
Remoción de Cu (II) y Ni (II) con material carbonoso procedente de la semilla de la palma *Veitchia Merrillii*.

A. Blanco-Flores^{1*}, P.H Toledo-Jaldin², M.I Garrudo-Guirado³ y M.A Autié-Pérez⁴

¹ Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Paseo Colón y Tolloca s/n., C.P. 50000 Toluca, Estado de México, México.

² Instituto Tecnológico de Toluca, calle Lázaro Cárdenas, colonia Llano Grande, CP. 52148 Metepec, Estado de México, México.

³ Facultad de Ingeniería Química, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría, calle 114 entre 119 y 127, C.P. 11901, Marianao, La Habana, Cuba.

⁴ Instituto de Ciencia y Tecnología de Materiales. Universidad de la Habana. La Habana. Cuba., calle Zapata, C.P. 10400 Vedado, La Habana, Cuba.

Removal of Cu (II) and Ni (II) using char from Veitchia Merrillii seeds.

Abstract

In the current work the adsorption capacity of char material to remove Cu (II) and Ni (II) was evaluated. The material was obtained from *Veitchia Merrillii* seeds, which is abundant in tropical countries. The size of the particle (F1, F2 and F3) was analyzed in adsorption experiments.

The mineral showed off a well removal capacity in the evaluated range of concentration. Therefore, it could be applied to treat contaminated wastewater with Cu (II) and Ni (II).

Experimental results were adjusted to Langmuir model satisfactorily.

On this basis, a water purification process was proposed and the economic analysis concluded that the material has good prospects for application in water contaminated with these metals.

Key words: char, adsorption, copper, nickel.

Resumen

En el presente trabajo se evaluó la capacidad de adsorción de un precarbonizado para remover Cu (II) y Ni (II) desde un medio acuoso, mismo que fue obtenido de una planta que se presenta en gran cantidad en los países tropicales. Se estudió al material con diferentes tamaños de partícula (F1, F2 y F3) en los experimentos de adsorción.

El mineral, mostró buena capacidad de remoción de Cu (II) y Ni (II) en el intervalo de concentraciones estudiado ($5.63 \cdot 10^{-3}$ y $3.58 \cdot 10^{-3}$ mol g⁻¹ respectivamente).

Los resultados experimentales se ajustaron satisfactoriamente por el modelo de Langmuir.

Sobre esta base se propuso un proceso de purificación de aguas y del análisis económico se concluyó que el precarbonizado tiene buenas perspectivas para ser aplicado en aguas contaminadas con estos metales.

Palabras clave: Precarbonizado, adsorción, cobre, níquel.

*Autores de correspondencia
Email: blancoflores81@hotmail.com

Introducción

Desde tiempos atrás, el manejo de las aguas residuales se ha convertido en un tema de interés general y un conflicto socioeconómico y ambiental de gran magnitud. Las elevadas inversiones económicas en la instalación de plantas de tratamiento es una de los principales problemas con los que se encuentran la mayor parte de las industrias. De esta problemática surge la necesidad de técnicas innovadoras que permitan el tratamiento de estos residuos a bajos costos.

Gran parte de las operaciones y procesos unitarios empleados en el tratamiento de aguas residuales están siendo sometidos a intensa y continúa investigación, tanto desde el punto de vista de su ejecución como de su aplicación. (Metcalf y Eddy, 1995).

Está demostrado que la remoción de ciertos contaminantes no biodegradables es más económica cuando se aplican tratamientos físico-químicos como la adsorción. Los materiales adsorbentes más utilizados son el gel de sílice, la alúmina y sobre todo, el carbón activado, además de determinadas resinas sintéticas, zeolitas y arcillas. Estos materiales son adsorbente únicos y versátiles debido a su porosidad, área superficial elevada y química superficial viable (Salem y Sene, 2011). La adsorción es posiblemente el mejor proceso disponible para eliminar compuestos inorgánicos recalcitrantes y tóxicos presentes en solución acuosa (Varma et al., 2013) desde el punto de vista económico y operacional.

Los carbones activados utilizados para la remoción de metales pesados y otros contaminantes de las aguas se obtienen generalmente sometiendo los precarbonizados a procesos de activación a altas temperaturas (800-1200 K). Para ello se utilizan diversas materias primas como: desechos agrícolas y forestales. El uso de este tipo de materia prima es una forma de otorgarle un valor económico a los residuos orgánicos y a su vez ayuda a la conservación del medio ambiente. Entre los precursores más estudiados para la producción de carbones activados están diferentes tipos de semillas (Muhammad et al., 2015).

El cobre es un metal que se encuentra con frecuencia en actividades como la agricultura, ganadería y minería, por lo que es común encontrarlo en aguas residuales de estos sectores. Por solo citar un ejemplo, en el caso de la minería y

la producción de combustibles fósiles, la masa de cobre extraída anualmente es 632 veces mayor que la masa liberada debido a la acción del intemperismo sobre la corteza terrestre y la actividad volcánica (Peña et al., 2015). Al igual que el cobre, el níquel es uno de los metales pesados más comunes encontrados en aguas residuales de diversas actividades como: industrias de galvanizado, minería, operaciones de teñido, entre otras. Aunque es un metal importante en procesos metabólicos de los seres vivos, en cantidades superiores provoca afectaciones a la salud como anemia, hepatitis y fibrosis pulmonar (Solomon et al., 2014).

