

ESTUDIO CINÉTICO Y TERMODINÁMICO DE LA ADSORCIÓN DE PLOMO (II) EN CENIZA DE BAGAZO DE CAÑA DE AZÚCAR

KYNETICS AND THERMODYNAMIC RESEARCH OF LEAD (II) ADSORPTION IN SUGARCANE BAGASSE ASH

Julio Omar Prieto García^{1}, Diana María Aguilera Casabella²,
Alfredo Curbelo Sánchez³, María H. Broche Galindo³ y Ángel Mollineda Trujillo⁴*

¹ Departamento de Licenciatura en Química. Facultad de Química y Farmacia. Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas. Carretera a Camajuaní km 5 ½, Santa Clara, Villa Clara, Cuba.

² Centro de Estudios y Servicios Ambientales de Villa Clara (CESAMVC). Carretera Central Nº 746 Santa Clara, Villa Clara, Cuba.

³ Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química y Farmacia. Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas. Carretera a Camajuaní km 5 ½, Santa Clara, Villa Clara, Cuba.

⁴ Centro de Investigaciones Agropecuarias (CIAP). Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas. Carretera a Camajuaní km 5 ½, Santa Clara, Villa Clara, Cuba.

Recibido: Enero 11, 2018; Revisado: Febrero 2, 2018; Aceptado: Diciembre 20, 2018

RESUMEN

En el presente estudio se expone la adsorción de plomo en ceniza de bagazo de caña de azúcar. Los modelos cinéticos expuestos son los de pseudosegundo y pseudoprimer orden, Elovich y difusión intrapartícula. Las isotermas analizadas corresponden a los modelos de Langmuir, Freundlich, Toth y Dubinin. Desde el punto de vista cinético en los casos analizados a las temperaturas de 25,40 y 60 °C se ajustan al modelo de pseudosegundo orden con tendencia a un aumento de la constante específica de velocidad de adsorción al aumentar la temperatura. Los modelos isotérmicos de adsorción se ajustan al modelo de Langmuir para las temperaturas bajo estudio. Se establece el valor del calor isostérico de 0,91 kJ/mol y la energía de activación del proceso es 10,01 kJ/mol, denotando un proceso físico de adsorción. Los valores de variación de entalpía de - 3,14 kJ/mol y variación de entropía del estado activado de la adsorción de 0,01 kJ/molK, denotan un bajo desprendimiento de calor y su poca relevancia en el desorden del sistema.

Palabras clave: adsorción; caña de azúcar; ceniza; cinética; plomo; termodinámica.

Copyright © 2019. Este es un artículo de acceso abierto, lo que permite su uso ilimitado, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada.

* Autor para la correspondencia: Julio O. Prieto, Email: omarpg@uclv.edu.cu

ABSTRACT

Lead adsorption in sugar cane bagasse ash is exposed in present study. The described kinetic models respond to pseudo second and pseudo first order behavior, Elovich and intraparticle diffusion. The analyzed isotherms correspond to the Langmuir, Freundlich, Tóth and Dubinin models. From the kinetic point of view the analyzed cases for temperatures of 25, 40 and 60 C, are adjusted to the pseudo-second order model with an increase tendency for the specific adsorption speed constant when the temperature increases. The isothermal adsorption models respond to Langmuir model for studied temperatures. The isosteric heat value of 0.91 kJ / mole is established and the process activation energy is 10.01 kJ / mole, denoting a physical process of adsorption. The enthalpy variation value is -3.14 kJ / mole and the entropy variation is 0.01 kJ / mole K denoting its low heat evolution and its little relevant system disorder.

Key words: adsorption; sugar cane; ash; kinetics; lead; thermodynamics.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados es una constante en la vida del hombre. Según la Agencia para Sustancias tóxicas y el Registro de Enfermedades de Estados Unidos (Resumen de Salud Pública, 2005) existen doce elementos trazas considerados como peligrosos; estos son Sb, As, Be, Cd, Cu, Cr, Sn, Hg, Ni, Pb, V y Zn. La evaluación de la toxicidad, es la selección de los valores adecuados de los parámetros que miden la peligrosidad de las sustancias tóxicas presentes en el sitio, acompañados de la calificación de la calidad de la información. El parámetro que se usa en la evaluación de riesgos es el índice de toxicidad, definido como los parámetros que se utilizan en la evaluación de los riesgos y se obtienen de los estudios dosis-respuestas (Peña y col., 2001). El índice potencial de contaminación viene dado por la relación del consumo anual del metal y la concentración media del ion en el suelo. El plomo ocupa en este aspecto el primer lugar. El otro índice corresponde a la tecnofilidad, expresado por la relación de la producción anual mundial del metal relacionado con la concentración media del ion donde ocupa el segundo lugar junto al mercurio después del cadmio (Dangcong et al., 2000). Las fuentes naturales de plomo emiten al medio ambiente cada año 200 000 t del mismo, siendo minerales importantes la galena, cerusita y anglesita. La actividad industrial de la industria automovilística en fabricación de baterías, municiones, soldadura, pigmentos de pintura, artes gráficas, aditivos de plásticos e insecticidas provocan serios problemas de contaminación. En el presente trabajo se estudia una variante para disminuir las concentraciones de estos iones en las aguas (Igwe, 2006), (Pei-Sin et al., 2014). La misma consiste en remover estos iones con ceniza de bagazo de caña de azúcar.

