Adsorción de Mercurio Utilizando Carbones Activados Modificados con Peróxido de Hidrogeno y Calentamiento

Fredy Colpas ^{(1)*}, Arnulfo A. Tarón ² y Wilder Fon ³

(1) Universidad de Cartagena. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Programa de Química. Campus san Pablo, Zaragocilla, Avenida del consulado Calle 30 No 48-152, Cartagena, Colombia.

(e-mail: fredycolpas@hotmail.com)

(2) Grupo Gibae. Programa de Ingeniería de Alimentos. Universidad de Cartagena. Colombia.

(3) Programa de Metrología. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Cartagena.

* Autor a quien debe ser dirigida la correspondencia

Recibido Abr. 19, 2016; Aceptado Jun. 3, 2016; Versión final Ago. 3, 2016, Publicado Oct. 2016

Resumen

Se prepararon carbones activados a partir de zuro de maíz. Se carbonizó el material a 400°C durante una hora en atmosfera de nitrógeno. Posteriormente el carbonizado es activado químicamente y modificado mediante oxidación con peróxido de hidrogeno y posterior calentamiento a una temperatura de 600°C. Los carbones obtenidos fueron caracterizados texturalmente mediante el método BET y se determina la acidez y basicidad en la matriz carbonacea por el método Boehm. La máxima capacidad de adsorción de mercurio fue de 5.24 mg de Hg²⁺/g de carbón. La modificación con peróxido de hidrogeno incrementó el área superficial de los carbones activo de 527.9 m²/g a 663.8 m²/g, y se obtuvieron carbones con área de microporo 527 m²/g, área externa 136 m²/g y volumen de microporo 0.22 cm³/g. Los resultados fueron comparados con los reportados en la literatura. Las modificaciones no aumentan la adsorción de mercurio y al modificar con peróxido y con calentamiento se obtiene máximos de adsorción de 3.30 y 3.05 mg de Hg adsorbidos por gramo de carbón respectivamente.

Palabras clave: zuro de maíz; carbón activado; carbonizado; mercurio; peróxido de hidrogeno.

Mercury Adsorption using Activated Carbon Modified by Hydrogen Peroxide and Heating

Abstract

Activated carbon was prepared from corn cob. This material was carbonized at 400° C for one hour in nitrogen atmosphere. After that, the carbonized cob is chemically activated and modified by oxidation with hydrogen peroxide followed by heating to a temperature of 600°C. The coal obtained was texturally characterized using the BET method and acidity and basicity in the carbonaceous matrix was determined by the Boehm method. The maximum adsorption of mercury was 5.24 Hg²⁺ mg/g of carbon. Modification with hydrogen peroxide increased the surface area of the active carbons from 527.9 to 663.8 m²/g, and coals with area of micropore 527 m²/g, 136 m²/g external area and micropore volume of 0.22 cm³/g were obtained. The results were compared with those reported in the literature. The modifications do not increase the adsorption of mercury and the modification with peroxide and heating allows maximum peaks of adsorption of 3.30 and 3.05 mg of Hg per gram of carbon respectively.

Keywords: corn cob; activated carbon; carbonized; mercury; hydrogen peroxide

INTRODUCCIÓN

El mercurio existe en varias formas: elemental (o metálico) e inorgánico (al que la gente se puede ver expuesta en ciertos trabajos); y orgánico (como el metilmercurio, que penetra en el cuerpo humano por vía alimentaria). Estas formas de mercurio difieren por su grado de toxicidad y sus efectos sobre los sistemas nervioso e inmunitario. Sin duda, el mercurio elemental constituye el principal tóxico al que están expuestos los pequeños y medianos mineros auríferos, la forma en que este tóxico entra a los humanos y desarrolla los efectos en los mismos están bien documentados (Park y Zheng, 2012). En relación con la toxicidad del mercurio, muchos de los efectos observados son compartidos entre sus diferentes especies o formas químicas. Sin embargo, el daño neurológico constituye, quizás el más importante, en especial en los niños cuyo sistema nervioso aún está en desarrollo.

