ de 217 nm, mientras que el Cd²⁺ por el método EPA 7130 a una λ de 228.8 nm. Los límites de detección del equipo fueron de 0.015 mg/L para plomo y de 0.005 mg/L para cadmio.

Espectroscopia de infrarrojo

La biomasa fue caracterizada por espectroscopia de infrarrojo (IR) empleando un equipo Tensor 27 de Bruker. La muestra, en forma de pastilla en una matriz de KBr, analizó con una resolución de 4 cm⁻¹, con 64 barridos y en un intervalo de 4000 a 400 cm⁻¹.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Espectroscopia de infrarrojo

El espectro de infrarrojo obtenido de la biomasa de *Typha latifolia* se presenta en la **figura 1**. Entre los grupos funcionales constituyentes del bioadsorbente se identificaron ácidos carboxílicos, sulfonatos y ésteres, todos ellos característicos de compuestos que forman la pared celular, como, celulosa, hemicelulosa, sustancias pépticas y proteínas (Martínez et al. 2013). La presencia de la banda ancha a 3396 cm⁻¹ corresponde a las vibraciones de estiramiento de los grupos hidroxilos (OH) que pueden corresponder a moléculas de agua adsorbida y a grupos carboxílicos, lo que se corrobora con la presencia de la banda a 1735 cm⁻¹ que se relaciona con los enlaces C=O. Una banda a 1375 cm⁻¹ muestra la presencia del grupo sulfonato. Entre los grupos funcionales reportados como responsables de llevar a cabo el proceso de adsorción se encuentran las cetonas, quinonas, aminas, amidas, fosfonatos, ésteres, hidroxilos de ácido

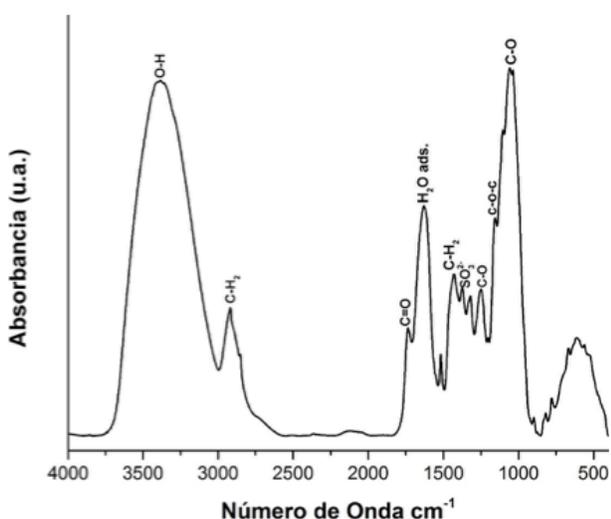


Fig. 1. Espectro de infrarrojo de *Typha latifolia*

carboxílico y sulfonatos (Volesky 2007, Pacheco et al. 2010, Martínez et al. 2013, Chatterjee y Schiewer 2014). Estos dos últimos están presentes en la *Typha latifolia*, lo que puede indicar que están relacionados con la adsorción del plomo y el cadmio.

Experimentos estáticos en lote

La biomasa adsorbió por arriba del 85 % de Pb^{2+} a los tres pH de trabajo (Fig. 2a). Se observa una tendencia similar a pH de 4 y 5, donde la adsorción fue ligeramente mayor para bajas concentraciones iniciales del metal (10, 20 y 30 mg/L) que para las altas (40 y 50 mg/L). A pH de 6 el porcentaje de remoción no fue afectado por la concentración inicial del catión, manteniéndose siempre por arriba del 90 %. Este resultado puede estar relacionado con el pKa

de los grupos carboxílicos (entre 1.7 y 4.7, Volesky 2007) presentes en la superficie del biosorbente. Cuando el pH es mayor al pKa, los OH tienden a desprotonarse favoreciendo su forma aniónica, la cual puede interactuar con las especies de la solución cargadas positivamente de manera electrostática o formando complejos; esto da lugar a la bioadsorción de los iones metálicos en solución (Yetis et al. 2000, Gong et al. 2005, Tenorio-Rivas 2006, Sánchez et al. 2014). A pH de 4, 5 y 6, y a las concentraciones elegidas, el plomo se encuentra en solución como Pb^{2+} , $PbOH^-$ y $Pb(OH)_2$, mientras que el cadmio como Cd^{2+} , $CdOH^-$ y $Cd(OH)_2$. Las especies catiónicas de ambos metales son las que predominan en el medio con más de dos órdenes de magnitud de actividad, según los diagramas de especiación determinados (Córdova-Molina 2016).