Es un problema real y actual la contaminación ambiental provocada por los vertimientos de efluentes con contenidos de iones plomo (II) fuera de las normas de vertimientos internacionales. Por lo que el objetivo del presente trabajo es determinar los parámetros cinéticos-termodinámicos que rigen la adsorción de iones plomo (II) en soluciones modélicas acuosas en ceniza de bagazo de caña de azúcar.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Comportamiento químico.

En este análisis se determina la composición química del material.

Para determinar el porcentaje de componentes solubles en agua, se pesa una masa exacta de la muestra de adsorbente, a la que se le añaden 150 mililitros de agua destilada y se agita por 10 minutos. Se filtra y se seca en una estufa a 110 °C. Después de secar, se pesan, y por diferencia de pesada con respecto al peso original, se determina la cantidad de componente soluble en agua.

Otro aspecto a considerar es el porcentaje de componentes orgánicos. El cual se realiza al pesar 5 gramos en crisoles de porcelana previamente tarados, los cuales, después se someten a una calcinación a 1 000 °C por un espacio de 8 horas. Transcurrido el tiempo de calcinación se enfrían los crisoles y nuevamente se pesan. Por diferencia de pesada, se determina los porcentajes de componentes orgánicos.

2.2. Análisis infrarrojo cualitativo.

Para el análisis infrarrojo cualitativo se utiliza el espectrofotómetro IR modelo WQF-510 y pastillas de KBr al 0,2 %.

2.3. Análisis térmico diferencial.

Para el análisis térmico se utiliza el derivatógrafo Q-1500D de firma MOM, termopares Pt (Pt / Rh), crisoles de cerámica, como referencia (atmósfera estática) crisol vacío. Termogravimetría (TG) = 100 mg, Análisis Térmico Diferencial (ATD) = 250 μ V, velocidad de calentamiento de 10 °C / min y la velocidad del papel de 2,5 mm/min. La temperatura de trabajo es de 1 000 °C y la masa de la muestra 100 mg.

2.4. Análisis por difracción de rayos X.

Se realiza en un difractómetro modelo X'PERT marca Philips, con radiación $K\alpha_1$ (1,5106 Å) de cobre con tensión de 40 kV y corriente de 40 mA radiación, velocidad del girómetro de 0,25 °/ min.

2.5. Propiedades físicas.

Hay una serie de parámetros físicos importantes en la determinación de los sólidos como son la densidad picnométrica, densidad aparente, densidad aparente por aprisionamiento o densidad granular, porosidad, compresibilidad, velocidad de flujo y tortuosidad (Gregg y Sing, 1982).

La superficie activa del adsorbente realizada en un equipo BET Gemini III 2375 Surface Area Analyser da Micromeritics a una presión de evacuación de 100 mmHg/min y un tiempo de equilibrio de 60 segundos. Se emplean soluciones de nitrato de plomo (II), (PPA), puras para análisis.

2.6. Cinética de la adsorción.

Se ponen en contacto simultáneamente 15 sistemas compuestos de 0,2 g de ceniza de bagazo de caña con 50 mL de una disolución de nitrato de plomo (II) de concentración conocida mediante Espectroscopía de Absorción Atómica (EAA). Se varía el tiempo de interacción entre los sistemas heterogéneos. Se filtran y se determina la concentración

final por EAA. Se evalúan los resultados por los modelos cinéticos y difusivos de adsorción.

Los modelos cinéticos y difusivos evaluados se describen a continuación de acuerdo con (Stoeckli, 2001), (Azizian, 2004), (Chun-I y Li-Hua, 2006), (Srivastava et al., 2006), (Foo y Hameed, 2010), (Ejikeme et al., 2011), (Prieto y col., 2016), (Prieto y Lestayo, 2017).