En este sentido, son típicos los cambios de comportamiento, temblores en las manos, pérdida de funciones sensoriales, en particular la audición y la visión, disminución o alteración en la coordinación de movimientos, problemas neuro-psiquiátricos, hiperactividad e irritabilidad, entre muchos otros (Fernandes Azevedo *et al.*, 2012). Aunque recientemente se ha prestado mucha atención al papel del mercurio como agente inmunotóxico, particularmente en mineros artesanales (Lubick *et al.*, 2010). En la búsqueda de eliminación de mercurio de cuerpos de agua, Rojas y colaboradores, aplicaron el modelo de Bohart y Adams al proceso de remoción de mercurio de los drenajes de minería por adsorción con carbón activado en columnas de lecho fijo. Para ello se analizaron diferentes drenajes de minas de carbón de Guachetá en Colombia y se simularon en el laboratorio las condiciones reales de vertido de los drenajes (Rojas *et al.*, 2011).

El modelo usado describió la parte inicial de la curva de ruptura y los parámetros obtenidos permitieron diseñar y optimizar el funcionamiento de sistemas de adsorción en lecho fijo para la remoción de iones Hg^{2+} de efluentes acuosos. El carbón activado es un material carbonáceo y amorfo, compuesto básicamente de carbono que presenta una alta porosidad y extensa área superficial interna (Droguett, 1983; Castro *et al.*, 1988; Arpa y otros, 2000; Primera *et al.*, 2011). Estas características le confieren propiedades adsorbentes excepcionales que son explotadas en diferentes campos. La porosidad de los carbones activados es una de sus características principales y la adsorción en estos tiene lugar sobre la pared de los poros distribuidos dentro del material.

El carbón activado se puede presentar en forma de polvo con un máximo de 30 micras de diámetro o granular entre 1 y 5 mm de diámetro. La forma granular se caracteriza por una gran superficie interna y pequeños poros mientras que la forma pulverizada es asociada con un gran diámetro de poro pero pequeña superficie interna (Primera *et al.*, 2011). Existen diferentes tecnologías para la remoción de contaminantes orgánicos en fase acuosa, como son, la adsorción, reacción química, filtros de intercambio iónico, ósmosis inversa, electrolisis, entre otros, sin embargo la utilización de carbones activados a mostrado ser muy eficiente para estos procesos, actualmente es utilizado en la gran mayoría de los procesos de remoción de contaminantes en fase acuosa (Fu y Wang, 2011; Song *et al.*, 2010).

Los carbones activados también son aplicados a la adsorción de contaminantes como gases e iones metálicos de mercurio, plomo (Li *et al.*, 2010), cadmio y otros metales pesados (Garoma *et al.*, 2010; Kim *et al.*, 2011; Colpas *et al.*, 2015). Otras propiedades del carbón activado son la densidad aparente, resistencia a la abrasión, el tamaño de partícula, superficie química y efectos de difusión y la distribución del tamaño del poro; esta última es obtenida utilizando isoterma de adsorción, principalmente por el método BET. La superficie química también juega un papel importante en la adsorción en el carbón activado ya que los heteroátomos y los grupos funcionales oxigenados de la superficie pueden actuar como sitios activos.

Bastidas en el año 2010 realizó el montaje de una unidad experimental de experimentación para la obtención de carbones activados a partir de carbón bituminoso, endocarpio de coco y palma. Los materiales carbonosos activados se emplearon en la absorción de fenol en solución acuosa a diferentes concentraciones mostrando que la microporosidad y los grupos básicos son factores determinantes para la adsorción (Bastidas *et al.*, 2010).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se describe la carbonización del material vegetal, luego se explica la activación y modificación de los carbones, se explica cómo se realiza la caracterización del área superficial de los materiales, luego se explica el análisis de mercurio y posteriormente se discute como se determina el efecto del pH sobre la capacidad de intercambio de hg del carbón activado

Carbonización del material vegetal

500 gramos de zuro de maíz fueron secados a 105 °C durante 24 horas con el fin de eliminar la humedad, posteriormente son trituradas y divididas en 5 fracciones de 100 gramos las cuales son sometidas a un proceso de carbonización en un horno un horno multipropósito Ohio Thermal Modelo VM 2 ICAI ASTM – D 3174-97 (Puziy *et al.*, 2008) bajo las siguientes condiciones: calentamiento en atmósfera de nitrógeno (flujo de 110 mL /min) con una tasa de calentamiento de 10°C/min hasta alcanzar una temperatura final en el tratamiento de 400,5°C y mantenidas a estas condiciones durante 60 minutos. Por último, el material carbonizado se retiró del equipo cuando la temperatura de registro fuera menor que 50°C. Estos materiales se molieron y se tamizaron a un tamaño de partícula de 125 micras a 300 micras utilizando tamices con número de malla número 50 y 120 (Moreno *et al.*, 2013).