La investigación se desarrolló con el fin de estudiar las potencialidades del material precarbonizado, obtenido de la semilla de la palma *Veitchia Merrilli* (PSP) abundante en Cuba, en la remoción de Cu (II) y Ni (II), desde soluciones acuosas y a nivel de laboratorio. Para la investigación se trabajaron tres tamaños de partículas con el objetivo de seleccionar la más eficiente para el proceso de adsorción. La propuesta de ser exitosa, proporcionará una tecnología de remoción de ambos contaminantes que al ahorrar energía y con el uso de la materia prima planteada, representaría una alternativa ecológica y económicamente viable.

Materiales y métodos

Obtención y caracterización del material precarbonizado

El material precarbonizado (PSP) se obtuvo sometiendo la fracción 3-5 mm de la semilla de la palma *Veitchia Merrilli* a un proceso de pirólisis a 673 K en atmósfera de nitrógeno con flujo de 100 ml min⁻¹ en un horno tubular con control de temperatura (Blanco-Flores et al., 2011). El material fue molido y tamizado para seleccionar las tres fracciones empleadas en los experimentos: F1 menor que 0.1 mm, F2 entre 0.1-0.25 mm y F3 entre 0.25-0.5 mm. Las tres fracciones se lavaron con agua caliente durante 2 horas a reflujo y posteriormente con agua a temperatura ambiente varias veces. Por último se secaron a 383 K por 24 horas.

La caracterización del material PSP se realizó a través de la obtención de las isotermas de adsorción-desorción de nitrógeno (N₂) a 77 K y de dióxido de carbono (CO₂) a 273 K. Las isotermas de N₂ y CO₂, se obtuvieron en un sistema volumétrico

convencional de adsorción. El sistema se acopló a un equipo Edward de alto vacío que permitió alcanzar presiones de hasta $5 \cdot 10^{-5}$ mmHg en el sistema volumétrico donde se realizaron las mediciones después de evacuar las muestras toda la noche a la temperatura deseada.

El modelo de Dubinin se utilizó para graficar los datos experimentales de la isoterma de adsorción de CO_2 . El modelo se basa en la teoría del potencial de Polanyi (Alkan *et al.*, 2008) y se describe a través de la ecuación de Dubinin-Radushkievich:

$$\ln N_a = \ln N_m - \left(\frac{RT}{E_c} \right)^2 \ln^2 \frac{P_o}{P_e} \quad (1)$$

Dónde:

N_a es la cantidad adsorbida en cada punto de equilibrio (mmol g^{-1}), N_m es la adsorción máxima (mmol g^{-1}), P_o/P_e es la presión relativa, T temperatura del experimento (K), E es la energía característica (J/mol) que se relaciona de forma inversa con el ancho de poros y R es la constante de los gases (J/molK^{-1}). Se grafica $\ln N_a$ en función de $(\ln P_o/P_e)^2$ y se obtiene una recta de cuya pendiente se determina E y del intercepto la N_m que es la cantidad adsorbida que llena los microporos en estado considerado líquido. El volumen de microporos V_p ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$) se determina por el producto

$$V_p = N_m \times V_m \quad (2)$$

Dónde:

V_m es el volumen molar del adsorbato ($\text{cm}^3 \text{mmol}^{-1}$) a la temperatura del experimento.

Experimentos de adsorción de Cu (II) y Ni (II) desde solución acuosa

Las soluciones de los iones metálicos se prepararon a partir de sales de los metales de Cu (II) y Ni (II) ($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ y $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) de calidad para análisis (Merck). Fueron secados previamente para eliminar posible adsorción de agua. Para cada sal se preparó una solución madre de concentración $5 \cdot 10^{-1} \text{mol l}^{-1}$ a partir de la cual se obtuvieron, por diluciones sucesivas, las disoluciones restantes en el intervalo de concentraciones de $1 \cdot 10^{-2}$ a $5 \cdot 10^{-1} \text{mol l}^{-1}$.

La cuantificación se llevó a cabo por el método espectrofotométrico UV-Visible Shimadzu UVmini-1240 a una longitud de onda de 600 nm para las soluciones de Cu (II) y 720 nm para Ni (II).

Los estudios de adsorción de los iones metálicos en el PSP, se realizaron poniendo en contacto 0.1 g del

material con 10 ml de cada una de las disoluciones en el mismo rango de concentraciones para los iones metálicos en cuestión. Las isotermas experimentales de adsorción se realizaron para cada fracción de adsorbente estudiada. Para cada caso la mezcla material-solución se agitó durante 4 h después de lo cual fueron filtradas. Las cantidades adsorbidas se calcularon utilizando la expresión:

$$(C_i - C_e) V_{\text{ext}}/m = N_a \quad (3)$$

Donde C_i es la concentración del metal (mol l^{-1}) de la disolución que se puso en contacto con el adsorbente, C_e es la concentración del ion metálico (mol l^{-1}) en el extracto obtenido después de la adsorción, V_{ext} es el volumen del líquido (ml) extraído después de la adsorción, m es la masa del adsorbente (g) y N_a es la adsorción específica en mol g^{-1} .