Modelo de pseudoprimer orden:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_8 t \quad (1)$$

Modelo de pseudosegundo orden:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{q_e^2 k_9} + \frac{1}{q_e} t \quad (2)$$

Modelo de Elovich:

$$q_e = \alpha + \beta t \quad (3)$$

Modelo de difusión intrapartícula

$$q_t = k_{10} t^{1/2} + C \quad (4)$$

Difusión en los poros según la ecuación de Bangham

$$\log \log \left(\frac{c_o}{c_o - q_t m} \right) = \log \left(\frac{k_{om}}{2.303V} \right) + \alpha \log t \quad (5)$$

Difusión en la película líquida

$$\ln(1 - q_t / q_e) = -k_{fq} t + c \quad (6)$$

Donde:

V: Velocidad de adsorción (mg/s · L)

C: Concentración en solución (mg/L)

q: Masa del adsorbato en la ceniza de bagazo de caña de azúcar (mg/g)

t: Tiempo transcurrido desde el inicio de la experiencia (s)

Co: concentración inicial en solución (mg/L)

k₁...k₁₀, K, n, K_{ads}, C: son constantes características.

qe: capacidad de adsorción en el equilibrio (g/mg)

qt: capacidad de adsorción en el tiempo (g/mg)

α: velocidad inicial de sorción (mg/g · min)

β: constante de sorción (g/mg)

2.7. Termodinámica de la adsorción.

Para la realización del estudio termodinámico se prepararan soluciones (40 mililitros) del ion estudiado, de diferentes concentraciones, determinadas por EAA. Se ponen en contacto con 1 gramo del material utilizado como sorbente por el tiempo determinado en el estudio cinético a la temperatura de 25, 40 y 60 °C. Posteriormente se separan por filtración y se determina la concentración de equilibrio. Desde el punto de vista termodinámico se expresan los modelos utilizados:

Isoterma de Langmuir

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{K_L b C_t} + \frac{1}{b} \quad (7)$$

Isoterma de Freundlich

$$q_t = K_F C_t^{1/n} \quad (8)$$

Modelo de Toth

$$q_t = \frac{C_t q_t^n}{\left[\left(\frac{1}{K_t} \right) + C_t^n \right]^{1/n}} \quad (9)$$

Modelo de Dubinin-Radushkevich

$$\ln q_t = \ln q_m - \beta_e E^2 \quad (10)$$

Modelo de Temkin

$$q_t = \frac{RT}{b_T} (\ln A_T C_t) \quad (11)$$

Donde

K_L = Constante de Langmuir (L/mg)

C_t = Concentración del fluido (mg/L)

K_F = Constante de Freundlich ((mg/g)/(L/mg)^{1/n})

C_e = Concentración en el equilibrio (mg/L)

C_o = Concentración inicial (mg/L)

K_T = Constante de Toth (L/mg)^{1/n}

b_T = Constante de Temkin ((J.g)/mol)

q_t = Capacidad de adsorción (mg/g)

q_m = capacidad de adsorción máxima (mg/g)

β_e = Coeficiente relativo a la energía de adsorción ((mg³•mol)/(g•J²•L²))

E = Potencial de Polany (J/mol)

b = Constante

α_γ = Constante

n = Coeficiente

b_c = Constante

Del análisis del coeficiente de determinación R^2 , obtenido a través de los gráficos se delimita cuáles datos se ajustan mejor a las isotermas descritas.

Se complementa el estudio con la determinación de la energía de activación del proceso de adsorción a partir de la ecuación de Arrhenius y la utilización de la ecuación de Eyring para asignar los valores de la variación de la entropía y entalpía del complejo activado del proceso adsorptivo.

Ecuación de Arrhenius (Eyring et al., 1949)

$$\ln k_{ads} = \ln A - \frac{E_a}{RT} \quad (12)$$

Ecuación de Eyring

$$\ln \left(\frac{k_{ads}}{T} \right) = \ln \left(\frac{k_b}{h} \right) + \Delta S^* - \frac{\Delta H^*}{RT} \quad (13)$$

Donde:

k_{ads} = constante de velocidad de adsorción para pseudoprimer y pseudosegundo orden

A = factor de frecuencia de Arrhenius (min^{-1})

E_a = energía de activación de la adsorción (kJ/mol)

T = temperatura (K)

R = 8,314 J/mol K

$k_b = 1,381 \cdot 10^{-23}$ J/mol

$h = 6,626 \cdot 10^{-34}$ J.s

ΔS^* = variación de entropía del estado activado de la adsorción (kJ/mol K).