Activación y modificación de los carbones

20 gramos de material carbonizado fueron impregnados con ácido ortofosfórico al 21.25% P/V (agente activante) con agitación constante durante 4.5 horas para permitir la penetración de la estructura. Luego se secaron a 105 °C durante 24 horas para eliminar el agua. Las muestras se someten a un calentamiento en atmósfera de nitrógeno (flujo de 110 mL /min) a una tasa de calentamiento de 10 °C/min hasta alcanzar una temperatura final de tratamiento de 450 °C y mantenidas a estas condiciones durante 120 minutos (Hsisheng y otros, 1998). Por último, el material activado se retiró del equipo cuando la temperatura era menor que 50 °C. Las muestras, luego de ser activadas, fueron lavadas con agua caliente y fría hasta que la conductividad de las aguas de lavado fuera muy similar a la conductividad del agua destilada. Luego, los carbones activados se secaron a 105 °C durante 12 horas (Peña *et al.*, 2012; Tongpoothorn *et al.*, 2010; Huidobro, 2000; Colpas *et al.*, 2015). Se modificaron los carbones activados mediante oxidación con peróxido de hidrogeno y posterior tratamiento térmico a una temperatura de 600°C.

Caracterización del área superficial de los materiales.

La caracterización de los carbones activados y modificados obtenidos a partir de zuro de maíz se realizó a través del análisis textural realizando isoterma de adsorción de nitrógeno (Bansal, 2005). La caracterización textural de los materiales comprendió la medida de la superficie específica (área total, área de microporos y área externa) utilizando la ecuación de BET y la evaluación de la porosidad con el volumen de microporos. La información relativa del análisis textural de los materiales se obtuvo a partir del análisis de las isoterma de adsorción de nitrógeno teniendo en cuenta las siguientes condiciones: Desgasificado de la muestra durante 12 horas 300 °C; utilizando como adsorbato nitrógeno; Temperatura de Adsorción 77K; Rango de Presión Relativa 0.0098 - 0.98 Isotherma (p/po); Rango de Presión Relativa 0.05-0.15 (para carbones activados) (Gregg y Sing, 1982); Método: Ecuación BET; Tiempo de Equilibrio 25 s; Velocidad de evacuación 300 mm Hg /min; Tiempo de evacuación 1 min. (Song *et al.*, 2010).

Adsorción de Hg²⁺ en el carbón activado.

Se prepararon soluciones acuosas de 100 mg/L a partir de nitrato de mercurio Hg(NO₃)₂; se pesaron por triplicado aproximadamente 0.2 gramos de carbón activado y se les adicionó 50.00 mL de la solución de Hg²⁺. Se agitaron a temperatura ambiente continuamente durante 18 horas. Luego, se filtraron las soluciones y el mercurio se analizó por espectroscopia de absorción atómica en un equipo UNICAM SOLAR 969 por vapor frío. Se prepararon curvas de calibración a partir de estándares certificados de 1000 ppm.

Efecto del pH sobre la Capacidad de Intercambio de Hg del Carbón Activado

Para este estudio se utilizaron soluciones de nitrato de mercurio a una concentración de 100.0 mg/L a pH 2, 4 y 6. El pH de cada solución se ajustó con HNO₃ o NaOH según el pH deseado monitoreando potenciométricamente con un electrodo de vidrio. En cada caso, se adicionó 0,5000 g de carbón activado (peso seco) a 125 mL de la solución, y se agitó continuamente a temperatura ambiente. Después de 80 minutos, la fase acuosa se separó del carbón activado por centrifugación y luego se determinó la concentración de mercurio por espectroscopia de absorción atómica en un equipo UNICAM SOLAR 969.

Isoterma de adsorción de Hg²⁺ en los carbones activados.

Se prepararon cinco disoluciones acuosas a partir de una solución madre de 100 mg/L de nitrato de mercurio Hg(NO₃)₂ a pH 6 por triplicado, utilizando un tiempo de contacto de 80 minutos para la

interacción entre el adsorbato y el adsorbente, posteriormente se adiciona 0,5000 g de carbón activado (peso seco) y se removió el carbón por centrifugación. La concentración de mercurio en la fase acuosa se determinó por espectroscopia de absorción atómica.

Determinación de los grupos oxigenados ácidos y básicos.

Grupos oxigenados ácidos: Se pesaron aproximadamente 0,5000 g del carbón y se colocaron en agitación constante a temperatura ambiente durante 24 horas con 50.00 mL de NaOH 0,1000 N. Luego el sobrenadante se tituló potenciométricamente con HCl 0,1000 N.