Interpretación de resultados

Los resultados experimentales se graficaron en la forma N_a vs. C_e con lo que se obtuvo cada isoterma experimental en forma gráfica.

Los modelos de Langmuir, Freundlich y Langmuir-Freundlich se aplicaron a los resultados obtenidos de los experimentos de isotermas de adsorción (Iggerase *et al.*, 2014).

Resultados y discusión

Obtención y Caracterización del material precarbonizado PSP

Los intentos por obtener la isoterma de adsorción de nitrógeno a 77 K en el PSP resultaron infructuosos debido a la lenta difusión de esa molécula en los poros del material. Esto indicó que probablemente el PSP fuera un carbón con porosidad muy pequeña y estrecha y que a 77 K a la molécula de nitrógeno no le fue posible entrar para alcanzar el equilibrio en tiempos aceptables. También pudo ser que la difusión del material fuese impedida por las impurezas que usualmente presentan los materiales precarbonizados después del proceso de pirolisis, como son los diferentes compuestos orgánicos aromáticos (Tock *et al.*, 2010).

La afirmación anterior se basa en el hecho de que a pesar de que el nitrógeno a la temperatura aplicada es la molécula sonda que permite la determinación del área superficial en materiales adsorbentes en ciertos casos, no es posible utilizarla porque existe una limitante dada por el efecto tamiz, característico

de materiales extensamente microporosos (Ehrburger-Dolle, 1997). En estos casos es necesario el uso de otras moléculas sondas para obtener una valoración confiable del volumen de microporos, por lo que el CO₂ es una alternativa. Frecuentemente se obtiene la isoterma de adsorción de CO₂ a 273 K que en contraste con la de N₂ a 77 K presenta una mayor energía cinética en el sistema, aumentando la movilidad de las moléculas y facilitando su penetración dentro de los microporos estrechos del carbón (Lozano-Castelló et al., 2004). Por lo general las isotermas de CO₂, obtenidas a presión baja, brindan información acerca de la microporosidad más estrecha o poros de

dimensiones inferiores a los 0.7 nm. La isoterma de adsorción de CO₂ a 273 K fue del Tipo I según la clasificación IUPAC (Leofanti et al., 1998) (Figura 1a). Al representar la isoterma experimental en coordenadas de Dubinin se obtuvo una línea recta (Figura 1b) de cuya pendiente e intercepto se tienen los parámetros del modelo que permitieron calcular el volumen de microporos y el radio medio de poro (Tabla 1).

El volumen de microporos obtenido está cercano al de una mordenita natural cubana (Blanco-Flores, 2011) la cual ha sido ampliamente utilizada para remover impurezas orgánicas e inorgánicas desde medio acuoso (Castro-Perdomo, 2014). Este valor

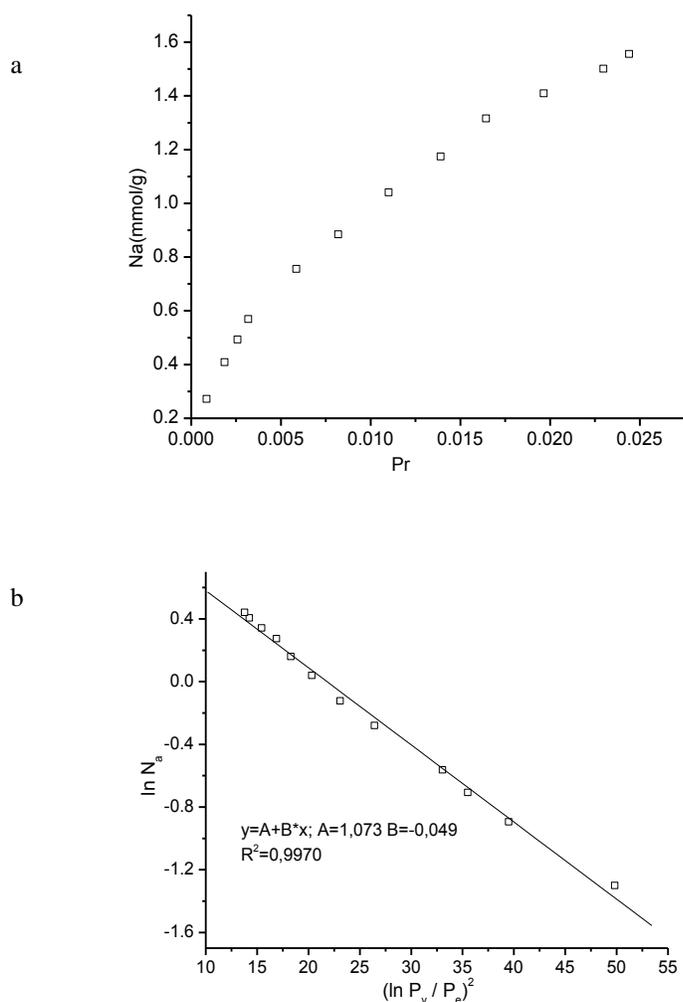


Figura 1. Isotherma de adsorción de CO₂ a 273 K (a) y en coordenadas de Dubinin (b) en PSP.

está en el orden de los valores obtenidos en los carbones activados microporosos, lo cual indica que el precarbonizado PSP aun con impurezas presenta una microporosidad elevada.