ΔH^* = variación de entalpía del estado activado de la adsorción (kJ/mol).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización de la ceniza de bagazo de caña empleada se lleva a efecto a través de los diferentes parámetros físicos obtenidos como las densidades aparentes por aprisionamiento y picnométrica, 0,212 g/ml, 0,259 g/ml y 0,5503 g/ml, respectivamente. El factor de compresibilidad es del 18,2% que da una medida del bajo nivel de compactación del material. El valor de la porosidad es 61,5% lo que corresponde con una rugosidad y capilaridad media.

La superficie activa del adsorbente es de 11,72 m^2/g . La tortuosidad corresponde a un valor de 1,79, valor de consideración dentro de los sólidos porosos, lo cual justifica su elevada capacidad de sorción de acuerdo a lo planteado por (Rodríguez-Díaz et al., 2015).

3.1. Análisis químico.

Del análisis químico se obtiene 3,94% de componentes solubles en agua y 6,33 % de componentes orgánicos.

3.2. Análisis térmico diferencial.

Se obtuvo el pico endotérmico amplio a 550°C correspondiente a la desorción de las moléculas de agua de constitución.

3.3. Análisis de rayos-X.

Del análisis térmico diferencial resulta la siguiente composición de fases: NaCl, CaF_2 , CaCO_3 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Cr_2O_3 , SiO_2 (cuarzo) y CuFeS_4 .

3.4. Análisis infrarrojo cualitativo.

El análisis infrarrojo cualitativo se realiza en pastilla prensada de bromuro de potasio donde se obtienen las siguientes bandas:

- 450-500 cm^{-1} Oscilación Metal-Oxígeno, vibración simétrica.
- 617.81 cm^{-1} Oscilación Metal-O-Metal vibración simétrica.
- 789 cm^{-1} Oscilación Metal-O-Metal vibración simétrica.
- 1452,89 cm^{-1} Oscilación Metal-O-Metal vibración asimétrica.
- 3500 cm^{-1} Agua que puede ser adsorbida, absorbida o de constitución

3.5. Estudio cinético

3.5.1. Estudio cinético y difusivo de la adsorción del $(\text{Pb})^{2+}$.

Al evaluar los modelos cinéticos y difusivos, como indica la Tabla 1 los que mayor ajuste bilineal presentan son el de pseudosegundo orden.

Tabla 1. Coeficientes de determinación de los modelos cinéticos y difusivos de adsorción a 25, 40 y 60 °C

<i>Modelos</i>	R^2 25 °C	R^2 40 °C	R^2 60 °C
Seudoprimer orden	0,712	0,866	0,881
Seudosegundo orden	0,995	0,993	0,998
Elovich	0,966	0,974	0,918
Difusión intrapartícula	0,923	0,921	0,984
Difusión en película de líquido	0,931	0,910	0,889
Modelo de Bangham	0,968	0,968	0,919

La ecuación de la recta permite determinar la constante de velocidad de la adsorción ($k_2 = 9,98 \cdot 10^{-3} \text{g/mg min.}$), el tiempo de vida media ($t_{1/2} = 9,92 \text{ min}$) y la velocidad inicial de sorción ($h_2 = 1,02 \text{ mg/ (g} \cdot \text{min)}$).

La ecuación de la recta para el modelo de pseudosegundo orden permite determinar la constante de velocidad de la adsorción ($k_2 = 8,63 \cdot 10^{-3} \text{g/(mg} \cdot \text{min)}$), el tiempo de vida media ($t_{1/2} = 11,25 \text{ min}$) y la velocidad inicial de sorción ($h_2 = 0,92 \text{ mg/(g} \cdot \text{min)}$).

La ecuación de la recta para un modelo de pseudosegundo orden permite determinar la constante de velocidad de la adsorción ($k_2 = 1,94 \cdot 10^{-2} \text{g/ (mg} \cdot \text{min)}$), el tiempo de vida media ($t_{1/2} = 4,44 \text{ min}$) y la velocidad inicial de sorción ($h_2 = 2,61 \text{ mg/ (g} \cdot \text{min)}$).

Se denota un aumento de la constante "aparente" de la velocidad de reacción, lo que responde a un aumento de la velocidad de los iones en la solución acuosa. Lo anterior se corrobora al disminuir el tiempo de vida media y por ello una disminución del proceso de adsorción.