Entre el 75 y el 85 % de Cd^{2+} fueron removidos a bajas concentraciones (10-30 mg/L) (Fig. 2b), mientras que a concentraciones altas (40 y 50 mg/L) esta eficiencia tendió a disminuir, lo que podría indicar que los sitios activos del bioadsorbente se saturan y no son suficientes para retener más metal. El mismo comportamiento se presentó a los tres valores de pH.

La eficiencia de *Typha latifolia* para remover Pb^{2+} y Cd^{2+} es comparable con la de otros bioadsorbentes en condiciones similares. A un pH de 4 a 6, el hueso de aceituna removió el 78 % de Pb^{2+} cuando se empleó una concentración inicial de 10 mg/L (Martín-Lara 2008), y *Pistacia vera* alcanzó un 95 % a una concentración inicial de 27.5 mg/L (Yetilmeszo et al. 2009). El Cd^{2+} ha sido removido en un 80 % por la macrofitas acuática *Eleocharis acicularis* a las concentraciones iniciales de 20 y 40 mg/L (Muñoz-Torres 2007) y entre 23 y 56 % para las concentraciones iniciales de

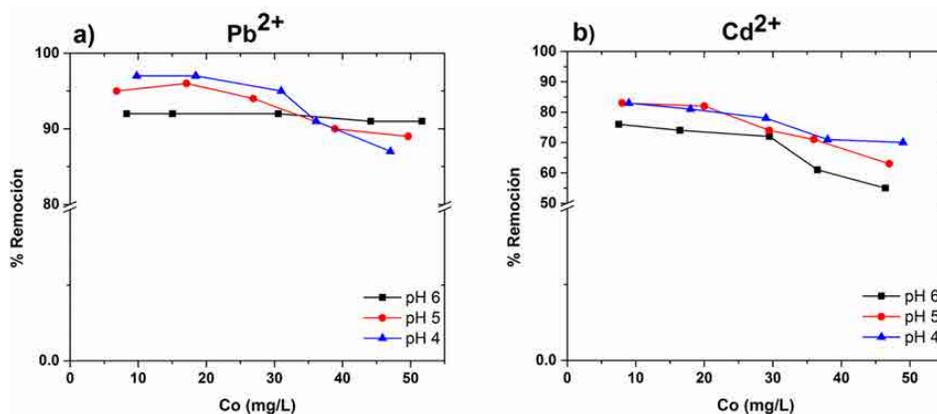


Fig. 2. Remoción de (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+} por *Typha latifolia* en diferentes condiciones de pH y a diferentes concentraciones iniciales (Co) del metal ($Co = 10, 20, 30, 40$ y 50 mg/L, 0.075 g de biomasa, 15 mL de solución y 60 min de contacto).

35 y 84 mg/L por la biomasa residual de café *Coffea arabica* L. (Pacheco et al. 2010).

Los resultados obtenidos indican que el bioadsorbente tiene una mayor afinidad por el Pb²⁺ que por el Cd²⁺, lo que puede deberse a factores físicos y químicos relacionados con el tipo de interacción que se lleva a cabo entre los grupos funcionales presentes en la superficie del bioadsorbente y el elemento metálico en solución. Uno de ellos podría ser el radio del ión hidratado, que al ser menor para el Pb²⁺ (4.01 Å, Chatterjee y Schiewer 2014), le permite interactuar más fácilmente con los grupos funcionales de carga negativa, favoreciendo que se adhiera a la superficie activa del bioadsorbente por atracción electrostática. Al tener un radio hidratado mayor (4.26 Å, Chatterjee y Schiewer 2014), el Cd²⁺ posee un carácter menos positivo, por lo tanto, su tendencia a unirse a los grupos funcionales negativos es menor que la del Pb²⁺.