El valor del radio medio de poro (R_p) obtenido fue de 1.27 nm. Este resultado incrementa la posibilidad de que la entrada y difusión de los cationes Cu (II) y Ni (II) al interior del adsorbente durante los procesos de adsorción se favorezca en el PSP, esto considerando los valores de los radios iónicos hidratados de ambos metales contaminantes (0.404 y 0.419 nm respectivamente) (Bohli *et al.*, 2013). Por otra parte el R_p está por debajo del diámetro cinético de la molécula de CO_2 ($D_c=0.33$ nm), lo cual sustenta el planteamiento anterior.

La energía de adsorción característica E está relacionada con la distribución del tamaño de poro. En la literatura especializada se reportan que valores igual o por debajo de 40 kJ mol^{-1} indican una microporosidad estrecha y homogénea. Teniendo en cuenta el valor obtenido en este caso, se puede inferir que el PSP presenta este tipo de porosidad.

Isoterma de adsorción de Cu (II)

Las isotermas experimentales de adsorción de Cu

(II) para las tres fracciones fueron del Tipo I según la clasificación de BDDT (Figura 2). Al ajustarlas con los modelos de isoterma de adsorción se obtuvo el mejor ajuste con el modelo de Langmuir, lo cual significa que el proceso se llevó a cabo a través de una adsorción en una superficie homogénea (Tabla 2), resultados que coinciden con los obtenidos de la isoterma de adsorción de CO_2 .

Es de destacar el comportamiento obtenido de este adsorbente utilizando un precursor no reportado en la literatura. En este caso, se esperaba que el orden de afinidad para la adsorción de Cu (II) se priorizara de la forma: $NmF1 > NmF2 > NmF3$ ya que la partícula de menor diámetro muestra la mayor superficie expuesta por unidad de masa, sin embargo no fue así. La fracción de partícula con mayor remoción de Cu (II) fue la F2 (Tabla 2). Este comportamiento se puede atribuir a las “impurezas” de la fracción de partícula F1 que salieron durante el proceso de lavado, observando ello en la coloración más intensa del agua de lavado. Es por tanto lógico que si esas “impurezas” son las que originan los centros de adsorción, esta fracción adsorba menos que las demás. Rodríguez-Reinoso (Martín Martínez, 1990) ha explicado estos efectos al

Tabla 1. Parámetros del modelo de Dubinin, obtenidos de los datos experimentales de adsorción de CO_2 a 273 K.

N_m	V_p	E	R_p	S_e
2.92	0.124	10227	1.27	331

R_p : Radio de poro medio en nm determinado por la ecuación de Dubinin-Stoeckli y S_e : superficie aparente o equivalente en $m^2.g^{-1}$.

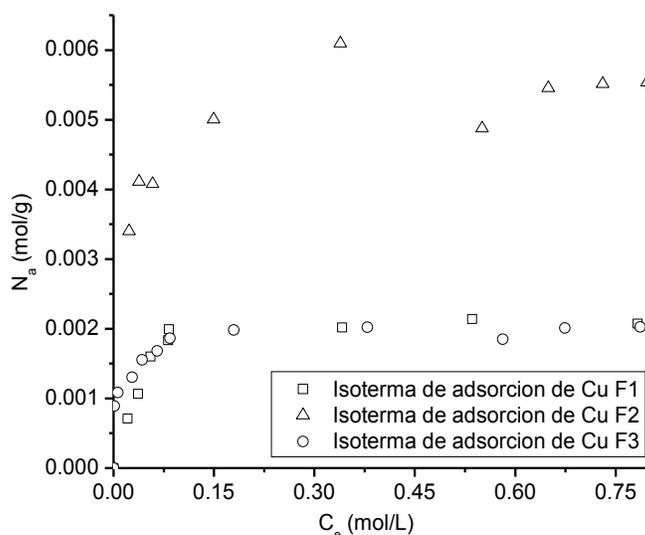


Figura 2. Isotermas de adsorción experimental de Cu (II) en F1, F2 y F3 de PSP a 298K en el intervalo de concentraciones establecido.

plantear que:

“En el caso de la adsorción de compuestos inorgánicos en carbón activado a partir de una disolución acuosa, la naturaleza química del adsorbente, que viene determinada por la cantidad y tipo de grupos superficiales tiene, en general, más influencia que la superficie específica y la porosidad. Más aún, el proceso de adsorción puede estar condicionado por la presencia de otras sustancias disueltas como electrolitos y materia orgánica (por ejemplo, ácidos húmicos) que están presentes en las aguas como resultado de la degradación de la vegetación. Estas sustancias pueden cambiar la densidad de carga superficial en el carbón activado, bloquear los sitios donde se produciría la adsorción y formar complejos con los iones metálicos, afectando al proceso de eliminación”.