A partir de los datos anteriores se calcula el calor isostérico al establecer la dependencia $1/T$ vs $\ln C_e$ donde T es la temperatura absoluta (K) y C_e la concentración de equilibrio (mg/L), siendo 0,91 kJ. Es posible determinar la energía de activación del proceso a través de la ecuación de Arrhenius, cuyo valor es 10,01 kJ/mol, lo cual denota un proceso físico de adsorción.

Al considerar el modelo de difusión intrapartícula es posible obtener el coeficiente de difusión efectivo (D) a través de la ecuación:

$$\left[\frac{kr}{6q} \right]^2 \Pi \quad (14)$$

Donde:

k= constante aparente de velocidad de difusión intrapartícula (mg/g. s^{1/2})

r = radio del grano de ceniza de bagazo de caña de azúcar (m)

q= capacidad de adsorción (mg/g)

Cuyos valores son a 25, 40 y 60 °C son: $4,5 \cdot 10^{-18}$, $3,3 \cdot 10^{-18}$ y $8,3 \cdot 10^{-19}$ m²/s respectivamente. Se observa que un aumento de la temperatura, provoca un crecimiento en el coeficiente de difusión, lo cual es lógico dado que hay un incremento del movimiento de las moléculas del solvente, los iones en solución y los iones y átomos en el enrejado cristalino.

Los coeficientes de difusión obtenidos permiten el cálculo de la energía requerida para producir el movimiento difusivo en un mol de átomos (Q) y el factor de frecuencia independiente de la temperatura (D₀) a través de la ecuación:

$$\ln D = \ln D_0 - \frac{Q}{RT} \quad (15)$$

Donde:

D = coeficiente efectivo de difusión (m²/s)

D₀ = factor de frecuencia (m²/s)

Q = energía de activación del proceso difusivo (kJ/mol)

R = constante de los gases (kJ/mol)

T = temperatura (K)

El valor del factor de frecuencia es $2,89 \cdot 10^{-24}$ m²/s. La energía de activación del movimiento difusivo es 0,51 kJ/mol, que representa aproximadamente el 5,09 % de la energía de activación total. Lo anterior avala el bajo valor de activación del proceso difusivo.

3.6. Estudio termodinámico de la adsorción.

Los modelos termodinámicos se establecen para 25, 40 y 60°C, como se aprecia en la tabla 2.

Tabla 2. Coeficientes de determinación de los modelos termodinámicos a 25, 40 y 60 °C

Modelos	R ² 25 °C	R ² 40 °C	R ² 60 °C
Langmuir	0,9740	0,987	0,995
Freundlich	0,9281	0,982	0,996
Temkin	0,7090	0,822	0,8700
Tóth	0,4527	0,4527	0,4936

En el análisis termodinámico se aprecia que la adsorción de iones Pb (II) en ceniza de bagazo de caña de azúcar se ajusta al modelo de Langmuir para todas las temperaturas analizadas. A partir del mismo se determina que las constantes de equilibrio de Langmuir toman valores de 1,698; 0,043 y $1,76 \cdot 10^{-4}$ para 25, 40 y 60°C,

respectivamente, lo que indica que al aumentar la temperatura hay una disminución de la afinidad entre el adsorbente y el adsorbato. Al analizar la cobertura del adsorbato en la monocapa se observan los valores de 10,12, 8,07 y 0,03 mg/g lo que hace el proceso de adsorción poco favorable con el aumento de la temperatura. Los valores de las constantes de equilibrio de Langmuir pueden ser evaluadas para el cálculo de la energía libre desde este punto de vista. Los valores obtenidos para 25°C (-1,3 kJ/mol), 40°C (8,2 kJ/mol) y 60 °C (23,9 kJ/mol). Se evidencia la espontaneidad del proceso de adsorción a baja temperatura y como esta tendencia disminuye al aumentar la temperatura. Lo anterior concuerda perfectamente con la disminución de la afinidad entre el adsorbente y adsorbato en el sistema heterogéneo de fases.

Al establecer la dependencia $\ln k$ vs $1/T$ para los modelos de pseudo segundo orden se determina el $\Delta H^* = -3,14$ kJ/mol y $\Delta S^* = +0,01$ kJ/mol K, según la ecuación de Eyring donde se denota su bajo desprendimiento de calor y el poco desorden del sistema.