Los datos de adsorción al equilibrio obtenidos para ambos metales se modelaron de acuerdo con la isoterma de Langmuir, con lo cual se obtuvo una buena correlación. Esto indica que la adsorción se lleva a cabo mediante la formación de una monocapa sobre una superficie energéticamente uniforme, en la cual las moléculas que se adsorben no interactúan entre sí. La capacidad máxima de adsorción del bioadsorbente (q_{max}) obtenida para Pb²⁺ fue de 38.61 mg/g a pH de 6, es decir, cuatro veces mayor que a pH de 4 y tres veces mayor que a pH de 5 (**Cuadro I**). Este dato confirma la alta afinidad de la biomasa obtenida de *Typha latifolia* por el Pb²⁺ a este pH. En diversos trabajos se han reportado valores de q_{max} para la adsorción de este metal, entre otros los siguientes: Taty-Costodes et al. (2003) obtuvieron un valor de q_{max} de 22.22 mg/g usando *Pinus sylvestris* como sorbente a pH de 5 y de 8.45 mg/g a pH de 7 al emplear concentraciones iniciales de 1 a 50 mg/L; Singh et al. (2013) usaron *Trichoderma viride*, obteniendo un valor de q_{max} de 0.103 mg/g a pH de 4 y concentración inicial de 60 mg/L; Keskinan et al. (2004) usaron como adsorbente *Ceratophyllum demersum*, obteniendo una q_{max} de 44.8 mg/g a pH

de 6 y concentración inicial de 60 mg/L, así como una q_{max} de 46.69 mg/g cuando usaron *Myriophyllum spicatum* al mismo pH y una concentración inicial de 64 mg/L; y Meunier et al. (2003) usaron cáscara de cacao como adsorbente, obteniendo una q_{max} de 6.23 mg/g a un pH de 6 a una concentración inicial de 48.04 mg/L.

Para los datos de adsorción de Cd²⁺, la q_{max} fue de 10.64 mg/g a pH de 4 (**Cuadro II**), mientras que a pH de 6 fue de 7.20, es decir, este metal se adsorbe mejor a pH bajo, como ya se había observado. Otros autores trabajando con diversos tipos de adsorbentes determinaron los siguientes valores de q_{max} : Taty-Costodes et al. (2003) obtuvieron un valor de q_{max} de 15.27 mg/g usando como adsorbente *Pinus sylvestris* a pH de 4, y cuando subieron el pH a 7 obtuvieron una q_{max} de 6.72 para un intervalo de concentraciones de 1 a 50 mg/L; Singh et al. (2013) obtuvieron un valor de q_{max} de 0.139 mg/g a pH de 6 y concentración inicial de 60 mg/L; Ovando-Franco (2012) obtuvieron un valor de q_{max} de 13.14 mg/g usando como adsorbente un biopolímero extraído de nopal *Opuntia ficus indica* a pH de 6 y concentración inicial de 2 mg/L. Con estos valores se puede analizar cómo el valor de q_{max} tiende a disminuir a medida a que el pH aumenta, lo cual puede estar relacionado —como se mencionó anteriormente— con las características físicas y químicas del elemento metálico, tales como el radio de hidratación.

CUADRO I. PARÁMETROS DE LA ISOTERMA DE LANGMUIR OBTENIDOS PARA LA ADSORCIÓN DE Pb²⁺ POR *Typha latifolia* INERTE

Parámetros	pH 4	pH 5	pH 6
q_{max} (mg/g)	9.39	12.34	38.61
b (L/mmol)	0.10	0.08	0.02
R ²	0.99	0.97	0.87

CUADRO II. PARÁMETROS DE LA ISOTERMA DE LANGMUIR OBTENIDOS PARA LA ADSORCIÓN DE Cd²⁺ POR *Typha latifolia* INERTE

Parámetros	pH 4	pH 5	pH 6
q_{max} (mg/g)	10.64	7.87	7.20
b (L/mmol)	0.09	0.12	0.13
R ²	0.95	0.98	0.96