Al comparar las N_m de las dos fracciones se estableció que el mismo fenómeno se llevaba a cabo ya que de la fracción 0.1-0.25 mm (F2) también salieron más impurezas que de la fracción 0.25-0.5 mm (F3). Por otro lado, la difusión hacia el interior del sólido también juega un papel importante ya que esta debe ser más lenta en la partícula de mayor diámetro.

Por otra parte, es conocido que los alquitranes, los

ácidos piroleñosos y demás residuos de la pirólisis permanecen en los poros de los precarbonizados obstruyendo en menor o mayor grado el acceso al interior del adsorbente. Esto puede explicar por qué la fracción de tamaño intermedio (F2) fue la que más iones Cu (II) adsorbió. Estas hipótesis deben ser confirmadas en trabajos posteriores.

Los valores obtenidos del parámetro de Freundlich $1/n$ para cada isoterma fue menor que la unidad, lo cual indicó una adsorción favorable. La favorabilidad del proceso tiende a ser mejor en la adsorción realizada utilizando la fracción F2 del PSP, resultado que coincide con la mayor capacidad de adsorción obtenida de las tres fracciones (Tabla 2).

Isoterma de adsorción de Ni (II)

Las isotermas de adsorción experimentales de Ni (II) (Figura 3) fueron del tipo I de la clasificación y la data experimental se ajustó mejor con el modelo de Langmuir, o sea, que el proceso quedó determinado por el tipo de material, independientemente del tamaño del ion metálico. En este caso, al igual que en la adsorción de Cu (II), se supone que los centros de adsorción se encuentran distribuidos de manera homogénea en la superficie del PSP. En el caso de las isotermas de adsorción de

Tabla 2. Parámetros de adsorción de Cu (II) y Ni (II) obtenidos con el ajuste por el modelo de Langmuir y Freundlich para F1, F2 y F3.

	Cu (II)			Ni (II)		
	N_m (mol g ⁻¹)	1/n	R ²	N_m (mol g ⁻¹)	1/n	R ²
F1	2.24·10 ⁻³	0.18	0.9642	3.11·10 ⁻³	0.004	0.9999
F2	5.63·10 ⁻³	0.11	0.9915	3.58·10 ⁻³	0.020	0.9958
F3	1.88·10 ⁻³	0.12	0.8705	9.8·10 ⁻⁴	0.034	0.9974

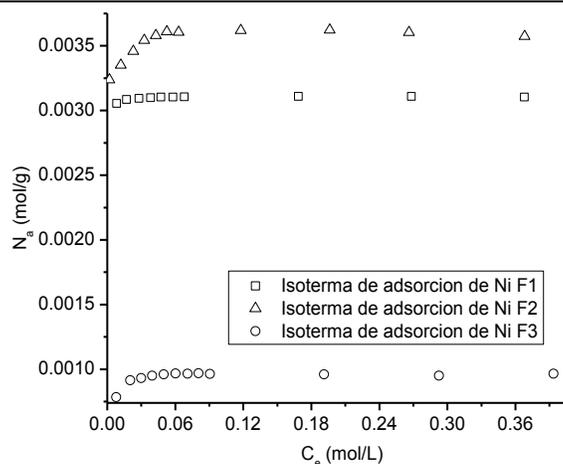


Figura 3. Isotermas de adsorción experimental de Ni (II) en F1, F2 y F3 de PSP a 298K en el intervalo de concentraciones establecido.

níquel se observa que logran remover cantidades altas en todo el rango de concentraciones iniciales. Aquí, siguiendo lo sugerido por Rodríguez Reinoso, posiblemente se forma una monocapa superficial (o a la entrada de los poros) de complejos de níquel que bloquean la difusión posterior al interior del sólido. Al parecer el factor superficie juega un papel importante en el proceso de remoción del ion metálico, pues para la fracción F3, la adsorción de Ni (II) disminuyó a menos de la tercera parte de la cantidad removida con F1 (Tabla 2).

Los resultados experimentales obtenidos sobre el comportamiento del PSP en la adsorción de Ni (II) sugieren que la adsorción del mismo debe ser objeto de estudios posteriores más detallados.

De acuerdo a los valores obtenidos para el parámetro de Freundlich $1/n$, los valores fueron menor que la unidad y muy cercanos a cero, lo cual indicó una adsorción favorable (Tabla 2).

Comparación de los valores de adsorción de Cu (II) y Ni (II) con otros adsorbentes

Los resultados de la adsorción de Cu (II) en las diferentes fracciones del PSP se compararon con las capacidades de adsorción de otros adsorbentes (Tabla 3). Como se puede apreciar cualquiera de las tres fracciones de PSP mostró una capacidad de adsorción muy superior a las demás aun siendo los materiales adsorbentes con área superficial mayor que el material PSP.

Propuesta de un sistema de adsorción a templa para la remoción de Cu (II) utilizando PSP como material adsorbente.