Grupos oxigenados básicos: Se pesaron aproximadamente 0,5 g de cada material y se colocaron en agitación constante a temperatura ambiente durante 24 horas con 50 mL de ácido clorhídrico 0,1 N. Luego el sobrenadante se tituló con NaOH $\pm 0,1$ N usando titulación potenciométrica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El zuro de maíz está compuesto básicamente por lignina, celulosa y hemicelulosa; con la carbonización a 400 °C, solo la celulosa y hemicelulosa se depolimerizan en unidades más pequeñas para dar origen a una gran masa rica en carbono, ya que la lignina se descompone a temperaturas mayores. Sin embargo, la impregnación con el ácido fosfórico facilita la hidrólisis de la lignina que queda presente después del proceso de carbonizado, lo que conduce al aumento de propiedades texturales como el área superficial específica y la porosidad, resultados similares fueron reportado por Kim y colaboradores en un estudio realizado para la adsorción de zinc en soluciones acuosas. (Kim *et al.*, 2011; Primera *et al.*, 2011; Colpas *et al.*, 2015). Todos estos fenómenos de rompimiento de estructuras conducen de igual forma al aumento de la aromaticidad del carbón, la pérdida del carácter alifático y la formación de una estructura rígida entrecruzada. (Hsisheng *et al.*, 1998; Colpas *et al.*, 2015). La Tabla 1 muestra las propiedades de la superficie del carbón activado preparado a partir de zuro de maíz y oxidado con peróxido de hidrógeno. Este material presentó valores aproximados de área de microporos de 527.0 ± 0.10 m²/g, área externa 136.0 ± 0.10 m²/g, área total de 663.0 ± 0.30 m²/g y volumen de microporos de 0.2 ± 0.1 cm³/g; la elevada área superficial y volumen de microporos de este carbón activado lo hace adecuado para la adsorción de metales. (Sun-kou *et al.*, 2014). El análisis de superficie muestra que se obtienen mejores resultados para el carbón activado sin modifica, presentando valores de área de microporos de 580.0 ± 0.10 m²/g, área externa 198.0 ± 0.10 m²/g, área total de 778.0 ± 0.70 m²/g y volumen de microporos de 0.2 ± 0.1 cm³/g.

Tabla 1. Análisis de la superficie y el volumen de microporo del carbón activado preparado a partir de zuro de maíz.

Material	Área de microporos (m ² /g)	Área externa (m ² /g)	Área total (m ² /g)	Volumen de microporos (cm ³ /g)
ZM carbonizado	0.000 $\pm$ 0.0	5.100 $\pm$ 0.1	5.100 $\pm$ 0.1	0.0 $\pm$ 0.0
ZM activado	580.1 $\pm$ 0.4	198.1 $\pm$ 0.1	778.3 $\pm$ 0.7	0.2 $\pm$ 0.1
ZM activado – peróxido	527.0 $\pm$ 0.1	136.0 $\pm$ 0.1	663.0 $\pm$ 0.3	0.2 $\pm$ 0.1
ZM activado – calentamiento	534.3 $\pm$ 0.4	124.9 $\pm$ 0.7	659.1 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.1

Influencia del pH en la adsorción del Hg²⁺ en la matriz del carbón Activado.

A valores de pH comprendidos entre 2 y 4 hay un aumento en la adsorción de Hg²⁺ y entre 4 y 6 el sistema entra en equilibrio (Figura 1). El pico máximo de máxima adsorción se consiguió a un valor de pH de 6. Esto coincide con grupos ácidos en la superficie del carbón que se desprotonan a medida que se incrementa el pH. Esta desprotonación libera electrones en los grupos ácidos oxigenados y estos electrones participan de la quelación del mercurio. Los grupos funcionales como: ácidos carboxílicos, anhídros carboxílicos y grupos C-H hacen parte de la estructura carbonacea de los materiales activados, por lo que podemos decir que con un aumento en el contenido de oxígeno en los carbones provoca una disminución en la densidad electrónica de los planos basales y consecuentemente se reduce la basicidad de la superficie del carbón, si tenemos en cuenta que los valores de pH de las soluciones están entre 2.9 y 6.5 la predominancia de grupos ácido es evidente favoreciendo el proceso de adsorción de mercurio. Estos resultados se corresponden con los encontrados por Colpas y col en el año 2015. (Colpas *et al.*, 2015).