Experimentos dinámicos en columnas

Los datos obtenidos para las diferentes concentraciones iniciales de los metales (concentración del influente), como tiempo de ruptura, tiempo de saturación, capacidad de adsorción del lecho y tiempo de vida útil, se resumen en el **cuadro III**. Se observa que el tiempo de ruptura (que se determina cuando se tiene un 10 % de la concentración del influente en el efluente) y el tiempo de saturación (cuando se tiene un 95 % de la concentración del influente en el efluente) fueron mayores cuando se

CUADRO III. DATOS DE ADSORCIÓN OBTENIDOS MEDIANTE EXPERIMENTOS EN COLUMNAS

Ion metálico	Concentración del influente (mg/L)	Tiempo de ruptura (min)	Tiempo de saturación (min)	Capacidad de adsorción del lecho (mg/g)	Tiempo de vida útil (h)
Pb ²⁺	10	12 360	18 171	47.02	387
Pb ²⁺	30	2 700	7 938	40.67	229
Pb ²⁺	50	1 500	4 185	38.13	142
Cd ²⁺	10	3 600	5 925	16.38	130
Cd ²⁺	30	840	1 761	12.60	57
Cd ²⁺	50	840	4 369	21.65	144

adsorbió Pb²⁺ que cuando se adsorbió Cd²⁺, lo cual implica que la capacidad de adsorción del lecho (máxima adsorción del elemento en el bioadsorbente) (Cortés-Martínez 2007) es mayor para Pb²⁺. Así, cuando la concentración del influente fue de 30 mg/L la capacidad de la biomasa para adsorber Pb²⁺ fue de 40.67 mg/g y de 12.60 mg/g para adsorber Cd²⁺. Estos valores son consistentes con los obtenidos en los experimentos en lote, y corroboran la mayor afinidad del bioadsorbente por el Pb²⁺ que por el Cd²⁺.

Se obtuvieron altos tiempos de vida útil (tiempo en que tarda en saturarse el bioadsorbente) para ambos metales, lo que puede deberse a que el flujo volumétrico utilizado fue muy bajo, por lo que la biomasa está más tiempo en contacto con el adsorbato (Taty-Costodes et al. 2005, Ahmad y Hameed 2009, Ko et al. 2000, Ortega et al. 2013).

Los resultados muestran que la biomasa es capaz de remover Pb²⁺ por debajo de la concentración máxima permisible en el agua para uso en riego agrícola (que debe ser de 1 mg/L diarios, en promedio) establecida en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1997). El bioadsorbente conserva esta capacidad durante 211 h de trabajo cuando la concentración del metal en el influente es de 10 a 30 mg/L, y durante 24 h cuando estas concentraciones son mayores (hasta 50 mg/L). En el caso del Cd²⁺, el límite máximo permisible determinado por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1997) es de 0.4 mg/L (promedio diario) para el mismo tipo de agua, y la biomasa es capaz de mantener el metal por debajo de esta concentración durante 60 h de trabajo cuando su concentración inicial es de 10 mg/L. Esta eficiencia se mantiene durante 2 h cuando la concentración inicial es mayor (50 mg/L). Después de estos intervalos de tiempo continúa la remoción de los metales, aunque ya no se alcanzan los límites mencionados, lo que permitiría continuar usando a la biomasa para la obtención de agua para su uso con otros fines.

CONCLUSIONES

La biomasa de *Typha latifolia* inerte demostró ser eficiente para remover Pb²⁺ y Cd²⁺ de soluciones acuosas. Se obtuvieron porcentajes de remoción por arriba del 90 % para Pb²⁺ y de 60 a 75% para Cd²⁺ a un pH de 6, con una dosis de biomasa de 0.075 g y en 5 mL de solución un tiempo de contacto de 60 min. De acuerdo con la isoterma de Langmuir se concluye que la biomasa tiene mayor afinidad por el Pb²⁺ y que el proceso de adsorción se da en la superficie del bioadsorbente, donde se forma una monocapa. Con los datos aportados por los experimentos dinámicos se concluye que la biomasa es capaz de remover Pb²⁺ y Cd²⁺ por debajo de los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el agua de uso en riego agrícola.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Fabián González Quijas por su apoyo técnico en el trabajo de laboratorio. Asimismo, a los laboratorios de Geoquímica Ambiental, de Química de Aguas y de Fluidos Corticales del Centro de Geociencias de la UNAM por las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- Ahmad A.A. y Hameed B.H. (2009). Fixed-bed adsorption of reactive azo dye onto granular activated carbon prepared from waste. *J. Hazard. Mater.* 175, 298-303.
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.003
- Alluri H. K., Ronda S. R., Settalluri V. S., Singh J., Suryanarayana V., y Venkateshwar P. (2007). Biosorption: An eco-friendly alternative for heavy metal removal. *J. Biotechnol.* 6, 2924-2931.
DOI: 10.5897/AJB2007.000-2461