La modelación de los diferentes sistemas de

adsorbentes para los procesos de adsorción, constituyen una herramienta muy útil para conocer el comportamiento del sistema a mayores escalas, siendo este elemento otro de los parámetros que se consideran para conocer las potencialidades del material dirigidos a usos industriales en el tratamiento de aguas contaminadas y/o residuales.

Teniendo en cuenta que los mejores resultados de adsorción se obtuvieron con la fracción F2 del PSP y para el ion metálico Cu (II) se propone en la investigación un sistema de adsorción a Templa Dell Pro (Figura 4). Esta propuesta podría tenerse en cuenta en trabajos y/o investigaciones futuras con el objetivo de escalar el procedimiento.

Como la adsorción de Cu (II) en el PSP se pudo describir con buena aproximación por el modelo de Langmuir es posible presentar el sistema a templa para la eliminación del contaminante de las aguas contaminadas con presencia del mismo metal. Teniendo en cuenta que:

- 1.- El volumen de la solución a tratar es V_L .
- 2.- En el proceso se desea reducir la concentración del metal de C_o a C_e .
- 3.- En el depósito de tratamiento se introduce una carga W_K de adsorbente.
- 4.- La concentración de metal en el adsorbente debe cambiar desde un valor inicial $N_o=0$ hasta un valor final $N_f = N_a$.
- 5.- Por el balance de masa se debe igualar la cantidad de metal removido del efluente líquido a la cantidad adsorbida por el mineral, o sea:

Tabla 3. Comparación de la capacidad adsorción de Cu (II) y Ni (II) en PSP con la de otros adsorbentes registrados en la literatura.

	Adsorbente	N_m (mg g ⁻¹)	Ref.
	Metal Organic Framework-5	236.12	(Bakhtiari y Azizian, 2015)
	Carbón Activado	18.68	(Bouhamed <i>et al.</i> , 2015)
	Nanocomposito	49.26	(Barati <i>et al.</i> , 2013)
Metal adsorbido Cu (II)	Quitosan	30.3	(Igberase <i>et al.</i> , 2014)
	Zeolita	50.45	(Varma <i>et al.</i> , 2013)
	Ceniza volante	21.5	
	PSP F1	143.36	Este trabajo
	PSP F2	360.32	
	PSP F3	120.32	
		Composito lignocelulósico-montmorillonita	94.86
	Carbón activado	16.12	(Bouhamed <i>et al.</i> , 2015)
Metal adsorbido Ni (II)	Nanocomposito	46.94	(Barati <i>et al.</i> , 2013)
	Carbón activado de <i>Delonix Regia</i>	12.05	(Rajappa <i>et al.</i> , 2014)
	PSP F1	183.49	Este trabajo
	PSP F2	211.22	
	PSP F3	57.82	

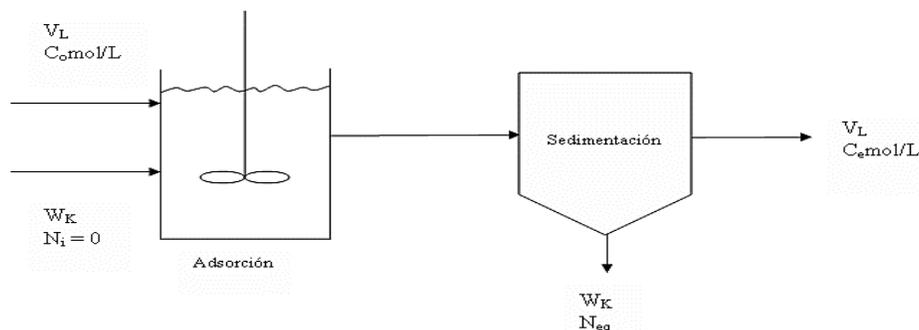


Figura 4. Esquema del adsorbedor a tampa para remoción de Cu^{2+} de aguas contaminadas con ese metal.

$$V_L(C_o - C_e) = W_K(N_f - N_o) = W_K N_a \quad (4)$$

$$W_K/V_L = (C_o - C_e)/N_a \quad (5)$$

$$W_K/V_L = (C_o - C_e)(1 + KC_e)/N_m KC_e \quad (6)$$

La ecuación (6) permite calcular la cantidad de adsorbente necesario para variar la concentración de la solución del valor C_o a C_e de un volumen dado de efluente V_L .

Obsérvese que en la ecuación (6) se introduce la ecuación de Langmuir que modela la cantidad adsorbida en cada caso.

Al realizar los cálculos para un 80, 60 y 40 % de remoción se obtienen las curvas mostradas en la figura 5. Analizando los resultados obtenidos para mayores escalas, se concluye que en ningún caso se agota la capacidad del carbón introducido en el adsorbedor. Esto demuestra que la cantidad requerida de PSP para reducir los niveles de Cu (II) a diferentes porcentajes de remoción en varios volúmenes de solución contaminada no es tan elevada, haciendo más factible y eficiente la utilización de un material precarbonizado para remover estos iones metálicos.

Análisis Económico

Para conocer y/o determinar las potencialidades de uso de un material adsorbente no solo es necesario conocer la superioridad en la capacidad de adsorción sino también es importante conocer el costo, la abundancia y la disponibilidad del material. Sin embargo este análisis no se reportan con frecuencia (Gupta, 2009).