Fig. 1: Comportamiento de la adsorción de mercurio (Hg^{2+}) en la matriz del carbón con relación al pH

En la Figura 2 se observa que entre 20 y 40 min, se incrementa la adsorción de Hg^{2+} ; a partir de allí el sistema entra en equilibrio. La adsorción máxima de mercurio se alcanzó a los 40 minutos. El pH de los carbones activados fue de 5,7 y el de los carbones activados y modificado con peróxido de hidrogeno fue de 5,1. Por otro lado la acidez total varió de 1,68 Meq de NaOH/g a 2,05 Meq de NaOH/g. lo cual significa que estos carbones muestran una predominancia de grupos funcionales ácidos en la superficie, importante para el proceso de adsorción de metales en soluciones acuosas. Rodríguez y colaboradores reportaron en un estudio de adsorción de níquel y otros metales resultados similares. (Rodríguez *et al.*, 2011; Krishnaiah *et al.*, 2013)

Fig. 2: Efecto del tiempo en la adsorción de mercurio (Hg^{2+}) con carbón activado presente en soluciones acuosas.

Tabla 2. Comparación de la acidez de los carbones con carbones obtenidos con materiales de origen similar. ZM= Zuro de maíz, BC= bagazo de caña, H_2O_2 = peroxido de Hidrogeno, Cal= caletamiento térmico.

Material	Acidez total (meq NaOH/g)	Basicidad total (meq HCl/g)	pH
ZM activado	1.68±0.07	0.0±0.00	5.7±0.2
ZM activado – H_2O_2	2.05±0.02	0.0±0.00	5.1±0.1
ZM activado – Cal	1.71±0.02	0.0±0.00	5.3±0.1
BC activado	1.68±0.05	0.0±0.00	2.9±0.1
BC activado – H_2O_2	2.12±0.02	0.0±0.00	2.9±0.2
BC activado – Cal	1.75±0.01	0.0±0.00	3.2±0.1
Carbon Activado de Eucalipto	0.26±0.00	0.10±0.00	6.6±0.0
Carbon activado de Pino	0.32±0.00	0.10±0.00	6.2±0.0
Carbon Activado de Durazno	0.28±0.00	0.09±0.0	6.5±0.0

Fig. 3. Isotermas tipo Langmuir de adsorción de Hg^{2+} utilizando carbón activado de ZM como material adsorbente.

En la figura 3 se observa que los carbones activados sin modificar presentaron los mejores resultados de adsorción de mercurio, los carbones modificados con calentamiento térmico y tratamiento químico no aumentan la capacidad de adsorción de Hg^{2+} de los materiales, debido a los cambios texturales como consecuencia del reacomodamiento molecular y la superficie química.

CONCLUSIONES

El zuro de maíz es un excelente precursor para la obtención de carbones activados químicamente, La modificación con agente oxidante y calentamiento térmico, favorece la acidez de los carbones y el pH, propiciando la presencia de grupos funcionales ácido en la superficie de los materiales, los cuales son importantes en los procesos de adsorción de metales. Para soluciones de pH 4 el sistema entra en equilibrio, lo cual indica que a mayores valores de pH se favorece la adsorción de mercurio, el máximo valor de adsorción de mercurio se obtuvo a pH 6, el tiempo de equilibrio para estas soluciones fue de 40 minutos, en este tiempo se alcanzó la mayor adsorción de mercurio. El análisis del área superficial muestra que carbón activado obtenido es esencialmente microporoso a valores de presión relativa bajos, de acuerdo a los valores reportado por el método BET. La textura del área superficial de los carbones activados es la de mejor capacidad de adsorción de Hg^{2+} .

REFERENCIAS

- Arpa, C.; Basylmaz, E.; Bektas, S.; Genc, O. y Yurum, Y., *Cation exchange properties of low Turkish coals: removal of Hg, Cd and Pb from wastw water*. Fuel Processing Technonology: 68, 111-120 (2000)
- Bansal Chand, R. y Goyal, M., *Adsorption isotherm equations for actived carbon*. adsorption: 2: 77-112. New York. Taylor y Francis (2005).
- Bastidas, M.; Buelvas, L.; Márquez, M. y Rodríguez, K., *Producción de Carbón Activado a partir de Precursores Carbonosos del Departamento del Cesar (Colombia)*. Información Tecnológica: 21(3), 87-96 (2010)
- Colpas, F.; Taron, A. y Fong, W., *Análisis del desarrollo textural de carbones activados preparados a partir de zea mays*. Revista temas agrarios: 20 (1), 105 - 114 (2015)
- Droguett, S.E.; *Elementos de Catálisis Heterogénea. Programa de Desarrollo Científico y Tecnológico*. Washington D. C. USA. (1983)
- Fernandes Azevedo, B. y otros 7 autores. *Toxic effects of mercury on the cardiovascular and central nervous systems*. Journal Biomed Biotechnol: 2012, 1-11 (2012)
- Fu, F.I y Wang, Q., *Removal of heavy metal ions from wastewater: A review*. Journal of enviromental management: 92, 407-418 (2011)