- Chatterjee A. y Schiewer S. (2014). Effect of competing cations (Pb, Cd, Zn, and Ca) in fixed-bed column biosorption and desorption from citrus peels. *Water Air Soil Pollut.* 225, 1854.
DOI: 10.1007/s11270-013-1854-0
- Cortés-Martínez R. (2007). Efecto de la modificación de una zeolita natural mexicana en la sorción de cadmio y 4-clorofenol. Tesis doctoral. Universidad Autónoma del Estado de México, México, 199 pp.a
- Córdova-Molina C.C. (2016). Biosorción de Pb²⁺ y Cd²⁺ en solución bajo diferentes condiciones de laboratorio usando la macrófita acuática *Typha latifolia* inerte. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 154 pp.
- Corvo Y. H., López E.B., Fernández V.L. y Corrales A. (2014). Obtención de una matriz polimérica base celulosa para la adsorción de metales pesados. *Rev. Iberoam. Polímeros* 15, 75-84.
- Davis T.A., Volesky B. y Mucci A. (2003). A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Res.* 37, 4311-4330.
DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00293-8
- Gong R., Ding Y., Liu H., Chen Q. y Liu Z. (2005). Lead biosorption and desorption by intact and pretreated *Spirulina maxima* biomass. *Chemosphere* 58, 125-130.
DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.08.055
- Keskinkan O., Goksu M.Z.L., Basibuyuk M. y Forster C.F. (2004). Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). *Bioresour. Technol.* 92, 197-200.
DOI: 10.1016/j.biortech.2003.07.011
- Ko K.D.C., Porter F.J. y McKay G. (2000). Optimised correlations for the fixed-bed adsorption of metal ions on bone char. *Chem. Eng. Sci.* 55, 5819-5829.
DOI: 10.1016/S0009-2509(00)00416-4
- Mancilla-Villa Ó.R., Ortega-Escobar H.M., Ramírez-Ayala C., Uscanga-Mortera E., Ramos-Bello R. y Reyes-Ortigoza A.L. (2012). Metales pesados totales y arsénico en el agua para riego de Puebla y Veracruz, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 28, 39-48.
- Martín-Lara M.A. (2008). Caracterización y aplicación de biomasa residual a la eliminación de metales pesados. Tesis doctoral. Universidad de Granada, España, 424 pp.
- Martínez C., Torres L.M. y García R. (2013). Evaluación de la cinética de adsorción de Zn²⁺ y Cd²⁺ a partir de soluciones unitarias y binarias por raíces de *Eichhornia crassipes* y *Typha latifolia*. *Avances en Ciencias e Ingeniería* 4, 1-14.
- Meunier N., Laroulandie J., Blais J.F. y Tyagi R.D. (2003). Cocoa shells for heavy metal removal from acidic solutions. *Bioresour. Technol.* 90, 255-263.
DOI: 10.1016/S0960-8524(03)00129-9
- Miretzky P., Muñoz C. y Carrillo-Chávez A. (2008). Experimental binding of lead to a low cost on biosorbent: nopal (*Opuntia streptacantha*). *Bioresour. Technol.* 99, 1211-1217. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.02.045
- Miretzky P., Muñoz C. y Carrillo-Chávez A. (2010). Cd (II) removal from aqueous solution by *Eleocharis acicularis* biomass, equilibrium and kinetic studies. *Bioresour. Technol.* 101, 2637-2642.
DOI: 10.1016/j.biortech.2009.10.067
- Miretzky P. y Muñoz C. (2011). Enhanced metal removal from aqueous solution by fenton activated macrophyte biomass. *Desalination* 271, 20-28.
DOI: 10.1016/j.desal.2010.12.006
- Mirghaffari N., Moeini E. y Farhadian O. (2015) Biosorption of Cd and Pb ions from aqueous solutions by biomass of the green microalga, *Scenedesmus quadricauda*. *J. Appl. Phycol.* 27, 311-320.
DOI: 10.1007/s10811-014-0345-z
- Muñoz-Torres M.C. (2007). Remoción de metales pesados en aguas residuales utilizando una macrófita acuática (*Eleocharis acicularis*) muerta. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Querétaro, México, 138 pp.