En la figura 6 se muestran algunos de los costos

aproximados de varios materiales adsorbentes empleados en la remoción de metales pesados y reportados en la literatura.

Los resultados de adsorción de Cu (II) y Ni (II) obtenidos en la investigación y comparados con los que refieren en la literatura son superiores (Tabla 3). Si este aspecto se analiza conjuntamente con el hecho de que el material carbonoso solo se piroliza; el costo de producción del PSP disminuirá, puesto que se utilizará un material intermedio en la producción de carbón activado lo cual contribuye a hacer el proceso más factible económicamente. Si además se tiene en cuenta el poco consumo de PSP en la propuesta de sistema de adsorbedor a tampa para mayores escalas, se evidencia que el PSP constituye una buena alternativa para la remoción de estos metales pesados desde medio acuoso. Todos estos elementos permiten concluir que la propuesta de uso del material adsorbente precarbonizado PSP es factible de utilizar para eliminar de medio acuoso cantidades determinadas de los iones Cu (II) y Ni (II).

Conclusiones

El material precarbonizado utilizado para adsorber Cu (II) y Ni (II) fue obtenido mediante la pirólisis de la semilla de la planta *Veitchia Merrilli*. El material microporoso se caracterizó a través de la isoterma de CO_2 . El estudio de adsorción de Cu (II) y Ni (II) desde solución acuosa se basó en la selección de la mejor fracción del material precarbonizado PSP de las tres fracciones utilizadas (F1, F2 y F3) siendo la de tamaño de partícula intermedio la que mayor cantidad adsorbió de los

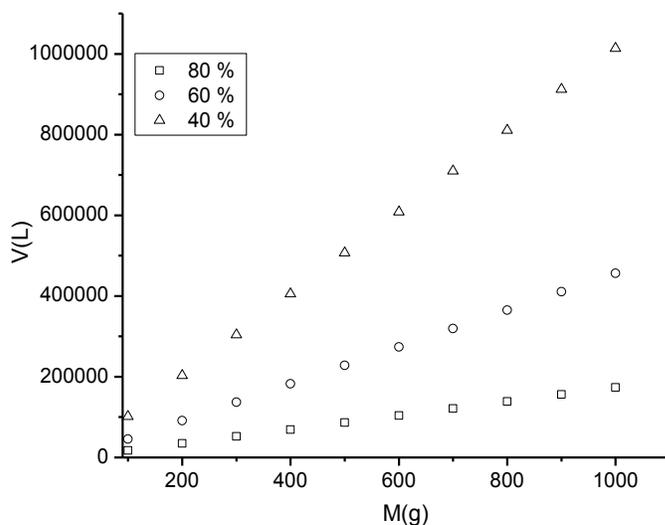


Figura 5. Volumen de efluente tratado en función de la masa de PSPF2 para diferentes porcentajes de remoción.

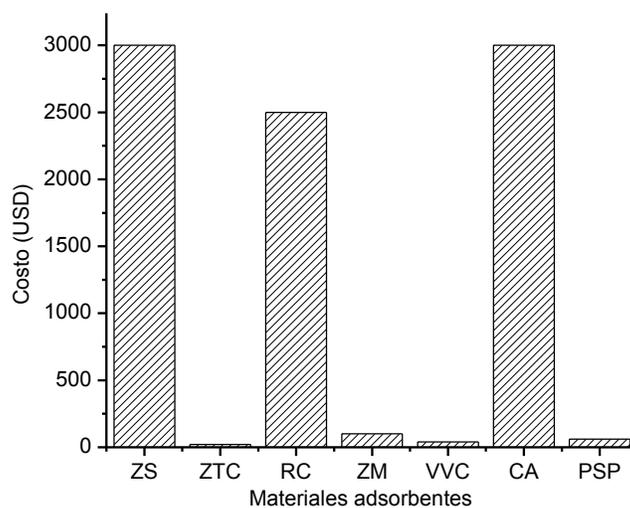


Figura 6. Costos aproximados de materiales utilizados en la remoción de metales pesados, ZS: zeolita sintética, ZTC: zeolita de Tasajera de Cuba, RC: resina catiónica, ZM: zeolita mexicana, VVC: vidrio volcánico cubano, Ca: carbón activado, PSP: precarbonizado.

dos iones metálicos estudiados ($5.63 \cdot 10^{-3}$ y $3.58 \cdot 10^{-3}$ mol g⁻¹ respectivamente). De acuerdo al parámetro de Freundlich 1/n en todos los casos la adsorción fue favorable.

El diseño de adsorbedor a templa para diferentes porcentajes de remoción se realizó para el proceso de remoción del ion que más adsorbió el material

adsorbente. La cantidad de F2-PSP utilizada es pequeña aun para volúmenes grandes de solución que contiene el ion Cu (II). El análisis económico demostró la factibilidad y potencialidades de utilizar un material precarbonizado para remover estos iones desde solución acuosa bajo las condiciones experimentales fijadas en la investigación.