4. CONCLUSIONES

1. La ceniza de bagazo de caña de azúcar es un buen adsorbente de iones Pb (II) en solución acuosa, al presentar 50,6 % de adsorción, consecuencia de la alta porosidad y tortuosidad.
2. Desde el punto de vista cinético la adsorción de Pb (II) en ceniza de bagazo de caña de azúcar a las temperaturas de 25, 40 y 60°C se ajusta a un modelo de pseudosegundo orden.
3. Desde el punto de vista termodinámico la adsorción de iones Pb (II) en ceniza de bagazo de caña corresponde al modelo de Langmuir, dado los elevados coeficientes de determinación.
4. El sistema presenta un calor isostérico de 0,91 kJ/mol. La energía de activación del proceso hallada a través de la ecuación de Arrhenius es 10,01 kJ/mol, lo cual denota un proceso físico de adsorción. Los valores de ΔH^* y ΔS^* , confirman un proceso exotérmico y poco desorden del sistema.

REFERENCIAS

- Azizian, S., Kinetic Models of Sorption a Theoretical Analysis., Journal Colloid and Interface Science, Vol. 276, No.8, 2004, pp. 47-52.
- Chun-I L. and Li-Hua, W., Rate equations and isotherms for two adsorption models., Journal Institute of Chinese Institute of Chemical Engineers, Vol. 39, 2008, pp. 579-585.
- Dangcong, P., Bernet, N., Degedenes, J.P., Moletta, R., Effects of Oxygen Supply Methods on the Performance of a Sequencing Batch Reactor for High Ammonium Nitrification., Water Environment Research., Vol. 72, No. 2, 2000, pp. 195-200.
- Ejikeme, P.M., Okoye, A.I. & Onukwuli, O.D., Kinetics and isotherm studies of Cu (II) and Pb (II) ions removal from simulated waste water by *Gambeya albida* seed shell activated carbon., The African Review of Physics, Vol. 6, No. 17, 2011, pp. 143-152.
- Eyring, H., Walter, J. & Kimball G., Quantum Chemistry., John Wiley and Sons, New York, Chapter 16, 1949, pp. 210-219.

- Foo, K.Y. & Hameed, B., Review. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems., *Chemical Engineering Journal*, Vol. 156, 2001, pp. 2-10.
- Gregg, S.J. & Sing K.S.W., *Adsorption, surface area, and porosity.*, Publisher: London, Academic Press, 1982, pp. 234-236.
- Igwe, J.C., A bioseparation process for removing heavy metals from waste using biosorbents., *African Journal of Biotechnology*, Vol. 5, No. 12, 2006, pp.1167-1179.
- Prieto, J.O., Rodríguez, E., Mollineda A., Estudio de los mecanismos cinéticos y difusivos en la adsorción de Cu (II) en ceniza de bagazo de caña de azúcar., *Centro Azúcar*, Vol. 43, No. 4, 2016, pp. 36-41. Disponible en: <http://centrozucar.uclv.edu.cu/media/articulos/PDF/2016/4/4%20Vol%2043%20No.4%202016.pdf>
- Prieto, J.O & Lestayo J.A., Adsorción de colorantes en adsorbentes de base silícica., *Editorial Académica Española*, 2017, pp. 61-64.
- Peña, C.E., Carter, D.E., y Ayala-Ferro, F., *Toxicología Ambiental. Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental.*, Editorial University of Arizona, 2001, pp. 95-121.
- Pei-Sin, K., Siew-Ling, L., Sie-Tiong, H., Yung-Tse, H. & Siew-Teng, O., Removal of hazardous heavy metals from aqueous environment by low-cost adsorption materials., *Environmental Chemistry Letters*, Vol. 12, No. 1, 2014, pp. 15-25.
- Resumen de Salud Pública, Plomo., Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos, Servicio de Salud Pública., Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2005.
- Rodríguez-Díaz, J., Prieto, J.O., Bravo, L.R., Carlos, M., Arteaga, L.E., Comprehensive characterization of Sugarcane Bagasse Ash for its use as an adsorbent., *BioEnergy Research*, Vol. 8, 2015, pp. 1885–1895.
- Stoeckli, F., Dubinin's theory and its contribution to adsorption science., *Russian Chemical Bulletin International Edition*, Vol. 50, No, 12, 2001, pp. 2265-2272.
- Srivastava, V.C., Mall, I.D. & Mishra, I.M., Equilibrium modelling of single and binary adsorption of cadmium and nickel onto bagasse fly ash., *Chemical Engineering Journal*, Vol. 117, 2006, pp. 79-91.