- Ortega G.C.C., Arrieta B. M. C., Guerrero J. F. S. y Taboada J. E. V. (2013). Adsorción por lote y en una columna de lecho fijo del colorante b39 sobre carbón activado granular. *Prospect* 11, 66-75.
- Ortega-Guerrero M.A. (2009). Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* 26, 143-161.
- Ovando-Franco M. (2012). Modificación de biopolímero extraído de nopal (*Opuntia ficus indica*) y su aplicación para la remoción de metales pesados en agua. Tesis de maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, México, 94 pp.
- Pacheco M.E., Pimentel J.P. y Roque W.F. (2010). Cinética de la bioadsorción de iones cadmio (II) y plomo (II) de soluciones acuosas por biomasa residual de café (*Coffea arabica* L.). *Soc. Química Perú* 76, 279-292.
- Pagnanelli F., Espósito A. y Toro L. (2003). Metal speciation and pH effect on Pb, Cu, Zn and Cd biosorption onto *Sphaerotilus natans*: Langmuir-type empirical model. *Water Res.* 37, 627-633.
- Sánchez S.D., García V.V., Yipmantin O.A., Guzmán L.E., Ale B.N. y Maldonado G.H. (2014). Estudio de la cinética de biosorción de iones cadmio (II) en pectina reticulada proveniente de cáscaras de naranja. *Revista Sociedad Química Perú* 80, 298-307.
- SEMARNAT (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación, México, 6 de enero.
- Singh R., Chadetrik R., Jumar R., Bishnoi K., Bhatia D., Kumar A., Bishnoi N.R. y Singh N. (2013). Biosorption optimization of lead(II), cadmium(II) and copper(II) using response surface methodology and applicability in isotherms and thermodynamics modeling. *J. Hazard. Mater.* 174, 623-634.
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.097
- Taty-Costodes V.C., Fauduet H., Porte C. y Delacroix A. (2003). Removal of Cd (II) and Pb (II) ions, from aqueous solutions, by adsorption onto sawdust of *Pinus sylvestris*. *J. Hazard. Mater.* 105, 121-142.
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2003.07.009
- Taty-Costodes V.C., Fauduet H., Porte C. y Ho Y. (2005). Removal of lead (II) ions from synthetic and real effluents using immobilized *Pinus sylvestris* sawdust: Adsorption on a fixed-bed column. *J. Hazard. Mater.* 123, 135-144. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.03.032
- Tenorio-Rivas G. (2006). Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna. Tesis doctoral. Universidad de Granada, España, 309 pp.
- Valdés P. y Cabrera M.V.M. (1999). La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. 1a ed. Texas Center for Policy Studies, Austin, Tx, 50 pp.
- Vargas J.P., García G. y García F. (2002). Papel ecológico de la flora rizosférica en fitorremediación. *Avance y Perspectiva* 21, 297-300.
- Villaescusa I., Fiol N., Martínez M., Miralles N., Poch J. y Serarols J. (2004). Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Res.* 38, 992-1002. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.040
- Volesky B. (2007). Biosorption and me. *Water Res.* 41, 4017-4029. DOI: 10.1016/j.watres.2007.05.062
- Yetilmesoy K., Demirel S., Vandebei R.J. (2009). Responses surface modeling of Pb (II) removal from aqueous solution by *Pistacia Vera L.*: Box-Behnken experimental design. *J. Hazard. Mater.* 171, 551-562. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.06.035
- Yetis U., Dolek A., Dilek F.B. y Ozcengiz G. (2000). The removal of Pb (II) by *Phanerochaete chrysosporium*. *Water Res.* 34, 4090-4100.
DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00155-X