Bibliografía

- Alkan M., Karadas M., Dogan M., Demirbas O., 2005. Adsorption of CTAB onto perlite simples from aqueous solutions. *Journal of Colloid and Interface Science*. 271: 309-318.
- Bakhtiari, N., Azizian, S., 2015. Adsorption of copper ion from aqueous solution by nanoporous MOF-5: A kinetic and equilibrium study. *Journal of Molecular Liquids*, 206: 114–118.
- Barati, A., Asgari, M., Miri, T., Eskandari, Z., 2013. Removal and recovery of copper and nickel ions from aqueous solution by poly(methacrylamide-co-acrylic acid)/montmorillonite nanocomposites. *Environmental Science Pollutant Research* 9: 6242-55. doi: 10.1007/s11356-013-1672-3.
- Blanco-Flores, A., 2011. Características superficiales del vidrio volcánico cubano y sus posibilidades en la remoción de Cu²⁺ y Pb²⁺. Tesis de Maestría, Universidad de la Habana, Cuba.
- Blanco-Flores, A., Autie-Castro, G., López-Cordero, R., Yee-Madeira, H., Contreras, J. L., Autie-Pérez, M., 2011. Obtención y caracterización de carbones microporosos por activación física a partir de semillas de palma *Veitchia Merrilli* Revista Latinoamericana de Recursos Naturales, 7 (1): 1-14.
- Bohli, T., Villaescusa, I., Ouederni, A., 2013. Comparative Study of Bivalent Cationic Metals Adsorption Pb (II), Cd (II), Ni (II) and Cu (II) on Olive Stones Chemically Activated Carbon. *Chemical Engineering & Process Technology*. 4 (4): 1-7.
- Bouhamed, F., Elouear, Z., Bouzid, J., Ouddane, B., 2015. Multi-component adsorption of copper, nickel and zinc from aqueous solutions onto activated carbon prepared from date stones. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-015-4400-3.
- Castro Perdomo, J. M., Las zeolitas naturales. 2014. Caracterización químico-física. Principales yacimientos en Cuba. *Boletín Técnico Porcino*. 25: 1-6.
- Ehrburger-Dolle, E., 1997. Analysis of the derived curves of adsorption isotherms. *Langmuir*, 13: 1189-98.
- Gupta, V. K., 2009. Application of low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 90: 2313-2342.
- Igberase, E., Osifo, P., Ofomaja, A., 2014. The adsorption of copper (II) ions by polyaniline graft chitosan beads from aqueous solution: Equilibrium, kinetic and desorption studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2: 362–369.
- Leofanti, G., Padovan, M., Tozzola, G., Venturelli, B., 1998. Surface area and pore texture of catalysts. *Catalysis Today*, 41: 207-219.
- Lozano-Castelló, D., Cazorla-Amorós, D., Linares-Solano, A., 2004. Usefulness of CO₂ adsorption at 273 K for the characterization of porous carbons. *Carbon*, 42: 1231-1236.
- Martín Martínez, J. M., Adsorción Física de Gases y Vapores por Carbones, Universidad de Alicante, 1990.
- Metcalf y Eddy, INC. 1995. Ingeniería de las aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. 3ra edición.
- Muhammad, J. S., Khalid, M. Z., Fazal, U. R., Muhammad, H. A., Chatha, S. A. S., 2015. Removal of heavy metals by adsorption onto activated carbon derived from pine cones of *Pinus roxburghii*. *Water Environment Research*, 87 (4): 291-297.
- Peña, J., Bargar, J. R., Sposito, G., 2015. Copper sorption by the edge surfaces of synthetic birnessite nanoparticles. *Chemical Geology*, 396:196–207.
- Rajappa, A., Ramesh, K., Nandhakumar, V. 2014., Adsorption of nickel (II) ion from aqueous solution onto ZnCl₂ activated carbon prepared from *Delonix Regia* Pods (Flame Tree). *International Journal of Chemical and Physical Sciences*, 3 (6): 42-52.
- Salem, A., Sene, R. A., 2011. Removal of lead from solution by combination of natural zeolite-kaolin-bentonite as a new low-cost adsorbent. *Chemical Engineering Journal*, 174: 619– 628.
- Solomon, B. O., Kayode, A. A., Olayinka, U. B., Opeyemi, L. I., 2014. Sequestering nickel (II) ions from aqueous solutions using various adsorbents: A Review. *Pakistan Journal of Analytical Environmental Chemistry*, 15 (1): 1–17.
- Tock, L., Gassner, M., Maréchal, F., 2010. Thermochemical production of liquid fuels from biomass: Thermo-economic modeling, process design and process integration analysis. *Biomass and Bioenergy*, 34: 1838-1854.
- Varma, V. G., Karan, S. R., Sahu, V., 2013. A comparative study on the removal of heavy metals by adsorption using fly ash and sludge: A review. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*, 2 (7): 45-56.
- Zhang, X., Wang, X., 2015. Adsorption and desorption of nickel (II) ions from aqueous solution by a lignocellulose/montmorillonite nanocomposite. *PLoS ONE*, 10 (2): 1-21. doi: 10.1371/journal.pone.0117077.