- Garoma, T., S., Shah, B. y Badriyha. *Removal of Cadmium, Copper, and Zinc from Aqueous Solution by Activated Carbon Impregnated with 8-Hydroxyquinoline*. J Environ Sci Eng:4(5), 14-21 (2010)
- Huidobro, A.; Pastor, A. y Rodríguez-Reinoso, F. *Preparation of Activated Carbon Cloth from Viscous Rayon. Part IV. Chemical Activation*. Carbon: 39, 389–398 (2000)
- Jutgen, H. *Active Carbon as Catalyst Support*. Fuel: 65, 1436-1444 (1986)
- Kim, D., Y. W., Jung, S., Kwon, J-W., Park. *Adsorption of cadmium (II) from aqueous solutions by thiol-functionalized activated carbon*. Water Sci. Technol Water Suppl: 11(1), 61-66 (2011)
- Krishnaiah, D., Anisuzzaman S.M., Bono A. y Sarbatly, R. *Adsorption of 2,4,6-trichlorophenol (TCP) onto activated carbon*. J. King Saud Uni Sci: 25, 251-255 (2013)
- Li, Y. y otros 6 autores. *Removal of lead from aqueous solution by activated carbon prepared from Enteromorpha prolifera by zinc chloride activation*. J Hazard Mat: 183(1-3), 583-589 (2010)
- Lubick N. *Mercury alters immune system response in artisanal gold miners*. Environ. Health Perspect: 118: 243 (2010)
- Moreno, J.J., Lopez, C., Maldonado, A.P. y Giraldo, L. *Removal of lead(II) and Zinc(II) ions from aqueous solutions by adsorption onto activated carbón synthesized from watermelon shell and walnut shell*. Adsorption: 19(2), 675-685 (2013)
- Park, J. D. y Zheng, W. *Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury*. J Prev Med Public Health: 45, 344-352 (2012)
- Peña, H., Karen J., Giraldo, L. y Moreno, J. *Preparación de carbón activado a partir de cascara de naranja por activación química, caracterización física y química.. Revista Colombiana de Química: 41 (82), 311-323 (2012)*
- Primera, O., Colpas, F. y Meza, E. *carbones activados a partir de bagazo de caña de azúcar y zuro de maíz para la adsorción de cadmio y plomo*. Revista de la academia Colombiana de la Ciencias Exactas, Físicas y Naturales:35(136),387-396 (2011)
- Puziy A., Poddubnaya, O., Socha, R., Gurgul, J. y Wisniewski, M. *XPS and NMR studies of phosphoric acid activated carbons*. Carbón: 46, 2113-2123 (2008)
- Rodríguez, P.; Giraldo, L. y Moreno, J. *Nickel (II) Ion Adsorption onto Activated Carbon. Relationship Between Physicochemical Properties and Adsorption Capacity*. Adsorption Science & Technology: 29 (6), 541-551. (2011)
- Rojas, H., Guerrero, D., Vásquez, O. y Valencia, J. *Aplicación del Modelo de Bohart y Adams en la Remoción de Mercurio de Drenajes de Minería por Adsorción con Carbón Activado*. Información Tecnológica: 23(3), 21-32 (2012)
- Song, X., Liu, H., Cheng, L. y Qu, Y. *Surface modification of coconut-based activated carbon by liquid-phase oxidation and its effect on lead ion adsorption*. Desalination: 255, 78-83 (2010)
- Sun-Kou, M., Obregón, Á., Pinedo, A. y Paredes, J. *Adsorción de metales pesados empleando carbones activados preparados a partir de semilla de aguaje*. Rev Soc Quim Perú: 80(4), 225-236 (2014)
- Tongpoothorn, W., Sriuttha, M., Homchan, P., Chanthai, S. y Ruangviriyacha, C. *Preparation of activated carbon derived from Jatropha curcas fruit shell by simple thermochemical activation and characterization of their physico-chemical properties*. Chemical Engineering Research and Design: 89(3), 335-34. (2010)